

CAPÍTULO 6

Contabilidade de carbono e avaliação de ciclo de vida de produtos agropecuários brasileiros

Marília Ieda da Silveira Folegatti – Roberto Giolo de Almeida – Alexandre Berndt – Maria Cléa Brito de Figueirêdo – Vanderlise Giongo – Álvaro Augusto Dossa – Rubens Sonsol Gondim – Renan Milagres Lage Novaes – Anna Leticia Montenegro Turtelli Pighinelli – Nilza Patrícia Ramos

Introdução

O enfrentamento das mudanças climáticas passa pela identificação e quantificação das emissões causadoras desse impacto, o que pode ser feito por diferentes abordagens. Dado o seu caráter crítico e urgente, é imperativo dispor de métricas acuradas. Quando a intenção é avaliar impactos ambientais potenciais de produtos, a avaliação de ciclo de vida (ACV) é uma das metodologias de natureza quantitativa mais reconhecidas internacionalmente, com forte base científica. Ao tratar especificamente das mudanças climáticas, essa métrica¹ é denominada pegada de carbono de produtos. Já quando se refere a impactos no consumo e na qualidade da água, é denominada pegada hídrica.

Os estudos em ACV iniciaram-se na Embrapa no início deste milênio. Num primeiro momento, a pesquisa nesse tema esteve voltada às principais commodities brasileiras, especialmente as direcionadas à exportação ou ao uso energético (como cana-de-açúcar, soja, milho, palma de óleo, etc.), e a frutas tropicais, produtos de maior valor agregado e direcionados a mercados exigentes quanto às questões ambientais (como caju, coco, manga, melão e seus derivados). Esses estudos geraram inventários de

¹ A avaliação de ciclo de vida é uma metodologia de natureza quantitativa, baseada em balanços de massa e energia nos processos de transformação e transporte no ciclo de vida do produto – ou seja, consiste na aplicação de uma métrica.

processos agrícolas publicados em bancos de dados nacionais e internacionais, além do perfil ambiental dos produtos. Enquanto isso, a Embrapa criava um importante modelo para análise de mudança de uso da terra. Tais iniciativas contribuíram para a maior representatividade e competitividade comercial dos produtos agrícolas brasileiros.

Quanto às culturas energéticas, os trabalhos evoluíram para contribuições em políticas públicas, como a Política Nacional de Biocombustíveis (RenovaBio), e em políticas internacionais, como o esquema de redução e compensação de carbono para a aviação internacional da Organização Internacional de Aviação Civil (Corsia – *Carbon Offsetting and Reduction Scheme for International Aviation*), e as normas da Organização Marítima Internacional (IMO – *International Maritime Organization*), agência especializada da Organização das Nações Unidas (ONU) responsável pela regulamentação do transporte marítimo internacional. Já os trabalhos com frutas tropicais passaram a concentrar-se na análise da pegada de carbono e da pegada hídrica, além de importantes pesquisas em modelagem para biorrefinarias. Essas pesquisas buscam dar uso integral às frutas, por meio do desenvolvimento de rotas tecnológicas economicamente e ambientalmente sustentáveis para a extração de compostos a partir de cascas e caroços, como o amido extraído do caroço de manga e a nanocelulose extraída das fibras das cascas de coco verde e bagaço de cana.

Novas iniciativas surgiram com o emprego da ACV na cadeia pecuária bovina de leite e de corte, principalmente em estudos de pegada de carbono, bem como em importantes culturas adaptadas ao clima subtropical e ao bioma Cerrado, como o trigo. Também merecem destaque as recentes pesquisas envolvendo a criação de ferramentas de apoio aos programas de baixo carbono da Embrapa, dedicados às culturas da soja, do milho, do sorgo e do trigo, além da pecuária de leite e de corte.

Este capítulo, inicialmente, apresentará o panorama atual da metodologia de ACV e os desafios de sua aplicação na agricultura tropical, seguindo-se a apresentação de algumas soluções de inovação geradas pela Embrapa e por parceiros, que integram conhecimentos e tecnologias sobre esse tema.

Panorama atual

O que é avaliação de ciclo de vida

A avaliação de ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta de gestão ambiental que permite avaliar o desempenho ambiental de produtos e serviços. Com uma abordagem sistêmica, a ACV denominada “do berço ao túmulo” traz a quantificação de potenciais impactos ambientais considerando todo o ciclo de vida, desde a extração de matérias-primas, produção, distribuição, uso, até a disposição final de um produto.

Além de identificar os estágios do ciclo de vida que mais contribuem para a geração de impactos, os resultados da ACV permitem propor melhorias, integrar aspectos ambientais a projetos e processos de desenvolvimento, comparar rotas tecnológicas e produtos com função semelhantes, além de fornecer subsídios para declarações ambientais. Trata-se de uma metodologia com forte base científica e reconhecida internacionalmente, padronizada por várias normas, destacando-se a ISO 14040:2006 e a ISO 14044:2006 (International Organization for Standardization, 2006a, 2006b). Além dessas normas gerais, há aquelas específicas voltadas ao estudo de impactos determinados, como a ISO 14067 (International Organization for Standardization, 2018), que detalha os passos para o estudo da pegada de carbono, e a ISO 14046 (International Organization for Standardization, 2014), que direciona a análise da pegada hídrica de um produto. Ressalta-se que, quando a avaliação da pegada hídrica está focada na escassez de água, esta é denominada pegada de escassez hídrica.

Os estudos de ACV são realizados para diferentes escopos e aplicações, tanto no setor acadêmico, como nos setores industrial e governamental. Por apresentarem uma complexidade inerente, esses estudos desafiam a pesquisa científica a desenvolver soluções tecnológicas para viabilizar seu emprego adequado. Nesse sentido, as contribuições da Embrapa contemplam modelos ambientais, modelos de processos, ferramentas para a construção de inventários de ciclo de vida para estimar a pegada de carbono e o perfil ambiental de produtos agrícolas.

Avaliação de ciclo de vida no ambiente agrícola e tropical

A ACV é uma metodologia originalmente proposta para processos industriais. Essa técnica implica a contabilização de fluxos de material e energia trocados entre o ambiente onde ocorrem os processos produtivos e o meio ambiente e pressupõe o fechamento de balanços de massa. Em uma estrutura fisicamente delimitada, como a industrial, é possível controlar esses fluxos. Emissões atmosféricas, efluentes líquidos e resíduos sólidos são necessariamente tratados e relatados em função das legislações ambientais.

Já os processos agrícolas² ocorrem em ambiente aberto, sem fronteiras físicas entre o espaço de produção e o ambiente natural. Logo, muitos fluxos de saída não são quantificáveis, mas sim estimados por modelos dependentes de parâmetros específicos de clima, solo, características de plantas e aspectos relativos ao manejo nutricional e fitossanitário.

Modelos para a estimação de fluxos de saída dos sistemas produtivos para os compartimentos ambientais são apresentados em guias metodológicos para estudos de ACV, em geral associados a bancos de dados de inventários de ciclo de vida

(ICV) (Nemecek et al., 2001; Nemecek; Kägi, 2007; Nemecek; Schnetzer, 2011; Calvo Buendía et al., 2019; Van Paassen et al., 2019; Koch; Salou, 2020). Esses guias reúnem modelos originalmente desenvolvidos para a agricultura de clima temperado. Tais modelos exigem adequação ou parametrização para melhor representarem a agricultura de clima tropical e subtropical (Matsuura; Picoli, 2019). Uma das soluções apresentadas neste capítulo é a ferramenta BR-Calc, componente da ICVCalc, voltada à geração de inventários de processos agrícolas a partir de modelos e fatores adaptados à agricultura brasileira.

Diferentemente das regiões de clima temperado, em regiões de clima tropical é possível a exploração de mais de uma cultura em um mesmo ano agrícola, seja em sequência (safra, safrinha, segunda safra, terceira safra, etc.), seja de forma integrada (Hirakuri et al., 2012). O melhor aproveitamento da área agrícola é um dos benefícios da adoção de sistemas mais complexos, que trazem ainda outras vantagens, como o compartilhamento de recursos naturais e tecnológicos, bem como dos impactos gerados pelo seu uso. A atribuição dos impactos ambientais aos produtos de um sistema de produção³ é comumente feita por alocação⁴, usando um critério físico (como massa, volume, energia, exergia⁵, área ocupada ou tempo

³ Um “[...] sistema de produção é composto pelo conjunto de sistemas de cultivo e/ou de criação no âmbito de uma propriedade rural, definidos a partir dos fatores de produção (terra, capital e mão-de-obra) e **interligados** por um processo de gestão” (Hirakuri et al., 2012, p. 13, grifo do autor).

⁴ A alocação é definida como o “particionamento dos fluxos de entrada ou saída de um processo ou sistema de produto, entre o sistema de produto em estudo e um ou mais outros sistemas de produto” (International Organization for Standardization, 2006a, p. 4, tradução nossa).

⁵ Exergia é a parte da energia de um sistema que pode ser convertida em trabalho útil quando o sistema é levado ao equilíbrio termodinâmico com seu ambiente de referência, levando em conta temperatura, pressão e composição química do meio.

² Neste texto, os processos agrícolas são compreendidos em sentido amplo, incluindo processos florestais e pecuários e suas integrações.

de ocupação) ou econômico. A ICVCalc adota um modelo de alocação que distribui os fatores de impacto entre os produtos comerciais derivados de um sistema de produção, considerando simultaneamente a área e o tempo de ocupação de cada uso da terra (culturas comerciais e atividades de serviço⁶) em um ciclo completo de produção. A escolha desse critério (área e tempo de ocupação da terra combinados) justifica-se pelo fato de os recursos compartilhados serem pertinentes ao recurso terra agricultável: ocupação da terra e emissões de gases de efeito estufa (GEE) derivadas da mudança de uso da terra e da calagem (pela queima de combustíveis veiculares e pelo uso do insumo calcário, propriamente dito). Como a escolha do método de alocação afeta significativamente o resultado da ACV, é recomendável realizar uma análise de sensibilidade para determinar as consequências dessa escolha (The European Feed Manufacturers' Federation, 2024).

Nesse contexto, algumas cadeias produtivas importantes para a economia brasileira, tanto para o abastecimento nacional quanto para exportações, mostram-se interessadas no uso da ACV como ferramenta de análise e tomada de decisão, visando à redução das emissões de GEE, da escassez hídrica e de outros impactos ambientais. O panorama atual de algumas dessas cadeias é descrito a seguir.

Avaliação de ciclo de vida da carne e do leite

A Embrapa participa dos esforços globais para o desenvolvimento de tecnologias que contribuam para o aumento da eficiência de produção e para a mitigação das emissões de GEE na pecuária, atendendo às expectativas de uma sociedade com consumidores exigentes quanto ao menor impacto da produção sobre o meio ambiente.

⁶ Entenda-se como atividades de serviço: adubação verde, culturas de cobertura, pousio, etc.

Para discutir a redução de emissões de GEE na pecuária, é fundamental considerar as métricas mais adequadas, sendo uma das mais reconhecidas internacionalmente, e de fácil entendimento, a intensidade de emissão, que representa o quanto desses gases foi emitido. A intensidade de emissão, quando calculada seguindo as premissas da ACV e relacionada a uma dada quantidade de produto, é denominada de pegada de carbono.

Para reduzir a pegada de carbono dos produtos de origem animal, é possível atuar em três pilares tecnológicos: o primeiro é o pilar da manipulação da fermentação ruminal, utilizando aditivos, grãos, pastagens melhoradas e dietas com maior digestibilidade. Essas tecnologias contribuem para uma via de fermentação mais favorável para o animal, com menor produção de metano. O segundo pilar é a melhora da eficiência do sistema de produção, por meio de tecnologias amplamente disponíveis relacionadas à sanidade animal, à nutrição, à reprodução e à gestão da cadeia de produção. O terceiro pilar corresponde às remoções de GEE⁷, incluindo o sequestro de carbono⁸, que pode acontecer tanto em solos bem manejados de pastagens e de áreas agrícolas quanto nos troncos e raízes do componente arbóreo de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF).

⁷ Segundo o AR6 WGIII do IPCC (Shukla; Skea, 2022, p. 36, tradução nossa), "Remoção de gases de efeito estufa (Greenhouse Gas Removal – GGR) refere-se a atividades humanas que removem GEE da atmosfera e os armazenam em reservatórios geológicos, terrestres ou oceânicos, ou em produtos." Inclui o dióxido de carbono (CO₂), o metano (CH₄), o óxido nitroso (N₂O) ou outros GEE, bem como processos como DAC (captura direta do ar), BECCS (bioenergia com captura e armazenamento de carbono), reflorestamento e aumento do carbono do solo.

⁸ "Sequestro de carbono" é o processo de armazenar carbono em um reservatório (ou "pool" de carbono) — como florestas, solos, formações geológicas ou oceanos — de forma que ele permaneça longe da atmosfera por um tempo suficientemente longo ("on climatically significant timescales") para reduzir as concentrações de dióxido de carbono (CO₂) atmosférico e, portanto, mitigar as mudanças climáticas. (IPCC, 2025).

Os objetivos de mitigação dos dois primeiros pilares são frequentemente alcançados por tecnologias como, por exemplo, o uso de suplementos em animais em pastejo, ou a intensificação do pastejo⁹ em áreas bem manejadas. Congio et al. (2021) analisaram 130 trabalhos científicos conduzidos na América Latina e no Caribe que quantificaram os impactos de diferentes estratégias de mitigação de metano. Os resultados apontaram que a mais eficiente foi o melhoramento genético animal (38% de redução), seguido do manejo adequado da pastagem (22 a 35%) e, por fim, da melhoria da dieta dos animais, incluindo maior nível de proteína e alimentos concentrados (10 a 20%). Os impactos da suplementação e do confinamento foram estudados por Méo Filho et al. (2020), que destacaram que essas tecnologias têm crescido como alternativa viável, com maior eficiência na redução de emissões de GEE por quilo de ganho de peso, especialmente quando associadas a tecnologias inovadoras como o uso de aditivos que reduzem diretamente as emissões de metano. Aditivos como óleos essenciais e coprodutos da agroindústria, que contêm compostos secundários com efeito direto sobre a geração de metano, foram estudados por Pena-Bermudez et al. (2022), Budel et al. (2023) e Benetel et al. (2024).

Em relação à intensificação das pastagens¹⁰, Oliveira et al. (2020) demonstraram que um número maior de cabeças pastando em uma área bem manejada tem suas emissões reduzidas por quilograma de produto (2,0 kg CO₂eq/kg carcaça), enquanto pastagens degradadas resultaram

em pegadas de carbono até 25 vezes maiores (50,3 kg CO₂eq/kg carcaça). De forma similar, Méo Filho et al. (2022) observaram uma redução de 50% na intensidade de emissão de metano ao comparar manejo de pastagem intensivo com o extensivo (6,75 versus 13,5 kg CO₂eq/kg carcaça).

Sistemas de produção de pastagens consorciadas de gramíneas e leguminosas também são alternativas eficientes para a redução da pegada de carbono, pois as forrageiras ingeridas têm maior nível de proteína e de digestibilidade, mitigando as emissões. As leguminosas também fixam nitrogênio de forma biológica, reduzindo a necessidade de fertilizantes sintéticos e promovendo um balanço positivo de nitrogênio, equivalente a 150 kg/ha.ano de ureia, com redução de 23% nas emissões por unidade de produto (Homem et al., 2024). Furtado (2022) e Furtado et al. (2023) demonstraram uma redução de 70% na intensidade de emissão de metano ao consorciar capim marandu com feijão guandu, principalmente pelo aumento de ganho de peso no período de seca.

O sequestro de carbono nos solos de pastagens com pastejo intensificado foi estudado por Oliveira et al. (2022), que indicaram valores de 1,92 e 1,80 t CO₂eq/ha.ano para sistemas sem irrigação e com alta e média lotação, respectivamente. Os sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), tecnologia muito estudada e difundida pela Embrapa, também merecem destaque no sequestro de carbono nos solos e troncos de árvores. Oliveira et al. (2024) concluíram que a melhoria do manejo do uso da terra e a introdução de árvores afetam positivamente o teor de carbono do solo. O sequestro de carbono em sistemas integrados de árvores e pastagens ocorre em camadas mais profundas. Um efeito duplamente benéfico foi observado no aumento do teor de carbono em solos rasos (efeito pastagem) e em camadas mais profundas (efeito eucalipto). Praticamente metade do estoque de carbono em um metro de profundidade concentra-se nos primeiros 30 cm a partir da superfície. O sequestro de

⁹ A “intensificação do pastejo” refere-se ao aumento da eficiência do uso do pasto pelo animal, por meio do manejo do rebanho e da estratégia de utilização da forragem. Está relacionada à gestão do processo de pastejo em si, ou seja, como, quanto, quando e por quanto tempo os animais pastam uma determinada área.

¹⁰ A intensificação de pastagem é um conjunto de estratégias e práticas de manejo voltadas para aumentar a produtividade da pecuária por hectare, por meio de melhorias nas condições da pastagem, no uso de insumos e na gestão do rebanho.

carbono total em solos e troncos alcançou 19 t CO₂eq/ha.ano. Brunetti et al. (2025) destacaram que, mesmo em um sistema intensivo com 2,5 vezes mais animais que a média brasileira, e com fornecimento de alimentação adicional, os sistemas silvipastoris compensaram 77% da emissão entérica de CH₄ por fixação de carbono nos troncos das árvores, resultando em melhor balanço entre emissões e remoções (-14,28 t CO₂ eq/ha.ano).

Estudos complementares envolvendo sistemas de integração para mitigação das emissões de GEE também demonstraram a maior eficiência desses sistemas quanto ao uso da água, contribuindo para a redução da pegada hídrica¹¹ da carne brasileira. Sistemas de integração do tipo ILP (integração lavoura-pecuária) e ILPF apresentam potencial de redução do consumo de água doce na criação de gado de corte em condições de pastejo, melhorando a eficiência do uso da forragem e diminuindo a evapotranspiração da forrageira (Barsotti et al., 2022), com reflexos positivos na eficiência de conversão alimentar e na produtividade hídrica em comparação a sistemas extensivos com pastagens mono específicas (Barsotti et al., 2024). Barsotti et al. (2025) também observaram que a escassez de água verde é baixa em sistemas agropastoris (182 a 328 L/kg de peso de carcaça) e que sistemas de integração reduzem a pegada hídrica do gado de corte em até 69%, configurando-se como estratégias eficientes para reduzir os impactos ambientais do consumo de água em sistemas pecuários baseados em pastagens. Após 14 anos, esses mesmos sistemas de in-

tegração avaliados, ILPF e ILP, apresentaram estoques de carbono na camada de 0 a 20 cm do solo, de 3,2 e 7,4 Mg/ha, respectivamente, e taxas de acúmulo de carbono de 231,7 e 531,4 kg/ha.ano, respectivamente (Almeida et al., 2023).

Essas tecnologias, cujos efeitos foram testados em experimentos de campo, podem ser utilizadas para calibrar e validar modelos matemáticos para a estimativa de emissões, além de servirem como dados de entrada para calculadoras de pegada de carbono. Ajustes e calibrações em modelos para definição de parâmetros adequados ao ambiente tropical (“tropicalização”) são necessários para que eles reflitam as condições de produção brasileiras. A elaboração de protocolos, o desenvolvimento de ferramentas para cálculo do balanço de GEE e a aplicação de boas práticas para melhoria desse balanço geram informações relevantes para a tomada de decisão sobre investimentos, tecnologias e processos empregados nos empreendimentos rurais, capazes de reduzir a pegada de carbono atribuída aos produtos de origem animal.

Avaliação de ciclo de vida aplicada ao estudo das pegadas de carbono e hídrica de frutas tropicais

A fruticultura se destaca pelo valor da produção, pelo número de empregos gerados por área cultivada, segundo Sobel e Costa (2004), de 0,8 a 1,2 emprego direto por hectare cultivado, e pela inserção das mulheres no mercado de trabalho, especialmente na fase de pós-colheita, além de promover a alavancagem do setor de serviços. Comparando essa atividade à sojicultura, esta última é caracterizada por ser uma cultura altamente mecanizada e de grande escala, o que resulta em baixa geração de empregos diretos por hectare. Estudos como os da Companhia Nacional de Abastecimento (Conab, 2025a), e de pesquisadores como Graziano da Silva (2004) e, mais recentemente, Barcellos et al. (2017), indicam que a soja gera cerca de 0,05 a 0,07 emprego direto por hectare cultivado. Em regiões com alto nível de

¹¹ O método da pegada hídrica com classificação por cores – água azul, verde e cinza – foi proposto pelo pesquisador Arjen Y. Hoekstra, um dos fundadores do conceito moderno de pegada hídrica e do método *Water Footprint Assessment Methodology* (Metodologia de avaliação da pegada hídrica). Esse método define: água azul – água superficial ou subterrânea usada (rios, lagos, aquíferos); água verde – água da chuva armazenada no solo e utilizada pelas plantas (evapotranspiração); água cinza – volume de água necessário para diluir poluentes até níveis aceitáveis (Hoekstra et al., 2011).

mecanização, como o Matopiba ou o Centro-Oeste, esse número pode cair ainda mais (de 0,03 a 0,04 empregos por hectare).

O Brasil está em terceiro lugar na produção mundial de frutas, atrás apenas da China e da Índia, com a maior parte da produção (98%) abastecendo o mercado interno. Destacam-se, em 2024:

- Banana (7.046.345 t; 469.989 ha plantados; valor bruto da produção de R\$ 16.062.591.000).
- Coco (2.105.345.000 frutos; R\$ 2.275.451.000).
- Goiaba (557.225 t; R\$ 1.385.628.000).
- Caju (159.212 t de castanhas; 819 mil litros de cajuína; 441.892 ha; R\$ 689.335.000).

Com relação ao mercado externo, de acordo com o IBGE (2025) e o Mapa (2025), os principais produtos exportados pelo Brasil em 2023 foram:

- Manga (266 mil toneladas; 80.465 ha; US\$ 284,89 milhões).
- Melão (228 mil toneladas; 30.535 ha; US\$ 183,11 milhões).
- Uvas (73 mil toneladas, 77.019 ha; US\$ 172,01 milhões) (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2025).

Inúmeros estudos avaliaram as pegadas de carbono de frutas tropicais, como melão, manga, banana e coco verde (Figura 6.1). Uma comparação de diferentes estudos mostrou que a manga em sistema com adubação verde com coquetel vegetal em área experimental resultou em pegada de Carbono negativa (isto é, o estoque de carbono na biomassa e no solo, devido ao uso de coquetel vegetal nas entrelinhas, foi maior que as emissões no ciclo de vida do produto. Considerando a média de vários estudos com frutas em todo mundo, avaliou-se que a pegada de uma fruta saindo da fazenda é de 0,5 kg CO₂ eq/kg, variando \pm 0,36 kg CO₂ eq/kg (Subedi et al., 2024). É importante ressaltar que, embora as equações e fatores para estimativa das emissões do IPCC tenham sido

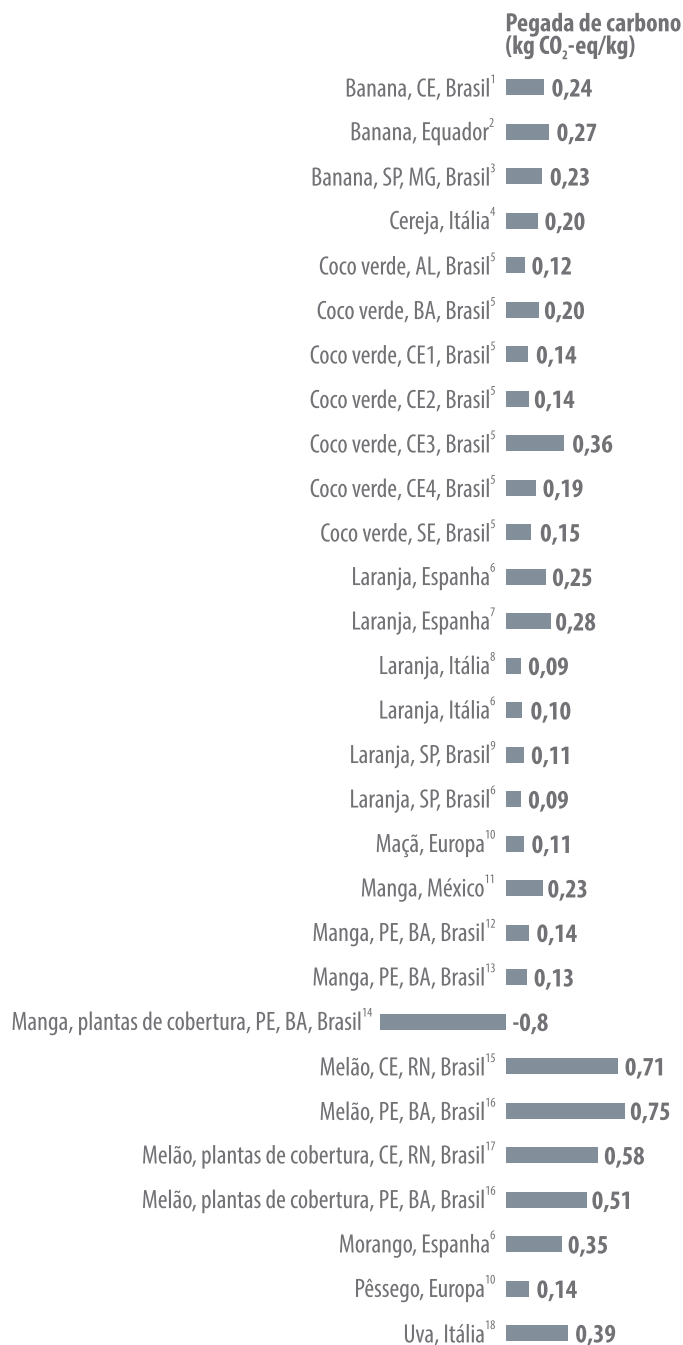


Figura 6.1. Comparação da pegada de carbono de diferentes frutas produzidas em distintos países e relatadas em diversos estudos.

Nota: Esses estudos apresentaram diferenças no escopo e ano dos fatores de emissão de GEE e GWP (do inglês, *Global Warming Potential*).

Fonte: ¹Lima et al. (2024), ²Roibás et al. (2016), ³Coltro e Karaski (2019), ⁴Tassieli et al. (2018), ⁵Sampaio et al. (2021), ⁶Mordini et al. (2009), ⁷Ribal et al. (2019), ⁸Giudice et al. (2013), ⁹Knudsen et al. (2011), ¹⁰Vinayes et al. (2017), ¹¹NMB (2010), ¹²Basset-Mens et al. (2016), ¹³Muller-Carneiro et al. (2018), ¹⁴Dias et al. (2020), ¹⁵Figueirêdo et al. (2013), ¹⁶Santos et al. (2018), ¹⁷Barros et al. (2019) e ¹⁸Marras et al. (2015).

empregadas nesses estudos, esses fatores e o GWP (*Global Warming Potential*) variaram com a evolução da ciência climática ao longo do tempo. Além disso, as emissões oriundas da MUT, produção de mudas, embalagem e transporte da fruta para um mercado consumidor foram desconsideradas na maioria dos estudos. No cultivo de espécies perenes (por exemplo: caju, manga e coco verde), poucos estudos abrangeram todas as fases do pomar (implantação, crescimento e plena produção).

A análise da pegada de escassez hídrica em frutas é menos frequente do que a da pegada de carbono, além de empregar diferentes métodos de avaliação. Estudos que adotaram o método *Aware* (*Available Water REmaining*), recomendado pela Iniciativa do Ciclo de Vida (Boulay et al., 2016), utilizando índices anuais de escassez gerados por Boulay et al. (2018), mostram contrastes significativos. A produção de uva irrigada no Peru, em bacias hidrográficas de clima árido, apresentou a maior pegada hídrica, enquanto o coco verde cul-

tivado no Ceará apresentou a menor (Figura 6.2). Ressalta-se que, no estudo da uva, observou-se grande variação da pegada de escassez hídrica (de 3,93 a 208,4 m³-eq/kg), de acordo com a localização da produção irrigada nas diferentes bacias hidrográficas do Peru (Vázquez-Rowe et al., 2017).

Avaliação de ciclo de vida do trigo

A produção de trigo e de seus produtos derivados, como farinha, massas, biscoitos e pães, é de vital importância para a alimentação global. Mundialmente, o trigo é responsável por cerca de 18% das calorias e 19% das proteínas ingeridas diariamente (Mottaleb; Govindan, 2023). Juntamente com o arroz, o milho e a cana-de-açúcar, o trigo representa quase metade da produção agrícola mundial anual em termos de toneladas produzidas (FAO, 2025). Embora os volumes produzidos e consumidos sejam fatores-chave para compreender a relevância de um produto para as questões climáticas, é necessário entender como a produção é realizada e como o produto chega ao consumidor.

A ACV do trigo e de sua farinha foi realizada de forma pioneira no Brasil e na América Latina, conforme relatado por Giongo et al. (2025).

A integração de parâmetros de sustentabilidade nos requisitos exigidos pelas empresas a seus fornecedores não é recente (Amini; Bienstock, 2014; Beske et al., 2014). A produção que utiliza insumos com menor impacto ambiental é cada vez mais parte das estratégias corporativas e dos



Figura 6.2. Comparação da pegada de escassez hídrica de diferentes frutas, produzidas em distintos países e relatadas em diversos estudos.

Nota: o escopo desses estudos abrangeu desde a produção de insumos e o transporte até as áreas de produção agrícola. Apenas o estudo sobre a manga considerou as etapas de pós-colheita e de embalagem da fruta.

Fonte: ¹Vázquez-Rowe et al. (2017), ²Sampaio et al. (2021), ³Muller-Carneiro et al. (2019), ⁴Dias et al. (2020) e ⁵Lima et al. (2024).

compromissos que o setor produtivo tem com os *stakeholders*. Dessa maneira, para as organizações que compram e usam trigo e derivados, é fundamental entender como esses produtos são produzidos e quais são seus impactos, para que não haja interrupções na produção, no fornecimento ou na confiança. Assim, critérios multidimensionais de sustentabilidade (social, ambiental e de governança) podem ser implementados nas transações dentro da cadeia de valor. Esses parâmetros precisam ser gerenciados para que não aumentem os custos de transação envolvidos (Dossa et al., 2023) e devem considerar incertezas diversas. Uma das formas de reduzir tal problemática é aumentar a precisão das medições e o rigor nos controles de critérios, como a pegada de carbono.

A ausência de métricas de pegada de carbono para regiões produtoras específicas é um problema. Os sistemas de produção são adaptados para as múltiplas características de uma área, como clima, solo, estrutura fundiária e logística de comercialização, entre outros fatores (Giongo et al., 2025). Assim, aplicar a pegada de carbono de uma região com sistema de produção diferente gera incerteza sobre a validade desses dados. Isso evidencia que as estimativas de impacto ambiental (incluindo os relacionados às mudanças climáticas) devem ser o mais próximas possível do sistema de produção que gerou o produto em análise. Para a triticultura brasileira, isso é especialmente relevante.

A produção de trigo no Brasil é classificada em quatro regiões – fria e úmida; moderadamente quente e úmida; moderadamente quente e seca; e quente e seca – definidas para orientar a adaptação das cultivares, considerando critérios como regime hídrico, temperatura e altitude (Reunião da Comissão Brasileira de Pesquisa de Trigo e Triticale, 2023). Seguindo os critérios do zoneamento agrícola de risco climático (Zarc), as áreas coloridas em azul, amarelo, verde e laranja indicam regiões aptas às cultivares recomendadas de trigo. A área em vermelho corresponde a regiões onde

o cultivo de trigo não é recomendado, devido a condições climáticas e edafológicas adversas. Áreas não coloridas dentro dos estados representam regiões excluídas por restrições agroclimáticas. As três primeiras regiões (cores azul, amarelo e verde) estão distribuídas pelos estados do Sul do Brasil, bem como no sul de São Paulo e em partes do Mato Grosso do Sul. Já a última região (cor laranja) está situada principalmente no Cerrado brasileiro, caracterizando o trigo tropical (Figura 6.3).

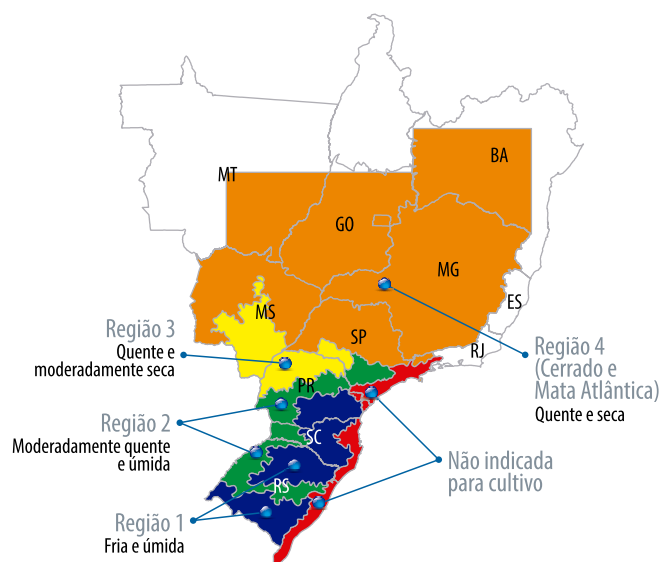


Figura 6.3. Regiões homogêneas de adaptação de cultivares de trigo no Brasil.

Fonte: Pasinato et al. (2018).

A produção de trigo no Brasil apresentou crescimento significativo nas últimas décadas (Figura 6.4), tendo passado de apenas 3,2 milhões de toneladas para mais de 8,4 milhões de toneladas (estimadas) em apenas 25 anos. O recorde de produção ocorreu em 2022, com 10,5 milhões de toneladas, quase atingindo a demanda anual do País, de cerca de 12,5 milhões de toneladas (Associação Brasileira da Indústria do Trigo, 2022). Essa produção está concentrada principalmente nos três estados do Sul do Brasil, que representaram, em média, 87,8% da produção nacional nos últimos cinco anos (Conab, 2005b). Apesar disso, é

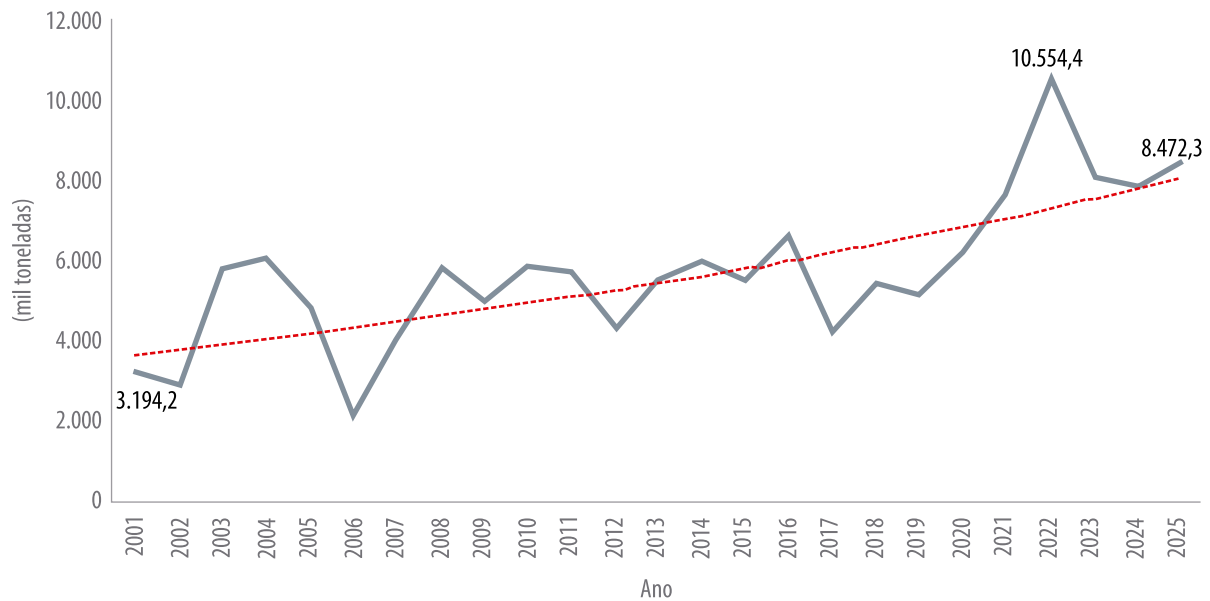


Figura 6.4. Produção de trigo no Brasil de 2001 a 2025 (em mil toneladas).

Fonte: Conab (2005b).

preciso destacar o crescimento da produção de trigo na quarta região homogênea de adaptação de cultivares, Cerrado e Mata Atlântica (Figura 6.3).

O expressivo crescimento da produção de trigo no Brasil está intimamente associado ao aumento da produtividade. Nos últimos 25 anos, a produtividade cresceu aproximadamente 64%, conforme demonstram os dados da Conab (2025b), passando de cerca de 1,8 t/ha em 2001 para 3,0 t/ha (estimativa da safra 2025). O restante do crescimento da produção ocorreu em decorrência da expansão da área (Figura 6.4).

Nesse sentido, é preciso destacar que a cultura do trigo não é promotora da abertura de novas áreas. O trigo rotaciona com outras culturas temporárias (como soja, milho e feijão), aumentando a eficiência no uso do solo e reduzindo áreas de pousio e de monocultura prejudicial ao solo (Denardin et al., 2019).

A triticultura brasileira está passando por um amplo processo de evolução. A adoção em larga escala de inovações, como drones e bioinsumos (Compre Rural, 2023), a expansão do trigo na re-

gião do Cerrado (Acosta, 2018; Chagas et al., 2021) e a crescente preocupação multi-institucional com a redução dos impactos ambientais (Dossa et al., 2023) são alguns destaques. Entre esses avanços, o crescimento do trigo tropical merece especial atenção. A expansão do trigo para a região do Cerrado brasileiro é parte de uma ampla ação coordenada de múltiplos atores em busca da autossuficiência da produção brasileira de trigo. Trabalhos anteriores (Acosta, 2018; Acosta; Ramos, 2021; Farias et al., 2024) demonstram o potencial de aumento da produção de trigo no Brasil a partir de diferentes modelos, seja pelo aumento da produtividade, seja pela expansão da área de plantio em áreas agrícolas já consolidadas, como é o caso do trigo tropical.

A relevância disso se evidencia quando analisados os possíveis impactos de tal incremento de produção. Considerando dados do Ministério do Desenvolvimento, Indústria, Comércio e Serviços (MDIC), entre 2015 e 2024, o Brasil importou 11,3 bilhões de dólares em trigo para suprir a demanda nacional. Portanto, incrementar a capacidade de produção própria de trigo atende a múlti-

plas dimensões da sustentabilidade: aproximação geográfica entre produção e consumo, redução da dependência externa de um alimento básico, diminuição do dispêndio externo, melhoria da balança comercial e, finalmente, estímulo aos processos de rotação de cultura e proteção do solo.

Entrevistas com especialistas da região indicam que a produção de trigo no Cerrado brasileiro pode ser agrupada em duas categorias: trigo de sequeiro e trigo irrigado. A produção de trigo irrigado possui maior potencial de produtividade, atingindo médias de 6 t/ha. Entretanto, a produção de sequeiro tem menor produtividade (cerca de 2 a 2,5 t/ha), mas maior área para expandir, considerando a presença já estabelecida de soja e milho na região. A irrigação para o trigo é incomum na região tradicional (Sul), salvo em situações específicas como, por exemplo, para a produção de sementes. Isso demonstra potenciais impactos ambientais distintos (pegada hídrica e de carbono), o que aumenta a necessidade de avaliação geograficamente localizada desses sistemas de produção. Assim, faz-se necessária a coordenação de ações por meio de um programa voltado a essa temática.

Com o desafio de produzir todo o trigo que o Brasil necessita e promover a segurança alimentar global, o Programa Trigo Baixo Carbono (Dossa et al., 2023) incorpora em seu escopo estratégias de adaptação e mitigação às mudanças climáticas, utilizando a ACV como ferramenta para avaliar desafios e oportunidades de aprimoramento contínuo da cadeia tritícola. O estudo de Giongo et al. (2025) apresenta a pegada de carbono do trigo produzido no Sul do Brasil, como uma das primeiras iniciativas para relatar o desempenho ambiental desse produto brasileiro. Apesar do avanço na aplicação da ACV para culturas como o trigo, ainda há escassez de estudos representativos da produção de trigo no Cerrado brasileiro. Essa lacuna reforça a importância de expandir os estudos de ACV para outros biomas e sistemas agrícolas tropicais.

Soluções de inovação

Com base no panorama atual apresentado, tanto no que se refere à própria ACV e às calculadoras adaptadas ao ambiente tropical, quanto a seu uso em cadeias importantes para a economia nacional, a seguir são apresentadas soluções de inovação desenvolvidas pela Embrapa e por parceiros, buscando contribuir para a melhoria da eficiência técnica, econômica e ambiental dos produtos da agricultura brasileira.

Métodos para estimativa de mudança de uso da terra e emissões de gases de efeito estufa

A mudança de uso da terra, ou *land-use change* (LUC, da sigla em inglês), é um dos processos com maior potencial de impacto nos resultados da pegada de carbono de produtos agropecuários. A mudança de uso da terra pode elevar as emissões de gases de efeito estufa (GEE) de 8 a 20 vezes em relação às emissões de todos os demais processos envolvidos na produção agropecuária (Castanheira; Freire, 2013; Poore; Nemecek, 2018). O processo também é muito relevante para outras categorias de impacto, como biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Defries et al., 2004; Calvo Buendía et al., 2019). No Brasil, a mudança de uso da terra tem sido responsável por uma parcela considerável das emissões de GEE nacionais, contribuindo com uma média de 43% das emissões totais líquidas do País no período de 2002 a 2022 (Brasil, 2022). Portanto, estimativas acuradas de mudança de uso da terra são críticas para os estudos de pegada de carbono e de ACV de produtos brasileiros e, conseqüentemente, para as ações de descarbonização das cadeias de produção.

A mudança de uso da terra pode ser do tipo direta ou indireta (International Organization for Standardization, 2018). A mudança direta (*direct LUC* ou *DLUC*) ocorre quando há uma mudança de uso da terra dentro das fronteiras do sistema, enquanto

a indireta (*indirect LUC* ou *ILUC*) ocorre fora das fronteiras do sistema, causada por uma mudança direta (International Organization for Standardization, 2018). Por exemplo, quando o foco de estudo é o cultivo X e o sistema em análise é a fazenda usada para esse cultivo, a mudança de uso da terra de pastagem para o cultivo X dentro da fazenda é uma DLUC. Já a expansão dessa pastagem deslocada sobre uma área de floresta na fazenda vizinha ou no país vizinho pode ser considerada uma ILUC.

A contabilização das emissões de GEE derivadas de DLUC é frequentemente exigida nos protocolos e padrões internacionais de pegada de carbono, como a norma ISO (International Organization for Standardization, 2018) e o GHG protocol (Greenhouse Gas Protocol, 2022). No entanto, o levantamento de dados primários para essa tarefa pode ser custoso, trabalhoso ou mesmo inviável, seja pela falta de dados de alta resolução, seja pelos altos custos e tempo necessários (Brenton et al., 2021). Para contornar essa limitação, métodos e ferramentas foram desenvolvidos internacionalmente para disponibilizar estimativas de DLUC para uso em estudos de pegada de carbono (por exemplo, em Blonk Consultants, 2021; Lam et al., 2021). No entanto, as estimativas de DLUC eram frequentemente disponibilizadas apenas nacionalmente (por exemplo, em Tubiello et al., 2021), ou apenas para cultivos em recortes regionais e temporais específicos (por exemplo, em Figueiredo et al., 2013; Maciel et al., 2015), ou continham representações inconsistentes do território brasileiro (por exemplo, como relatado em Novaes et al., 2022).

Nesse contexto, a Embrapa tem coordenado ações e projetos de pesquisa e desenvolvimento de métodos e estudos que permitam a estimativa mais acurada da mudança de uso da terra e das emissões de GEE, para subsidiar estudos de ACV e de pegada de carbono de produtos agropecuários brasileiros. As principais linhas de atuação incluem: 1) desenvolvimento do método *Brazilian*

land-use change (BRLUC) para estimativas de DLUC para os produtos brasileiros; 2) geração de dados e informações para apoio à consideração de LUC em políticas públicas envolvendo a contabilidade de carbono.

O método BRLUC foi desenvolvido para permitir a estimativa de emissões e remoções de dióxido de carbono (CO₂) causadas pela mudança de uso da terra associada a produtos agropecuários brasileiros, subnacionais e compatível com os principais protocolos internacionais. Em sua primeira versão, ele permitia a estimativa de emissões estaduais para 64 cultivos, além de pastagem e silvicultura (Novaes et al., 2017). Uma versão aprimorada trouxe resultados municipais, com base em dados espacialmente explícitos (Garofalo et al., 2022). Ambas as versões estão disponíveis gratuitamente para acesso e download no portal da Embrapa¹². Atualmente, uma nova versão está em fase final de publicação e disponibilizará emissões considerando também os manejos de uso da terra praticados nas diferentes regiões brasileiras, assim como estimativas de estoques de carbono municipais.

Em razão da sua consistência e abrangência, os resultados do método BRLUC foram incorporados a um dos principais bancos de dados internacionais de inventários de ciclo de vida, o Ecoinvent¹³ (Donke et al., 2020). Seus dados também foram incorporados ao banco de dados internacional GFLI e ao Banco Nacional de Inventários de Ciclo de Vida¹⁴ (SICV-Brasil), gerido pelo Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (Ibict/MCTI). Ademais, o método encontra-se em processo de incorporação a outras bases de dados, como o Hestia¹⁵ e o sistema Orbae¹⁶. A incorporação

¹² Disponível em: <https://brluc.cnpma.embrapa.br>.

¹³ Disponível em: <https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-data-base>.

¹⁴ Disponível em: <https://sicv.acv.ibict.br/Node>.

¹⁵ Disponível em: <https://www.hestia.earth>.

¹⁶ Disponível em: <https://orbae.adastra.eco>.

a esses bancos de dados e sistemas leva à ampliação da adoção do método e de seus resultados pelos seus muitos e variados usuários, que vão desde grandes centros de pesquisa e governos a multinacionais de consultoria e da agroindústria. Essa adoção permite que estudos sobre produtos agropecuários brasileiros apresentem resultados mais acurados sobre o sistema de produção nacional.

Alguns desses estudos têm sido publicados e fornecem uma amostra da amplitude de aplicações do método. São exemplos os estudos sobre: o impacto de rações para peixes (Silva et al., 2018); a pegada de carbono da produção de manga e de sisal no Semiárido (Folegatti-Matsuura et al., 2019; Müller Carneiro et al., 2019), da carne bovina brasileira (Dinato et al., 2019), do coco no Nordeste brasileiro (Sampaio et al., 2021) e da soja produzida no Pará (Brito et al., 2021); o desempenho da manufatura de jeans no Brasil (Morita et al., 2020); e os efeitos da modelagem sobre a pegada de carbono de biocombustíveis (Brandão et al., 2021). Essa amostra exemplifica a ampla versatilidade do método e sua aplicação para os mais diversos fins.

Com base na experiência adquirida nessas ações de pesquisa e desenvolvimento, a Embrapa tem também contribuído para o tratamento mais eficaz da mudança de uso da terra em políticas públicas que envolvam a contabilidade de carbono. O principal destaque tem sido sua atuação junto à RenovaBio, da qual resultou a proposta para a definição dos critérios de elegibilidade no programa (Moreira et al., 2018; Novaes et al., 2023). A equipe também tem contribuído com notas técnicas e informações para políticas internacionais, como na definição de critérios e parâmetros para a avaliação de sustentabilidade no ciclo de vida de biocombustíveis, para uso na aviação, no Corsia, e na navegação, na IMO, assim como na diretiva de energias renováveis da Comissão Europeia (RED – Renewable Energy Directive). Atuou ainda junto à Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO) para o ajuste de da-

dos da área agropecuária do Brasil (Novaes et al., 2022), com grande impacto em modelos globais de mudança de uso da terra.

Além da expressiva contribuição no desenvolvimento de soluções relacionadas à mudança de uso da terra, a Embrapa Meio Ambiente e seus parceiros têm dedicado esforços ao desenvolvimento de ferramentas computacionais para a ACV e para a elaboração de inventários de processos agrícolas, visando a estimativas da pegada de carbono de produtos e ferramentas acessórias, como as apresentadas a seguir.

ICVCalc-Embrapa – ferramenta para inventários agrícolas tropicais

A ICVCalc-Embrapa é uma ferramenta dedicada à construção de inventários de processos agrícolas para estudos de ACV, cuja adoção, como já evidenciado, permite alcançar maior acurácia em estudos sobre o sistema de produção nacional. Atualmente, existem duas versões: a primeira, desenvolvida no *software* Microsoft Excel¹⁷ (Folegatti-Matsuura et al., 2022); e a segunda, disponibilizada como sistema web¹⁸.

A versão em Excel abrange os principais protocolos metodológicos internacionais empregados para estimar as emissões derivadas de processos agrícolas nos diferentes compartimentos ambientais: a) Nemecek (Nemecek; Schnetzer, 2011); b) WFLDB (Nemecek et al., 2015); c) Agri-footprint (Van Paassen et al., 2019); d) Agribalyse (Koch; Salou, 2020); e) IPCC (2020). O BR-Calc foi desenvolvido pela Embrapa Meio Ambiente por meio da adaptação dos modelos presentes em outros protocolos para que melhor representem os processos da agricultura brasileira, incluindo bancos de dados de clima e solo para as mesorregiões do País.

¹⁷ Disponível em: <https://www.cnpma.embrapa.br/download/icvcalc>.

¹⁸ Disponível em: <https://icvcalc.cnpma.embrapa.br>.

A ferramenta adota duas opções de inserção de dados: dados brutos ou dados previamente tratados. Na primeira opção, são usados dados referentes a uma safra de uma cultura agrícola, tratados na planilha *PrimaryData*. A planilha *Allocation* é usada para culturas participantes de um sistema de produção, sendo destinada aos cálculos de alocação das cargas ambientais relacionadas aos recursos consumidos e aos impactos gerados, que devem ser compartilhados entre os produtos agrícolas desse sistema. Já na segunda opção, fluxos (recursos da natureza ou da tecnosfera¹⁹) já normalizados para um hectare ou um quilograma de produto são inseridos na planilha *InputData*.

Todos os protocolos metodológicos dispõem de duas planilhas: a) Calc, destinada à inserção de parâmetros técnicos que alimentam os modelos ambientais específicos de cada protocolo; b) LCI, que consolida o inventário do processo agrícola, composto pelo conjunto dos fluxos de entrada e saída. Além disso, na versão em Excel da ICVCalc há a planilha *Emissions Comparison*, que apresenta os resultados de emissões para os diferentes compartimentos ambientais estimados em cada protocolo.

A versão ICVCalc web é uma derivação da primeira ferramenta, que processa especificamente o modelo BR-Calc. Além da estrutura de cálculo, a ICVCalc web é composta por vários bancos de dados auxiliares e consome APIs (*Application Programming Interface*) de outros softwares (como o BRLUC), o que facilita a construção de inventários de processos agrícolas. Desenvolvida em Python, oferece uma interface de operação mais amigável. A entrada de dados é feita por talhão agrícola, e o usuário é encaminhado por uma sequência de páginas que permite que ele descreva em detalhes o seu sistema de produção (nesse caso, sem modelo de alocação embutido). O

resultado é o inventário do processo agrícola (tal como na versão em Excel), mas em formato interoperável com os principais softwares de apoio à ACV. Enquanto a ICVCalc em Excel é voltada a um público especializado em ACV, permitindo certo grau de personalização da estrutura de cálculo, a ICVCalc web é dedicada a um público conhecedor de sistemas agrícolas, mas não necessariamente da técnica de ACV.

RenovaCalc – ferramenta para o setor agroenergético em apoio à Política Nacional de Biocombustíveis

Como citado anteriormente, a RenovaBio é a Política Nacional de Biocombustíveis. Instituída pela Lei nº 13.576/2017, seu principal objetivo é ampliar a participação dos biocombustíveis na matriz de transportes brasileira, produzidos em bases mais sustentáveis, contribuindo assim para a descarbonização do setor, em consonância com os compromissos assumidos pelo Brasil na *Conferência do Clima*, em Paris (2015).

Para a operacionalização da RenovaBio, por demanda da Secretaria de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis do Ministério de Minas e Energia (MME), uma equipe composta pela Embrapa Meio Ambiente, pela Universidade Estadual de Campinas, pelo Laboratório Nacional de Biorrenováveis e pela Agroicone desenvolveu a RenovaCalc²⁰, uma ferramenta para estimar a intensidade de carbono de biocombustíveis (Matsuura et al., 2018). Na atual versão pública, a calculadora trabalha com quatro tipos de biocombustíveis: etanol, biodiesel, biometano e bioquerosene de aviação, obtidos por nove rotas tecnológicas (Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis, 2022).

A base metodológica da RenovaCalc é a ACV atribucional, focada exclusivamente na categoria de

¹⁹ Tecnosfera é a parte do sistema terrestre formada por materiais, artefatos e fluxos criados ou gerenciados pela atividade humana, interagindo com a biosfera, a litosfera, a hidrosfera e a atmosfera.

²⁰ Disponível em: <https://www.gov.br/anp/pt-br/assuntos/renovabio/renovacalc>.

impacto “mudanças climáticas”, com abrangência “do poço à roda”, isto é, contabilizando as emissões de GEE ao longo de toda a cadeia produtiva, desde a extração de recursos naturais, aquisição, produção e tratamento da biomassa, passando por sua conversão em biocombustível, até a combustão em motores, incluindo todas as etapas de transporte (Matsuura et al., 2022).

A RenovaCalc tem alguns diferenciais em relação a outras ferramentas de contabilidade de carbono aplicadas em políticas agroenergéticas internacionais: a) permite o uso de dados primários, expressando o perfil específico do produtor de biocombustíveis; b) disponibiliza toda a estrutura de cálculo aberta, garantindo transparência; e c) opera no software Microsoft Excel, de domínio geral. Em linhas gerais, a RenovaCalc demanda dois conjuntos de dados a serem preenchidos pelo usuário: dados agrícolas e dados industriais. Para a fase de produção de biomassa, devem ser informadas as quantidades consumidas de insumos agrícolas e energéticos, bem como a área e o volume de produção. Para a fase de conversão em biocombustível, requer-se a inserção de dados de rendimentos de produtos e coprodutos, além dos consumos de energia e outros insumos industriais.

A RenovaCalc estima as emissões de GEE dos processos agrícola e industrial que, combinadas às emissões de *background* (advindas do banco de dados Ecoinvent), resultam na intensidade de carbono (IC) do ciclo de vida do biocombustível, expressa em g CO₂eq/MJ. A IC do biocombustível, subtraída da IC de seu combustível fóssil equivalente (por exemplo, gasolina, no caso de etanol; ou diesel, no caso de biodiesel), resulta na Nota de Eficiência Energético-Ambiental (Neea), indicador que representa a mitigação das emissões de GEE pela introdução do biocombustível na matriz de transporte em substituição ao combustível fóssil.

Com base na Neea, são calculados os Créditos de Descarbonização (CBios), ativos ambientais negociados em bolsa de valores. Cada CBio corresponde a uma tonelada de CO₂eq evitada. Com a

“aposentadoria” dos CBios, efetiva-se a mitigação de emissões de GEE prevista nas metas anuais da RenovaBio. Entre 2020 e fevereiro de 2025, o programa já havia promovido a mitigação de mais de 160 milhões de toneladas de CO₂eq.

Calculadora da pegada de carbono da pecuária – esforços para o aumento da eficiência e mitigação de emissões da pecuária bovina brasileira

O esforço da Embrapa para contribuir com o aumento da eficiência de produção e a mitigação das emissões de GEE resultou no desenvolvimento da Calculadora de Pecuária de Baixo Carbono (CPBC). A CPBC é uma ferramenta para o cálculo da pegada de carbono de um quilograma de carne ou de leite produzido, expressa em kg de CO₂eq/kg de produto. A ferramenta calcula as emissões de metano entérico provenientes da digestão dos animais e do metano gerado pelo manejo de dejetos de empreendimentos rurais de pequeno, médio e grande porte. Essa calculadora considera as pegadas de carbono dos alimentos utilizados ou produzidos na propriedade e destinados à alimentação animal, estando alinhada à plataforma da Embrapa para geração de inventários agrícolas em estudos de avaliação de ciclo de vida (ICVCalc). A CPBC também estima as emissões e remoções de carbono resultantes da mudança de uso da terra, assim como as remoções potenciais em propriedades que adotam sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) ou integração pecuária-floresta (IPF), que incluem árvores nas quais o carbono é majoritariamente estocado. Os modelos matemáticos são baseados no Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) (Ogle et al., 2019), nas diretrizes da Leap/FAO (*Livestock Environmental Assessment and Performance Partnership/Food and Agriculture Organization of the United Nations*) (FAO, 2015) e nas normas ISO 14040, 14044 (International

Organization for Standardization 2006a, 2006b) e ISO 14067 (International Organization for Standardization, 2018).

A produção de carne e leite de baixo carbono parte da premissa de que a redução das emissões é um desafio, pois depende do nível de adoção tecnológica de cada propriedade rural e da maturidade do sistema de produção. No Brasil, a ampla diversidade de condições de clima e solo possibilita diferentes combinações tecnológicas, resultando em fortes contrastes entre sistemas de produção. Assim, não há um caminho único de ajustes para todos os sistemas e ambientes. Considerando as diferentes estratégias possíveis de mitigação e remoção de GEE, diversas tecnologias podem ser adotadas, promovendo reduções diretas ou indiretas de emissões. Mesmo nesse contexto de complexidade de sistemas e trajetórias possíveis, a CPBC permite que produtores e indústrias processadoras gerenciem o desempenho técnico e ambiental dos produtos.

A partir do preenchimento das informações de entrada, a ferramenta retorna ao usuário os resultados das emissões líquidas por quilograma de produto, assim como indica as principais fontes de emissão. Todo o processo de cálculo e de geração de resultados está incorporado a uma plataforma que faz a gestão dos indicadores de cada propriedade. A plataforma pode também ser usada para o gerenciamento do desempenho de fornecedores ao longo do tempo, ou para simular tecnologias que possam melhorar o desempenho de cada sistema de produção. Para a indústria, trata-se de um sistema digital que agrega dados de seus fornecedores e técnicos e de sistemas de produção de forma segura e rápida. É possível desenvolver arranjos comerciais por meio de colaborações entre empresas de uma cadeia produtiva, interessadas no fomento à introdução de práticas sustentáveis nas propriedades pecuárias, com foco na pecuária de baixa emissão de carbono, com um diferencial mercadológico. É possível desenvolver novos modelos de negócios, incluindo

ações de capacitação e de monitoramento do desempenho de propriedades rurais em todo o Brasil. Outra oportunidade é a adesão de produtores e indústrias de processamento primário (laticínios e frigoríficos) aos protocolos de baixo carbono da Embrapa, apoiados por calculadoras e esquemas de certificação.

A Embrapa desenvolve, desde 2012, estudos voltados para protocolos de produção bovina com foco em eficiência e mitigação de emissões de GEE. Inicialmente, os esforços concentraram-se nos sistemas de produção ou ações “dentro da porteira”, com base nas boas práticas agropecuárias e processos tecnológicos elencados pelo 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) do governo federal, Plano Nacional de Agricultura de Baixa Emissão de Carbono (para o período de 2010 a 2020) (Brasil, 2012), e pelo Plano de Adaptação e Baixa Emissão de Carbono na Agricultura - ABC+ (Plano ABC+) (para o período de 2021 a 2030) (Brasil, 2021).

Nesse sentido, protocolos de produtos como carne baixo carbono (Almeida; Alves, 2020), couro baixo carbono (Jacintho et al., 2024), bezerro baixo carbono e leite baixo carbono (em desenvolvimento) foram propostos, envolvendo rastreabilidade e certificação de terceira parte (com verificação do tipo MRV), além de requisitos obrigatórios, como a proibição do uso do fogo e do desmatamento, a partir do Pacto Setorial da Pecuária (Fórum Amazônia Sustentável, 2008).

Na CPBC, estão em desenvolvimento ações integradas para estruturar um banco de dados tropicalizado de emissões de insumos agropecuários, assim como planilhas para levantamento de dados da indústria de carne e couro, com a finalidade de expressar a pegada de carbono por produto pecuário, em alinhamento às demandas globais por uma agropecuária mais eficiente e sustentável.

Reduzindo a pegada de carbono do melão amarelo

Os estudos sobre a pegada de carbono do melão amarelo foram conduzidos entre 2011 e 2014 nas duas principais regiões produtoras do Brasil: Baixo Jaguaribe-Apodi, na divisa do Ceará com o Rio Grande do Norte, responsável por 97% da produção destinada à exportação em 2024 (Brasil, 2024), e o Submédio São Francisco, na divisa entre Pernambuco e Bahia, com produção voltada principalmente ao mercado interno. A pegada de carbono do melão produzido no Ceará e Rio Grande do Norte foi avaliada por quilo de fruto exportado, com base no potencial de aquecimento global (GWP, da sigla em inglês) do IPCC (2006), considerando o horizonte de 100 anos. Foram comparados: a) o sistema de monocultivo comercial, adotado pelas fazendas da região (Figueirêdo et al., 2013) e b) o sistema de rotação com gramíneas e leguminosas, em área experimental (Barros et al., 2019). Já no Submédio São Francisco, a pegada foi estimada tanto para o monocultivo comercial quanto para a rotação com coquetéis vegetais em áreas experimentais, sendo os resultados expressos por quilograma de melão transportado até a Companhia de Entrepósitos e Armazéns Gerais de São Paulo (Ceagesp). Nesse caso, foi adotado o GWP do IPCC (2013), que revisou o valor do

metano de 25 para 36 (Santos et al., 2018). Esses estudos consideraram todas as etapas da cadeia: mudança de uso da terra, produção e transporte de insumos, produção de sementes e mudas, cultivo do melão, além da pós-colheita, embalagem e transporte para diferentes destinos.

Os resultados desses estudos em dois locais diferentes (Figura 6.5) mostraram que a pegada de carbono média do melão oriundo do sistema de monocultivo, considerando a produção em áreas ocupadas com vegetação de Caatinga há menos de 20 anos, foi maior que a do sistema de rotação com adubos verdes (áreas experimentais), entre 0,71 e 0,75 kg CO₂eq/kg de melão para o primeiro, e entre 0,52 e 0,58 kg CO₂eq/kg de melão para o segundo. Usou-se a rotação com milho e braquiária e a rotação com coquetel vegetal (25% de leguminosas e 75% de não leguminosas, com biomassa incorporada ao solo), respectivamente. Observou-se que as pegadas nos sistemas com rotação poderiam ser reduzidas ainda mais se o nitrogênio dos adubos verdes substituísse, mesmo que parcialmente, o uso de fertilizantes sintéticos nitrogenados (Santos et al., 2018; Barros et al., 2019). Além disso, o envio do melão para o porto de Nova York, em vez do porto de Rotterdam, reduziu a pegada do melão exportado em 2% (Barros et al., 2017).

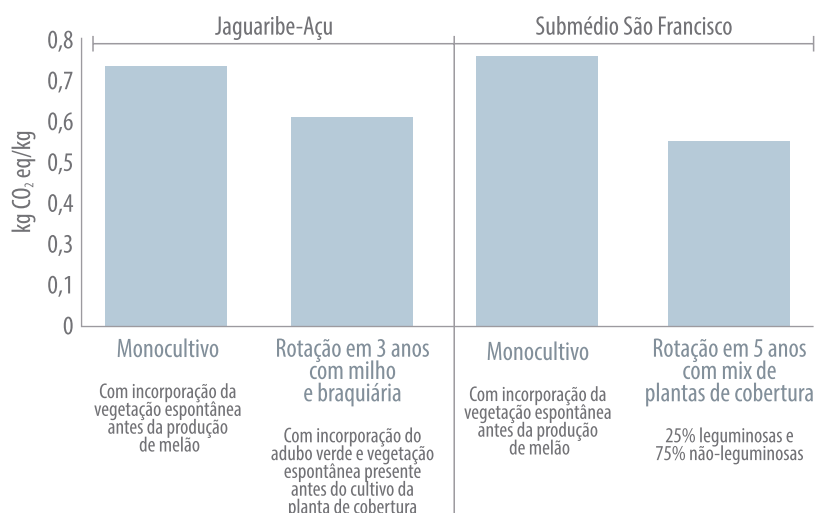


Figura 6.5. Pegada de carbono do melão em sistema de monocultivo e rotação com adubos verdes.

Fonte: Adaptado de Figueirêdo et al. (2013), Barros et al. (2017) e Santos et al. (2018).

Analisando os processos relacionados às pegadas de carbono do melão em monocultivo, observou-se que a produção de insumos utilizados no campo e a produção de melão, propriamente dita, foram os processos que mais contribuíram para essa pegada na região Jaguaribe-Apodi (Figura 6.6). As emissões de GEE na produção de fertilizantes nitrogenados e de plásticos (*mulching* e bandejas plásticas) foram as mais importantes na contabilização das emissões da produção dos insumos. Já as emissões oriundas da mudança do uso da terra, quando a área com vegetação de Caatinga foi convertida em área agrícola, foram as principais responsáveis pelo total das emissões geradas no campo (Figueirêdo et al., 2013).

Como solução inovadora para reduzir essa pegada, propuseram-se cenários de ajustes para o monocultivo comercial no Jaguaribe-Apodi: a) uso de fertilizantes conforme as recomendações da literatura científica; b) redução no uso de plásticos, visto que algumas fazendas não utilizavam bandejas; e c) instalação do pomar em áreas já ocupadas com produção agrícola há mais de 20 anos, realidade observada em algumas fazendas (Figura 6.6). A avaliação da pegada desses cenários mostrou que as fazendas da região Jaguaribe-Apodi utilizavam 33% mais nitrogênio do que o recomendado para a cultura, sendo possível sua redução, o que levaria a uma pegada 6% menor (Cenário 1). A instalação da produção em área já desmatada há mais de 20 anos reduziria a pega-

da do monocultivo em 24% (Cenário 2). A eliminação do uso de bandejas plásticas empregadas para evitar o contato do melão com o *mulching* no campo reduziria em 13% a pegada (Cenário 3). A combinação desses cenários resultaria em uma redução de 44% na pegada do melão em monocultivo (Figueirêdo et al., 2013).

Segundo Santos et al. (2018), os principais processos que contribuíram para a pegada de carbono do melão em rotação com coquetel vegetal, na região do Submédio São Francisco, foram:

- O transporte rodoviário dos melões para São Paulo (com 58% da pegada).
- A instalação do cultivo em área desmatada há menos de 20 anos (20%).
- O uso de embalagens de papelão no transporte do melão (20%).
- A produção e aplicação, no campo, de fertilizantes nitrogenados sintéticos (18%).

A solução de inovação, nesse caso, consistiu em substituir o transporte exclusivamente rodoviário pela combinação de transporte rodoviário e marítimo até São Paulo, instalar o cultivo em área livre de desmatamento há mais de 20 anos e utilizar apenas adubo verde na fertilização nitrogenada (a quantidade de nitrogênio ofertada pelo adubo era superior à necessidade da cultura), reduzindo os impactos em 30%.

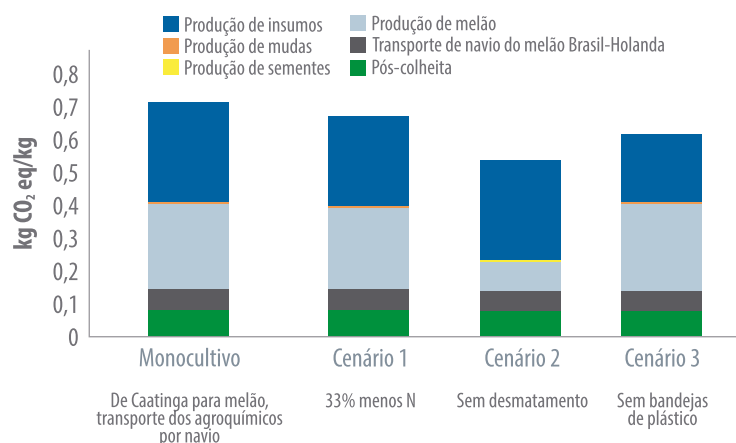


Figura 6.6. Análise de cenários que contribuem na redução da pegada de carbono do melão no monocultivo Jaguaribe-Açu.

Fonte: Adaptada de Figueirêdo et al. (2013).

Reduzindo a pegada hídrica do melão amarelo

Para reduzir a pegada hídrica do melão nordestino, a chave é o aumento da eficiência no uso da água na irrigação e a produção em épocas de menor escassez hídrica. Essa é uma das conclusões do estudo de ACV e do cálculo da pegada de escassez hídrica na produção do melão amarelo nas duas principais regiões produtoras do País, ambas no Nordeste.

A pegada de escassez hídrica de uma cultura considera os vários processos associados ao seu ciclo de vida e é calculada pela multiplicação de dois fatores: o consumo de água da cultura por quilograma de produto e o índice de escassez de uma região, que indica sua vulnerabilidade à redução na disponibilidade hídrica (Figueirêdo et al., 2014; Santos et al. 2018). Para esse cálculo, no estudo do melão, considerou-se o consumo médio de água por processo (por exemplo, produção de fertilizantes e produção agrícola) e os índices de escassez das principais regiões onde os processos ocorrem, ponderando o consumo e o índice pela contribuição de cada região.

No que se refere ao consumo de água para irrigação do melão, foram comparados o volume de água e a produção por ciclo, informados pelos produtores rurais, com a necessidade hídrica bruta da cultura, calculada a partir da evapotranspiração de referência nos meses de cultivo (em ciclo de 70 dias), da precipitação efetiva na região produtora, do coeficiente de cultivo (FAO, 1997) e da eficiência do sistema de irrigação (gotejamento).

Com relação ao índice de escassez, empregou-se o Índice de Estresse Hídrico (*Water Stress Index* – WSI), que normaliza o valor da pegada de uma cultura em relação a um valor de referência global (Figueirêdo et al., 2014). O índice de escassez utilizado nessa avaliação é medido em L H₂Oeq/kg de produto e foi calculado por Ridoutt e Pfister (2010). Já no estudo na região do Submédio São Francisco, avaliou-se apenas o consumo hídrico

no ciclo de vida do melão (Santos et al., 2018), sem calcular a pegada de escassez.

Com relação ao volume de água consumido para irrigação do melão, observou-se que foi superior à necessidade hídrica da cultura em ambas as regiões, do Jaguaribe-Apodi e Submédio São Francisco. Nas fazendas em Jaguaribe-Apodi, o volume médio informado de água na irrigação variou de 186 a 202 L/kg de melão, de acordo com o período de produção, que vai de julho a fevereiro, com menor consumo de água de julho a setembro. Observou-se, na comparação entre o volume aplicado e o necessário para a cultura, que em cultivos de melão ocorrendo de setembro a novembro, aplicava-se 39% a mais de água do que o necessário, enquanto entre dezembro e fevereiro (período de menor exigência de irrigação), aplicava-se 160% a mais de água (Figueirêdo et al., 2014). Também na região do Submédio São Francisco, a comparação entre o volume de água aplicado na estação de cultivo (julho a dezembro) – 9.000 m³/ha em qualquer mês – e a necessidade da cultura (em média 2.700 m³/ha) mostrou o uso excessivo desse escasso recurso no Semiárido nordestino (Santos et al., 2018).

O uso excessivo de água resultou em menor produtividade na região Jaguaribe-Apodi (Figueirêdo et al., 2014). A maior produtividade (40 t/ha) foi alcançada quando o menor volume de irrigação foi utilizado (89 L/kg), enquanto a menor produtividade (14 t/ha) ocorreu quando o maior volume de irrigação foi aplicado (446 L/kg).

A pegada média de escassez hídrica do melão foi de 135,40 L H₂Oeq/kg de melão exportado e produzido na região Jaguaribe-Apodi (Figueirêdo et al., 2014). O consumo total de água no ciclo de vida do melão dessa região foi de 197,90 L/kg, sendo 98,6% oriundos da irrigação do melão. O maior índice médio de escassez esteve associado à produção de fertilizantes, considerando que, em 2010, as principais regiões produtoras eram: Chile (63% da produção), Portugal (15%), Israel (10%) e outros países (12%). Entretanto, o consumo de

água na produção de fertilizantes representou apenas 0,5% do consumo total de água no ciclo de vida do melão. Assim, para reduzir essa pegada, a chave é o aumento da eficiência no uso da água na irrigação e a intensificação da produção em meses de menor escassez.

Reduzindo as pegadas de carbono e hídrica na produção de manga

A ACV e o cálculo das pegadas de carbono e hídrica também colaboram para a solução dos problemas relacionados às emissões de carbono e à escassez hídrica na produção da manga. As avaliações das pegadas da manga ocorreram na região do Submédio São Francisco, responsável por 92% da exportação de manga do Brasil em 2024 (Brasil, 2024). As análises foram realizadas por quilograma de manga, considerando a produção e o transporte de insumos, a mudança de uso da terra, a produção de mudas e de manga em área experimental (Dias et al., 2020), bem como tratamentos pós-colheita e embalagem em áreas comerciais de monocultivo (Müller Carneiro et al., 2019).

A pegada de carbono no sistema de monocultivo comercial foi avaliada considerando o GWP dos GEE do IPCC (2007) para 100 anos. Já a pegada da manga em área experimental, utilizando ou não coquetéis vegetais, foi avaliada considerando o GWP do IPCC (2013). Em ambos os estudos, considerou-se que os pomares de manga foram instalados em áreas anteriormente ocupadas por vegetação de Caatinga. A pegada de escassez hídrica foi avaliada pelo método *Aware (Available Water REmaining)* (Boulay et al., 2018), utilizando índices em nível de país.

Com relação à pegada de carbono (0,13 kg CO₂eq/kg de manga), observou-se que, no sistema comercial, o principal fator foi a emissão de GEE decorrente da produção e aplicação de fertilizantes nitrogenados nos pomares (Müller Carneiro et al., 2019). Embora a biomassa da mangueira tenha sequestrado mais carbono do que a vege-

tação de Caatinga, esse estoque não compensou as perdas de carbono no solo no sistema de monocultivo nem as emissões de GEE oriundas da produção em campo e do restante da cadeia. Entretanto, na produção de manga com adubação verde (área experimental), observou-se uma pegada de carbono negativa (-0,82 kg CO₂eq/kg de manga), 16% menor que a pegada observada nas parcelas em monocultivo (Dias et al., 2020).

A menor pegada de carbono no sistema com adubação verde deveu-se ao maior sequestro de carbono na biomassa e solo (6.964 kg CO₂/ha, em oito anos), proporcionado pelos coquetéis vegetais (75% de leguminosas e 25% de não leguminosas) mantidos como cobertura e incorporados anualmente ao solo entre as linhas de mangueiras. Nas parcelas sem adubação verde, o estoque de carbono foi de 4.590 kg CO₂/ha, em oito anos.

Além disso, no cenário em que o pomar foi instalado em área previamente ocupada com melão, a pegada de carbono da manga foi reduzida em 78%, em relação à situação em que houve remoção da vegetação de Caatinga (Dias et al., 2020).

Com relação à pegada de escassez hídrica (0,9 m³ eq/kg de manga embalada), no sistema comercial, 78% desse impacto é decorrente do consumo de água na irrigação (Müller Carneiro et al., 2019) e o restante, da higienização da fruta na pós-colheita e da embalagem. O consumo médio de água informado convergiu com a necessidade hídrica bruta da cultura, embora os valores para os estágios de implantação, crescimento e plena produção tenham divergido.

A pegada de escassez da manga na área experimental com adubação verde, de 2,82 m³ eq/kg de manga (Dias et al., 2020), foi maior que a observada no monocultivo comercial, que também considerou a pós-colheita (0,9 m³ eq/kg de manga embalada) (Müller Carneiro et al., 2019). Isso se deveu, principalmente, à menor produção de manga por hectare na área experimental (6.379 kg/ha, com menos mangueiras para comportar a área com

adubação verde), em relação às áreas comerciais, cuja média foi de 34.700 kg/ha.

Reduzindo as pegadas de carbono e de escassez hídrica do coco verde

O cálculo das pegadas de carbono e hídrica orienta a redução desses impactos recomendando a instalação de pomares em áreas já ocupadas com agricultura e a adoção de maior eficiência no uso da água de irrigação e de fertilizantes nitrogenados.

O estudo de Sampaio et al. (2021) sobre as pegadas de carbono e escassez hídrica de um quilograma de coco verde abrangeu a produção comercial em seis fazendas em sistema de monocultivo, localizadas nos estados do Ceará, Alagoas, Sergipe e Bahia. Esses estados responderam por 59% da produção nacional em 2023 (Associação Brasileira dos Produtores e Exportadores de Frutas e Derivados, 2025) e por 57% do valor das exportações de coco em 2024 (Brasil, 2024). Esse estudo considerou os processos de mudança de uso da terra, a produção e o transporte de insumos e a produção de coco, sendo que uma das fazendas no Ceará adotava sistema orgânico, enquanto as demais utilizavam sistema tradicional com diferentes agroquímicos. O cálculo da pegada de carbono baseou-se no GWP do IPCC (2007), enquanto a pegada de escassez hídrica foi estimada pelo método Aware (Boulay et al., 2018).

A pegada de carbono do coco variou de 0,12 (na fazenda em Alagoas) a 0,36 kg CO₂eq/kg de coco (em uma das quatro fazendas do Ceará com sistema tradicional), nos casos em que o pomar foi instalado em área com vegetação nativa da Caatinga. Essas fazendas apresentaram grandes diferenças na produtividade (60 t/ha em Alagoas e 19 t/ha no Ceará), nas emissões de GEE oriundas da mudança de uso da terra (maiores na fisionomia de Caatinga das regiões do Ceará e da Bahia) e nas quantidades aplicadas de fertilizantes (mais elevadas na fazenda do Ceará).

Em todas as fazendas, as emissões de GEE foram provenientes principalmente da mudança de uso da terra e do uso de fertilizantes nitrogenados. Se os pomares estivessem localizados em áreas anteriormente ocupadas com culturas anuais, haveria redução de 37 a 61% na pegada de carbono, de acordo com a região da fazenda. Com relação ao uso de fertilizantes, em todas as fazendas foram observadas discrepâncias entre as quantidades aplicadas de nitrogênio, fósforo e potássio e aquelas indicadas por Fontes e Ferreira (2006). Exemplificando, o uso de fertilizantes conforme essa recomendação, nas fazendas do Ceará, reduziria a pegada em pelo menos 51%, de acordo com a fazenda.

Com relação à pegada de escassez hídrica do coco verde, observou-se que ela variou de 0,3 a 0,7 m³ eq/kg, em fazendas no Ceará. Também nesse caso, o consumo de água para irrigação dos coqueiros foi o maior responsável, representando entre 68 e 92% da pegada, de acordo com a fazenda. Em cinco fazendas, o volume de água aplicado por planta foi superior ao necessário (entre 12 e 131%, a depender da fazenda), enquanto em duas foi inferior, impactando diretamente no menor tamanho de fruto e na produção de água de coco.

Além disso, verificou-se que a localização das fazendas em diferentes bacias hidrográficas em cada estado, com produção importante de coco, influenciou os valores da pegada de escassez hídrica do coco, em função das diferenças nos índices de escassez. Considerando o índice anual de escassez das bacias hidrográficas (Boulay et al., 2018), os resultados foram os seguintes: em Sergipe, a menor pegada ocorreu na bacia estadual de Sergipe (0,28 m³ eq/kg) e a maior em Vaza Barris (0,62 m³ eq/kg); no Ceará, o maior valor foi registrado na bacia metropolitana (0,76 m³ eq/kg) e o menor no Curu (0,33 m³ eq/kg); na Bahia, a maior pegada ocorreu na bacia Recôncavo Sul (0,67 m³ eq/kg) e a menor em Itapicuru (0,19 m³ eq/kg); e, em Alagoas, as bacias São Miguel, Coruripe e Piauí obtiveram a maior pegada (0,42 m³ eq/kg), enquanto Camaragibe registrou a menor (0,22 m³ eq/kg).

Avaliação de ciclo de vida do trigo – *Global Warming Potential*

A cadeia de produção do trigo e dos seus produtos derivados integra outras cadeias de produção de alimentos que causam emissões de GEE, ao mesmo tempo em que é influenciada pelas mudanças climáticas globais. Os estudos sobre os impactos ambientais do trigo cultivado em ambientes subtropicais e tropicais ainda são escassos, configurando uma lacuna de conhecimento a ser preenchida. Das diferentes iniciativas para promover o crescimento da produção brasileira de trigo, o País tem contribuído para o avanço do conhecimento científico e para a promoção da sustentabilidade da cadeia tritícola (Figura 6.7). Os esforços estão sendo concentrados para identificar os impactos ambientais do sistema brasileiro de cultivo e produção de farinha de trigo, bem como em propor estratégias de mitigação e adaptação às mudanças climáticas.

Nesse contexto, foi realizado o primeiro de uma sequência de estudos sobre a ACV do trigo e da farinha de trigo produzidos nas regiões homogêneas de adaptação de cultivares de trigo no Brasil. O foco inicial foi a categoria de impacto GWP ou

pegada de carbono, mas também estão sendo observadas outras, como ecotoxicidade, eutrofização, toxicidade humana, acidificação terrestre e consumo de água. Com base em dados primários de 61 fazendas, uma unidade de processamento e beneficiamento de grão e um moinho, localizados em uma das principais regiões produtoras de trigo do Brasil, Giongo et al. (2025) reportaram os impactos ambientais do trigo e da farinha de trigo considerando quatro processos: cultivo do trigo, transporte, processamento dos grãos e moagem para a produção de farinha. O ciclo de vida da produção de trigo, ou seja, do berço ao portão da propriedade, respondeu por 67 a 98% do potencial impacto nas categorias avaliadas para a produção de farinha.

Em relação à categoria de impacto GWP, a etapa de cultivo de trigo brasileiro emitiu, nas fazendas pequenas e grandes, em média 0,50 kg CO₂eq/kg de trigo (Giongo et al., 2025). O valor ainda é alto quando comparado ao trigo produzido na Alemanha (Riedesel et al., 2022) e na Austrália (Simmons et al., 2019), porém já está abaixo da média mundial (Feng et al., 2023) e é competitivo em relação a países europeus como a Itália (Verdi et al., 2022) (Figura 6.8).

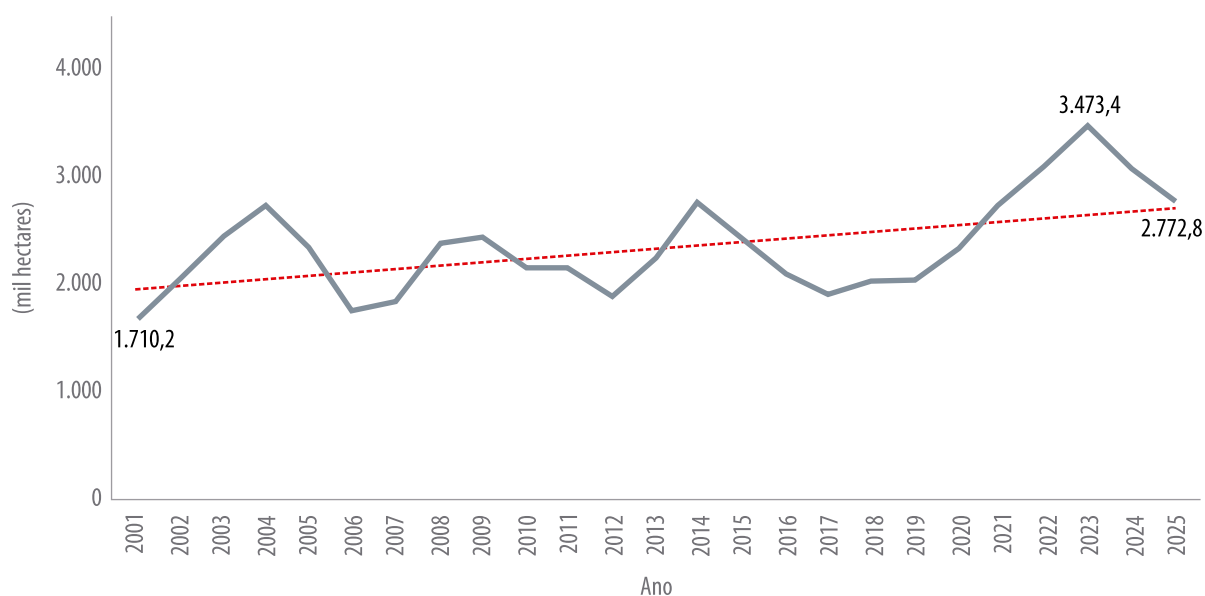


Figura 6.7. Área de trigo no Brasil (em mil hectares).

Fonte: Conab (2025b).

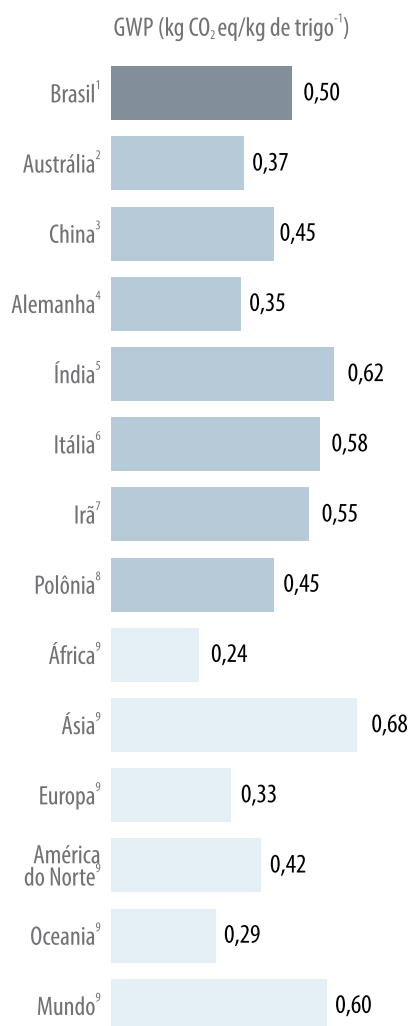


Figura 6.8. Comparação da pegada de carbono da produção de 1 kg de trigo em diferentes países do mundo.

Fonte: ¹Giongo et al. (2025), ²Simmons et al. (2019), ³Shao et al. (2024), ⁴Riedesel et al. (2022), ⁵Nayak et al. (2023), ⁶Verdi et al. (2022), ⁷Tahmasebi et al. (2018), ⁸Pishgar-Komleh et al. (2020) e ⁹Feng et al. (2023).

Por meio da análise de cenários, observou-se, ademais, que há oportunidades de reduzir a pegada de carbono na etapa de cultivo do trigo pela substituição de fontes de adubos nitrogenados (cenário 1) e pela utilização de cultivares mais produtivas (cenário 2), em até, aproximadamente, 36% (Giongo et al., 2025). No cenário 1, as fazendas grandes e pequenas que aplicavam 155 e 148 kg/ha de ureia, respectivamente, substituíram esse insumo por 265 e 253 kg/ha de CAN (*Calcium ammonium nitrate*) produzido na Europa. Essa

substituição gera menores impactos tanto pela produção dos fertilizantes quanto pelas emissões no campo. Entre outras tecnologias com potencial de mitigar a emissão de óxido nitroso e aumentar a eficiência de absorção de nitrogênio pelas plantas, destacam-se: a utilização de fontes nitrogenadas de liberação lenta, amônia verde (Galusnyak et al., 2023) e cultivares de trigo com capacidade de inibição biológica da nitrificação (BNi – *wheat*) (Wang et al., 2021; Lu et al., 2024).

Outra estratégia que pode ser tanto de mitigação quanto de adaptação às mudanças climáticas, com potencial de redução da pegada de carbono do trigo na etapa de cultivo, é o desafio emergente do melhoramento genético em aumentar a eficiência produtiva diante dos cenários climáticos previstos para as regiões Sul e Norte globais. No estudo brasileiro (Giongo et al., 2025), por meio do cenário 2 e com base em nove anos de avaliação de genótipos de trigo (Castro et al., 2023), as fazendas substituíram as cultivares que produziram, em média, 4.039 kg/ha e 3.569 kg/ha, nas fazendas grandes e pequenas, respectivamente, por uma cultivar cuja produtividade média é de 5.876 kg/ha. Os ganhos de produtividade atuais, no entanto, podem ser insuficientes para atender à demanda futura por trigo, o que exige esforços conjuntos para diversificar, aprimorar e intensificar o melhoramento genético (Cavalet-Giora et al., 2024), as práticas culturais e o manejo e a conservação do solo e da água, para aumentar a produtividade e assegurar a sustentabilidade. Com isso, entender os mecanismos genéticos que promovem sucesso adaptativo é fundamental para uma produção de trigo rentável e estável no futuro (Zhou et al., 2020), especialmente à medida que o clima se torna mais instável (Xiong et al., 2024). Embora a adaptação das variedades de trigo às condições climáticas futuras seja crucial, a compreensão completa desse processo permanece limitada (Han et al., 2025), e os avanços precisam ser incorporados aos cenários preditivos de impactos ambientais, como os utilizados na ACV.

A pegada de carbono da farinha brasileira variou entre 0,67 e 0,80 kg CO₂eq/kg de farinha, proveniente de trigo cultivado em fazendas grandes e pequenas, respectivamente (Giongo et al., 2025). Esses valores estão abaixo dos reportados para a farinha de trigo produzida na Espanha (0,89 kg CO₂eq/kg de farinha) (Câmara Salim et al., 2020) e na Itália (0,95 kg CO₂eq/kg de farinha) (Kulak et al., 2015). Os fertilizantes nitrogenados e fosfatados foram as fontes de emissão que mais impactaram a etapa de cultivo, cujos cenários consideraram a substituição de ureia por CAN (cenário 1) e o uso cultivares mais eficientes no aproveitamento de insumos e mais produtivas (cenário 2). As etapas de transporte, processamento de grãos e moagem de trigo para produção de farinha tiveram menores contribuições para a pegada de carbono. Porém, verificou-se que a substituição de energia hidroelétrica por energia fotovoltaica nas etapas de processamento de grãos (cenário 3) e de moagem de trigo (cenário 4) constitui oportunidades de aprimoramento para a redução da pegada da farinha de trigo produzida no Brasil. Após aplicados os quatro cenários, foi possível reduzir a pegada de carbono da farinha de trigo brasileira para 0,48 e 0,52 kg CO₂eq/kg de farinha, utilizando trigos provenientes de fazendas grandes e pequenas, respectivamente, demonstrando valores médios bastante competitivos em relação a outras regiões do mundo (Figura 6.9). Esses resultados estão próximos dos níveis mais baixos reportados na França e em Portugal, ambos com valor de 0,50 kg CO₂eq/kg de farinha (Kulak et al., 2015).

Os estudos realizados verificaram que as pegadas de carbono da farinha variaram entre 0,48 e 1,66 kg CO₂eq/kg de farinha (Kulak et al., 2015; Câmara Salim et al., 2020; Pourmehdi; Kheiralipour, 2020; Giongo et al., 2025). Essa variação é esperada em razão das diferentes condições edafoclimáticas e práticas de manejo, que variam em escala regional (Câmara Salim et al., 2020) e representam oportunidades para o aprimoramento.

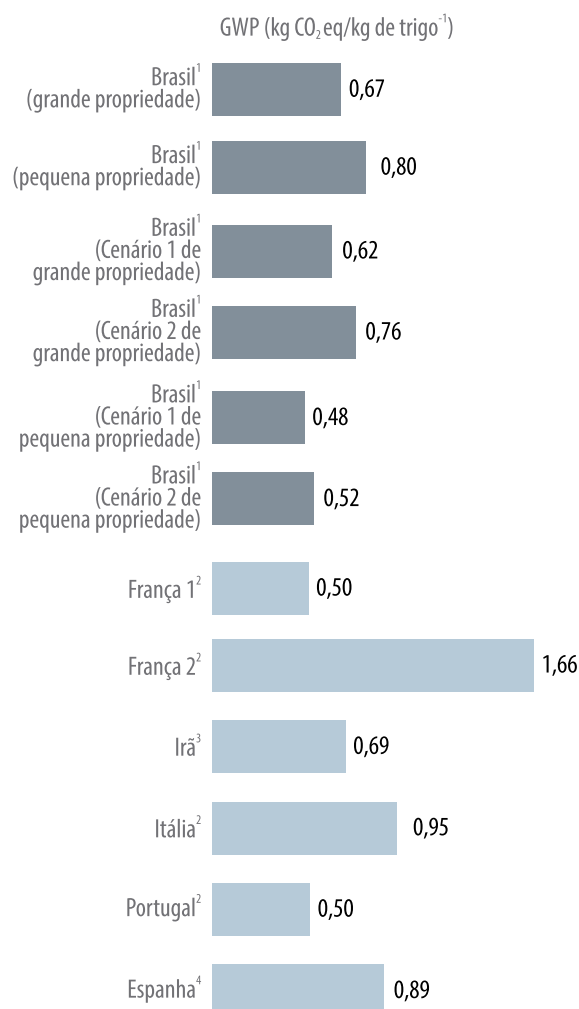


Figura 6.9. Comparação da pegada de carbono para a produção de 1 kg de farinha de trigo brasileira e em outros países.

Fonte: ¹Giongo et al. (2025), ²Kulak et al. (2015), ³Câmara Salim et al. (2020) e ⁴Pourmehdi e Kheiralipour (2020).

Avaliação de ciclo de vida do trigo – outras categorias de impacto ambiental

O GWP, expresso em CO₂ equivalente, é a categoria mais utilizada para avaliar o impacto ambiental dos sistemas agrícolas sobre o clima e também a mais utilizada para discutir políticas de mitigação e adaptação às mudanças climáticas. Porém, é importante destacar que outras categorias de impacto ambiental são igualmente

te relevantes para uma análise multifatorial da sustentabilidade das cadeias agrícolas de produção de alimentos. No caso da cadeia de produção do trigo brasileiro, o estudo de ACV contempla outras categorias de impacto, como os potenciais de consumo de água, acidificação terrestre, eutrofização²¹ em água doce, eutrofização marinha, ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade em água doce, ecotoxicidade marinha, toxicidade humana: câncer; e, toxicidade humana: não câncer, utilizando os métodos Aware e ReCiPe (Giongo et al., 2025). Destaca-se, por exemplo, o desempenho positivo da produção de farinha de trigo brasileira em relação à eutrofização de água doce e à eutrofização marinha. Essas duas categorias de impacto possuem relação direta com a quantidade de fertilizantes utilizados e seu potencial de lixiviação nas áreas agrícolas. O potencial²² de eutrofização marinha por lixiviação de compostos nitrogenados na produção de farinha de trigo no Brasil é de 500 a 1.500 vezes menor do que na produção em países como França, Itália e Portugal (Kulak et al., 2015; Giongo et al., 2025). A substituição de ureia por CAN pode reduzir ainda mais o potencial de impacto nessa categoria (Figura 6.10).

Outro exemplo do bom desempenho ambiental da farinha de trigo brasileira, quando cultivada em sequeiro, pode ser demonstrado pelos valores baixos dos potenciais de ecotoxicidade de água doce e de toxicidade humana, quando comparados aos observados em países como França e Itália. Por fim, nessa mesma análise comparativa, identificaram-se oportunidades de melhoria em relação aos potenciais de acidificação terrestre e de ecotoxicidade terrestre, que apresentaram valores superiores aos registrados em países europeus (Kulak et al., 2015; Giongo et al., 2025).

²¹ Eutrofização é um processo de enriquecimento excessivo de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, em corpos d'água (como lagos, represas, rios e reservatórios), que leva ao crescimento acelerado de algas e plantas aquáticas.

²² O uso do termo "potencial" é uma convenção, porque, na ACV, não se tratam impactos efetivos, mas sim o potencial de um dado produto ou serviço gerar impactos.

A análise integrada e sistêmica do GWP com outras categorias de impacto é essencial para desenvolver modelos de produção de trigo sustentáveis adequados para cada uma das regiões homogêneas de adaptação de cultivares de trigo no Brasil. Essa abordagem fortalece o desenho de programas, como o Programa Trigo Baixo Carbono, que busca promover a sustentabilidade da produção de trigo por meio de boas práticas agrícolas e de tecnologias que reduzem a intensidade líquida das emissões de GEE, elevam a eficiência produtiva, econômica e ambiental, e aumentam a resiliência adaptativa dos sistemas de cultivo.

Perspectivas futuras

A emergência climática e a necessidade de avançar no desenvolvimento sustentável, traduzidas nos compromissos assumidos no Acordo de Paris, requerem mudanças significativas nos sistemas agroalimentares. Novos padrões tecnológicos deverão ter como base sistemas de produção limpos, com balanço positivo de carbono, uso eficiente da água e fertilizantes na produção, e investimentos na conservação e uso sustentável da biodiversidade. O crescimento da agricultura deverá se pautar no equilíbrio entre desempenho produtivo e ambiental. O aumento da eficiência poderá garantir maior produção agropecuária, dispensando a abertura de novas áreas.

O caminho para uma agropecuária sustentável é pavimentado pelo arcabouço de políticas públicas brasileiras, incluindo o Plano ABC, a RenovaBio, o Programa Nacional de Solos do Brasil (PronaSolos), o Programa Nacional de Bioinsumos, o Zarc, a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais, a ratificação do Acordo de Negociação sobre Biodiversidade, a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (também conhecida como Código Florestal), a Política Nacional de Recursos Hídricos, e os programas nacionais de prevenção e controle do desmatamento nos diferentes biomas.

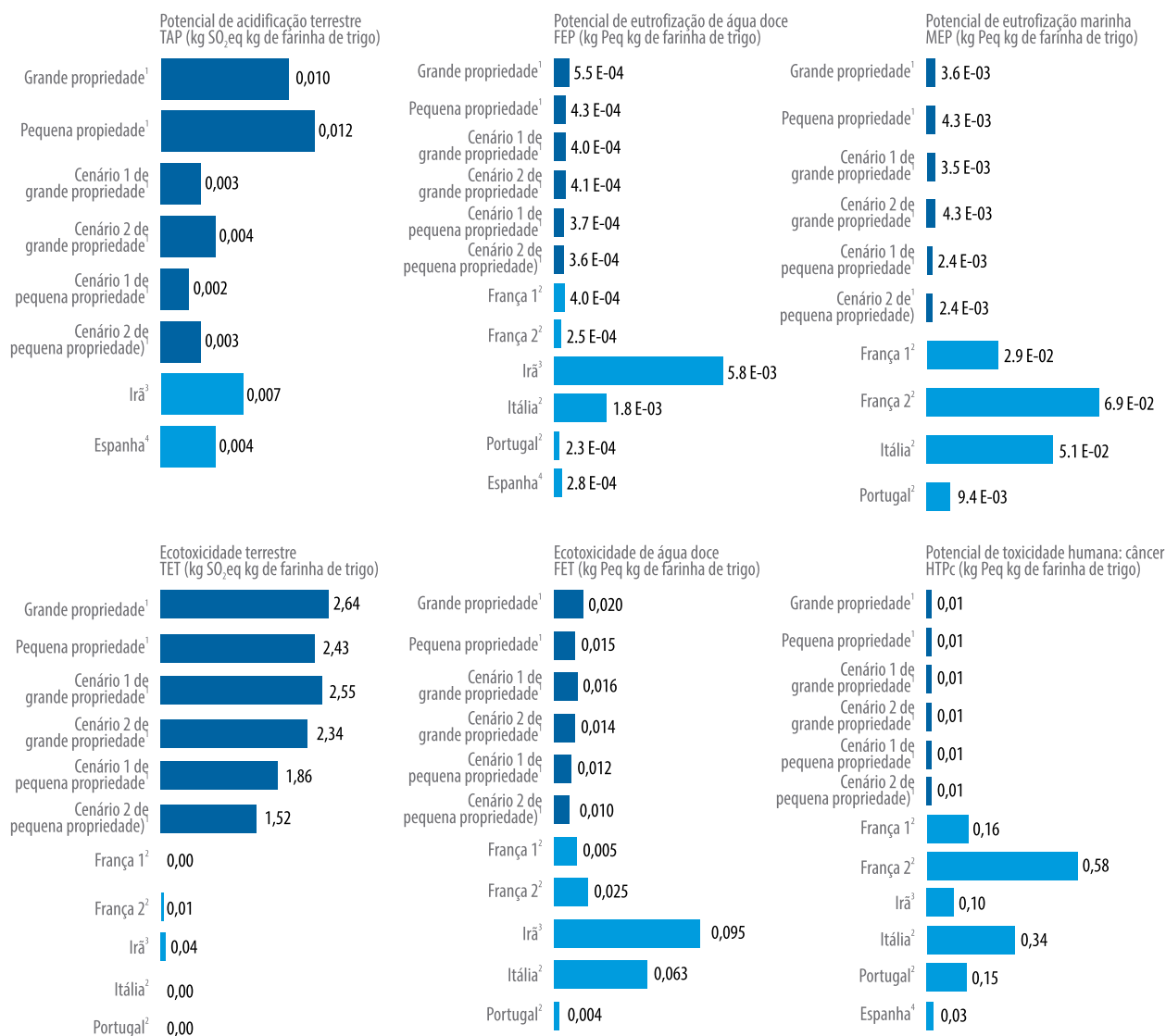


Figura 6.10. Comparação das categorias de impacto ambiental para a produção de 1 kg de farinha de trigo no Brasil e em outros países, no contexto atual e em cenários propostos.

Fonte: ¹Giongo et al. (2025); ²Kulak et al. (2015); ³Câmara Salim et al. (2020) e ⁴Pourmehdi e Kheiralipour (2020).

Nesse contexto, é fundamental o desenvolvimento e aprimoramento de métricas de avaliação de impactos que permitam destacar as vantagens competitivas da agricultura tropical e indicar os pontos de melhoria, contribuindo para a descarbonização, a eficiência no uso dos recursos hídricos e a minimização dos impactos ambientais.

A ACV, por sua completude, transparência, robustez e credibilidade científica, tem se tornado a base para muitas certificações, para o enfrenta-

mento de barreiras não tarifárias no comércio internacional e para investimentos.

Entre os principais desafios para o avanço da aplicação da ACV na agricultura tropical, destacam-se:

- **Aprimoramento** de modelos e ferramentas para mudança de uso da terra, incluindo a melhoria nas fontes de dados sobre a dinâmica do uso da terra e nos estoques de carbono no solo e na biomassa.

- **Aprimoramento** de modelos de dispersão e fatores de emissão para substâncias originadas dos processos agropecuários e destinadas aos compartimentos ambientais, nas condições de solo e clima tropical, considerando a complexidade dos sistemas produtivos.
- **Geração e inserção** de dados de inventários de ciclo de vida atualizados em fóruns e bancos de dados internacionais, para as principais cadeias de produtos e insumos agropecuários, assegurando maior confiabilidade e credibilidade nas avaliações de impacto. Isso é essencial para garantir a competitividade da agropecuária brasileira e corrigir percepções equivocadas sobre o setor, orientando políticas públicas e iniciativas tanto do governo quanto do setor produtivo.
- **Disponibilização** de ferramentas de apoio à ACV para produtos agropecuários, aumentando a eficiência e consistência das métricas e subsidiando ações assertivas para descarbonização e uso eficiente da irrigação.
- **Geração** da pegada de carbono, hídrica e perfil ambiental dos principais produtos de exportação brasileiros e indicação de recomendações e práticas de manejo para melhoria desses perfis.
- **Integração** das ferramentas de ACV com outros critérios e indicadores de sustentabilidade, incluindo a valoração das reservas de vegetação nativa associadas às paisagens rurais brasileiras.
- **Disseminação** da cultura de ACV nas cadeias agroalimentares, permitindo a integração e harmonização dos dados e da comunicação de impactos e externalidades.

A Embrapa, que desenvolve estudos de ACV para sistemas agropecuários desde 2009, destaca-se como referência sobre o tema no Brasil. Inventários, ferramentas e estudos de ACV, como os apresen-

tados neste capítulo, têm gerado intensa procura para sua aplicação nos mais diferentes contextos.

Este capítulo apresentou uma breve visão das soluções aplicáveis à mensuração e à orientação de ações para o alcance de uma agricultura com balanço de carbono mais favorável, além de diversos outros cobenefícios ambientais.

Referências

ACOSTA, A. da S.; RAMOS, M. Y. (ed.). **Lacunas de rendimento de grãos de trigo em áreas de atuação de cooperativas no Brasil**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2021. 102 p. (Embrapa Trigo. Documentos, 197). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1135313>. Acesso em: 12 jun. 2025.

ACOSTA, A. S. (ed.). **Dinâmica e cenário para a produção de trigo em áreas de atuação de cooperativas no Brasil**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2018. 51 p. (Embrapa Trigo. Documentos, 179). Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1096935>. Acesso em: 12 jun. 2025.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS. **RenovaBio**. Brasília, DF, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/anp/pt-br/assuntos/producao-e-fornecimento-de-biocombustiveis/renovabio>. Acesso em: 9 maio 2025.

ALMEIDA, R. G.; ALVES, F. V. (ed.). **Diretrizes técnicas para produção de carne com baixa emissão de carbono certificada em pastagens tropicais: carne baixo carbono (CBC)**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2020. 36 p. (Embrapa Gado de Corte. Documentos, 280).

ALMEIDA, R. G.; MACEDO, M. C. M.; ARAÚJO, A. R. Soil carbon concentration and soil carbon stocks in integrated crop-livestock and crop-livestock-forestry systems in the Brazilian Cerrado: 14 years of establishment. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON INTEGRATED CROP-LIVESTOCK SYSTEMS, 4., 2023, Bento Gonçalves. **Proceedings** [...]. Bento Gonçalves: Aliança SIPA, 2023. v. 1. p. 242-247.

AMINI, M.; BIENSTOCK, C. C. Corporate sustainability: An integrative definition and framework to evaluate corporate practice and guide academic research. **Journal of Cleaner Production**, v. 76, p. 12-19, maio 2014. DOI: [10.1016/j.jclepro.2014.02.016](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.02.016).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO TRIGO. **Pesquisa de moagem de trigo 2022**: levantamento anual da moagem e produção de farinha no Brasil. São Paulo, 2023.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS PRODUTORES E EXPORTADORES DE FRUTAS E DERIVADOS. **Estatísticas**: painéis de produção e painéis de exportação. Brasília, DF,

2025. Disponível em: <https://abrafrutas.org>. Acesso em: 6 jul. 2025.

BARCELLOS, R.; GASQUES, J. G.; BASTOS, E. T. **Produtividade e empregos na agricultura**: o caso da soja no Brasil. Brasília, DF: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2017. (Ipea. Texto para Discussão, n. 2317).

BARROS, V. S.; SANTOS, T. L.; FIGUEIRÊDO, M. C. B.; SILVA, E. O.; SOUSA, J. A.; ARAGÃO, F. A. S. Pegada de carbono de produtos agrícolas: estudo de caso do melão Amarelo. In: FIGUEIRÊDO, M. C. B.; GONDIM, R. S.; ARAGÃO, F. A. S. (ed.). **Produção de melão e mudanças climáticas**: sistemas conservacionistas de cultivo para redução das pegadas de carbono e hídrica. Brasília, DF: Embrapa, 2017. p. 165-185.

BARROS, V. S.; SANTOS, T. L.; SILVA, E. O.; SOUSA, J. A.; FIGUEIRÊDO, M. C. B. Agronomic and environmental performance of melon produced in the Brazilian semiarid region. **Revista Caatinga**, v. 32, n. 4, p. 877-888, 2019.

BARSOTTI, M. P.; ALMEIDA, R. G.; MACEDO, M. C. M.; GOMES, R. C.; PALHARES, J. C. P.; MAZZETTO, A.; DICKHOEFER, U. A pathway for decreasing the water footprint from grazing-based beef production systems in the Tropics. **Agricultural Systems**, v. 222, 104192, 2025.

BARSOTTI, M. P.; ALMEIDA, R. G.; MACEDO, M. C. M.; LAURA, V. A.; ALVES, F. V.; WERNER, J.; DICKHOEFER, U. Assessing the freshwater fluxes related to beef cattle production: a comparison of integrated crop-livestock systems and a conventional grazing system. **Agricultural Water Management**, v. 269, 107665, 2022.

BARSOTTI, M. P.; ALMEIDA, R. G.; MACEDO, M. C. M.; ZAWADA, P.; WERNER, J.; DICKHOEFER, U. Behavioural responses of beef cattle to different grazing systems and the influence of these responses on water productivity of livestock in a tropical savannah. **Animal**, v. 18, n. 4, 101117, 2024.

BASSET-MENS, C.; VANNIÈRE, H.; GRASSELLY, D.; HEITZ, H.; BRAUN, A.; PAYEN, S.; KOCH, P.; BIARD, Y. Environmental impacts of imported and locally grown fruits for the French market: a cradle-to-farm-gate LCA study. **Fruits**, v. 71, n. 2, p. 93-104, 2016.

BENETEL, G.; FAGUNDES, G. M.; MÉO-FILHO, P. de; SILVA, T. dos S.; WELTER, K. C.; MELO, F. A.; LOBO, A. A. G.; FRIGHETTO, R. T. S.; BERNDT, A.; MUIR, J. P.; BUENO, I. C. da S. Essential oils in nellore beef cattle: in vivo impact on rumen emissions. **Animals**, v. 14, n. 11, p. 1664, 2024.

BESKE, P.; LAND, A.; SEURING, S. Sustainable supply chain management practices and dynamic capabilities in the food industry: a critical analysis of the literature. **International Journal of Production Economics**, v. 152, n. 2, p. 131-143, 2014.

BLONK CONSULTANTS. **LUC impact tool**: full dataset: version 2021. Gouda, 2021. Disponível em: <https://www.blonkconsultants.nl/en/tools/luc-impact-tool>. Acesso em: 12 jun. 2025.

BOULAY, A.-M.; BARE, J.; BENINI, L.; BERGER, M.; LATHUILLIÈRE, M. J.; MANZARDO, A.; MARGNI, M.; MOTOSHITA, M.; NÚÑEZ,

M.; PASTOR, A. V.; RIDOUTT, B.; OKI, T.; WORBE, S.; PFISTER, S. The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). **The International Journal Life Cycle Assessment**, v. 23, n. 2, p. 368-378, 2018.

BOULAY, A.-M.; PFISTER, S.; MOTOSHITA, M.; SCHENKER, U.; BENINI, L.; GHEEWALA, S. H.; FIGUEIRÊDO, M. C. B.; HARDING, K. Part 1: Water scarcity. In: FRISCHKNECHT, R.; JOLLIET, O. (ed.). **Global guidance for life cycle impact assessment indicators**. Paris: Unep, 2016. v. 1, p. 101-115.

BRANDÃO, M.; AZZI, E.; NOVAES, R. M.; COWIE, A. The modelling approach determines the carbon footprint of biofuels: the role of LCA in informing decision makers in government and industry. **Cleaner Environmental Systems**, v. 2, 100027, p. 1-8, 2021.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. **Sector de fruticultura que se destaca nas exportações brasileiras**. [Brasília, DF], 1 jul. 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/setor-de-fruticultura-se-destaca-nas-exportacoes-brasileiras>. Acesso em: 1 maio 2025.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Abastecimento e Pecuária. **Plan for adaptation and low carbon emission in agriculture**: strategic vision for a new cycle. Brasília, DF, 2021. 25 p.

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. 173a p.

BRASIL. Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovações. **Sistema de registro nacional de emissões (SIRENE)**. [Brasília, DF], 1 nov. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/cgcl/paginas/sistema-de-registro-nacional-de-emissoes-sirene>. Acesso em: 9 maio 2025.

BRENTON, P.; EDWARDS-JONES, G.; JENSEN, M. F. (ed.). **Carbon footprints and food systems**: do current accounting methodologies disadvantage developing countries? Washington, DC: World Bank Publications, 2021. 71 p.

BRITO, T.; FRAGOSO, R.; MARQUES, P.; FERNANDES-SILVA, A.; ARANHA, J. LCA of soybean supply chain produced in the state of Pará, located in the Brazilian Amazon biome. **Biology and Life Sciences Forum**, v. 3, n. 1, p. 11, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/IECAG2021-10072>.

BRUNETTI, H. B.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEZZOPANE, J. R. M.; BERNARDI, A. C. C.; GARCIA A. R.; BERNDT, A.; PEDROSO, A. F.; LELIS, A. L. J.; MEDEIROS, S. R. Silvopastoral system as a climate-smart alternative for beef production: enteric methane emission neutralization and animal thermal comfort increase. **Agricultural Systems**, v. 225, 104277, Apr. 2025.

- BUDEL, J. C. de C.; CASTRO, V. C. G. de; SOUZA, S. M. de; NAHÚM, B. de S.; BARBOSA, A. V. C.; RODRIGUES, L. S.; BERNDT, A.; RENNÓ, L. N.; MORAIS, E. de; SILVA, J. A. R. da; RODRIGUES, T. C. G. de C.; SILVA, A. G. M.; LOURENÇO-JUNIOR, J. de B. Methane emission, intake, digestibility, performance and blood metabolites in sheep supplemented with cupuassu and tucuma cake in the eastern Amazon. **Frontiers In Veterinary Science**, v. 10, 24 Apr. 2023. DOI: <https://doi.org/10.3389/fvets.2023.1106619>.
- CALVO BUENDIA, E.; TANABE, K.; KRANJC, A.; BAASANSUREN, J.; FUKUDA, M.; NGARIZE, S.; OSAKO, A.; PYROZHENKO, Y.; SHERMANAU, P.; FEDERICI, S. (ed). **2019 Refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. [Geneva]: IPCC, 2019. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/0_Overview/19R_V0_00_Cover_Foreword_Preface_Dedication.pdf. Acesso em: 5 out. 2022.
- CAMARA-SALIM, I.; ALMEIDA-GARCIA, F.; GONZALEZ-GARCIA, S.; ROMERO-RODRIGUEZ, A.; RUIZNOGUEIRAS, B.; PEREIRA-LORENZO, S.; FEIJOO, G.; MOREIRA, M. T. Life cycle assessment of autochthonous varieties of wheat and artisanal bread production in Galicia, Spain. **Science of The Total Environment**, v. 713, 136720, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136720>.
- CASTANHEIRA, E. G.; FREIRE, F. Greenhouse gas assessment of soybean production: implications of land use change and different cultivation systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 54, n. 1, p. 49-60, 2013.
- CASTRO, R. L.; CAIERÃO, E.; PIRES, J. L. F.; TOIGO, M. C.; AIRES, R. F.; ROSA, A. C.; TOMAZZI, D. J.; SANTOS, F. M.; CORASSA, G. M.; FACCO, G.; HORBE, T. A. N. Ensaio estadual de cultivares de trigo: safra 2021. In: REUNIÃO DA COMISSÃO BRASILEIRA DE PESQUISA DE TRIGO E TRITICALE, 15., 2022. **Atas e resumos** [...] Passo Fundo: Acervus, 2023. p. 220-224.
- CAVALET-GIORSA, E.; GONZÁLEZ-MUÑOZ, A.; ATHIYANNAN, N.; HOLDEN, S.; SALHI, A.; GARDENER, C.; QUIROZ-CHÁVEZ, J.; RUSTAMOVA, S. M.; ELKOT, A. F.; PATPOUR, M.; RASHEED, A.; MAO, L.; LAGUDAH, E. S.; PERIYANNAN, S. K.; SHARON, A.; HIMMELBACH, A.; REIF, J. C.; KNAUFT, M.; MASCHER, M.; STEIN, N.; CHAYUT, N.; GHOSH, S.; PEROVIC, D.; PUTRA, A.; PERERA, A. B.; HU, C.-Y.; YU, G.; AHMED, H. I.; LAQUAI, K. D.; RIVERA, L. F.; CHEN, R.; WANG, Y.; GAO, X.; LIU, S.; RAUPP, W. J.; OLSON, E. L.; LEE, J.-Y.; CHHUNEJA, P.; KAUR, S.; ZHANG, P.; PARK, R. F.; DING, Y.; LIU, D.-C.; LI, W.; NASYROVA, F. Y.; DVORAK, J.; ABBASI, M.; LI, M.; KUMAR, N.; MEYER, W. B.; BOSHOFF, W. H. P.; STEFFENSON, B. J.; MATNY, O.; SHARMA, P. K.; TIWARI, V. K.; GREWAL, S.; POSNIAK, C. J.; CHAWLA, H. S.; ENS, J.; DUNNING, L. T.; KOLMER, J. A.; LAZO, G. R.; XU, S. S.; GU, Y. Q.; XU, X.; UAUY, C.; ABROUK, M.; BOUGOUFFA, S.; BRAR, G. S.; WULFF, B. B. H.; KRATTINGER, S. G. Origin and evolution of the bread wheat D genome. **Nature**, v. 633, p. 848-855, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-024-07808-z>.
- CHAGAS, J. H.; FRONZA, V.; SOARES SOBRINHO, J.; SUSSEL, A. A. B.; ALBRECHT, J. C. **Tecnologia de produção de trigo sequeiro no Cerrado do Brasil Central**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2021. 101 p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1133483>. Acesso em: 12 jun. 2025.
- COLTRO, L.; KARASKI, T. U. Environmental indicators of banana production in Brazil: Cavendish and Prata varieties. **Journal of Cleaner Production**, v. 207, p. 363-378, 2019.
- COMPRE RURAL **Bioinsumos e ambiciosa meta de dobrar a produção agrícola do Brasil**. 10 maio 2023. Disponível em: <https://www.comprerural.com/bioinsumos-e-ambiciosa-meta-de-dobrar-a-producao-agricola-do-brasil/>. Acesso em: 12 jun. 2025.
- CONAB. **6º Levantamento**: safra [de Grãos] 2024/25. Brasília, DF, 2025a. Disponível em: <https://www.gov.br/conab/pt-br/atuacao/informacoes-agropecuarias/safras/safra-de-graos/boletim-da-safra-de-graos/6o-levantamento-safra-2024-25/6o-levantamento-safra-2024-25>. Acesso em: 12 jun. 2025.
- CONAB. **Trigo**: histórico mensal: fevereiro 2025. Brasília, DF, 2025b. Disponível em: https://www.conab.gov.br/info-agro/analises-do-mercado-agropecuario-e-extrativista/analises-do-mercado/historico-mensal-de-trigo/item/download/53058_f5df7527d74b221dc5c67eb6070a1094. Acesso em: 12 jun. 2025.
- CONGIO, G. F. I.; BANNINK, A.; MOGOLLÓN, O. L. M. Enteric methane mitigation strategies for ruminant livestock systems in the Latin America and Caribbean region: A meta-analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 312, 127693, 20 Aug. 2021.
- DEFRIES, R. S.; FOLEY, J. A.; ASNER, G. P. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 5, p. 249-257, Jun. 2004.
- DENARDIN, J. E.; FAGANELLO, A.; LEMAINSKI, J. Converter plantio direto em Sistema Plantio Direto: um modelo à sustentabilidade agrícola. In: REUNIÃO DA COMISSÃO BRASILEIRA DE PESQUISA DE TRIGO E TRITICALE, 12., 2018, Passo Fundo. **Ata e resumos** [...] Passo Fundo: Projeto Passo Fundo, 2019. p. 568-572.
- DIAS, A. F.; GIONGO, V.; BARROS, V. S.; MÜLLER-CARNEIRO, J.; FIGUEIRÊDO, M. C. B. An agile approach for evaluating the environmental-economic performance of cropping systems at experimental stage: the case of Brazilian mango. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, p. 1-17, 2020.
- DINATO, R.; PICOLI, J. F.; FERNANDES, M.; KISS, B.; CHRYSSAFIDIS, J. **Pegada de carbono da carne bovina brasileira exportada para a união européia**: resultados e premissas para o cálculo das emissões do ciclo de vida do produto. São Paulo: Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getúlio Vargas, 2019. 151 p.
- DONKE, A. C. G.; NOVAES, R. M. L.; PAZIANOTTO, R. A. A. Integrating regionalized Brazilian land use change datasets into the ecoinvent database: new data, premises and uncertainties have large effects in the results. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 25, p. 1027-1042, 20 May 2020.

DOSSA, A. A.; SANTI, A.; DALMAGO, G. A.; VIEIRA, O. V.; GIONGO, V. (ed.). **Programa Trigo Baixo Carbono**: um novo conceito de produção sustentável. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2023. 34 p. (Embrapa Trigo. Documentos, 206).

FARIAS, D. B. dos S.; RODRIGUES, L. N.; SANO, E. E.; MAGALHÃES, I. A. L. Atlas da agricultura irrigada no cerrado. In: RODRIGUES, L. N. (ed.). **Agricultura irrigada no cerrado**: subsídios para o desenvolvimento sustentável. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2024. p. 469-503. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1165698/atlas-da-agricultura-irrigada-no-cerrado>. Acesso em: 12 jun. 2025.

FENG, S.; LAKSHMANAN, P.; ZHANG, Y.; ZHANG, T.; LIANG, T.; WANG, W.; CHEN, X.; WANG, X. A comprehensive continental-scale analysis of carbon footprint of food production: Comparing continents around the world. **Journal of Cleaner Production**, v. 426, 138939, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138939>. Acesso em: 12 jun. 2025.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; DE BOER, I. J. M.; KROEZE, C.; BARROS, V. S.; SOUSA, J. A.; ARAGÃO, F. A. S.; GONDIM, R. S.; POTTING, J. Reducing the impact of irrigated crops on freshwater availability: the case of Brazilian yellow melons. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, p. 437-448, 2014.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; KROEZE, C.; POTTING, J.; BARROS, V. da S.; ARAGÃO, F. A. S. de; GONDIM, R. S.; SANTOS, T. de L.; BOER, I. J. M. de. The carbon footprint of exported Brazilian yellow melon. **Journal of Cleaner Production**, v. 47, p. 404-414, May 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.09.015>.

FOLEGATTI-MATSUURA, M. I. S.; CARDOSO, F. H.; PIGHINELLI, A. L. M. T.; MACIEL, V. G.; RAMOS, N. P.; GAROFALO, D. T.; MENDES, N. C.; MOORE, C. C. S.; NOVAES, R. M. L.; MORANDI, M. A. B. **ICVCalc**: ferramenta para construção de inventários agrícolas para estudos de avaliação de ciclo de vida. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2022. 47 p. (Embrapa Meio Ambiente. Circular técnica, 32).

FOLEGATTI-MATSUURAA, M. I. da S.; SILVA, O. R. R. F.; NOVAES, R. M. L.; PICOLI, J. F. Life cycle assessment of sisal produced in semiarid regions in Brazil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON NATURAL FIBERS, 4., 2019, Porto. **Smart sustainable solutions**: book of abstracts. Minho: University of Minho, 2019. p. 416-417.

FONTES, H. R.; FERREIRA, J. M. S. (ed.). **A cultura do coco**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2006. 102 p. (Coleção Plantar, 48; Série Vermelha. Fruteiras). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/122591/1/00078970.pdf>. Acesso em: 24 abr. 2025.

FAO. **Environmental performance of large ruminant supply chains**: guidelines for assessment. Rome, 2015. 101 p. Disponível em: <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/d5835b2f-b44a-43a0-884f-27c52e203b4e/content>. Acesso em: 9 maio 2025.

FAO. **FAO Terminology Portal**: life cycle assessment. Disponível em: <https://www.fao.org/faoterm/viewentry/en?entryId=178605>. Acesso em: 10 jun. 2025.

FAO. **Irrigation potential in Africa**: a basin approach. Rome: FAO Land and Water Development Division, 1997. (FAO Land and Water Bulletin, 4). Disponível em: <https://www.fao.org/4/w4347e/w4347e00.htm>. Acesso em: 9 maio 2025.

FÓRUM AMAZÔNIA SUSTENTÁVEL. **Pacto setorial da pecuária**. 15 out. 2008. Documento de compromisso entre empresas do setor e organizações socioambientais, organizado pelo Fórum Amazônia Sustentável e com Secretaria Executiva exercida pelo Instituto Ethos. Disponível em: <https://akatu.org.br/pacto-setorial-da-pecuaria/>. Acesso em: 12 jun. 2025.

FURTADO, A. J. **Consórcio de feijão guandu com pastagens como estratégia de mitigação de gases de efeito estufa (GEE)**. 2022. 71 f. Dissertação (Mestrado em Nutrição e Produção Animal) – Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, São Carlos.

FURTADO, A. J.; ABDALLA FILHO, A. L.; BRUNO, J. F.; PASQUINI NETO, R.; LOBO, A. A. G.; SILVA, G. V.; PERNA JÚNIOR, F.; ALVES, T. C.; BERNDT, A.; PEDROSO, A. F.; MEDEIROS, S. R.; OLIVEIRA, P. P. A.; RODRIGUES, P. H. M. Pigeon pea intercropped with tropical pasture as a mitigation strategy for enteric methane emissions of nellore steers. **Animals**, v. 13, n. 8, 1323, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/ani13081323>.

GALUSNYAK, S. C.; PETRESCU, L.; SANDU, V.-C.; CORMOS, C.-C. Environmental impact assessment of green ammonia coupled with urea and ammonium nitrate production. **Journal of Environmental Management**, v. 343, 118215, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118215>.

GAROFALO, D. F. T.; NOVAES, R. M. L.; PAZIANOTTO, R. A. A.; MACIEL, V. G.; BRANDÃO, M.; SHIMBO, J. Z.; FOLEGATTI-MATSUURAA, M. I. S. Land-use change CO₂ emissions associated with agricultural products at municipal level in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 364, 132549, 2022.

GIONGO, V.; ACOSTA, A. da S.; DOSSA, A. A.; SANTI, A.; AMARAL, A. J. do; CAIERÃO, E.; DENARDIN, J. E.; VIEIRA, O. V.; FIGUEIRÊDO, M. C. B. de; FOLEGATTI, M. I. da S. F.; SAVIOLI, J. P. das D.; MARTINS, T. B.; SILVA, B. R.; PIRES, B. S.; SANTANA, M. da S. How can the environmental impacts of wheat cultivation and wheat flour production be reduced? A life cycle assessment of Brazilian wheat. **Journal of Cleaner Production**, v. 489, 144650, 2025.

GIUDICE, A. L.; MBOHWA, C.; CLASADONTE, M. T.; INGRAO, C. Environmental assessment of the citrus fruit production in Sicily using LCA. **Italian Journal of Food Science**, v. 25, p. 202-212, 2013.

GRAZIANO DA SILVA, J. **O novo rural brasileiro**. Campinas: Unicamp, 2004. 151 p.

GREENHOUSE GAS PROTOCOL. **Land sector and removals guidance**: part 1 accounting and reporting requirements and guidance: supplement to the GHG Protocol Corporate Standard and Scope 3 Standard: draft for pilot testing and

review (september 2022). [S.l.]: World Resources Institute, 2022. 271 p. Disponível em: <https://ghgprotocol.org/sites/default/files/2022-12/Land-Sector-and-Removals-Guidance-Pilot-Testing-and-Review-Draft-Part-1.pdf>. Acesso em: 20 maio 2025.

HAN, W.; LIU, Y.; WANG, S.; FRAZ ALI, M.; MA, L.; LIN, X.; WANG, D. Adaptation progress and challenges of winter wheat breeding in China under climate warming. **Field Crops Research**, v. 326, 109889, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2025.109889>.

HIRAKURI, M. H.; DEBIASI, H.; PROCÓPIO, S. de O.; FRANCHINI, J. C.; CASTRO, C. de. **Sistemas de produção**: conceitos e definições no contexto agrícola. Londrina: Embrapa Soja, 2012. 24 p. (Embrapa Soja. Documentos, 335).

HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K.; ALDAYA, M. M.; MEKONNEN, M. M. **The water footprint assessment manual**: setting the global standard. London: Earthscan, 2011. 203 p.

HOMEM, B. G. C.; BORGES, L. P. C.; LIMA, I. B. G. de; GUIMARÃES, B. C.; SPASIANI, P. P.; FERREIRA, I. M.; MÉO FILHO, P.; BERNDT, A.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; CASAGRANDE, D. R. Forage peanut legume as a strategy for improving beef production without increasing livestock greenhouse gas emissions. **Animal**, v. 18, n. 5, 101158, May 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Produção agropecuária**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/>. Acesso em: 1 maio 2025.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14040**: 2006: environmental management: life cycle assessment: principles and framework. Geneva, 2006a. Disponível em: <https://www.iso.org/standard/37456.html>. Acesso em: 29 maio 2025.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14044**: 2006: environmental management: life cycle assessment: requirements and guidelines. Geneva, 2006b. Disponível em: <https://www.iso.org/standard/38498.html>. Acesso em: 29 maio 2025.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14046**: 2014: environmental management: water footprint: principles: requirements and guidelines. Geneva, 2014. Disponível em: <https://www.iso.org/standard/43263.html>. Acesso em: 29 maio 2025.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 14067**: 2018: greenhouse gases: carbon footprint of products: requirements and guidelines for quantification. Geneva, 2018. Disponível em: <https://www.iso.org/standard/71206.html>. Acesso em: 29 maio 2025.

IPCC. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**: volume 4: agriculture, forestry and other land use. Eggborough: IGES, 2006. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4>. Acesso em: 12 jun. 2025.

IPCC. **Climate change 2007**: synthesis report. Geneva, 2007. 104 p.

IPCC. **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: Cambridge University Press, 2013. 1535 p. DOI: <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324>.

IPCC. **Climate change and land**: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. Geneva, 2020. Disponível em: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/4/2020/02/SPM_Updated-Jan20.pdf. Acesso em: 10 jan. 2022.

IPCC. **Special report**: special report on the ocean and cryosphere in a changing climate: glossary. Disponível em: https://www.ipcc.ch/srocc/chapter/glossary/?utm_source=chatgpt.com%20p%3%A1gina%20697. Acesso em: 12 jun. 2025.

JACINTHO, M. A. C.; PROCOPIO, F. R.; ALVES, F. V.; ALMEIDA, R. G.; PIMENTA, S. C. **Diretrizes técnicas para produção de couro carbono neutro e couro baixo carbono**. São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste, 2024. 20 p. (Embrapa Pecuária Sudeste. Documentos, 147).

KNUDSEN, M. T.; ALMEIDA, G. F.; LANGER, V.; ABREU, L. S.; HALBERG, N. Environmental assessment of organic juice imported to Denmark: a case study on oranges (*Citrus sinensis*) from Brazil. **Organic Agriculture**, v. 1, p. 167-185, 2011.

KOCH, P.; SALOU, T. **AGRIBALYSE**: rapport méthodologique-volet agriculture. Version 3.0; Version initiale 1.0; 2014. Angers: Ed. Ademe, 2020. 319 p.

KULAK, M.; NEMECEK, T.; FROSSARD, E.; CHABLE, V.; GAILLARD, G. Life cycle assessment of bread from several alternative food networks in Europe. **Journal of Cleaner Production**, v. 90, p. 104-113, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.10.060>.

LAM, W. Y.; CHATTERTON, J.; SIM, S.; KULAK, M.; MENDOZA BELTRAN, A.; HUIJBREGTS, M. A. J. Estimating greenhouse gas emissions from direct land use change due to crop production in multiple countries. **Science of The Total Environment**, v. 755, part 2, 143338, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143338>.

LIMA, A. F. S.; BARROS, V. S.; SILVA, A. O.; GONGIM, R. S.; FIGUEIRÊDO, M. C. B.; COSTA, R. N. T.; LACERDA, C. F.; SALES, J. R. S.; SILVA, E. F. F. E. Carbon and water scarcity footprints of banana under current and future climate conditions in the Brazilian semiarid region. **Environmental Development**, v. 51, p. 1-10, 2024.

LU, Y.; KRONZUCKER, H. J.; YU, H.; SHABALA, S.; SHI, W. Nitrogen-loss and carbon-footprint reduction by plant-rhizosphere exudates. **Trends in Plant Science**, v. 29, n. 4, p. 469-481, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2023.09.007>.

- MACIEL, V. G.; ZORTEA, R. B.; DA SILVA, W. M.; CYBIS, L. F. D.; EINLOFT, S.; SEFERIN, M. Life Cycle Inventory for the agricultural stages of soybean production in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 93, p. 65-74, 2015.
- MARRAS, S.; MASIA, S.; DUCE, P.; SPANO, D.; SIRCA, C. Carbon footprint assessment on a mature vineyard. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 214/215, p. 350-356, 2015.
- MATSUURA, M. I. da S. F.; CARDOSO, F. H.; PIGHINELLI, A. L. M. T.; MACIEL, V. G.; RAMOS, N. P.; GAROFALO, D. F. T.; MENDES, N. C.; MOORE, C. C. S.; NOVAES, R. M. L.; MORANDI, M. A. B. **ICVCalc**: ferramenta para construção de inventários agrícolas para estudos de avaliação de ciclo de vida. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2022. 47 p. (Embrapa Meio Ambiente. Circular técnica, 32).
- MATSUURA, M. I. da S. F.; PICOLI, J. F. **Life cycle inventories of agriculture, forestry and animal husbandry**: Brazil. Zurich: Ecoinvent Association, 2019. 143 p.
- MATSUURA, M. I. da S. F.; SCACHETTI, M. T.; CHAGAS, M. F.; SEABRA, J. E. A.; MOREIRA, M. M. R.; BONOMI, A.; BAYMA, G.; PICOLI, J. F.; MORANDI, M. A. B.; RAMOS, N. P.; CAVALETT, O.; NOVAES, R. M. L. **RenovaCalcMD**: método e ferramenta para a contabilidade da intensidade de carbono de biocombustíveis no Programa RenovaBio. 2018. 58 p. Nota técnica. Disponível em: https://www.gov.br/anp/pt-br/assuntos/consultas-e-audiencias-publicas/consulta-audiencia-publica/2018/arquivos-consultas-e-audiencias-publicas-2018/cap-10-2018/cp10-2018_nota-tecnica-renova-calc.pdf. Acesso em: 15 jun. 2025.
- MÉO FILHO, P.; BERNDT, A.; MARCONDES, C. R.; PEDROSO, A. F.; SAKAMOTO, L. S.; VILAS BOAS, D. F.; RODRIGUES, P. H. M.; RIVERO, M. J.; BUENO, I. C. S. Methane emissions, performance and carcass characteristics of different lines of beef steers reared on pasture and finished in feedlot. **Animals**, v. 10, n. 2, p. 303, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/ani10020303>.
- MÉO FILHO, P.; BERNDT, A.; PEZZOPANE, J. R. M.; PEDROSO, A. F.; BERNARDI, A. C. C.; RODRIGUES, P. H. M.; BUENO, I. C. S.; CORTE, R. R.; OLIVEIRA, P. P. A. Can intensified pasture systems reduce enteric methane emissions from beef zattle in the Atlantic Forest Biome? **Agronomy**, v. 12, n. 11, p. 2738, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy12112738>.
- MORDINI, M.; NEMECEK, T.; GAILLARD, G. **Carbon & water footprint of oranges and strawberries**: a literature review. Switzerland: Federal Department of Economic Affairs, 2009. 76 p.
- MOREIRA, M. M. R.; NOVAES, R. M. L.; SCACHETTI, M. T.; CHAGAS, M. F.; SEABRA, J. E. A.; MATSUURA, M. I. da S. F.; RAMOS, N. P.; MORANDI, M. A. B.; BONOMI, A. Proposta de contabilização da mudança de uso da terra na política nacional de biocombustíveis (RenovaBio). In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO DO CICLO DE VIDA, 6., 2018, Brasília, DF. **Anais [...]** Brasília, DF: Ibict, 2018. p. 155-161.
- MORITA, A. M.; MOORE, C. C. S.; NOGUEIRA, A. R.; KULAY, L.; RAVAGNANI, M. A. S. Assessment of potential alternatives for improving environmental trouser jeans manufacturing performance in Brazil, **Journal of Cleaner Production**, v. 24, 119156, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119156>.
- MOTTALEB, K. A.; GOVINDAN, V. How the ongoing armed conflict between Russia and Ukraine can affect the global wheat food security? **Frontiers in Food Science and Technology**, v. 3, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3389/ffst.2023.1072872>.
- MÜLLER CARNEIRO, J.; DIAS, A. F.; BARROS, V. D. S.; GIONGO, V.; FOLEGATTI, M. I. da S. F.; BRITO DE FIGUEIRÊDO, M. C. Carbon and water footprints of Brazilian mango produced in the semiarid region. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 24, n. 4, p. 735-752, 2019.
- NATIONAL MANGO BOARD. **Sustainability assessment**: baseline assessment findings & recommendations. [S.l.]: Common Fields, 2010. Disponível em: https://www.mango.org/wp-content/uploads/2017/10/Sustainability_Final_Report_Eng.pdf. Acesso em: 15 out. 2017.
- NAYAK, A. K.; TRIPATHI, R.; DEBNATH, M.; SWAIN, C. K.; DHAL, B.; VIJAYKUMAR, S.; NAYAK, A. D.; MOHANTY, S.; SHAHID, M.; KUMAR, A.; RAJAK, M.; MOHARANA, K. C.; CHATTERJEE, D.; MUNDA, S.; GURU, P. KHANAM, R.; LAL, B.; GAUTAM, P.; PATTANAIK, S.; SHUKLA, A. K.; FITTON, N.; SMITH, P.; PATHAK, H. Carbon and water footprints of major crop production in India. **Pedosphere**, v. 33, n. 3, p. 448-462, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pedsph.2022.06.045>.
- NEMECEK, T.; FRICK, C.; DUBOIS, D.; GAILLARD, G. Comparing farming systems at crop rotation level by LCA. In: GEERKEN, T.; MATTSO, B.; OLSSON, P.; JOHANSSON, E. (ed.). **Proceedings of the International Conference on LCA in Foods**. Gothenburg: SIK VITO, 2001. p. 65-69.
- NEMECEK, T.; KÄGI, T. **Life cycle inventories of agricultural production systems**: Data v2.0 (2007). Zurich: ART, 2007. 46 p. (Ecoinvent Report, n. 15).
- NEMECEK, T.; SCHNETZER, J. **Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems**: Data v3.0 (2012). Zurich: ART, 2011. 34 p.
- NOVAES, R. M. L.; AMARAL, D. R.; MORANDI, M. A.; FOLEGATTI-MATSUURA, M. I. da S.; BRANDÃO, M. Comment on "The importance of GHG emissions from land use change for biofuels in Brazil: An assessment for current and 2030 scenarios". **Resources, Conservation and Recycling**, v. 201, n. 5, 107207, 2023.
- NOVAES, R. M. L.; PAZIANOTTO, R. A. A.; BRANDÃO, M.; ALVES, B. J. R.; MAY, A.; FOLEGATTI-MATSUURA, M. I. da S. Estimating 20-year land-use change and derived CO2 emissions associated with crops, pasture and forestry in Brazil and each of its 27 states. **Global Change Biology**, v. 23, n. 9, p. 3716-3728, 2017.
- NOVAES, R. M. L.; TUBIELLO, F. N.; GAROFALO, D. F. T.; DE SANTIS, G.; PAZIANOTTO, R. A. A.; FOLEGATTI-MATSUURA, M. I. da S. **Brazil's agricultural land, cropping frequency and**

second crop area: FAOSTAT statistics and new estimates. Jaguariúna: Embrapa Environment, 2022. 25 p. (Embrapa Meio Ambiente. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 93).

OGLE, S. M.; WAKELIN, S. J.; BUENDIA, L.; MCCONKEY, B.; BALDOCK, J.; AKIYAMA, H.; KISHIMOTO, A. W. M.; CHIRINDA, N.; BERNOUX, M.; BHATTACHARYA, S.; CHUERSUWAN, N.; GOHEER, M. A. R.; HERGOUALC'H, K.; ISHIZUKA, S.; LASCO, R. D.; PAN, X.; PATHAK, H.; REGINA, K.; SATO, A.; VAZQUEZ-AMABLE, G.; WANG, C.; ZHENG, X. Cropland. In: BUENDIA, E. C.; TANABE, K.; KRANJC, A.; BAASANSUREN, J.; FUKUDA, M.; NGARIZE, S.; OSAKO, A.; PYROZHENKO, Y.; SHERMANAU, P.; FEDERICI, S. (ed.). **2019 refinement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. Hayama: IPCC, 2019. v. 4, p. 5.1-5.102. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch05_Cropland.pdf. Acesso em: 20 out. 2021.

OLIVEIRA, P. P. A.; BERNARDI, A. C. C.; PEZZOPANE, J. R. M.; BOSI, C.; PERNA JÚNIOR, F.; TADINI, A. M.; MARTIN-NETO, L.; RODRIGUES, P. H. M. Potential of integrated trees-pasture-based systems for GHG emission mitigation and improving soil carbon dynamics in the Atlantic forest biome, Southeastern of Brazil. **European Journal of Agronomy**, v. 158, n. 32, 127219, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eja.2024.127219>.

OLIVEIRA, P. P. A.; BERNDT, A.; PEDROSO, A. de F.; ALVES, T. C.; LEMES, A. P.; OLIVEIRA, B. A.; PEZZOPANE, J. R. M.; RODRIGUES, P. H. M. Greenhouse gas balance and mitigation of pasture-based dairy production systems in the Brazilian Atlantic Forest biome. **Frontiers in Veterinary Science**, v. 9, p. 1-15, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3389/fvets.2022.958751>.

OLIVEIRA, P. P. A.; BERNDT, A.; PEDROSO, A. F.; ALVES, T. C.; PEZZOPANE, J. R. M.; SAKAMOTO, L. S.; HENRIQUE, F. L.; RODRIGUES, P. H. M. Greenhouse gas balance and carbon footprint of pasture-based beef cattle production systems in the tropical region (Atlantic Forest biome). **Animal**, v. 14, p. 427-437, 2020. Supplement 3.

PASINATO, A.; CUNHA, G. R. da; FONTANA, D. C.; MONTEIRO, J. E. B. de A.; NAKAI, A. M.; OLIVEIRA, A. F. de. Área potencial e limitações para a expansão de trigo de sequeiro no bioma Cerrado do Brasil Central. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 53, n. 7, p. 779-790, 2018.

PENA-BERMUDEZ, Y. A.; VINCENZI, R.; MEO-FILHO, P.; SAKAMOTO, L. S.; LOBO, R.; BENETEL, G.; LOBO, A.; MATOS, C.; BENETEL, V.; LIMA, C. G.; BERNDT, A.; CARDENAS, L. M.; BUENO, I. C. S. Effect of yerba mate extract as feed additive on ruminal fermentation and methane emissions in beef cattle. **Animals**, v. 12, n. 21, p. 2997, 2022.

PISHGAR-KOMLEH, S. H.; ZYLOWSKI, T.; ROZAKIS, S.; KOZYRA, J. Efficiency under different methods for incorporating undesirable outputs in an LCA+DEA framework: a case study of winter wheat production in Poland. **Journal of Environmental Management**, v. 260, 110138, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110138>.

POORE, J.; NEMECEK, T. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. **Science**, v. 360, n. 6392, p. 987-992, 2018.

POURMEHDI, K.; KHEIRALIPOUR, K., 2020. Assessing the effects of wheat flour production on the environment. **Advances in Environmental Technology**, v. 6, n. 2, p. 111-117, 2020. DOI: <https://doi.org/10.22104/aet.2021.4704.1280>.

REUNIÃO DA COMISSÃO BRASILEIRA DE PESQUISA DE TRIGO E TRITICALE (15. : 2022 : Brasília, DF). **Informações técnicas para trigo e triticale: safra 2023**. Brasília, DF: Embrapa, 2023. 142 p.

RIBAL, J.; ESTRUCH, V.; CLEMENTE, G.; FENOLLOSA, M. L.; SANJUÁN, N. Assessing variability in carbon footprint throughout the food supply chain: a case study of Valencian oranges. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 24, n. 2, p. 1515-1532, 2019.

RIDOUTT, B. G.; PFISTER, S. A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity. **Global Environmental Change**, v. 20, n. 1, p. 113-120, 2010.

RIEDEL, L.; LAIDIG, F.; HADASCH, S.; RENTEL, D.; HACKAUF, B.; PIEPHO, H. P.; FEIKE, T. Breeding progress reduces carbon footprints of wheat and rye. **Journal of Cleaner Production**, v. 377, 134326, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134326>.

ROIBÁS, L.; ELBEHRI, A.; HOSPIDO, A. Evaluating the sustainability of Ecuadorian bananas: carbon footprint, water usage and wealth distribution along the supply chain. **Sustainable Production and Consumption**, v. 2, p. 3-16, 2015.

SAMPAIO, A. P. C.; SILVA, A. K. P.; AMORIM, J. R. de; SANTIAGO, A. D.; MIRANDA, F. R. de; BARROS, V. S.; SALES, M. C. L.; FIGUEIRÊDO, M. C. B. de. Reducing the carbon and water footprints of Brazilian green coconut. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 26, n. 4, p. 707-723, 2021.

SANTOS, T. L.; NUNES, A. B. A.; GIONGO, V.; BARROS, V. S.; FIGUEIRÊDO, M. C. B. Cleaner fruit production with green manure: the case of Brazilian melons. **Journal of Cleaner Production**, v. 181, p. 260-270, 2018.

SHAO, G.; ZHOU, J.; LIU, B.; ALHARBI, S. A.; LIU, E.; KUZAYKOV, Y. Carbon footprint of maize-wheat cropping system after 40-year fertilization. **Science of the Total Environment**, v. 926, 172082, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172082>.

SHUKLA, P. R.; SKEA, J. (ed.). **Climate change 2022: mitigation of climate change: working group III contribution to the sixth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. [Cambridge]: Cambridge University Press, 2022. 2029 p.

SILVA, C. B.; VALENTE, L. M.; MATOS, E.; BRANDÃO, M.; NETO, B. Life cycle assessment of aquafeed ingredients. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 23, n. 5, p. 995-1017, 2018.

SIMMONS, A. T.; MURRAY, A.; BROCK, P. M.; GRANT, T.; COWIE, A. L.; EADY, S.; SHARMA, B. Life cycle inventories for the Australian grains sector. **Crop & Pasture Science**, v. 70, n. 7, p. 575-584, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1071/CP18412>.

SOBEL, T. F.; COSTA, E. de F. Impactos na geração de empregos e renda da implantação do projeto pontal no Vale do São Francisco. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 35, n. 3, p. 405-423, 2004. DOI: <https://doi.org/10.61673/ren.2004.794>.

SUBEDI, S.; DENT, B.; ADHIKARI, R. The carbon footprint of fruits: a systematic review from a life cycle perspective. **Sustainable Production and Consumption**, v. 52, p. 12-28, 2024.

TAHMASEBI, M.; FEIKE, T.; SOLTANI, A.; RAMROUDI, M.; HA, N. Trade-off between productivity and environmental sustainability in irrigated vs. rainfed wheat production in Iran. **Journal of Cleaner Production**, v. 174, p. 367-379, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.305>.

TASSIELLI, G.; NOTARNICOLA, B.; RENZULLI, P. A.; ARCESE, G. Environmental life cycle assessment of fresh and processed sweet cherries in southern Italy. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, p. 184-197, 2018.

THE EUROPEAN FEED MANUFACTURERS' FEDERATION. **The PEFCR feed for food producing animals**. [S.l.]: FEFAC, 2024. Disponível em: <https://fefac.eu/priorities/sustainability/pefcr-feed/>. Acesso em: 29 maio 2025.

TUBIELLO, F. N.; ROSENZWEIG, C.; CONCHEDDA, G.; KARL, K.; GÜTSCHOW, J.; XUEYAO, P.; OBLI-LARYEA, G.; WANNER, N.; QIU, S. Y.; BARROS, J. de.; FLAMMINI, A.; MENCOS-CONTRERAS, E.; SOUZA, L.; QUADRELLI, HEIÐARSDÓTTIR, H. H.; BENOIT, P.; HAYEK, M.; SANDALOW, D. Greenhouse gas emissions from food systems: building the evidence base. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 6, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac018e>.

VAN PAASSEN, M.; BRACONI, N.; KULING, L.; DURLINGER, B.; GUAL, P. **Agri-footprint 5.0**. Gouda: Mérieux NutriSciences, 2019. 134 p. Disponível em: <https://www.agri-footprint.com/wp-content/uploads/2019/11/Agri-Footprint-5.0-Part-2-Description-of-data-17-7-2019-for-web.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2025.

VÁZQUEZ-ROWE, I.; TORRES-GARCÍA, J. R.; CÁCERES, A. L.; LARREA-GALLEGOS, G.; QUISPE, I.; KAHHAT, R. Assessing the magnitude of potential environmental impacts related to water and toxicity in the Peruvian hyper-arid coast: a case study for the cultivation of grapes for *pisco* production. **Science of the Total Environment**, v. 601-602, p. 532-542, 2017.

VERDI, L.; DALLA MARTA, A.; FALCONI, F.; ORLANDINI, S.; MANCINI, M. 2022. Comparison between organic and conventional farming systems using Life Cycle Assessment (LCA): a case study with an ancient wheat variety. **European Journal of Agronomy**, v. 141, 126638, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126638>.

VINYES, E.; ASIN, L.; ALEGRE, S.; MUÑOZ, P.; BOSCHMONART, J.; GASOL, C. M. Life cycle assessment of apple and peach production, distribution and consumption in mediterranean fruit sector. **Journal of Cleaner Production**, v. 149, p. 313-320, 2017.

WANG, H.; MA, S.; SHAO, G.; DITTERT, K. Use of urease and nitrification inhibitors to decrease yield-scaled N₂O emissions from winter wheat and oilseed rape fields: a two-year field experiment. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 319, 107552, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107552>.

XIONG, W.; REYNOLDS, M. P.; MONTES, C.; CROSSA, J.; SNAPP, S.; AKIN, B.; MESUT, K.; OZDEMIR, F.; LI, H.; HE, Z.; WANG, D.; CHEN, F. New wheat breeding paradigms for a warming climate. **Nature Climate Change**, v. 14, p. 869-875, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41558-024-02069-0>.

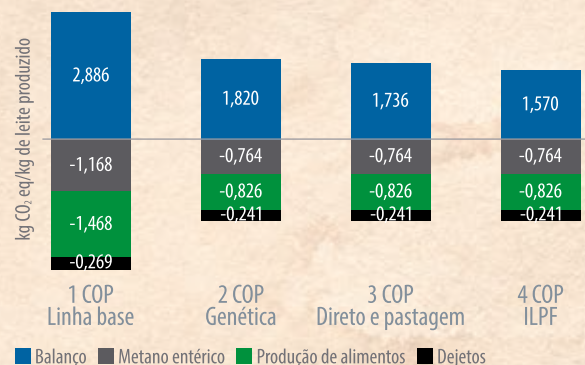
ZHOU, Y.; ZHAO, X.; LI, Y.; XU, J.; BI, A.; KANG, L.; XU, D.; CHEN, H.; WANG, Y.; WANG, Y.-G.; LIU, S.; JIAO, C.; LU, H.; WANG, J.; YIN, C.; JIAO, Y. LU, F. *Triticum* population sequencing provides insights into wheat adaptation. **Nature Genetics**, v. 52, p. 1412-1422, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41588-020-00722-w>.

Exemplo de resultado da calculadora de leite de baixo carbono da Embrapa

O balanço de carbono é calculado pela soma das emissões menos as remoções de carbono nos sistemas de produção de carne e leite. Para a soma das emissões, a calculadora de pecuária de baixo carbono da Embrapa estima as emissões de GEE resultantes da fermentação entérica, dos dejetos e da produção de alimentos. Para a subtração das remoções, a calculadora estima o sequestro de carbono nos solos agrícolas, nas pastagens e nos troncos de árvores em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta.

Na Figura ao lado são apresentadas simulações em que o balanço de carbono do leite é representado na cor azul, diminuindo conforme são adotadas diferentes tecnologias complementares.

- A **primeira barra** representa um resultado de produção convencional de leite, ou “linha de base”, caracterizado por pastejo com baixa adoção de tecnologias.
- Na **segunda barra**, a propriedade passou a utilizar genética superior especializada em produção de leite, resultando em uma pegada de carbono 37% menor.
- Na **terceira barra**, foi aprimorado o manejo dos solos, adotando o plantio direto nas lavouras destinadas para a alimentação animal e intensificação das pastagens, resultando em uma pegada 40% menor que a “linha de base”.
- Na **quarta barra**, foram incorporadas árvores ao sistema de produção de leite, que, além de contribuírem para o conforto e bem-estar das vacas, também sequestram carbono nos seus troncos, resultando numa pegada 46% menor que o sistema convencional.



Balanço de carbono do leite em sistemas com diferentes perfis tecnológicos.