

Avaliação do ciclo de vida agrícola de cultivos orgânico, convencional e transgênico de milho: potenciais impactos ambientais

Evaluation of the agricultural life cycle of organic, conventional and transgenic corn cultures: potential environmental impacts

Aracy Araújo¹, Yasmin Twanne de Cássia Silva²

RESUMO: Avaliação do Ciclo de Vida é uma técnica de gestão ambiental, que, no setor agrícola, estima potenciais impactos ambientais. O objetivo deste estudo é analisar três sistemas de cultivo de milho, convencional (CC), transgênico (CT1 e CT2) e orgânico (CO), em quatro áreas, a partir da utilização de insumos agrícolas, a fim de identificar e comparar os potenciais impactos ambientais provocados pelo uso de fertilizantes, pesticidas e corretivos, apontando vantagens e desvantagens de cada processo frente às questões ambientais. Os dados foram coletados a partir da aplicação de questionário para quantificar e caracterizar os tipos de insumos utilizados e, em seguida, associados ao banco de dados do programa de *software* para a elaboração do inventário do ciclo de vida. Posteriormente, foram analisados em categorias de impacto ambiental: acidificação, eutrofização, ecotoxicidade terrestre e aquática. Em nenhuma das quatro áreas foi necessária a aplicação de qualquer tipo de corretivo. Com relação à aplicação de fertilizantes, o CT2 apresentou o pior perfil ambiental em todas as categorias devido às suas maiores emissões de substâncias quando comparado às outras áreas. Já o CO foi o cultivo com menores emissões por utilizar um produto orgânico em seu processo produtivo. Com relação à aplicação de pesticidas, o CO não utiliza nenhum produto que se assemelha a essa prática e novamente o CT2 apresentou o pior perfil, mesmo utilizando menor quantidade de pesticidas. Diante desses resultados, é possível concluir que a forma de manejo e o local são fatores que influenciam os potenciais impactos provocados por um sistema de cultivo. O CO foi aquele que apresentou maiores vantagens quando comparado às outras áreas, mas um erro de manejo pode fazer com que ofereça riscos ambientais tanto quanto os outros.

Palavras-chave: Agricultura. Fertilizantes. Pesticidas. Sustentabilidade.

ABSTRACT: The evaluation of the life cycle is a technique in environmental administration which estimates potential environmental impacts in agriculture. Current study analyzes three culture systems of corn, namely, conventional (CC), transgenic (CT1 and CT2) and organic (CO), in four areas, through the use of agricultural fertilizers to identify and compare potential environmental impacts caused by fertilizers, pesticides and correctives, indicating advantages and disadvantages of each process with regard to environmental issues. Data were collected by questionnaire to quantify and characterize the types of fertilizers and to associate them with the database for the elaboration of a life cycle inventory. Categories of environmental impact, acidification, eutrophication, land and water ecotoxicity, were analyzed. The application of correctives was not needed in any of the four areas. In the case of the application of fertilizers, CT2 had the worst environmental profile in all categories due to higher emission rates of compounds when compared to that in other areas. CO was the culture with the lowest emissions due to the organic compound employed in its production process. With regard to the application of pesticides, CO does not employ any product that is similar to such practice, whilst CT2 had the worst profile even when the least possible amount of pesticides is employed. Results show that the form of management and areas are factors that affect potential impacts caused by the culture system. CO had the highest advantage rates when compared to other areas, but a management mistake may cause environmental risks just the same as others.

Keywords: Agriculture. Fertilizers. Pesticides. Sustainability.

Autor correspondente:

Aracy Araújo: aracy.araujo@gmail.com

Recebido em: 16/03/2021

Aceito em: 01/10/2021

¹ Doutora em Economia, FAGEN, UFU, Uberlândia (MG), Brasil.

² Mestre em Qualidade Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental pelo Instituto de Ciências Agrárias (ICIAG), Brasil.



INTRODUÇÃO

O sistema de produção agrícola é um dos que mais provocam danos ambientais, como mudanças climáticas, acidificação, eutrofização, toxicidade, entre outros (BRENTROP *et al.*, 2004; BENNETT *et al.*, 2006), e isso ocorre não somente por meio das atividades realizadas no campo, mas também por meio da produção de insumos agrícolas utilizados no processo (BRENTROP *et al.*, 2004). A produção de alimentos necessita de grandes quantidades de recursos, satisfazendo as necessidades econômicas e de crescimento populacional, e isso tem provocado vários efeitos negativos ao meio ambiente (CLAUDINO; TALAMINI, 2013).

No Brasil, a agricultura é o setor que mais promove impacto no desenvolvimento do país (BENDLIN *et al.*, 2014), gerando forte influência sobre outros diversos setores da economia (CARMO, 2016). Os principais produtos cultivados e comercializados da agricultura brasileira são: os grãos (arroz, feijão, milho e soja, dentre outros) além da cana-de-açúcar e café (COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB, 2018). Em relação à safra 2020/2021, a CONAB apresentou novas perspectivas, com uma produção total esperada em 105,2 milhões de toneladas que representa um aumento de 2,6% em relação à safra anterior (CONAB, 2021).

Entre as culturas, o cultivo de milho sempre demonstrou possuir importância estratégica quando se trata de segurança alimentar e desenvolvimento regional e comercial (SANTOS *et al.*, 1994). Assim, essa cultura representa um dos principais produtos da base alimentar de diversos países e, devido à sua grande utilização, é considerado o cereal mais cultivado no mundo (GERVÁSIO, 2017).

O Brasil é considerado o terceiro maior produtor mundial de milho, sendo uma das culturas mais importantes do país. Como uma de suas alternativas de uso, o milho pode ser utilizado como insumo na fabricação de dezenas de produtos, mas, principalmente, atuando nas cadeias produtivas de suínos e aves, que consomem entre 70% e 80% da produção nacional. Devido a suas características de exploração e de importância alimentar e nutricional, a produção de milho-verde é uma boa alternativa também no âmbito da agricultura familiar, por ser um produto de grande valor social e econômico (SOBRINHO *et al.*, 2020).

No Estado de Minas Gerais, de acordo com o relatório da Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento de Minas Gerais (SEAPA), publicado em julho de 2021, a produção de milho chegou a quase oito milhões de toneladas em um pouco mais de um milhão de hectare de área colhida (MINAS GERAIS, 2021). Minas Gerais se apresenta em quinto lugar no *ranking* dos principais Estados produtores de milho, contribuindo para 8,1% da produção total do país (MINAS GERAIS, 2021). Mesmo com a consolidação da agricultura no país, a sociedade tem se preocupado muito quanto à sustentabilidade ambiental, a fim de proporcionar uma produção mais sustentável e limpa (CLAUDINO; TALAMINI, 2013; HASLER *et al.*, 2015).

Também segundo Zalidis *et al.* (2002) e Roy *et al.* (2009), o interesse e a preocupação com relação a produtos e consumo de alimentos de modo sustentável têm aumentado, necessitando de diferentes estudos nos sistemas de produção agrícola. Apesar de haver dificuldades em estimar os efeitos ambientais provocados pela produção de alimentos (ROY *et al.*, 2009; RUVIARO *et al.*, 2012), diversas ferramentas e pesquisas importantes estão sendo desenvolvidas para melhor mensurar e avaliar impactos ambientais, como os estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (CLAUDINO; TALAMINI, 2013).

A metodologia de ACV é uma técnica de gestão elaborada para avaliar questões ambientais e potenciais impactos ao longo da vida de um sistema de produto ou serviço, ou seja, desde a obtenção da matéria-prima, passando pelo processo de produção, consumo até a disposição final (do “berço ao túmulo”) (ISO, 1997; HASLER *et al.*, 2015).

Conforme a norma ISO 14040 - *Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework* (COLTRO, 2007), a ACV é estruturada a partir da definição de objetivo e escopo apontando o motivo do estudo, público-alvo, o sistema de produto, os limites desse sistema e a unidade funcional; a análise de inventário do ciclo de vida por meio da coleta de dados e a quantificação de entradas e saídas de matéria e energia em *softwares* específicos; avaliação de impacto ambiental em que os dados do inventário são associados a potenciais impactos ambientais específicos, que devem ser considerados como indicadores de potenciais impactos relevantes, e não como uma afirmação de ocorrências futuras; e a interpretação de que, a partir da análise do inventário e da avaliação de impactos, faz conclusões e recomendações para mitigar potenciais impactos ambientais gerados pelo sistema em estudo.

Apesar de haver dificuldades em estimar os efeitos ambientais provocados pela produção de alimentos, muitos estudos estão sendo realizados a partir da metodologia de ACV para o agronegócio como forma de estimar os impactos ambientais provocados pela atividade e apoiar os processos de tomada de decisão em matéria de agricultura e tecnologia de produção de alimentos (ROY *et al.*, 2009; RUVIARO *et al.*, 2012; NEMECEK *et al.*, 2015), mas vale ressaltar que não há consenso sobre como avaliar os sistemas de cultivo dentro dessa metodologia (PETER *et al.*, 2017).

Brentrup *et al.* (2004) afirmam que estudos de ACV no setor agrícola permitem investigar impactos ambientais de diferentes intensidades no sistema produtivo, além de analisar vantagens e desvantagens nos sistemas de cultivo intensivo ou extensivo. Isso torna o método de ACV adequado para analisar impactos ambientais em sistemas de cultivo (NEMECEK *et al.*, 2011).

De acordo com Ruviaro *et al.* (2012), os estudos de ACV no ramo agrícola são de significativa importância em todas as fases de produção, podendo ser destacadas as seguintes externalidades de mercado: consumidores exigem produtos que respeitem o meio ambiente e estão dispostos a pagar mais por eles; produtores apresentam dificuldades em expor a sustentabilidade do cultivo de seus produtos, havendo dificuldades de acesso a mercados

importantes e aplicação gradual de critérios ambientais nos países como requisitos para importação de produtos agrícolas.

Colocar no estudo todos os impactos e emissões ambientais provenientes das culturas é um desafio quando se leva em consideração que há culturas que são interligadas com outras culturas no sistema produtivo. Normalmente, a ACV agrícola é direcionada ao produto, ou seja, na safra, mas isolar uma cultura e as suas emissões do sistema de cultivo do qual faz parte é uma tarefa desafiadora e talvez impossível (GOGLIO *et al.*, 2017). Para avaliar e comparar o peso ambiental relacionado aos sistemas de produção agrícola, é necessário comparar todos os impactos ambientais resultantes do processo ao mesmo tempo (BRENTROP *et al.*, 2001).

De forma prática, são exemplos de ACV em sistemas agrícolas: Haas *et al.* (2001) compararam dezoito fazendas de pastagem em sistemas agrícolas intensivo, extensivo e orgânico, em que as fazendas com práticas extensiva e orgânica se mostraram com menor potencial na geração de impactos, como no uso de energia, aquecimento global, ecotoxicidade, acidificação e eutrofização, quando comparadas às fazendas intensivas. Já Bennett *et al.* (2006) compararam cultivos de milho convencional e transgênico de sementes combinadas em que o cultivo transgênico se mostrou mais benéfico para o meio ambiente e para a saúde humana.

Tricase *et al.* (2018) analisaram cultivo orgânico e convencional de cevada, observando que o cultivo orgânico é a solução mais ambientalmente sustentável, mas não eficiente na produção, e o cultivo convencional é a solução mais eficiente de produção, mas não ambientalmente sustentável.

Romeiko (2019) comparou a utilização de dois tipos de irrigação nos sistemas de cultivo de milho, soja e trigo e percebeu que, ao substituir a água subterrânea por água recuperada (residual), houve uma queda significativa nos quesitos: aquecimento global do ciclo de vida, acidificação, redução da camada de ozônio, formação de fumaça e impactos respiratórios. Timpanaro *et al.* (2021) compararam as diferenças no impacto ambiental causado pelo cultivo orgânico em relação ao convencional na produção de batatas em que foi observado que o cultivo orgânico foi mais sustentável do que o cultivo convencional.

Tricase *et al.* (2018) e Martínez-Blanco *et al.* (2013) evidenciam que a metodologia de ACV tem sido muito utilizada para quantificar os potenciais impactos ambientais relacionados à agricultura e aos sistemas de produção de cereais. Assim, o presente trabalho tem como objetivo utilizar a ACV para analisar três sistemas de cultivo de milho, sendo eles convencional, transgênico e orgânico, a partir da utilização de insumos agrícolas em seus processos produtivos, a fim de identificar e comparar os potenciais impactos ambientais provocados pelo uso de fertilizantes, pesticidas e corretivos dentro dos processos de produção mencionados, apontando vantagens e desvantagens de cada processo frente às questões ambientais. O artigo está estruturado em material e métodos, evidenciando as áreas de estudo, forma de coleta de dados e as diretrizes adotadas para a realização da ACV; em seguida, os resultados obtidos na

pesquisa acompanhados de discussões conforme trabalhos publicados e, por fim, as principais conclusões.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1. ÁREAS DE ESTUDO E COLETA DE DADOS

Foram pesquisadas quatro áreas de plantação de milho sendo uma de cultivo convencional (CC) da cidade de Monte Carmelo (MG), utilizando sementes híbridas; duas de cultivo transgênico (CT1 e CT2), a primeira com sementes híbridas resistentes a insetos da cidade de Monte Carmelo e a segunda com sementes híbridas combinadas (resistente a insetos e tolerante a herbicidas) da região rural de Uberlândia (MG) e uma de cultivo orgânico (CO) com sementes convencionais, também da região rural de Uberlândia. Neste estudo, não serão identificadas as áreas que forneceram os dados, sendo assim estas serão representadas no decorrer do estudo por abreviações como demonstrado (CC, CT1, CT2 e CO).

Os dados obtidos para o desenvolvimento desta pesquisa foram coletados no ano de 2018, por meio de um questionário e de acordo com a aprovação do projeto “*Avaliação do ciclo de vida e valoração ambiental de cultivos de milho próximos à cidade de Uberlândia - potenciais impactos socioambientais*” pelo Comitê de Ética (nº parecer 2.983.044). O questionário foi direcionado ao produtor responsável pela área (dados primários), solicitando informações como: tipos e a quantidade de insumos agrícolas - fertilizantes, pesticidas e corretivos - utilizados, conforme Coltro *et al.* (2006).

2.2. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

Para cumprir os objetivos desta pesquisa, foi aplicado o protocolo da metodologia de ACV estabelecida pela norma ISO 14040. Como escopo do trabalho, foram quantificados e caracterizados os tipos de insumos - fertilizantes, pesticidas e corretivos - aplicados na safra de 2017/2018 (desde a preparação do solo até a colheita, sendo este o limite do sistema), como o trabalho referência de Coltro *et al.* (2006). Este estudo foi focado apenas na utilização dos insumos na fase de cultivo (ciclo de vida agrícola), não sendo contabilizados o transporte e o armazenamento dos insumos.

Diferentes unidades funcionais podem ser utilizadas (BACENETTI *et al.*, 2015) para aplicação da metodologia ACV em sistemas agrícolas e, no presente estudo, a unidade funcional adotada foi de 1 kg de milho colhido (COLTRO *et al.*, 2006; ROY *et al.*, 2009; BACENETTI *et al.*, 2015; TRICASE *et al.*, 2018) para dar limites à coleta de dados. Os resultados serão analisados e discutidos a partir de dados presentes na literatura científica.

Para a elaboração do Inventário do Ciclo de Vida, os dados foram coletados diretamente com os agricultores envolvidos na pesquisa sobre as quantidades e os tipos de insumos aplicados (dados primários) e estes associados ao banco de dados do programa de *software* SimaPro® (dados secundários), utilizando o método ReCiPe 2016 para a avaliação dos impactos ambientais (NOYA *et al.*, 2015; ESTEVES *et al.*, 2016; GOGLIO *et al.*, 2018; TRICASE *et al.*, 2018).

Na Avaliação de Impactos, as categorias selecionadas para avaliar os potenciais impactos provenientes das áreas estudadas foram: acidificação terrestre (HAAS *et al.*, 2001; BRENTROP *et al.*, 2004; BENNETT *et al.*, 2006; COLTRO *et al.*, 2006; NOYA *et al.*, 2015; TRICASE *et al.*, 2018), eutrofização (HAAS *et al.*, 2001; BRENTROP *et al.*, 2004; BENNETT *et al.*, 2006; NOYA *et al.*, 2015; TRICASE *et al.*, 2018), ecotoxicidade terrestre (BRENTROP *et al.*, 2004; COLTRO *et al.*, 2006; NOYA *et al.*, 2015; TRICASE *et al.*, 2018) e ecotoxicidade aquática (BRENTROP *et al.*, 2004; BENNETT *et al.*, 2006; NOYA *et al.*, 2015; TRICASE *et al.*, 2018), por serem categorias de impacto regional.

A partir do inventário e da avaliação de impactos, os resultados gerados foram interpretados e discutidos de acordo com a literatura científica.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Após a aplicação dos questionários, os dados foram organizados e posteriormente aplicados ao programa de *software* SimaPro® da metodologia de ACV, em que os cálculos para fertilizantes, pesticidas e corretivos foram feitos separadamente. A Tabela 1 mostra os tipos e as quantidades de insumos agrícolas utilizados para a realização dos cálculos do inventário do ciclo de vida referente aos cultivos de milho. Vale ressaltar que as áreas CC e CT1 pertencem a um único produtor e suas práticas de cultivo são as mesmas, independentemente do tipo de semente. Esses dados foram fornecidos pelos agricultores responsáveis por cada uma das áreas analisadas.

Tabela 1. Insumos agrícolas utilizados nas áreas de estudo referentes à safra 2017/2018

Área de cultivo	Produto	Unidade	Quantidade/hectare
CC e CT1	Fertilizantes		
	Total	kg/ha	540
	Fertilizante nitrogenado	kg/ha	220
	Fertilizante potássico	kg/ha	20
	Fertilizante misto	kg/ha	300
	Pesticidas		
	Total	L/ha	10,8
	Fungicidas	-	-
	Herbicidas	L/ha	10,8
	Inseticidas	-	-
	Corretivos	-	-
CT2	Fertilizantes		
	Total	kg/ha	730

Área de cultivo	Produto	Unidade	Quantidade/hectare
	Fertilizante nitrogenado	kg/ha	300
	Fertilizante potássico	kg/ha	150
	Fertilizante fosfatado	kg/ha	280
	Pesticidas		
	Total	L/ha	9,85
	Fungicidas	L/ha	1,4
	Herbicidas	L/ha	7,2
	Inseticidas	L/ha	1,25
	Corretivos	-	-
CO	Fertilizantes		
	Total	kg/ha	76,19
	Fertilizante - Esterco bovino	kg/ha	76,19
	Pesticidas	-	-
	Corretivos	-	-

Fonte: Elaboração do autor, com base nos resultados da pesquisa (2018).

Em todas as áreas, é possível observar a aplicação de diferentes tipos e quantidades de fertilizantes, conforme as necessidades de cada área. Isso pode ser justificado pelas características do típico solo da região, um solo de Cerrado, que apresenta baixa disponibilidade de nutrientes, gerando a necessidade de constantes aplicações de fertilizantes (COSTA *et al.*, 2002). Mesmo assim, pode-se observar que o cultivo orgânico se destaca por ter a característica de aplicar um menor volume de insumos em termos de fertilizantes e pesticidas do que no regime convencional (TIMPANARO *et al.*, 2021).

Com relação à utilização de pesticidas, nas áreas CC e CT1 é aplicado apenas um tipo (herbicidas), na área CT2 são aplicados três tipos (fungicidas, herbicidas e inseticidas), enquanto na área CO nenhum tipo é utilizado e essa diferença entre as áreas de cultivo está de acordo com as condições e o modo de manejo de cada uma delas. Em nenhuma das quatro áreas foi necessária a aplicação de qualquer tipo de corretivo.

3.1. FERTILIZANTES

Fertilizante é um dos produtos agrícolas que vem sendo cada vez mais utilizado com o objetivo de aumentar a produtividade do solo e repor seus nutrientes, que são retirados durante o processo de produção (ARTUZO *et al.*, 2017). A Figura 1 mostra uma comparação geral dos resultados ambientais de acordo com as categorias de impacto, previamente estabelecidas, para os quatro tipos de cultivos de milho avaliados neste estudo conforme a quantidade e os tipos de fertilizantes utilizados em cada processo produtivo.

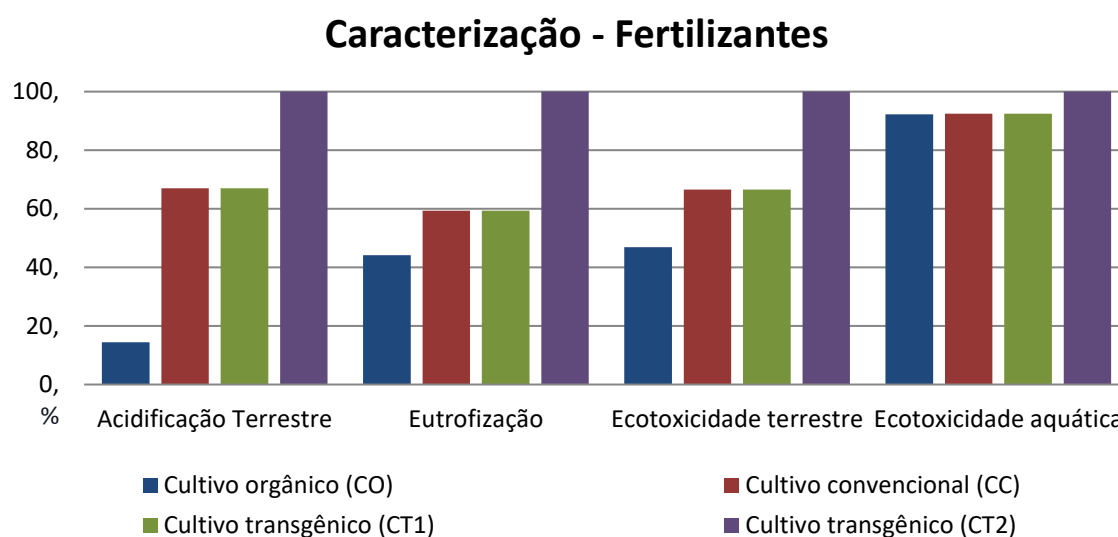


Figura 1. Comparação entre um cultivo de milho orgânico, um convencional e dois transgênicos de acordo com os tipos e as quantidades de fertilizantes aplicados em seus processos de produção
Fonte: Elaboração do autor, com base nos resultados da pesquisa (2018).

Nos resultados aqui apresentados, o CT2 apresentou 100% de carga ambiental enquanto CO foi o cultivo que apresentou as menores cargas ambientais. Noya *et al.* (2015), ao comparar três cultivos de cereais (milho, trigo e triticale), classificaram o cultivo que apresentou 100% de carga nas categorias estabelecidas no trabalho como aquele de pior desempenho ambiental, ou seja, que provoca maiores impactos dentro de cada categoria. Seguindo sua classificação, o CT2 foi o cultivo que apresentou o pior perfil ambiental em todas as categorias e os valores absolutos de cada cultivo podem ser vistos na Tabela 2.

Tabela 2. Valores de emissão referentes às categorias de impacto de acordo com a aplicação de fertilizantes nos cultivos de milho

Categorias de impacto ambiental	Unidade	CO	CC	CT1	CT2
Acidificação terrestre	kg SO ₂	0,421	1,96	1,96	2,93
Eutrofização	kg P	0,0198	0,0266	0,0266	0,0449
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB	76,3	108	108	163
Ecotoxicidade aquática	kg 1,4-DCB	6,85	6,87	6,87	7,43

Fonte: Elaboração do autor, com base nos resultados da pesquisa (2018).

Em relação à primeira categoria, acidificação terrestre, potencialmente provocada pela emissão de amônia (NH₃) (ALVARENGA *et al.*, 2012), o CO foi o cultivo que apresentou o valor mais baixo quando comparado aos outros cultivos. Normalmente, o potencial de acidificação é quantificado em termos equivalentes de dióxido de enxofre (SO₂), mas na agricultura tanto NH₃ quanto o SO₂ são considerados os principais responsáveis pela acidificação (TUOMISTO *et al.*, 2012). Nos cultivos de agricultura intensiva, como os CC,

CT1 e CT2, é comum alta aplicação de fertilizantes nitrogenados, principalmente na cultura do milho por ser uma cultura de biomassa elevada (RENOUF *et al.*, 2008).

Nesta primeira categoria, o cultivo CT2 foi aquele que apresentou maiores emissões e isso pode ser justificado por ter sido o cultivo que aplicou a maior quantidade de fertilizante nitrogenado em relação às outras áreas, como mostrado na Tabela 1. Segundo Brentrup *et al.* (2004) e Bacenetti *et al.* (2015), esses impactos são mais intensificados, principalmente, quando os fertilizantes nitrogenados utilizados contêm maiores quantidades de ureia ou amônia em sua composição e quando provocam emissões por meio de lixiviação de nitrogênio, volatilização de amônia, entre outras. A quantidade liberada por essas emissões é fortemente influenciada pelas práticas de uso e manejo da terra, além do tipo de solo e condições climáticas (HOODA *et al.*, 2000).

No trabalho desenvolvido por Haas *et al.* (2001), ao comparar sistemas de agricultura de pastagem intensivos, extensivos e orgânicos, também foi possível observar que as fazendas de agricultura extensiva e, principalmente, as de agricultura orgânica emitem uma quantidade menor de amônia quando comparadas com as fazendas de agricultura intensiva. Ainda segundo esses autores, devido às características do sistema orgânico, este se mostra muito vantajoso em questões ecológicas inerentes ao sistema de produção.

Avaliando a categoria eutrofização, o CO foi o que apresentou menor emissão para esta categoria enquanto os cultivos CC, CT1 e CT2 apresentaram maiores emissões por serem cultivos de agricultura intensiva. O CT2 apresentou pior desempenho ambiental por utilizar fertilizante fosfatado e em quantidade mais elevada, diferentemente dos cultivos CC e CT1, que não utilizam fertilizante fosfatado, e, sim, fertilizante misto (com menor concentração de fosfato). É sabido que todo produto que contenha nitrogênio e, principalmente, o fosfato, que é considerado limitante na maioria dos ambientes aquáticos, ao ser lixiviado, pode provocar este impacto (ALVARENGA *et al.*, 2012; TUOMISTO *et al.*, 2012).

Novamente no trabalho de Haas *et al.* (2001), também foi constatado que a agricultura orgânica emite menores quantidades de fosfato quando comparada às emissões provenientes do sistema de agricultura intensiva. Essa situação também é vista nos trabalhos de Foteinis e Chatzisyneon (2016), comparando cultivo de alface de campo orgânico com o convencional, e Chatzisyneon *et al.* (2017), comparando cultivo de pimenta convencional com o orgânico. Em ambos, foi constatado que na categoria de eutrofização o cultivo convencional se mostrou com maior potencial de contribuição para este impacto do que o cultivo orgânico. Os autores também justificam esses resultados devido ao uso de fertilizantes químicos, por apresentarem capacidade de efeitos devastadores em águas locais em termos de eutrofização.

Nas categorias de ecotoxicidade terrestre e aquática, o CO também se manteve com as emissões menores que os demais cultivos, mas, diferentemente da primeira, na categoria de ecotoxicidade aquática, o CO apresentou um nível de emissão muito próximo aos cultivos CC e CT1. Essa alta emissão (Tabela 2) e esse desempenho ambiental negativo (Figura 1) podem

ser justificados pelo excesso de aplicação de fertilizante no processo produtivo ou algum erro de manejo. Normalmente, a agricultura orgânica tende a diminuir os riscos de contaminação de corpos hídricos, por utilizar fertilizações orgânicas que provocam menos impactos e por não aplicar nenhum tipo de agrotóxico ou outros produtos sintéticos que possam contaminar ou serem fontes de contaminantes para estes recursos (AZADI *et al.*, 2011).

Nitrogênio e fósforo, por exemplo, em excesso, devido à alta aplicação de fertilizantes, podem penetrar na água subterrânea ou escoar superficialmente, poluindo os ecossistemas aquáticos (TUOMISTO *et al.*, 2012). Em relação a esses nutrientes, o esterco animal tem normalmente a proporção de N e P 4:1, não sendo balanceado em relação às necessidades, proporção 8:1 (SHIGAKI *et al.*, 2006). Isso faz com que o produtor aplique maiores quantidades de esterco para alcançar o nível adequado de N, excedendo a quantidade de P nos solos, tornando esses nutrientes tóxicos tanto para o solo quanto para o meio aquático em caso de escoamento superficial (SHARPLEY, 1995).

Para reduzir a ocorrência de impactos negativos no solo, segundo Tuomisto *et al.* (2012), é preciso uma gestão de qualidade do solo como alta prioridade, sendo necessário aplicar práticas que aumentam o teor de matéria orgânica do solo, melhorando sua estrutura, e reduzir a aplicação de produtos químicos, incluindo fertilizantes que quando aplicados de modo excessivo, interferem nas funcionalidades dele (ZALIDIS *et al.*, 2002).

O trabalho desenvolvido por Noya *et al.* (2015), após comparar os encargos ambientais gerados por três cultivos de cereais, também observou que os insumos atuam como *hotspots* ambientais em todos os cultivos analisados e que o uso de fertilizantes é forte contribuinte para o perfil ambiental. Como solução desses problemas, a fim de obter uma cultura mais sustentável, é necessário um uso mais adequado de fertilizantes no processo produtivo, como os fertilizantes orgânicos (estrupe, lodo) (HASLER *et al.*, 2015).

3.2. PESTICIDAS

Segundo Hauschild (2000), os pesticidas foram insumos criados para controlar organismos (ervas daninhas, bactérias, fungos e insetos), melhorando a produtividade da cultura. Porém, com a ação de ventos e de processos como evaporação, lixiviação e escoamento superficial, uma parte desses produtos aplicados é carregada e acumulada, afetando ecossistemas terrestres e aquáticos.

Com relação à aplicação de pesticidas nas áreas de cultivo, o CT2 foi o cultivo que, novamente, apresentou 100% de carga em todas as categorias avaliadas, representando o pior perfil ambiental, conforme a classificação de Noya *et al.* (2015), quando comparado aos outros dois cultivos (Figura 2). O CO não está incluído na análise de pesticidas deste trabalho, pois ele não apresenta nenhuma prática que se assemelha ao uso desses tipos de produtos.

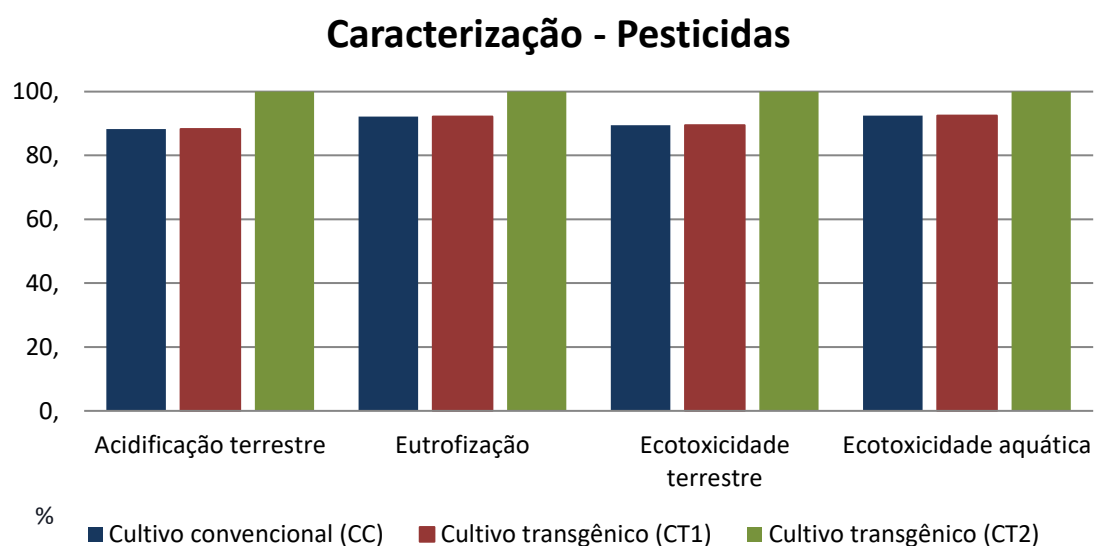


Figura 2. Comparação entre um cultivo de milho orgânico, um convencional e dois transgênicos de acordo com os tipos e as quantidades de pesticidas aplicados em seus processos de produção.

Fonte: Elaboração do autor, com base nos resultados da pesquisa (2018).

Sobre a caracterização dos pesticidas, é possível observar que as práticas dos cultivos CC e CT1, mesmo utilizando sementes diferentes, também não se mostram muito vantajosas ao meio ambiente. Seus níveis de emissão de substâncias que contribuem para a ocorrência desses impactos estão próximos aos do CT2 (Tabela 3), considerado o que apresentou o pior perfil ambiental desta pesquisa. Segundo Pimentel (2005), a poluição por pesticidas no meio ambiente já tem seus efeitos negativos comprovados em ecossistemas inteiros, devido ao seu alto consumo na agricultura, independentemente da forma de cultivo, sendo que a carga de muitos impactos ambientais está diretamente relacionada às escolhas de manejo que os agricultores aplicam em seus sistemas agrícolas (TUOMISTO *et al.*, 2012).

Tabela 3. Valores de emissão referentes às categorias de impacto de acordo com a aplicação de pesticidas nos cultivos de milho

Categorias de impacto ambiental	Unidade	CC	CT1	CT2
Acidificação terrestre	kg SO ₂	1,2	1,2	1,37
Eutrofização	kg P	0,0217	0,0217	0,0235
Ecotoxicidade terrestre	kg 1,4-DCB	118	118	132
Ecotoxicidade aquática	kg 1,4-DCB	6,99	6,99	7,55

Fonte: Elaboração do autor, com base nos resultados da pesquisa, 2018.

Como mencionando anteriormente, o CT2 apresentou o pior perfil ambiental em todas as categorias por propagar maiores níveis de emissões ao meio ambiente. Em relação às categorias acidificação e ecotoxicidade terrestre, a diferença de CT2 com CC/CT1 foi de 12,4% e 10,6%, respectivamente. De forma contrária aos resultados aqui apresentados, no trabalho de

Bennett *et al.* (2004), ao comparar três cultivos de beterraba açucareira convencional com um cultivo transgênico tolerante a herbicidas, foi observado que, nas categorias de acidificação e ecotoxicidade, o cultivo transgênico apresentou menores níveis de emissões que os cultivos convencionais devido a menores quantidades de herbicidas aplicados.

A contaminação do solo deve ser bem observada, pois é um dos principais locais de depósitos para os pesticidas lançados no meio agrícola, afetando a dispersão geral deles para outros compartimentos ambientais (VRYZAS, 2018). Sua presença no solo provoca diversos impactos tanto no meio abiótico quanto no meio biótico; como consequência, as funções do solo são comprometidas, além de destruir parte da flora e da fauna, o que, por sua vez, provoca deterioração física e química do meio (ZALIDIS *et al.*, 2002).

Quando se trata da alteração do meio aquático, o processo de lixiviação de pesticidas no perfil do solo pode ser responsável pela contaminação de águas subterrâneas e a aplicação por pulverização, o plantio de sementes revestidas por pesticidas e a dispersão pelo vento facilmente podem levar à contaminação de águas superficiais (VRYZAS, 2018). Ainda assim, certos pesticidas, mesmo sendo aplicados em dosagens adequadas, oferecem o risco de se acumularem por longos períodos, trazendo diversos prejuízos ao meio ambiente (PIMENTEL, 2005; MOTA, 2009).

Nas categorias de eutrofização e ecotoxicidade aquática, a diferença nos níveis de emissões entre os cultivos CC e CT1 e o CT2 foi de 7,65% e 7,41%, respectivamente. No trabalho de Bennett *et al.* (2006), ao comparar três áreas de cultivo de milho transgênico com sementes combinadas (tolerante a herbicidas, resistente a insetos e com maior teor de óleo e lisina) com uma área de cultivo de milho convencional, concluiu-se que os cultivos transgênicos seriam melhores opções para o meio ambiente, pois apresentaram menores níveis de emissões em todas as categorias analisadas. Em relação à categoria de ecotoxicidade aquática de seu trabalho, a maior diferença constatada entre o cultivo transgênico e o cultivo convencional foi de 12,6%, porcentagem maior do que foi observado nos resultados aqui apresentados.

Os pesticidas são substâncias com diferentes níveis de toxicidade ambiental, devido à comprovação da presença de resíduos tóxicos no ambiente (MOTA, 2009). Esses insumos podem contaminar o meio ambiente por várias rotas, afetando diversos processos, em que a sua transferência pode ocorrer por volatilização, evaporação, diluição, escoamento, lixiviação, drenagem, entre outras formas (VRYZAS, 2018).

Como observado, CC e CT1 apresentam as mesmas práticas de cultivo e, diferentemente de CT2, que aplicou três tipos de pesticidas, houve aplicação somente de herbicidas nessas áreas, pois não se detectou incidência de doenças que justificasse o uso (Tabela 1). De acordo com Bennett *et al.* (2006) diversas substâncias podem contribuir para cada categoria, como também uma única substância pode contribuir para mais de uma categoria de impacto. No trabalho de Coltro *et al.* (2006), analisando diversas áreas de cultivos de café, também foi possível perceber uma variação da quantidade de insumos agrícolas entre os cultivos analisados.

As práticas aplicadas em cada área de cultivo vão de acordo com suas respectivas necessidades, mas é necessário cuidado para não exceder a quantidade de insumos, sejam fertilizantes ou pesticidas. Coltro *et al.* (2006) também observaram que em cada área estudada o manejo era de acordo com suas necessidades específicas e, segundo esses autores, as diferenças de manejo evidenciaram uma ótima oportunidade para reduzir esses insumos nos processos produtivos.

4 CONCLUSÕES

Este trabalho teve como objetivo utilizar a metodologia de ACV para analisar sistemas de cultivo de milho, a partir da utilização de insumos agrícolas em seus processos produtivos, a fim de identificar e comparar os potenciais impactos ambientais provocados pelo uso de fertilizantes, pesticidas e corretivos, apontando vantagens e desvantagens de cada processo frente às questões ambientais.

A partir dos resultados aqui apresentados, é possível concluir que a forma de manejo e o local da cultura são fatores que influenciam os potenciais impactos provocados por um sistema de cultivo. Tanto as aplicações de fertilizantes quanto as de pesticidas ocorrem conforme as condições da área, como o tipo de solo, e também pela incidência ou não de doenças na cultura, que pode justificar o uso de um determinado produto agrícola.

O CO foi o cultivo que se mostrou mais vantajoso que os demais por utilizar produto orgânico para fertilização do solo e por não aplicar nenhum tipo de pesticida, emitindo menos substâncias ao meio ambiente e, assim, contribuindo em menor escala para a ocorrência de potenciais impactos. Mas se houver aplicação excessiva de qualquer produto, mesmo sendo orgânico, este pode oferecer riscos tanto quanto um produto sintético, como visto na categoria de ecotoxicidade aquática.

Ainda existem muitas incertezas quanto às consequências da utilização de organismos geneticamente modificados no sistema agrícola. Quando se trata da aplicação de insumos, principalmente de pesticidas, os transgênicos podem ou não apresentar vantagens frente a um cultivo convencional, pois, como apresentado, ambos podem ser manejados da mesma maneira, mas isso também pode representar uma forma errada de manejo devido à falha de conhecimento com relação a essa biotecnologia.

Nos estudos de ACV na agricultura, ainda existem dificuldades para estimar os diversos efeitos ambientais provocados pelo sistema produtivo. Apesar de ser uma metodologia recomendada, pois pode auxiliar em processos de tomada de decisão, ainda necessita de mais ajustes para sua aplicação, principalmente para comparar sistemas agrícolas por haver muitas influências externas ao processo. Por ora, não é possível colocar no estudo todos os impactos ambientais provenientes de diferentes sistemas, além das dificuldades em diferenciar

adequadamente características específicas de cada cultura, fazendo com que seja uma metodologia complementar de estudo.

REFERÊNCIAS

- ALVARENGA, R. A. F.; JÚNIOR, V. P. S.; SOARES, S. R. Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on Brazilian broiler feed production. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 25-32, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.06.023>
- ARTUZO, F. D.; FOGUESATTO, C. R.; SILVA, L. X. Agricultura de precisão: inovação para a produção mundial de alimentos e otimização de insumos agrícolas. **Revista Tecnologia e Sociedade**, v. 13, n. 29, p. 146-161, 2017. <https://doi.org/10.3895/rts.v13n29.4755>
- AZADI, H.; SCHOONBEEK, S.; MAHMOUDI, H.; DERUDDER, B.; MAEYER, P.; WITLOX, F. Organic agriculture and sustainable food production system: Main potentials. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 144, n. 1, p. 92-94, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.001>
- BACENETTI, J.; FUSI, A.; NEGRI, M.; FIALA, M. Impact of cropping system and soil tillage on environmental performance of cereal silage productions. **Journal of Cleaner Production**, v. 86, p. 49-59, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.052>
- BENDLIN, L.; SENFF, C. O.; PEDRO, J. J.; KOLB, N. B. Expectativas de retorno e de risco percebidos no agronegócio da soja convencional versus soja transgênica. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE CUSTOS. 21., 2014, Natal. **Anais [...]**. Natal, 2014. Disponível em: <https://anaiscbc.emnuvens.com.br/anais/article/view/3685/3686>. Acesso em: ago. 2018.
- BENNETT, R. M.; PHIPPS, R. H.; STRANGE, A. M. The use of life cycle assessment to compare the environmental impact of production and feeding of conventional and genetically modified maize for broiler production in Argentina. **Journal of Animal and Feed Sciences**, v. 15, p. 71-82, 2006. <https://doi.org/10.22358/jafs/66843/2006>
- BENNETT, R. M.; PHIPPS, R. H.; STRANGE, A. M.; GREY, P. Environmental and human health impacts of growing genetically modified herbicide-tolerant sugar beet: a life-cycle assessment. **Plant Biotechnology Journal**, v. 2, p. 273-278, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.1467-7652.2004.00076.x>
- BRENTROP, F.; KÜSTERS, J.; KUHLMANN, H.; LAMMEL, J. Application of the Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. **European Journal of Agronomy**, Montrouge, v. 14, p. 221-233, 2001. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00098-8](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00098-8)
- BRENTROP, F.; KÜSTERS, J.; KUHLMANN, H.; LAMMEL, J. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. **European Journal of Agronomy**, Montrouge, v. 20, p. 247-264, 2004. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(03\)00024-8](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(03)00024-8)

CARMO, C. R. S. Atividade agrícola: uma análise sobre sua contribuição para a economia do estado de Minas Gerais e seus possíveis determinantes agrícolas. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 9, n. 2, p. 223-249, 2016. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2016v9n2p223-249>

CHATZISYMEON, E.; FOTEINIS, S.; BORTHWICK, A. G. L. Life cycle assessment of the environmental performance of conventional and organic methods of open field pepper cultivation system. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, p. 896-908, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1204-8>

CLAUDINO, E. S.; TALAMINI, E. Análise do Ciclo de Vida (ACV) aplicada ao agronegócio: uma revisão de literatura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 77-85, 2013. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000100011>

COLTRO, L. **Avaliação do ciclo de vida com instrumentos de gestão**. Campinas: CETEA/ITAL, 2007. p. 75.

COLTRO, L.; MOURAD, A. L.; OLIVEIRA, P. A. P. L. V.; BADDINI, J. P. O. A.; KLETECKE, R. M. Environmental Profile of Brazilian Green Coffee. **Agriculture**, v. 11, n. 1, p. 16-21, 2006. <https://doi.org/10.1065/lca2006.01.230>

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Acompanhamento da safra brasileira: grãos**, v. 6, safra 2018/19 - Primeiro levantamento. Brasília, 2018. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos>. Acesso em: out. 2018.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Acompanhamento da safra brasileira: grãos**, v. 8, safra 2020/21, n. 11 - Décimo primeiro levantamento. Brasília, 2021. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos>. Acesso em: ago. 2021.

COSTA, L. M.; NACIF, P. G. S.; COSTA, O. V.; OLSKEVSKI, N. Manejo dos solos da região dos cerrados. In: ARAÚJO, Q. R. (org.). **500 anos de uso do solo no Brasil**. Ilhéus, 2002. p. 201-218.

ESTEVES, V. P. P.; ESTEVES, E. M. M.; BUNGENSTAB, D. J.; LOEBMANN, D. G. S. W.; VICTORIA, D. C.; VICENTE, L. E.; ARAÚJO, O. Q. F.; MORGADO, C. R. V. Land use change (LUC) analysis and life cycle assessment (LCA) of Brazilian soybean biodiesel. **Clean Techn Environ Policy**, v. 18, p. 1655-1673, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10098-016-1161-8>

FOTEINIS, S.; CHATZISYMEON, E. Life cycle assessment of organic versus conventional agriculture. A case study of lettuce cultivation in Greece. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, p. 2462-2471, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.075>

GERVÁSIO, E. W. Milho: análise de conjuntura 2017. In: SEAB. **Conjuntura do milho**. Disponível em: <http://www.agricultura.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=240>. Acesso em: jul. 2017.

GOGLIO, P.; BRANKATSCHK, G.; KNUDSEN, M. T.; WILLIAMS, A. G.; NEMECEK, T. Addressing crop interactions within cropping systems in LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**. 2017. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1393-9>

GOGLIO, P.; SMITH, W. N.; WORTH, D. E.; GRANT, B. B.; DESJARDINS, R. L.; CHEN, W.; TENUTA, M.; MCCONKEY, B. G.; WILLIAMS, A.; BURGESS, P. Development of Crop.LCA, an adaptable screening life cycle assessment tool for agricultural systems: A Canadian scenario assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 3770-3780, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.175>

HAAS, G.; WETTERICH, F.; KÖPKE, U. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in Southern Germany by process life cycle assessment. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 83, n. 1-2, p. 43-53, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00160-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00160-2)

HASLER, K.; BRÖRING, S.; OMTA, S. W. F.; OLFS, H. W. Life cycle assessment (LCA) of different fertilizer product types. **European Journal of Agronomy**, Montrouge, v. 69, p. 41-51, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.06.001>

HAUSCHILD, M. Estimating pesticide emissions for LCA of agricultural products. In: WEIDEMA, B. P.; MEEUSEN, M. J. G. (ed.). **Agricultural Data for Life Cycle Assessments**, v. 2, 2000. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/29306146.pdf#page=70>. Acesso: mar. 2018.

HOODA, P. S.; EDWARDS, A. C.; ANDERSON, H. A.; MILLER, A. A review of water quality concerns in livestock farming areas. **The Science of the Total Environment**, v. 250, p. 143-167, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00373-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00373-9)

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION - ISO 14040. **Environmental management: life cycle assessment: principles and framework**. Genève, 1997.

MARTÍNEZ-BLANCO, J.; LAZCANO, C.; CHRISTENSEN, T. H.; MUÑOZ, P.; RIERADEVALL, J.; MOLLER, J.; ANTÓN, A.; BOLDRIN, A. Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 33, n. 4, p. 721-732, 2013. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0148-7>

MINAS GERAIS. Secretaria de Estado de Agricultura, Pecuária e Abastecimento de Minas Gerais. **Relatórios da agricultura: milho**. Belo Horizonte: SEAPA, julho 2021. Disponível em: [http://www.reformaagraria.mg.gov.br/images/documentos/perfil_milho_julho_2021\[1\].pdf](http://www.reformaagraria.mg.gov.br/images/documentos/perfil_milho_julho_2021[1].pdf). Acesso em: ago. 2021.

MOTA, L. M. Agrotóxicos e transgênicos: solução ou problema à saúde humana e ambiental? **Saúde & Ambiente em Revista**, v. 4, n. 1, p. 36-46, 2009. Disponível em: http://www.educadores.diaadia.pr.gov.br/arquivos/File/2010/artigos_teses/2010/Biologia/artigos/agrotoxicos_transgenicos.pdf. Acesso em: set. 2018.

NEMECEK, T.; DUBOIS, D.; HUGUENIN-ELIE, O.; GAILLARD, G. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. **Agricultural Systems**, Barking, v. 104, n. 3, p. 217-232, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.10.002>

NEMECEK, T.; HAYLER, F.; BONNIN, E.; CARROUÉE, B.; SCHNEIDER, A.; VIVIER, C. Designing eco-efficient crop rotations using life cycle assessment of crop combinations. **European Journal of Agronomy**, Montrouge, v. 65, p. 40-51, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2015.01.005>

NOYA, I.; GONZÁLEZ-GARCÍA, S.; BACENETTI, J.; ARROJA, L.; MOREIRA, M. T. Comparative life cycle assessment of three representative feed cereals production in the Po Valley (Italy). **Journal of Cleaner Production**, v. 99, p. 250-265, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.001>

PETER, C.; SPECKA, X.; AURBACHER, J.; KORNTATZ, P.; HERRMANN, C.; HEIERMANN, M.; MÜLLER, J.; NENDEL, C. The MiLA tool: modeling greenhouse gas emissions and cumulative energy demand of energy crop cultivation in rotation. **Agricultural Systems**, Barking, v. 152, p. 67-79, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.12.008>

PIMENTEL, D. Environmental and economic costs of the application of pesticides primarily in the United States. **Environment, Development and Sustainability**, v. 7, p. 229-252, 2005. <https://doi.org/10.1007/s10668-005-7314-2>

RENOUF, M. A.; WEGENER, M. K.; NIELSEN, L. K. An environmental life cycle assessment comparing Australian sugarcane with US corn and UK sugar beet as producers of sugars for fermentation. **Biomass and bioenergy**, v. 32, p. 1144-1155, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2008.02.012>

ROMEIKO, X. X. A Comparative Life Cycle Assessment of Crop Systems Irrigated with the Groundwater and Reclaimed Water in Northern China. **Sustainability**, v. 11, 2019. <https://doi.org/10.3390/su11102743>

ROY, P.; NEI, D.; ORIKASA, T.; XU, Q.; OKADOME, H.; NAKAMURA, N.; SHIINA, T. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. **Journal of Food Engineering**, London, v. 90, p. 1-10, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2008.06.016>

RUVIARO, C. F.; GIANEZINI, M.; BRANDÃO F. S.; WINCK, C. A.; DEWES, H. Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 9-24, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.015>

SANTOS, B. R. E.; DAMASO, O. R.; NASSAR, A. M. Evolução e perspectivas econômicas da produção de milho no Brasil. **Revista de Política Agrícola**, n. 4, 1994. Disponível em: <https://seer.sede.embrapa.br/index.php/RPA/article/view/758/715>. Acesso em: fev. 2018.

SHARPLEY, A. N. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, p. 920-926, 1995. <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400050020x>

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A.; PROCHNOW, L. I. Animal-based agriculture, phosphorus management and water quality in Brazil: Options for the future. **Scientia Agricola**, v. 63, p. 194-209, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162006000200013>

SOBRINHO, C. A.; LOPES, C. E. V.; ARAÚJO, E. C. E.; MELO, F. B.; FERREIRA, J. D. M.; ZONTA, J. B.; CARDOSO, M. J.; SILVA, P. H. S.; DUARTE, R. L. R.; SOUSA, V. F. A cultura do milho-verde e sua importância socioeconômica. *In*: SOUSA, V. F. (ed.). **Cultivo do milho-verde irrigado na Baixada Maranhense**. Embrapa Cocais, 2020. p. 15-18.

TIMPANARO, G.; BRANCA, F.; CAMMARATA, M.; FALCONE, G.; SCUDERI, A. Life Cycle Assessment to Highlight the Environmental Burdens of Early Potato Production. **Agronomy**, v. 11, 2021. <https://doi.org/10.3390/agronomy11050879>

TRICASE, C.; LAMONACA, E.; INGRAO, C.; BACENETTI, J.; GIUDICE, A. L. A comparative Life Cycle Assessment between organic and conventional barley cultivation for sustainable agriculture pathways. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 3747-3759, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.008>

TUOMISTO, H. L.; HODGE, I. D.; RIORDAN, P.; MACDONALD, D. W. Does organic farming reduce environmental impacts: a meta-analysis of European research. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 309-320, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>

VRYZAS, Z. Pesticide fate in soil-sediment-water environment in relation to contamination preventing actions. **Current Opinion in Environmental Science and Health**, v. 4, p. 5-9, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.03.001>

ZALIDIS, G.; STAMATIADIS, S.; TAKAVAKOGLU, V.; ESKRIDGE, K.; MISOPOLINOS, N. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Oxford, v. 88, p. 137-146, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00249-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00249-3)