

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS
FACULDADE DE ADMINISTRAÇÃO, CIÊNCIAS CONTÁBEIS E ECONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONEGÓCIOS – PPGA**

DOUTORADO

GABRIELLI DO CARMO MARTINELLI SOUZA

**SISTEMA DE PRODUÇÃO CAFEEIRA: UTILIZANDO O *ENVIRONMENTAL LIFE
CYCLE COSTING* E O *ECONOMIC VALUE ADDED* COMO ALTERNATIVA DE
VALORAÇÃO ECOSSISTÊMICA**

DOURADOS-MS

2023

GABRIELLI DO CARMO MARTINELLI SOUZA

SISTEMA DE PRODUÇÃO CAFEEIRA: UTILIZANDO O *ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE COSTING* E O *ECONOMIC VALUE ADDED* COMO ALTERNATIVA DE VALORAÇÃO ECOSSISTÊMICA

Linha de Pesquisa: Bioeconomia

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronegócios da Faculdade de Administração, Ciências Contábeis e Economia da Universidade Federal da Grande Dourados, para obtenção do Título de Doutor em Agronegócios.

Orientador (a):

Prof. Dr. Régio Marcio Toesca Gimenes

DOURADOS-MS

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

S729s Souza, Gabrielli Do Carmo Martinelli
SISTEMA DE PRODUÇÃO CAFEEIRA: UTILIZANDO O ENVIRONMENTAL LIFE
CYCLE COSTING E O ECONOMIC VALUE ADDED COMO ALTERNATIVA DE
VALORAÇÃO ECOSSISTÊMICA [recurso eletrônico] / Gabrielli Do Carmo Martinelli
Souza. -- 2023.
Arquivo em formato pdf.

Orientador: Régio Marcio Toesca Gimenes.
Tese (Doutorado em Agronegócios)-Universidade Federal da Grande Dourados, 2023.
Disponível no Repositório Institucional da UFGD em:
<https://portal.ufgd.edu.br/setor/biblioteca/repositorio>

1. Agricultura de conservação. 2. Mercado de carbono. 3. Bioeconomia. 4.
Preservação de recursos. 5. Biomassa. I. Gimenes, Régio Marcio Toesca. II. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

©Direitos reservados. Permitido a reprodução parcial desde que citada a fonte.

Gabrielli do Carmo Martinelli Souza

SISTEMA DE PRODUÇÃO CAFEEIRA: UTILIZANDO O *ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE COSTING* E O *ECONOMIC VALUE ADDED* COMO ALTERNATIVA DE VALORAÇÃO ECOSSISTÊMICA

Tese apresentada ao Programa de Pós Graduação em Agronegócios da Faculdade de Administração, Ciências Contábeis e Economia da Universidade Federal da Grande Dourados, para a obtenção do título de Doutor em Agronegócios.

Aprovado em: 13/03/2023.

Banca examinadora:

Régio Marcio
Toesca Gimenes

Assinado de forma digital por
Régio Marcio Toesca Gimenes
Dados: 2023.03.08 13:44:49 -04'00'

Prof. Dr. Régio Marcio Toesca Gimenes (orientador)
Universidade Federal da Grande Dourados

Documento assinado digitalmente
 CLAUDIO FAVARINI RUVIARO
Data: 09/05/2023 11:46:30-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Cláudio Favarini Ruviaro
Universidade Federal da Grande Dourados



Prof. Dr. Carla Eloize Carducci
Universidade Federal da Grande Dourados



Prof. Dr. Thais Cremon
Universidade Federal da Grande Dourados

Documento assinado digitalmente
 JAYLTON BONACINA DE ARAUJO
Data: 06/04/2023 09:45:51-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Jaylton Bonacina de Araujo
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

AGRADECIMENTOS

É hora de voltar no tempo e agradecer a todas as pessoas que contribuíram ao longo desse processo de quatro anos. Confesso que não é uma tarefa fácil. Após possuir a graduação em Ciências Contábeis no ano de 2015 eu me deparei com a seguinte situação: E agora, quais serão os próximos passos? Qual será a estratégia profissional que irei trilhar? Bom, eu não tinha resposta para essas perguntas. Logo essas dúvidas me despertaram inquietação, pois eu precisava seguir, só não sabia para onde. Foi então que resolvi ingressar no Mestrado e posteriormente no Doutorado em Agronegócios.

No entanto, ingressar no doutorado foi uma decisão muito difícil já que teria que morar em outro estado. Mesmo sabendo da dificuldade emocional que enfrentaria eu iniciei. Após cursar o primeiro ano de doutorado na UFRGS, para a minha surpresa, no ano seguinte, inicia-se o mesmo doutorado na UFGD. O que eu fiz? Iniciei novamente o doutorado, só que agora na UFGD. Poder escrever essa seção de agradecimentos e finalizar essa tese é resultado de muito esforço, dedicação, descobertas, preocupações, frustrações, tropeços, dúvidas dentre outras emoções, sendo impossível descrever em apenas uma folha de papel. Dessa forma, se eu pudesse sintetizar em uma palavra tudo o que foi vivenciado nessa fase acadêmica, seria doação. Doar seu tempo, sua vida em prol de um objetivo. Doar seu conhecimento e compartilhar o conhecimento com o outro, já que se apreende que pesquisa se faz no coletivo e não sozinho.

Por isso, obrigado a todos que contribuíram de alguma forma para que essa etapa fosse concluída. Gratidão pelo amparo, apoio, doação, compreensão, contribuição e dedicação de todos aqueles que fizeram e fazem parte da minha vida. Em especial gostaria de agradecer:

- A Deus, pois sem a tua vontade isso não seria possível;
- Ao meu orientador Prof. Régio Marcio Toesca Gimenes pela paciência e dedicação que sempre teve comigo, por acreditar em mim e depositar sua confiança no meu trabalho; pelas contribuições profissionais e pessoais. Por nunca me inferiorizar e sim exaltar meu potencial. Por não me deixar desistir;
- Aos componentes da banca;

- Ao meu querido e amigo Everton Vogel, que com toda paciência e vasto conhecimento SEMPRE compartilhou ensinamentos valiosos;
- Ao Prof. Clandio Favarini Ruviaro por me apresentar a metodologia Life Cycle Assessment e sempre ser um amigo em primeiro lugar;
- A Profa. Carla Carducci por apresentar e possibilitar a obtenção dos dados utilizados nessa tese;
- A toda equipe Ap Romero, em especial a querida Joice. Muito obrigada pela solicitude e fornecimento dos dados. Vocês foram anjos que surgiram na minha vida, pois em decorrência da pandemia todos os dados foram fornecidos virtualmente;
- A todos os meus colegas de turma, foi um prazer conhecê-los, guardarei vocês para sempre em meu coração;
- A Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), estendo ao programa de pós-graduação em agronegócios; à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), por ter financiado minha pesquisa, pois sem esse recurso financeiro não seria possível eu finalizar esta pesquisa;

Por fim, esse é o momento de agradecer aos meus familiares, onde sem eles nada disso poderia ter acontecido. Em especial:

- Minha mãe, por todo o amor e compreensão que teve comigo ao longo desse período de dedicação a academia. Por sempre acreditar e torcer por mim. Por suportar a distância e mesmo chorando quase todos os dias pela minha ausência, sempre receber eu com um sorriso e carinho. Ao meu pai por acreditar, investir e me desafiar. Ao meu irmão, por apoiar minha decisão.
- A finalização dessa etapa academia só foi possível com o seu apoio. Meu esposo maravilhoso, obrigado por sonhar por mim e comigo. Serei imensamente grata por todo amor, compreensão, paciência, apoio, que dedicou a mim. Você é parte dessa minha conquista.
- A minha filhota querida. Sofia, a mãe não desistiu por você. Obrigada pelo seu sorriso todas as manhãs, por me encorajar e pelo seu excelente comportamento.

“A persistência é o caminho do êxito”.
(CHARLES CHAPLIN, 1997. p. 118).

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – CONSIDERAÇÕES INICIAIS	14
1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	17
2.1 OBJETIVO GERAL	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
REFERÊNCIAS	20
CAPÍTULO 2 - ANALISANDO OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS POR MEIO DE UMA REVISÃO SISTEMÁTICA: COMO SÃO VALORADOS?	23
1. INTRODUÇÃO	24
2. MATERIAIS E MÉTODOS	26
2.1 Busca literária	26
2.2 Critério de seleção	28
2.3 Triagem dos dados	29
3. RESULTADOS	30
3.1 Visão geral quantitativa dos artigos revisados	30
3.2 Visão qualitativa específica dos métodos e metodologias dos artigos revisados	33
4. DISCUSSÃO	41
5. CONCLUSÃO	44
REFERÊNCIAS	45
CAPÍTULO 3 - AVALIANDO O BALANÇO DE CARBONO EM SISTEMAS CAFEEIROS NO ESTADO DE MINAS GERAIS, BRASIL	53
1. INTRODUÇÃO	54
2. MATERIAIS E MÉTODOS	56
2.1 Área de estudo e descrição dos sistemas	56
2.1.1 Detalhamento do manejo conservacionista	58
2.1.2 Cultura de cobertura do solo nas entrelinhas	59
2.1.3 Adubação de formação	59
2.1.4 Aplicação de gesso e chegada da terra na linha da cultura	59
2.2 Detalhamento do manejo convencional	60
2.3 Inventário florestal e estimativa de carbono	60
2.4 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)	61
2.4.1 Definição de objetivo e escopo	61
2.4.2 Inventário do Ciclo de Vida (LCI)	62
2.4.3 Avaliação e Interpretação do Impacto do Ciclo de Vida	65
3. RESULTADOS	65
3.1 Emissões de GEE	65
3.2 Estoque de carbono	68
3.3 Balanço de carbono	70
4. DISCUSSÃO	71
4.1 Emissões de GEE	72
4.2 Estoque de carbono e balanço de carbono	73
5. CONCLUSÃO	74
REFERÊNCIAS	76
CAPÍTULO 4 - UTILIZAÇÃO DOS MÉTODOS <i>LIFE CYCLE COSTING</i> E <i>ECONOMIC VALUE ADDED</i> PARA MENSURAR O DESEMPENHO AMBIENTAL E ECONÔMICO DE SISTEMAS CONSERVACIONISTA E CONVENCIONAL CAFEEIRO	83

1.	INTRODUÇÃO	84
2.	MATERIAIS E MÉTODOS	86
2.1	Área de estudo e descrição dos sistemas	86
2.2	Valoração dos serviços ecossistêmicos	88
2.3	Environmental Life Cycle Costing	88
2.3.1	Definição do objetivo e escopo	88
2.3.2	Coleta de informações	89
2.3.3	Interpretação e identificação dos "pontos críticos"	93
2.3.4	Discussão e análise de risco	93
3	RESULTADOS	94
3.1	Desempenho ambiental	94
3.2	Avaliação econômica	96
3.2.1	Análise de risco	101
4.	DISCUSSÃO	105
4.1	Precificação de carbono e serviço ecossistêmico	105
4.2	Desempenho econômico	106
5.	CONCLUSÃO	109
	REFERÊNCIAS	111
	CAPÍTULO 5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS	118
	ANEXO I	120

RESUMO

SISTEMA DE PRODUÇÃO CAFEEIRA: UTILIZANDO O *ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE COSTING* E O *ECONOMIC VALUE ADDED* COMO ALTERNATIVA DE VALORAÇÃO ECOSSISTÊMICA

Com o passar das décadas intensifica-se a preocupação em preservar os recursos naturais, ao mesmo tempo que se mantém a produção de alimentos. Dessa forma, cabe demonstrar o valor dos serviços ecossistêmicos nos sistemas agrícolas de produção. Diante disso, esta tese teve como objetivo geral valorar monetariamente os serviços ecossistêmicos de sistemas conservacionista e convencional de manejo na produção de café no estado de Minas Gerais. Especificamente, pretende-se: revisar sistematicamente quais metodologias têm sido utilizadas para a valoração de serviços ecossistêmicos e suas limitações; analisar as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) e o sequestro de carbono comparando dois diferentes sistemas de manejo cafeeiros (conservacionista e convencional) e utilizar os métodos *Environmental Life Cycle Costing* (E-LCC) e *Economic Value Added* (EVA) para mensurar serviços ecossistêmicos. Os resultados dessa pesquisa apontam que de maneira geral, existem metodologias que valoram serviços ecossistêmicos e que ao longo dos anos essas metodologias vêm sendo aprimoradas. No entanto, ainda não utilizaram os métodos *Environmental Life Cycle Costing* (E-LCC) e *Economic Value Added* (EVA) para valorar serviços ecossistêmicos de regulação climática em cafezais. Além disso, deve-se destacar que o sistema conservacionista possui o melhor desempenho ambiental, tanto emitindo menos GEE e sequestrando uma maior quantidade de carbono (C) por hectare. Ao mesmo tempo que o desempenho econômico também foi superior nesse sistema, pois o EVA foi superior em cerca de 50%, consequentemente a valoração do serviço ecossistêmico de regulação climática por meio da precificação de carbono acompanhou a mesma tendência. Por fim, a hipótese dessa tese foi testada e comprovada, já que ambas as metodologias foram eficientes ao valorar o serviço ecossistêmico proposto, incluindo as externalidades até então ignoradas caso fosse utilizado apenas o EVA ou E-LCC, individualmente.

Palavras-chave: Agricultura de conservação; Mercado de carbono; Bioeconomia; Preservação de recursos; Biomassa.

ABSTRACT

COFFEE PRODUCTION SYSTEM: USING ENVIRONMENTAL LIFE CYCLE COSTING AS AN ECOSYSTEM VALUATION ALTERNATIVE

Over the decades there is an intensified concern to preserve natural resources, while maintaining food production. Thus, it is necessary to demonstrate the value of ecosystem services in agricultural production systems. In view of this, this thesis has the general objective of monetarily valuing the ecosystem services of a conservationist and conventional management system in coffee production in the state of Minas Gerais. Specifically, it is intended to: systematically review which methodologies have been used for valuing ecosystem services and their limitations; analyze GHG emissions and carbon sequestration comparing two different coffee management systems (conservationist and conventional) and use the Environmental Life Cycle Costing (E-LCC) method together with the Economic Value Added (EVA) technique to measure ecosystem services. The results of this research indicate that, in general, there are methodologies that value ecosystem services and that over the years these methodologies have been improved. However, they have not yet used the Environmental Life Cycle Costing (E-LCC) methodology and the Economic Value Added (EVA) technique together to value ecosystem services of climate regulation in coffee plantations. In addition, it should be noted that the conservationist system has the best environmental performance, both emitting less GHG and sequestering a greater amount of C per hectare. At the same time that the economic performance was also superior in this system, as the EVA was superior by about 50%, consequently the valuation of the ecosystem service of climate regulation through carbon pricing followed the same trend. Finally, the hypothesis of this thesis was tested and proven, since both methodologies were efficient in valuing the proposed ecosystem service, including the externalities hitherto ignored if only EVA or E-LCC were used individually.

Keywords: Conservation agriculture; Carbon market; Bioeconomy; Resource preservation; Biomass.

LISTA DE ABREVIATURAS

AGB	<i>Above Ground Biomass</i>
BGB	<i>Below Ground Biomass</i>
C	Carbono
CAPM	<i>Capital Asset Pricing Model</i> (Modelo de Precificação de Ativos Financeiros)
E-LCC	<i>Environmental Life Cycle Costing</i>
EVA	<i>Economic Value Added</i>
FCO	Fluxo de Caixa Operacional
GEE	Gases de Efeito Estufa
MDL	Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
ODS	Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
SOC	<i>Soil Organic Carbon</i>
ONU	Organização das Nações Unidas
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
StArt	<i>State of the Art though Systematic Review</i>
LAPES	Laboratório de Pesquisa em Engenharia de Software
TEEB	<i>The Economics of Ecosystems and Biodiversity</i>
TIR	Taxa Interna de Retorno
TMA	Taxa Mínima de Atratividade
UNFCCC	Estados Unidos Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima
COVID	Coronavírus
UF	Unidade Funcional
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
LULCIA	<i>Land Use Life Cycle Impact Assessment</i>
ERGOM-MOM	<i>Ecosystem Regional Ocean- Modular</i>
PANDORA	<i>Bio-Energy Landscape Connectivity</i>
LPJ-GUESS	<i>Lund-Potsdam-Jena General Ecosystem Simulator</i>
MINNI	<i>Integrated National Model in support to the International Negotiation on Air Pollution</i>
LUMO	<i>LandUse change MOdeller</i>
MLG	<i>Modelo Linear Geral</i>
AMC	Análise de Multicritério
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
VPL	Valor Presente Líquido
PSB	<i>Payback</i> Simples
ICMS	Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços
RPPN	Reserva particular do patrimônio natural

LISTA DE TABELA

Tabela 1 - Descrição da amostra de artigos selecionadas para análise e algumas especificidades como: área de estudo, especificação da área de estudos, fonte de dados e região.....	35
Tabela 2 - Descrição das metodologias, categoria dos serviços ecossistêmicos e serviços ecossistêmicos utilizadas em cada periódico.....	37
Tabela 3 - Descrição das metodologias e métodos dos artigos que utilizaram como localização da área de estudo a zona rural.....	38
Tabela 4 - Inventário do ciclo de vida dos sistemas cafeeiros ao longo de 11 anos safras, por hectares.....	64
Tabela 5 - Inventário do ciclo de vida para a produção de mudas com seis meses, considerando um metro cúbico de substrato.....	65
Tabela 6 - Emissões de GEE por etapa de cultivo.....	67
Tabela 7 - Biomassa seca e C total por hectare para os sistemas convencional e conservacionista na produção de café arábica.....	69
Tabela 8 - Quantidade de CO ₂ eq armazenado em três pools de carbono em sistemas convencional e conservacionista de produção de café arábica.....	70
Tabela 9 - Principais características dos sistemas cafeeiros convencional e conservacionista.....	87
Tabela 10 - Apresentação das variáveis incomuns consideradas no cálculo do FCO, principalmente quando o produtor rural é o investidor.....	91
Tabela 11 - Estoque de carbono, emissões de GEE e balanço de carbono para os sistemas convencional e conservacionista de café, considerando 1 hectare.....	95
Tabela 12 - EVA e crédito de carbono dos sistemas convencional e conservacionista.....	92
Tabela 13 - Descrição das variáveis e valores utilizados na aplicação do modelo AH-CAPM para definição da TMA.....	97
Tabela 14 - Fluxo de caixa operacional do produtor de um sistema conservacionista, em um horizonte temporal de 11 anos.....	98
Tabela 15 - Fluxo de caixa operacional do produtor de um sistema convencional, em um horizonte temporal de 11 anos.....	99
Tabela 16 - Indicadores econômicos dos sistemas conservacionista e convencional.....	100
Tabela 17 - Preço dos principais insumos utilizados nos sistemas conservacionistas e convencional.....	102
Tabela 18 - Teste <i>Shapiro-Wilk</i> , <i>Jarque-Bera</i> , <i>Lilliefors</i> , <i>Anderson-Darling</i> e distribuição.....	102
Tabela 19 - Distribuição P-valor e KS-Test.....	103

LISTA DE FIGURA

Figura 1 - Estrutura da tese.....	19
Figura 2 - Fluxograma do PRISMA para a identificação e seleção de estudos de valoração de serviços ecossistêmicos monetários.....	29
Figura 3 – Número de artigos por ano de 2009 a 2019.....	30
Figura 4 – Número de artigos publicados por categoria de serviços ecossistêmicos	31
Figura 5 - Identificação dos periódicos e fator de impacto em que os artigos foram publicados.....	32
Figura 6 - Nuvem de palavras.....	32
Figura 7 - Frequência relativa do uso de métodos e metodologias de avaliação por região.....	33
Figura 8 - Ilustração do estado da arte sobre valoração de serviços ecossistêmicos	43
Figura 9 – Localização da área de estudo.....	57
Figura 10 - Limite do sistema indicando as entradas e saídas dos sistemas conservacionista e convencional de café.....	62
Figura 11 - Emissões de GEE dos sistemas de manejos conservacionista e convencional.....	66
Figura 12 - Especificação das variáveis responsáveis por emissões de GEE nos sistemas de produção cafeeira.....	68
Figura 13 - Balanço de carbono de sistemas cafeeiros por hectare ao longo de 11 anos.....	71
Figura 14 - Limite do sistema indicando as entradas e saídas dos sistemas conservacionista e convencional de café.....	89
Figura 15 - Precificação de carbono por hectare para o sistema convencional e conservacionista.....	95
Figura 16 – Histograma da variável priori XTRA.....	103
Figura 17 - Distribuição de frequência dos valores simulados de EVA por hectare do sistema de produção cafeeira conservacionista.....	104
Figura 18 - Distribuição de frequência dos valores simulados de EVA por hectare do sistema de produção cafeeira convencional.....	104

CAPÍTULO 1- CONSIDERAÇÕES INICIAIS

1. INTRODUÇÃO

A evolução da espécie humana vinculada ao desenvolvimento econômico tem acarretado danos ambientais na maioria das vezes irreversíveis, por explorar recursos finitos demasiadamente (COSTANZA *et al.*, 1997), logo, no último século os estudos têm reconhecido a relevância dos ecossistemas por fornecerem serviços de provisão, regulação, suporte e cultural, fundamentais para o bem-estar, sobrevivência e subsistência humana (MEA, 2005; DAILY, 1997). Embora pesquisas sobre a temática tenham evoluído, ainda, se faz necessário, reconhecer a importância do ecossistema para o bem-estar humano, já que os meios de subsistência dos seres humanos dependem de um ambiente saudável e de recursos naturais suficientes (DAILY *et al.*, 2009; COSTANZA; DALY, 1992).

Na tentativa de não prejudicar a sobrevivência das espécies atuais e futuras, sistemas de manejo baseados na intensificação sustentável têm surgido, sendo impulsionados pela bioeconomia, que por sua vez surge na década de 70, com o objetivo de inserir no processo econômico duas vertentes, até o presente momento desconsideradas, quais sejam, a escassez de recursos e as instituições sociais (GOWDY; MESNER, 1998; MAYUMI, 2009; ODUM, 2001; PRETTY *et al.*, 2018).

Dessa forma, o termo bioeconomia denota à origem biológica do processo econômico, tendo como essência considerar os recursos naturais, pois reporta àquilo que entra no processo econômico, como os recursos naturais de valor, e aquilo que é rejeitado, como resíduos sem valor, sendo inovadora, visto que nasce da oposição das teorias econômicas clássica e neoclássica difundidas até então (BIRCH; TYFIELD, 2013). Assim, sistemas de manejo conservacionistas são projetados justamente para manter a eficiência produtiva sem a expansão e exploração de novas áreas agrícolas, buscando utilizar menos insumos externos a propriedade (PAUL *et al.*, 2018).

No Brasil, a produção da espécie de café *arábica* em 2022 corresponde a 1,81 milhão de hectares cultivados, representando cerca de 81% da área total destinada à cafeicultura nacional, além disso, no mesmo ano, essa espécie foi responsável pela produção de 32,41 milhões de sacas. Ainda, cabe ressaltar que o modelo de

agricultura predominante no Brasil é o monocultivo, que por sua vez explora recursos naturais essenciais finitos como o solo e a água (CONAB, 2022).

Grande parte da sociedade toma decisão baseada na utilidade esperada, em que o principal objetivo é a maximização do lucro, enquanto o bem-estar e a preservação dos recursos naturais tornam-se menos importantes. Simplificadamente, isso significa que o produtor rural tende a preservar os serviços ecossistêmicos caso ocorra ganhos monetários (FOGUESATTO *et al.*, 2020).

Demonstrar o valor dos serviços ecossistêmicos é uma das formas dos seres humanos permitirem que o ciclo natural ocorra espontaneamente. Assim, nasce a importância em valorizar e valorar o ecossistema, destacando-se, inclusive, que ao preservar os recursos naturais atende-se aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) (TEEB, 2010; DIAZ *et al.*, 2015). Ainda, os autores Tallis *et al.* (2008), Daily *et al.* (2009), e Farley e Costanza (2010) salientam que o valor do serviço ecossistêmico, quando considerado no processo produtivo, pode servir como uma estratégia inovadora para a melhoria da gestão da terra, da água e dos recursos vivos, promovendo a conservação e, ao mesmo tempo, propiciando o bem-estar humano.

Para Small *et al.* (2017) estimar o valor dos serviços ecossistêmicos ainda é um desafio, uma vez que se todos os serviços ecossistêmicos fossem perdidos, a vida humana findaria, com isso, o seu valor deveria ser infinito. Embora esse argumento seja válido, Costanza *et al.* (1997) reverbera a urgência em internalizar o valor dos serviços ecossistêmicos no desempenho dos sistemas produtivos, para confrontar os impactos positivos e negativos do setor agrícola.

Um ecossistema menos perturbado (degradado) proporcionaria melhores serviços e benefícios ecossistêmicos do que um ecossistema com maior perturbação (McCAULEY *et al.*, 2012). Observa-se que o ecossistema gera o que é chamado de funções do ecossistema, também conhecido como função de produção ecológica (BOYD; KRUPNICK. 2013; JONSSON *et al.*, 2014). A função de produção ecológica dependeria da condição inicial dos ecossistemas. Forças naturais e humanas geralmente criam perturbações e causam mudanças no fluxo desses serviços. O método de avaliação econômica captaria a saída da função de produção ecológica para chegar a valores monetários.

Com isso, valorar serviços ecossistêmicos é uma tentativa de atribuir valores quantitativos aos bens e serviços fornecidos pelo ecossistema. Embora a capacidade tecnológica e a robustez do mercado sejam compreendidas, ainda são necessários

métodos que considerem as externalidades de maneira tangível, utilizando modelos probabilísticos e não determinísticos como costumeiramente ocorre (CHEE, 2004). Apesar de lacunas existentes na valoração monetária de serviços ecossistêmicos, existe uma tentativa gradativa de aprimorar os métodos e metodologias para avaliar de maneira cada vez mais real estes serviços.

Andrade (2010) buscou valorar em seu estudo os serviços ecossistêmicos levando em conta o processo dinâmico-integrado por meio da criação de modelos econométricos, entretanto, ainda exige um esforço científico em testar metodologias cada vez mais eficientes que de fato precifiquem, representem e contemplem a nova problemática do capital natural como fator escasso e limitante do crescimento econômico. Como exemplo pode-se destacar os métodos *Environmental Life Cycle Costing (E-LCC)* e *Economic Value Added (EVA)* que resultam na demonstração reais de ganhos ou não de capital para o produtor rural, indo além de um indicador que mensura somente o lucro contábil. Diante disso, surge a seguinte questão de pesquisa: A aplicação conjunta dos métodos *Environmental Life Cycle Costing (E-LCC)* e *Economic Value Added (EVA)* será capaz de valorar serviços ecossistêmicos, ou seja, considerar as variáveis que a economia neoclássica ignora?

Neste caso, contabilizar apenas o custo-benefício de um sistema de produção conservacionista, ou seja, que visa alta produtividade com preservação do solo e água, é insuficiente para representar e precificar o real valor dos serviços ecossistêmicos. Assim, valorar os serviços ecossistêmicos a partir do sinergismo entre a econômica neoclássica, contabilidade ambiental e bioeconomia pode ser uma forma de minimizar as falhas metodológicas utilizadas até o presente momento. Como exemplo, citam-se os métodos explorados comumente na literatura: custo de viagem, preços hedônicos, benefícios/transferência de valor, preço de mercado, avaliação contingente e avaliação deliberativa (CHENG *et al.*, 2019; COSTANZA *et al.*, 2017).

Ainda que incipiente, o método *Environmental Life Cycle Costing* vem sendo utilizada na literatura científica. Florindo *et al.* (2020), por exemplo, avaliaram a sustentabilidade do ciclo de vida da carne bovina, para a tomada de decisão multicritério. Quando o objeto de estudo envolve a valoração de serviços ecossistêmicos os trabalhos são mais escassos, no entanto, o Japão se destaca com dois estudos, um estimou os custos externos causados por impactos no uso do solo (ITO *et al.* 2020), e outro quantificou a carga ambiental, custos econômicos e mudanças no valor dos serviços ecossistêmicos no processo de capitalização de

recursos e ativos da terra (FAN *et al.* 2020), porém, até o presente momento, não foram encontrados trabalhos que combinem o método *Environmental Life Cycle Costing*, com a medida de desempenho econômico, *Economic Value Added (EVA)*, e indicadores ambientais contendo serviços de regulação do clima. Logo, esses métodos proporcionam valores monetários mais palpáveis, justificando e destacando a importância dessa pesquisa.

Segundo Bertalanffy (1968), sistemas complexos e dinâmicos exigem um rigor metodológico maior do que quando comparados aos sistemas simples. O autor considera sistemas complexos e dinâmicos, as interações múltiplas de acontecimentos muitas vezes incontroláveis. Por se tratar de sistemas abertos (agrícolas), depara-se com a dificuldade de equilíbrio entre as variáveis quando analisadas isoladamente, influenciando simultaneamente seus resultados. A complexidade da análise acentua-se na medida em que os fluxos de energia e matéria precisam ser considerados no processo produtivo, possibilitando uma análise ecoeficiente (ODUM, 1995; GEORGESCU-ROEGEN, 2013).

Por fim, remete-se a seguinte hipótese:

A análise conjunta dos métodos *Environmental Life Cycle Costing (E-LCC)* e *Economic Value Added (EVA)*, valora serviços ecossistêmicos de um sistema complexo e dinâmico, considerando as variáveis que a economia neoclássica ignora.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Valorar monetariamente os serviços ecossistêmicos de sistemas conservacionista e convencional de manejo na produção de café no estado de Minas Gerais.

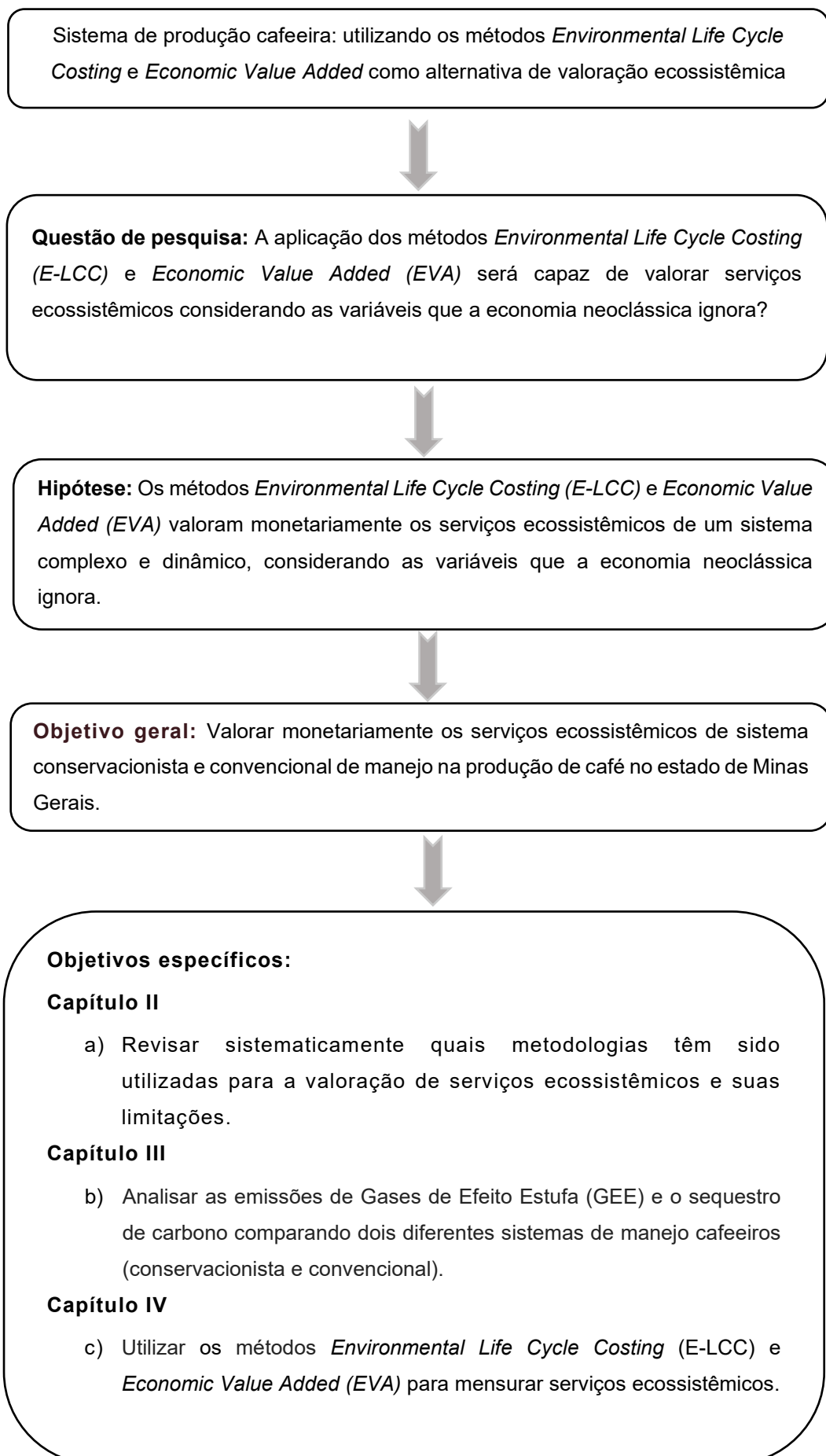
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

a) Revisar sistematicamente, quais metodologias têm sido utilizadas para a valoração de serviços ecossistêmicos e suas limitações.

b) Analisar as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) e o sequestro de carbono comparando dois diferentes sistemas de manejo cafeeiros (conservacionista e convencional).

c) Utilizar os métodos *Environmental Life Cycle Costing* (E-LCC) e *Economic Value Added* (EVA) para mensurar serviços ecossistêmicos.

Figura 1 - Estrutura da tese



REFERÊNCIAS

ANDRADE, D.C. Modelagem e valoração de serviços ecossistêmicos: uma contribuição da economia ecológica. 269 f. **Tese (doutorado)** - Instituto de Economia, Universidade Estadual Campinas, 2010.

BERTALANFFY, V. L. **General System Theory: Foundations, Development, Applications**. New York: George Braziller, 1968.

BIRCH, K.; TYFIELD, D. Theorizing the Bioeconomy. **Science, Technology, & Human Values**, v. 38 n. 3, p. 299–327, 2013.
<http://doi.org/10.1177/0162243912442398>.

BOYD, J.; KRUPNICK, Alan. Using ecological production theory to define and select environmental commodities for nonmarket valuation. **Agricultural and Resource Economics Review**, v. 42, n. 1, p. 1-32, 2013.

CHEE, Y. E. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. **Biological conservation**, v. 120, n. 4, p. 549-565, 2004.

CHENG, X.; SYLVIE, V. D.; LUYUAN, L.; PIETER, U. Evaluation of Cultural Ecosystem Services: A Review of Methods. **Ecosystem Services**, v. 37, 2019. 100925. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100925>.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Acompanhamento da safra brasileira de café**, Brasília, DF, v.9 safra 2022, n. 3, setembro 2022.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, S.; FARBER, M.; GRASSO, B.; HANNON, K.; LIMBURG, S.; NAEEM, R.V.; ONEILL, J.; PARUELO, R.G.; RASKIN, P.; SUTTON, M.; VAN DEN BELT. The value of the world's ecosystem services and natural capital, **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253–260, 1997.

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; BRAAT, L.; KUBISZEWSKI, I.; FIORAMONTI, L.; SUTTON, P.; FARBER, S.; GRASSO, M. et al. Twenty Years of Ecosystem Services : How Far Have We Come and How Far Do We Still Need to Go ? **Ecosystem Services**, v. 28, part A, p. 1–16, 2017.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>.

COSTANZA, R.; DALY, H. E. Natural capital and sustainable development. **Conservation biology**, v. 6, n. 1, p. 37-46, 1992.

DAILY, G.C. **Introduction: What Are Ecosystem Services?** In: Daily, G.C., Ed., *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island Press, Washington DC, p. 1-10, 1997.

DAILY, G. C.; POLASKY, S.; GOLDSTEIN, J.; KAREIVA, P. M.; MOONEY, H. A.; PEJCHAR, L.; RICKETTS, T. H.; SALZMAN, J.; SHALLENBERGER, R. Ecosystem services in decision making: time to deliver. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 1, p. 21-28, 2009.

DÍAZ, S.; DEMISSEW, S.; CARABIAS, J.; JOLY, C.; LONSDALE, M.; ASH, N.; BARTUSKA, A. The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 14, p. 1-16, 2015.

FAN, W.; CHEN, N.; LI, X.; WEI, H.; WANG, X. Empirical Research on the Process of Land Resource-Asset-Capitalization—A Case Study of Yanba, Jiangjin District, Chongqing. **Sustainability**, v. 12, n. 3, p. 1236, 2020. doi:10.3390/su12031236.

FARLEY, J.; COSTANZA, R. Payments for ecosystem services: from local to global. **Ecological economics**, v. 69, n. 11, p. 2060-2068, 2010.

FLORINDO, T. J.; BOM DE MEDEIROS FLORINDO, G. I.; RUVIARO, C. F.; PINTO, A. T. Multicriteria decision-making and probabilistic weighing applied to sustainable assessment of beef life cycle. **Journal of cleaner production**, v. 242, p. 118362, 2020.

FOGUESATTO, C.R.; ARTUZO, F.D.; TALAMINI, E.; MACHADO, J.A.D.; Understanding the divergences between farmer's perception and meteorological records regarding climate change: a review. **Environment Development Sustainaibily**. p. 1–16., 2020. <https://doi.org/10.1007/s10668-018-0193-0>.

GEORGESCU-ROEGEN, N. **O decrescimento: entropia, ecologia e economia**. Editora: SENAC, 2013.

GOWDY, J.; MESNER, S. The evolution of Georgescu-Roegen's bioeconomics. **Review of social economy**, Chicago, v. 56, p. 136-156, 1998.

ITO, H.; AIMONO, K.; FUJII, T. Life cycle impact assessment of new ground material and embankment construction methods considering recycling. **International Journal GEOMATE** v. 17, n. 60, p. 49–55, 2019. <https://doi.org/10.21660/2019.60.4703>.

JONSSON, M.; BOMMARCO, R.; EKBOM, B.; SMITH, H. G.; BENGTSSON, J.; CABALLERO-LOPEZ, B.; WINQVIST, C.; OLSSON, O. Ecological production functions for biological control services in agricultural landscapes. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 3, p. 243-252, 2014.

MAYUMI, K. Nicholas Georgescu-Roegen: His bioeconomics approach to development and change. **Development and Change**, Mouton, v. 40, p. 1235-1254, 2009.

MCCAULEY, D. J.; DESALLES, P. A.; YOUNG, H. S.; DUNBAR, R. B.; DIRZO, R.; MILLS, M. M.; FIORENZA, M. From Wing to Wing: The Persistence of Long Ecological Interaction Chains in Less-Disturbed Ecosystems, **Scientific Reports**, v. 2, n. 409, 2012.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis**. New York: Island Press, 155 p. 2005.

ODUM, E., P. **Fundamentos de Ecologia**. Rio de Janeiro: [s.n.], Guanabara Koogan, 434 p. 2001.

ODUM, H.T. **Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making**: John Wiley & Sons, 359 p. 1995.

PAUL, B. K.; FRELAT, R.; BIRNHOLZ, C.; EBONG, C.; GAHIGI, A.; GROOT, J. C. J.; HERRERO, M.; KAGABO, D. M.; NOTENBAERT, A.; VANLAUWE, B.; VAN WIJK, M. T. Agricultural intensification scenarios, household food availability and greenhouse gas emissions in Rwanda: Ex-ante impacts and trade-offs. **Agricultural Systems**, v. 163, p. 16-26, 2018.

PRETTY, J.; BENTON, T. G.; BHARUCHA, Z. P.; DICKS, L.; V.; FLORA, C. B.; GODFRAY, H. C. J.; GOULSON, G.; HARTLEY, S.; LAMPKIN, N.; MORRIS, C.; PIERZYNSKI, G.; PRASAD, P., V., V.; REGANOLD, J.; ROCKSTROM, J.; SMITH, P.; THORNE, P.; WRATTEN, S. Global assessment of agricultural system redesign for sustainable intensification. **Nature Sustainability**, v. 1, p. 441-446, 2018.

SMALL, N.; MUNDAY, M.; DURANCE, I. The challenge of valuing ecosystem services that have no material benefits. **Global Environmental Change**, v. 44, p. 57–67, 2017. doi:10.1016/j.gloenvcha.2017.03.0.

TALLIS, H.; KAREIVA, P.; MARVIER, M.; CHANG, A. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 28, p. 9457-9464, 2008.

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS BIODIVERSITY (TEEB). **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**, Earthscan, London and Washington DC, 2010.

CAPÍTULO 2 - ANALISANDO OS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS POR MEIO DE REVISÃO SISTEMÁTICA: COMO SÃO VALORADOS?

Resumo: Um dos desafios seculares ambientais, é a preservação e a manutenção do meio ambiente e intensifica-se quando a sobrevivência das espécies depende do equilíbrio entre as relações ambientais e econômicas. Diante disso, atribuir valor monetário aos bens e serviços tangíveis e intangíveis promovidos por ecossistemas pode ser um mecanismo eficiente para comprovar ganhos mútuos, auxiliando na tomada de decisão. Partindo-se da premissa de que é imprescindível apropriar-se dos avanços científicos, em especial, metodológicos, o objetivo desse artigo é revisar sistematicamente quais metodologias têm sido utilizadas para a valoração de serviços ecossistêmicos e suas limitações. Isso se aplica especificamente: aos estudos que valoram os serviços ecossistêmicos quantitativamente, utilizando apenas métodos monetários. Para tanto, foi elaborado uma revisão sistemática, tendo como referência duas bases de dados internacionais: *Web of Science* e *Scopus*, excluindo-se a literatura cinza. Os resultados revelaram que a valoração de serviços ecossistêmicos, empregando métodos monetários, ainda é incipiente, além disso, geralmente, os estudos contêm mais de uma metodologia, inclusive análise estatística. Pode-se observar que a complexidade em dar valor aos serviços ecossistêmicos depende de um conjunto de métricas, devido sua complexidade.

Palavras-chave: Bioeconomia; Recursos naturais; Impacto ambiental; Vegetação; Biodiversidade.

Abstract: One of the secular environmental challenges is the preservation and maintenance of the environment and it intensifies when the survival of species depends on the balance between environmental and economic relations. Therefore, assigning monetary value to tangible and intangible goods and services promoted by ecosystems can be an efficient mechanism to prove mutual gains, helping in decision making. Starting from the premise that it is essential to appropriate scientific advances, especially methodological ones, the objective of this article is to systematically review which methodologies have been used to value ecosystem services and their limitations. This applies specifically: to studies that value ecosystem services quantitatively, using only monetary methods. For that, a systematic review was elaborated, having as reference two international databases: *Web of Science* and *Scopus*, excluding the gray literature. The results revealed that the valuation of ecosystem services, using monetary methods, is still incipient, in addition, generally, studies contain more than one methodology, including statistical analysis. It can be seen that the complexity of giving value to ecosystem services depends on a set of metrics, due to their complexity.

Keywords: Bioeconomy; natural resources; Environmental impact; Vegetation; Biodiversity.

1. INTRODUÇÃO

No último século, em decorrência da evolução da espécie humana, alguns dilemas como a produção de alimentos, preservação dos recursos naturais, segurança alimentar e a intensificação sustentável tem ganhado ênfase. Principalmente porque a sobrevivência da humanidade depende do equilíbrio entre essas temáticas, sendo isso um desafio imediato. No entanto, atualmente a forma como os sistemas alimentares têm sido conduzidos, ameaça o potencial de nutrir a saúde humana e apoiar a sustentabilidade ambiental (VAN DER WERF *et al.*, 2020; WILLETT *et al.*, 2019). Nota-se que agora, o foco do problema não é o crescimento populacional, mas sim, a capacidade de manter a biosfera “saudável” por meio do ciclo natural (HU *et al.*, 2020; TUDGE, 2017).

Os dados revelam que se as atuais taxas de perdas produtivas do solo se mantiverem no mesmo ritmo, em 60 anos a camada superficial do solo pode tornar-se improdutiva (MAXIMILLIAN *et al.*, 2019). Além disso, ressalta-se que a agricultura é responsável por cerca de 24% de todas as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE), sendo um dos principais impulsionadores do aquecimento global. Outro dado preocupante é que cerca de 70% de água é utilizada nos sistemas produtivos irrigados em busca do aumento da produtividade (SMITH *et al.*, 2014; BAJŽELJ *et al.*, 2014; FOLEY *et al.*, 2011). Os países de um modo geral, estão enfrentando contínua degradação e perda da biodiversidade.

Com o tempo, pode-se perceber que a propagação e o meio de subsistência dos seres humanos estão condicionados a um ambiente saudável, bem como, aos recursos naturais suficientes promovidos espontaneamente pelo ambiente (COSTANZA; DALY, 1992). Diante disso, a partir da década de 90 inicia-se o reconhecimento da importância dos ecossistemas para o bem-estar humano, levando a necessidade de quantificar e valorar uma gama de bens e serviços fornecidos à humanidade por processos ecossistêmicos, denominados serviços ecossistêmicos (DAILY, 1997; DAILY *et al.*, 2009).

Os serviços Ecossistêmicos são os benefícios que os seres humanos obtêm dos ecossistemas. Segundo a Millennium Ecosystem Assessment (MEA), os serviços ecossistêmicos possuem quatro categorias: provisão (produção de alimentos e fibras e abastecimento de água); regulação (controle de inundações, melhoria da qualidade da água, formação e proteção do solo, regulação do clima, regulação do gás); suporte

(habitat e biodiversidade) e cultural (recreação e turismo) (MEA, 2005; TEEB, 2010; LI *et al.*, 2014). Além disso, em conjunto usufrui-se de bens e serviços, diretos ou indiretos do ecossistema. No entanto, os serviços começam a ser importantes e preservados a partir do instante que se atribui valor aos mesmos.

Logo, a avaliação monetária pode ser definida como a tentativa de atribuir valores quantitativos aos bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas (FÖRSTER *et al.*, 2019). Nesse caso, o valor de qualquer bem ou serviço é, geralmente, medido em termos daquilo que estamos dispostos a pagar pela mercadoria, subtraindo o custo de supri-la. Porém, o valor do serviço ecossistêmico acaba por não ser internalizado.

Os estudos recentes sobre os serviços ecossistêmicos fazem uso de algumas metodologias, como, por exemplo, de preferência revelada (por exemplo, concentram-se na estimativa dos valores de uso direto) e declarada (consiste na avaliação do valor de não uso, por exemplo, opção e existência) (GHERMANDI, 2018; PANDEYA *et al.*, 2016). Essas metodologias são divididas em análises monetárias e não monetárias, sendo que as de caráter não monetário vêm aumentando em comparação às análises monetárias, haja vista serem menos complexas, essa complexidade está relacionada a ausência de dados monetários, que possibilite uma valoração palpável. Outro fator que pode ser destacado é que metodologias monetárias demandam uma quantidade de dados significativos e tangíveis em relação as não monetárias.

Os métodos de avaliação monetária dos serviços ecossistêmicos utilizados são, por exemplo, preços hedônicos, transferência de valor, valorização deliberativa, avaliação contingente e experimento de escolha, enquanto os estudos de cunho não-monetário, buscam avaliar os serviços ecossistêmicos, pela exploração das observações, narrativas, entrevistas, questionários e simulação de cenários (CHENG *et al.*, 2019).

A valoração dos serviços ecossistêmicos depende de algumas premissas, como, por exemplo, a centralidade do mercado, a estrutura utilitária, a substitutibilidade dos recursos e o otimismo tecnológico (CHEE, 2004). Embora a capacidade tecnológica e a robustez do mercado sejam compreendidas, o arcabouço utilitarista que transcende o espaço precisa ser elaborado com maior profundidade. A utilidade que um indivíduo percebe de um determinado serviço ecossistêmico depende das preferências desse indivíduo. Porém, a utilidade não pode ser medida diretamente como uma métrica comum para expressar os benefícios de diversos serviços fornecidos pelos ecossistemas.

Mundialmente, estudos relacionados aos serviços ecossistêmicos utilizam principalmente metodologias não monetárias para mensurar os serviços (WURSTER; ARTMANN, 2014; XU *et al.*, 2018; ZAGAROLA *et al.*, 2014; ZULMA DURAN *et al.*, 2016), tendo como área de estudo os seguintes locais: Austrália, China, Patagônia e Colômbia, respectivamente, ou estudos teóricos (ALEJANDRE *et al.*, 2019; CHENG *et al.*, 2019; COOK *et al.*, 2019; FÖRSTER *et al.*, 2019; HIMES-CORNELL *et al.*, 2018; QUINTAS-SORIANO *et al.*, 2016; SCHOLTE *et al.*, 2015). No entanto, apesar dos avanços científicos relacionados aos serviços ecossistêmicos, a mensuração integrada com dados primários ainda é uma limitação em decorrência da escassez desses, especialmente em escala local (PANDEYA *et al.*, 2016).

Embora estudos teóricos estejam em ascensão nos últimos 5 anos, notou-se a necessidade de trabalhos que elaborem levantamentos metodológicos, focados na valoração monetária dos serviços ecossistêmicos, não limitando a análise por países ou por categoria de serviço, com o objetivo de evitar negligências na abrangência dos resultados. Isso torna-se fundamental para comparar as limitações metodológicas que cada ferramenta possui, podendo auxiliar com maior exatidão o tomador de decisão, já que a valoração econômica da natureza passa a ser oportuna quando o gerenciamento de ecossistemas desenvolve sinergias entre os serviços ecossistêmicos e a conservação da biodiversidade, o que pode criar melhores condições ambientais e socioeconômicas (ADAMS, 2014).

Portanto, o objetivo desse artigo é revisar sistematicamente quais metodologias têm sido utilizadas para a valoração de serviços ecossistêmicos e suas limitações. Isso se aplica especificamente aos estudos que valoram os serviços ecossistêmicos quantitativamente, utilizando apenas métodos monetários. Este artigo está estruturado da seguinte forma: na Seção 1 apresenta-se a parte introdutória do estudo; a Seção 2 contém materiais e métodos (2.1. Busca literária; 2.2. Critério de seleção; 2.3. Triagem dos dados); nas seções 3 e 4 apresentam-se os resultados e discussão e, finalmente, na Seção 5, estão as considerações finais, contendo limitações e recomendações adicionais.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Busca literária

Na seção 2 serão relatadas especificamente as etapas definidas para elaborar a revisão sistemática, utilizando como guia o PRISMA (itens de relatório preferenciais

para revisões sistemáticas e meta-análises) (ver., MOHER *et al.*, 2010). A escolha ocorre em decorrência da credibilidade, aceitabilidade e amplitude que o relatório proporciona. Com essa pesquisa busca-se verificar quais metodologias vem sendo utilizadas para valorar serviços ecossistêmicos, combinando as quatro categorias ecossistêmicas definida em (ver., *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA), 2005), com os métodos de avaliação descritos em (ver., *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB), 2010).

Dessa forma, se descreve as principais etapas estabelecidas para encontrar a amostra de artigos:

Etapa i: definiu-se duas bases de dados para a pesquisa, sendo *Web of Science* e *Scopus*, iniciando a busca no dia 10 de janeiro de 2020;

Etapa ii: escolheu-se como palavras-chave os seguintes descritores: “*cultural ecosystem* service** and Monetar* OR “cultural service** and Monetar*;* “*provid* ecosystem* service** and Monetar* OR “provid* service** and Monetar*;* “*support* ecosystem* service** and Monetar* OR “support* service** and Monetar*;* “*regulat* ecosystem* service** and Monetar* OR “regulat* service** and Monetar** encontrados no título, palavras-chave e resumo;

Etapa iii: como forma de reduzir a amostra de artigos, se estabeleceu filtros limitantes como o período (2005-2019), idioma (inglês e português), tipo de publicação (artigos) excluindo a literatura cinza;

Etapa iv: leitura dos títulos, resumos e metodologias para determinar a adequação das publicações para revisão, de acordo com dois critérios: estudos que valoram os serviços ecossistêmicos quantitativamente e utilizaram apenas métodos monetários, como área de estudo a zona rural. Neste caso, se os métodos e as categorias de serviços ecossistêmicos forem somente mencionados, o artigo é eliminado da revisão. Cabe ressaltar que as revisões sistemática, de literatura, bibliométrica e meta-análises foram excluídas;

Etapa v: leitura completa dos artigos que se enquadraram no escopo do estudo (etapas i, ii, iii e iv).

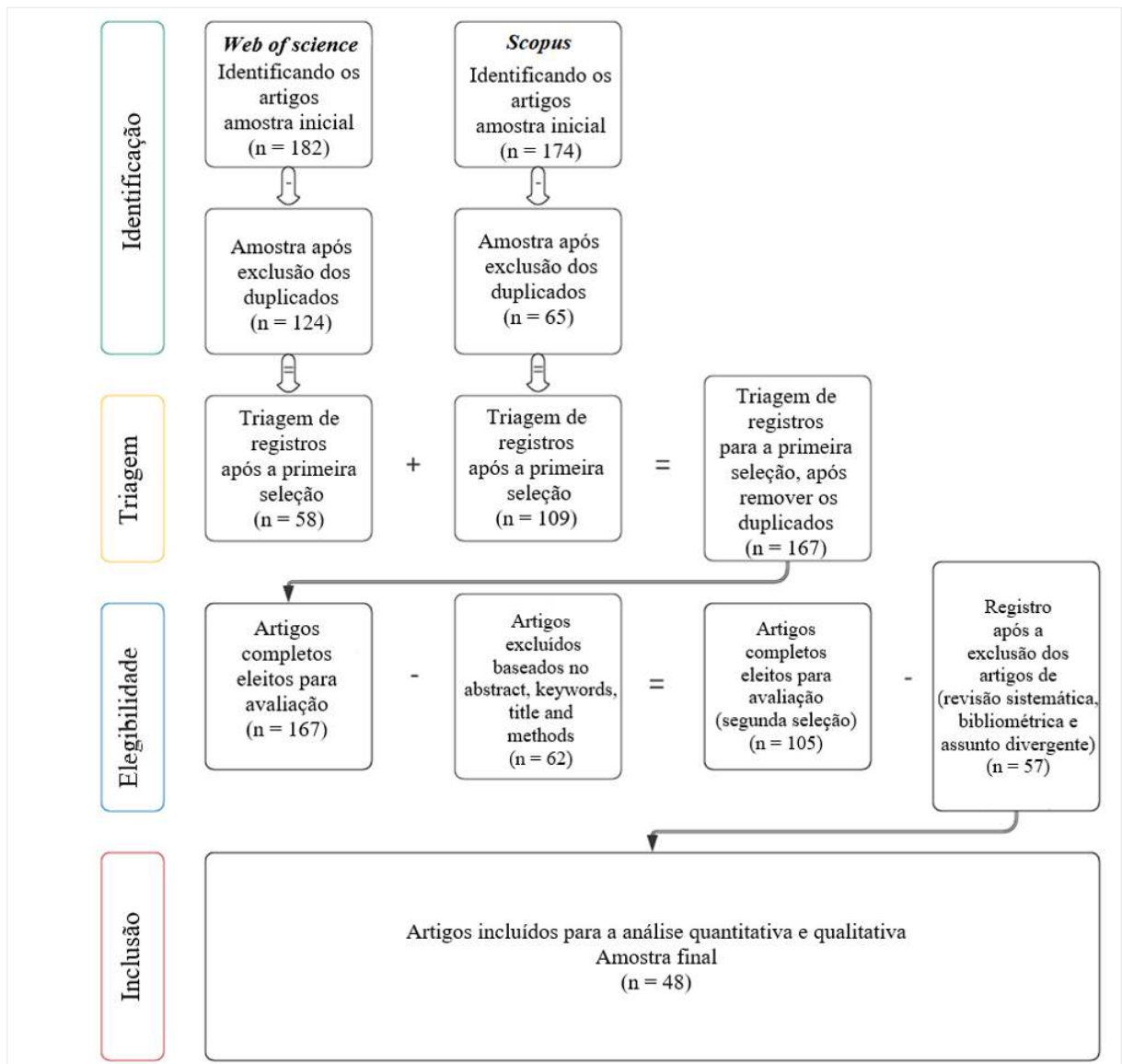
Na seção 3.2 é detalhada a amostra de artigos encontrados nas duas bases de dados, demonstrando o número de artigos incluídos e excluídos. Para isso, foi elaborada a Figura 2 buscando ilustrar didaticamente o passo a passo para atingir a amostra final de publicações.

2.2 Critério de seleção

Em uma primeira seleção, ao inserir os descritores mencionados na (etapa ii) encontrou-se o número total de 356 publicações, em que 182 artigos correspondem a base de dados *Web of Science*, enquanto 174 diz respeito a *Scopus* (Figura 2). Posteriormente, com o auxílio da ferramenta *StArt (State of the Art through Systematic Review)* desenvolvida pelo Laboratório de Pesquisa em Engenharia de *Software* (LaPES), do Departamento de Computação, da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) foram eliminados os artigos duplicados entre as bases, sendo excluídos 124 publicações na *Web of Science* e 65 no *Scopus*, resultando em 189 artigos idênticos.

A partir da amostra que restou na primeira seleção ($n = 167$), se estabelece a segunda etapa, em que são executadas as leituras dos títulos, resumos e metodologias dos artigos para selecionar apenas artigos que se enquadram no escopo do estudo, ou seja, eliminam-se publicações que não correspondem a temática do estudo (serviços ecossistêmicos), artigos de revisão, bibliometria, sistemática e meta-análises, estudos que utilizaram métodos que atribuem valores aos serviços ecossistêmicos não monetários, publicações que negligenciam a descrição dos métodos utilizados para valorar os serviços e por fim os artigos que não valoraram nenhum tipo de serviços ecossistêmicos, mesmo sendo mencionado no corpo do texto. Dessa forma, o total de publicações incluídas para análise totalizou 48, percentualmente o montante corresponde a 13,48% das publicações iniciais.

Figura 2 - Fluxograma do PRISMA para a identificação e seleção de estudos de valoração de serviços ecossistêmicos monetários



Fonte: Elaboração própria.

2.3. Triagem dos dados

Para as publicações selecionadas durante a fase final de triagem, revisou-se o texto completo e extraiu-se dados qualitativos e quantitativos que poderiam ser usados para comparar e contrastar a avaliação dos estudos realizados em valoração de serviços ecossistêmicos utilizando metodologias monetárias. Individualmente, para cada publicação, se extrai o ano de publicação; artigos mais citados, quantidade de artigos citados por periódicos, distribuição geográfica dos autores e coautores, nuvem

de palavras, serviços ecossistêmicos, categorias de serviço avaliada, área geográfica onde o estudo foi realizado, métodos de avaliação utilizados.

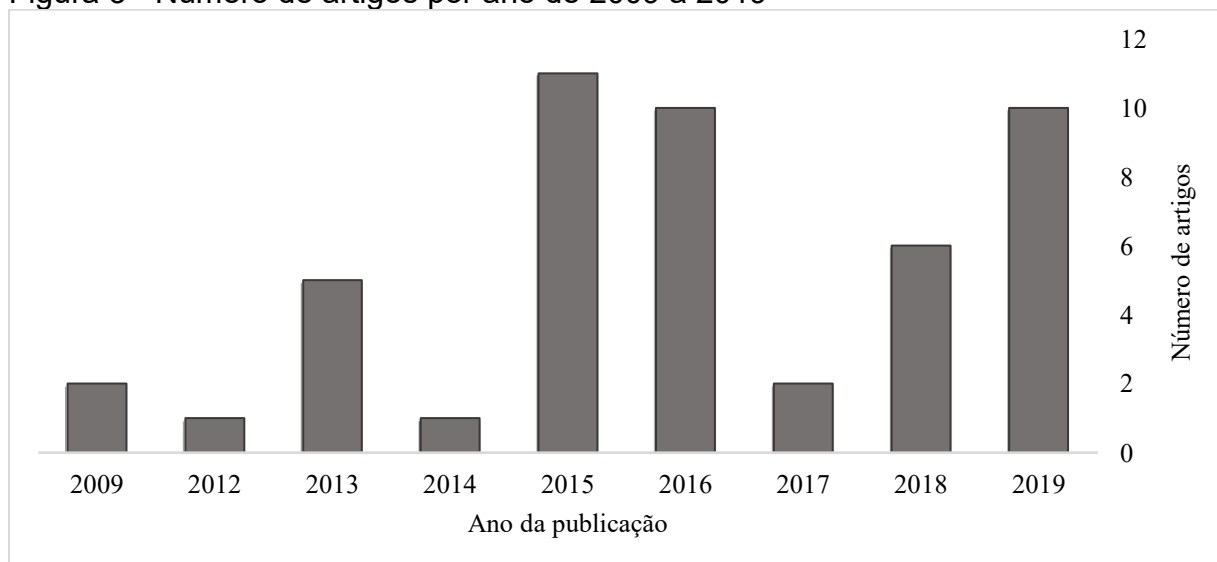
3. RESULTADOS

3.1. Visão geral quantitativa dos artigos revisados

Nessa seção apresentam-se os resultados após a filtragem de artigos em duas bases de dados internacionais. Para isso, uma análise quantitativa e qualitativa foi empregada, afim de mapear a produção científica sobre os serviços ecossistêmicos, focando em especial nas limitações metodológicas. Dessa forma, depois de aplicar filtros e critérios descritos na Figura 2, a amostra do estudo foi composta por 48 artigos.

Na Figura 3 é possível observar que os artigos sobre a valoração de serviços ecossistêmicos, utilizando como auxílio metodologias e métodos monetários, sofrem picos de ascensão e declínio desde os primeiros anos de publicação. Nota-se, também, que o número médio de artigos publicados nos anos de 2015, 2016 e 2019 são de 10 artigos por ano, sendo que em 2015 ocorreu o maior volume de publicações, considerando o período do estudo.

Figura 3 - Número de artigos por ano de 2009 a 2019

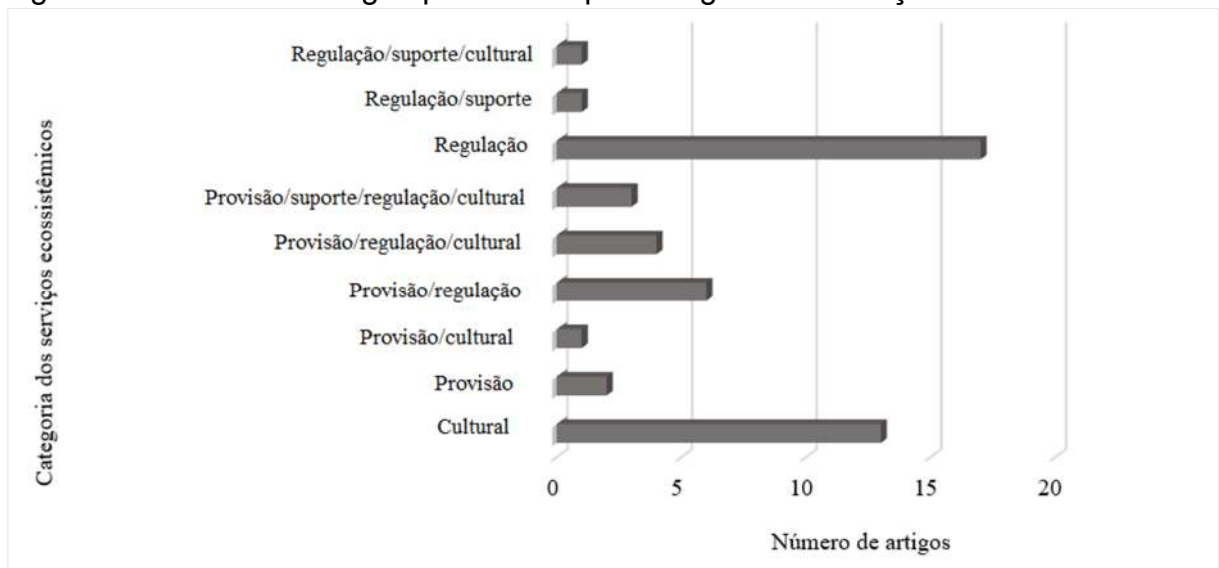


Fonte: Elaboração própria.

Como pode ser notado na Figura 3 a temática sobre valoração dos serviços ecossistêmicos é um assunto incipiente e recente, isso ocorre pela dificuldade em atribuir valor a bens e serviços intangíveis. Além disso, analisou-se também quais

categorias de serviços ecossistêmicos predominam na análise, conforme classificado por MEA (2005). Logo, as categorias de regulação (n = 17) e cultural (n = 13) se sobressaem em relação as demais, em termos percentuais ambas representam 62,5, sendo ainda possível evidenciar na Figura 4 que somente 3 artigos atribuem valor monetário aos serviços ecossistêmicos usando as 4 categorias, dada a complexidade da análise das categorias em conjunto.

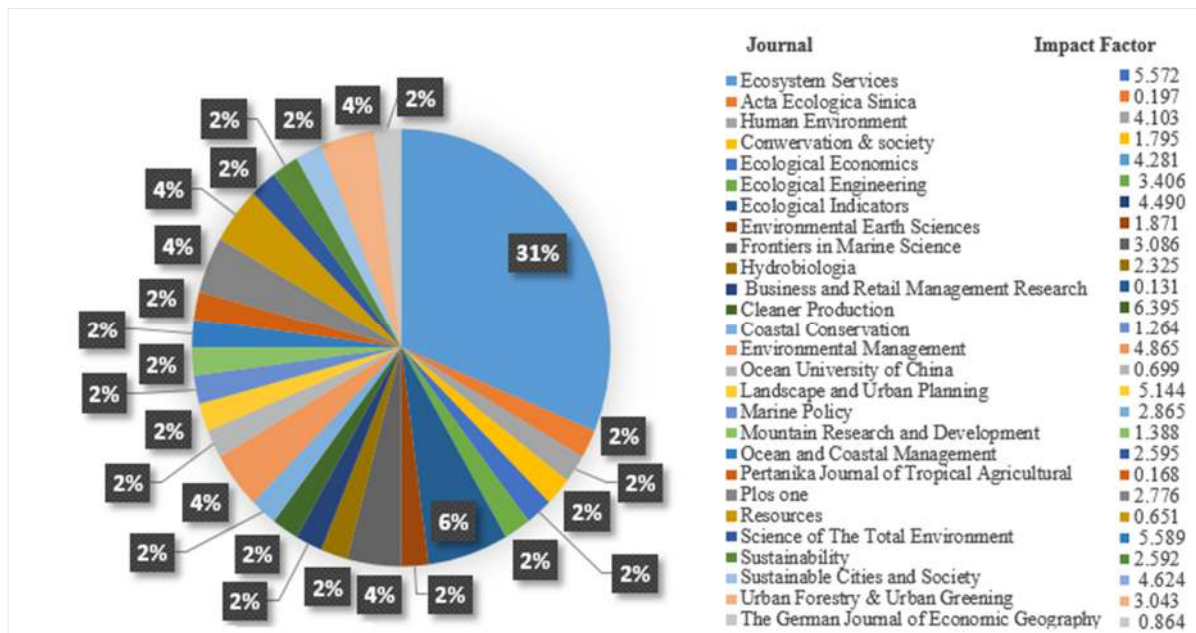
Figura 4 - Número de artigos publicados por categoria de serviços ecossistêmicos



Fonte: Elaboração própria.

Além das categorias dos serviços ecossistêmicos é relevante evidenciar em que *Journal* esses artigos são publicados. Para isso, o estudo retrata também a distribuição das publicações nos periódicos, juntamente com o fator de impacto. A amostra de artigos analisadas estão disseminadas em 27 diferentes periódicos internacionais, concentrando as publicações no *Journal Ecosystem Services* e *Ecological Indicators* com 15 e 3 artigos, respectivamente. Quando considerado o fator de impacto, ambos se encontram na terceira e sexta posição do ranking, nessa ordem. Enquanto que o *Journal of the Human Environment* se destaca por possuir um artigo publicado no ano de 2014 com 219 citações, já o *Journal of Environmental Management* e *Ecosystem Services* seguem com artigos citados 134 e 103, respectivamente (ver., BARÓ *et al.*, 2014; BASTIAN *et al.*, 2013; HÄYHÄ *et al.*, 2015; MARTÍN-LÓPEZ *et al.*, 2009).

Figura 5 - Identificação dos periódicos e fator de impacto em que os artigos foram publicados



Fonte: Elaboração própria.

De maneira ilustrativa apresentam-se todas as palavras-chave descritas nos 48 artigos, assim, as palavras-chave que apareceram com mais frequência na Figura 6 se destacam em relação às demais, ficando em evidência quanto ao seu tamanho. Como exemplo, citam-se as palavras principais: *carbon*, *cost*, *value*, *forest* e *ecosystem service*. Escolheu-se o desenho com formato de árvore afim de demonstrar a inter-relação entre o assunto e o meio ambiente.

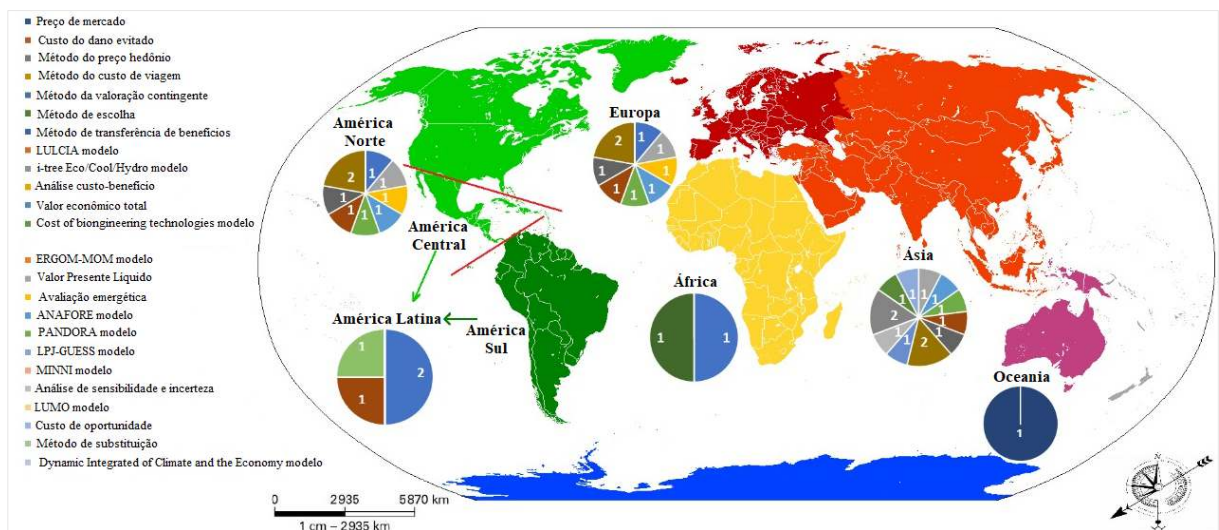
Figura 6 - Nuvem de palavras



Fonte: Elaboração própria.

Ainda, no estudo, identifica-se a relação entre a localização geográfica do estudo com os métodos e metodologias aplicados. A maior diversidade de métodos empregados é vista entre os estudos europeus, seguidos pelos do continente asiático. Observa-se ainda, que análises estatísticas são realizadas como complemento dos estudos. Citam-se: Modelo Linear Geral (MLG), Análise de Multicritério (AMC), Modelos de Regressão Logit, Linear e Semi-Paramétrico.

Figura 7 - Frequência relativa do uso de métodos e metodologias de avaliação por região



Fonte: Elaboração própria.

3.2. Visão qualitativa específica dos métodos e metodologias dos artigos revisados

A maioria dos valores monetários prevalecem nos estudos focados em analisar a agricultura, floresta, serviços marinhos e parques urbanos. Em relação à origem dos dados, as de fontes primárias são em menor número em virtude da dificuldade em coletar dados robustos, com séries históricas e elementos comparáveis, assim, dados de origem primária derivam de experimentos em sua maioria.

Apesar das avaliações não monetárias predominarem na literatura, existe um incentivo para o avanço em pesquisas utilizando métodos e metodologias monetárias. Uma vez que, mensurar o valor de um serviço ecossistêmico pode apoiar a conservação dos recursos naturais, implicando, por exemplo, em Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA) (MURADIAN *et al.*, 2013), no entanto, somente esse benefício não é suficiente para atrair os proprietários, pois ainda carece dar valor a gama de benefícios proporcionados pelos ecossistemas e pela biodiversidade.

Dessa forma, os estudos que dão valor aos serviços ecossistêmicos empregam mais de uma metodologia. Inclusive, as metodologias definidas por TEBB (2010) são a minoria utilizada nos estudos dessa revisão, como, por exemplo, metodologias de preferência revelada (preço de mercado, custo de viagem, preço hedônico e transferência de benefícios) bem como de preferência declarada (avaliação deliberativa, avaliação contingente e experimento de escolha), conforme observado na Tabela 2

A Tabela 2 foi construída para demonstrar a utilização de métodos e metodologias por categoria de serviços ecossistêmicos, com intuito de verificar qual serviço foi valorado. Verificam-se que metodologias já aplicadas em estudos financeiros como valor presente líquido, custo de oportunidade e relação dos custos e benefícios são adaptadas para valorar recursos naturais, sendo útil ambientalmente. Aliás, o preço de mercado, custo de viagem e *i-tree Eco/Cool/Hydro* dominam as metodologias da revisão sistemática em avaliação.

Por outro lado, na Tabela 3, constam as metodologias e métodos utilizados em estudos elaborados na zona rural, pois o foco do estudo são metodologias e métodos monetários somente como área de estudo a zona rural, descrevendo sucintamente a definição e limitações dessas. Observa-se que as metodologias se repetem, assim, concentra-se a discussão desse estudo em apenas 13 métodos e metodologias descritas na Tabela 3, sendo dispensável a repetição dos métodos e metodologias.

Tabela 1 - Descrição da amostra de artigos selecionadas para análise e algumas especificidades como: área de estudo, especificação da área de estudos, fonte de dados e região (Continua)

Identificação	Referência	Localização do estudo	Especificação da área de estudo	Fonte de dados	Região
1	Castillo-Eguskita et al. 2018	Espanha	Reserva da biosfera	Primário	Rural
2	Gonzalez-Diaz et al. 2019	Espanha	Floresta	Secundário e primário	Rural
3	Baulcomb et al. 2015	Peru	Mar e costa	Primário	Urbana
4	Cao et al. 2015	Brasil, Itália, Tailândia e EUA	Floresta	Secundário	Rural
5	Martin et al. 2016	América Latina	Mar e costa	Secundário e primário	Urbana
6	Parsa et al. 2019	Irã	Floresta urbana	Primário	Urbana
7	Tardieu et al. 2013	França	Transporte terrestre	Primário	Urbana
8	Mayer and Woltering, 2018	Alemanha	Parques	Primário	Urbana
9	Vermaat et al. 2015	Europa	Rio	Secundário	Urbana
10	Häyhä et al. 2015	Itália	Floresta	Secundário e primário	Rural
11	Ondiek et al. 2016	Quênia	Agricultura	Primário	Rural
12	Allin et al. 2017	Rússia and Polônia	Mar e costa	Secundário e primário	Rural
13	Wam et al. 2016	Países Nórdicos	Floresta	Secundário	Rural
14	Langemeyer et al. 2015	Espanha	Parques	Primário	Urbana
15	Baró et al. 2014	Espanha	Floresta	Primário	Urbana
16	Ghermandi and Fichtman, 2015	América do Norte	Sistemas de tratamento de água	Secundário e primário	Urbana
17	Groshans et al. 2019	EUA	Pecuária, trigo e algodão	Secundário	Rural
18	Meehan et al. 2013	EUA	Bacias hidrográficas	Secundário	Não ^a
19	Martín-López et al. 2009	Espanha	Áreas de preservação	Primário	Não
20	Ruiqian and Fanping, 2012	China	Mar	Secundário e primário	Não
21	Schaubroeck et al. 2016	Bélgica	Floresta	Secundário	Rural
22	Pelorosso et al. 2015	Itália	Paisagem	Secundário	Urbana
23	Riley et al. 2018	EUA	Floresta	Secundário	Urbana
24	Bernués et al. 2019	Europa	Agricultura	Primário	Rural
25	Pouso et al. 2018	Espanha	Praia	Secundário e primário	Urbana
26	Bayer et al. 2015	Global	Global	Secundário	Não
27	Czembrowski et al. 2016	Polônia	Espaços urbanos verdes	Primário	Urbana
28	Ghermandi et al. 2018	Sul da Flórida	Zonas úmidas	Primário	Urbana
29	Cahyandito and Ramadhan et al. 2015	Indonésia	Agricultura	Secundário e primário	Rural
30	Sumarga et al. 2015	Indonésia	Agricultura	Secundário	Rural

					(Conclusão)
31	Nyelele et al. 2019	Nova Iorque	Parques e playgrounds/áreas de restauração/ruas	Secundário e primário	Urbana
32	Aevermann and Schmude, 2016	Alemanha	Espaços urbanos verdes	Secundário e primário	Urbana
33	Manes et al. 2016	Itália	Floresta	Secundário	Urbana
34	Shie et al. 2014	China	Mar	Secundário e primário	Não
35	Belcher et al. 2019	Singapura	Paisagem	Secundário	Urbana
36	Yushanjiang et al. 2018	China	Reserva natural	Secundário	Não
37	Yeo et al. 2013	Malásia	Árvores urbanas	Primário	Urbana
38	Bastian et al. 2013	Alemanha	Agricultura	Secundário e primário	Urbana
39	Kenter et al. 2016	Reino Unido	Mar	Primário	Não
40	Soy-Massoni et al. 2016	Espanha	Agricultura	Secundário e primário	Urbana
41	Tyllianakis et al. 2019	Reino Unido	Mar	Secundário e primário	Não
42	Sangha and Russell-Smith, 2017	Austrália	Áreas indígenas	Secundário e primário	Rural
43	Ruijs et al. 2013	Europa	Agricultura	Secundário	Rural
44	Sil et al. 2016	Portugal	Parques	Secundário	Rural
45	Mikhailova et al. 2019	EUA	Floresta	Primário	Rural
46	Zarate-Barrera and Maldonado, 2015	Colômbia	Mar	Secundário e primário	Não
47	Dai et al. 2019	China	Parques	Secundário e primário	Urbana
48	Ganguly et al. 2018	Índia	Mar	Secundário	Não

^a Alguns estudos não foram possíveis engradar-se em algum tipo de região (rural ou urbana).

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 2 - Descrição das metodologias, categoria dos serviços ecossistêmicos e serviços ecossistêmicos utilizadas em cada período

		Métodos ou metodologias																							
		Preço de mercado	Custo do dano evitado	Preço hedônico	Custo de viagem	Valor contingente	Experimento de escolha	Transferência de benefícios	LULCIA modelo	i-tree EcoCool/Hydro modelo	Análise custo-benefício	Valor econômico total	Cost of bioengineering technologies	ERGOM-MOM modelo	Valor presente líquido	Avaliação emergética	ANAFORE modelo	PANDORA modelo	LPJ-GUESS modelo	MINNI modelo	Análise de sensibilidade e incerteza	LUMO modelo	Custo de oportunidade	Sustituição	Dynamic Integrated of Climate and the Economy modelo
Categoria de serviços ecossistêmicos	Serviços ecossistêmicos																								
	Provisão																								
	comida	1;5;9;11;44a						44			18;29;30				13	20					34;36				
	madeira	1;9;10;44						42			30				13		21					38			
	água fresca	1;10;44																							
	matérias-primas										30						20								
Regulação	produtos de qualidade						24																		
	qualidade do ar			27							18;23											36			
	clima (sequestro de carbono)	5;9;10;45;46	2;44				17		4	6;15;31;32	7;23;30;41					20	21			33	34;36		43		48
	nutriente	9								15;31;32									26						
	eutrofização													12											
	controle de erosão							44	4													38			
	regulação de água							42																	
	purificação de água				24				4		18														
	habitat para espécies														20										
	proteção hidrogeológica												10								36				
	sedimentação													12											
	desnitrificação													12											
	processamento de NH3																21								
	remoção aprimorada de material particulado																21								
	solo fértil						24																		
	controle e erradicação de pragas										29														
	redução do escoamento de águas pluviais									31;32															
	recarga de águas subterrâneas									32															
Suporte	tratamento de esgoto																				34;36				
	ciclo de nutriente																								
	apoio a biodiversidade						24	42							20						36		43		
Cultural	conservação do solo														20						36				
	turismo				14;19;28							10			20										
	recreação		35	8;14;25	16;37	3					29;30	10			20						36			47	
	prazer estético				14	37;39																			
	conservação da biodiversidade				19	39	9											22					43		
	religião/espiritual				19																				
	lugar equilibrado				14																				
	educação					16;40									20										
	paisagem					37	24																		
	lazer		35			37																			

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 3 - Descrição das metodologias e métodos dos artigos que utilizaram como localização da área de estudo a zona rural

(Continua)

Referência	Localização do estudo	Metodologia	Metodologia ou método	
			Descrição	Limitação
Castillo-Eguskita et al. 2018	reserva da biosfera	Preço de mercado	Este método visa estimar o valor econômico dos bens e serviços ecossistêmicos, comercializados no mercado.	Limitado ao mercado de bens e serviços; Os preços de mercado podem ser distorcidos, por ex. por subsídios. A maioria dos serviços ecossistêmicos não negociada em mercados.
Gonzalez-Diaz et al. 2019	floresta	Custo do dano evitado	Uma abordagem racional, apresentada como decisões de risco, com o objetivo de estimar o valor monetário máximo que é gasto para evitar o dano ambiental ocorrido ou suas consequências poderia reduzir seu bem-estar.	Difícil relacionar os níveis de dano à qualidade do ecossistema.
Cao et al. 2015	floresta	LULCIA	Tem como objetivo medir os impactos do uso da terra, em particular pela obtenção de serviços ecossistêmicos diretamente relacionados a essa variável.	O método aplicado sem o auxílio de outras ferramentas é ineficiente para analisar os detalhes dos serviços ecossistêmicos, sendo incompleto para a valoração.
Häyhä et al. 2015	floresta	Custo econômico total (CET)/Cost of bioengineering technologies/preço de mercado	A abordagem CET abrange todos os componentes de utilidade derivados de serviços ecossistêmicos usando dinheiro ou qualquer outra unidade de conta baseada no mercado como uma unidade de medida comum (Pearce, 1993). O custo das tecnologias de bioengenharia é baseado no custo de substituição de um determinado serviço por um substituto tecnológico.	Uma limitação da abordagem CET é que ela estima o valor anual total ou o valor total que seria perdido se todos os serviços desaparecessem.
Ondiek et al. 2016	agricultura	Preço de mercado ^a		
Allin et al. 2017	mar e costa	ERGOM-MOM	É um modelo criado a partir do princípio da termodinâmica, bioquímica específica, sendo auxiliar para medidas monetárias.	Ferramenta ineficiente para valorar serviços ecossistêmicos, sem metodologia monetária auxiliar.

Wam et al. 2016	floresta	Valor Presente Líquido	Especialmente quando se trata de ativos ambientais, o VPL é o valor que pode ser recuperado nos próximos dias, usando as projeções desses retornos de uso de ativos (insumos (entradas) e receitas (safras)).	Geralmente é difícil atribuir valor aos serviços ecossistêmicos, pois sua comercialização é incomum. A utilização deste método é ideal principalmente para simular cenários, atribuindo um valor estimado ao valor do bem.
Groshans et al. 2019	Pecuária, trigo e algodão	Experimento de escolha	Avalia os valores de não uso do ecossistema, mas também pode ser usado para estimar os valores de uso gerados pelos ecossistemas.	Tendência potencial na resposta, mercado hipotético (comportamento não observado), uso intensivo de recursos; Caro e tecnicamente difícil de implementar.
Schaubroeck et al. 2016	floresta	ANAFORE	É um método de valor ambiental ou impacto de serviços ecossistêmicos, utilizando simulação de cenários.	Uma das limitações é que não leva em consideração todas as externalidades de um sistema agrícola, não sendo utilizado para sistemas agrícolas complexos.
Bernués et al. 2019	agricultura	Experimento de escolha ^a		
Cahyandito and Ramadhan et al. 2015	agricultura	Análise Custo-Benefício (ACB)	CBA, é simplesmente pensamento sistemático sobre a tomada de decisões. É um processo para identificar, avaliar e comparar os custos e benefícios de um projeto, política ou decisão.	Uma das deficiências dessa metodologia é avaliar recursos ambientais específicos, vida humana e outros ativos difíceis de medir.
Sumarga et al. 2015	agricultura	Análise Custo-Benefício (ACB) ^a		
Sangha and Russell-Smith, 2017	áreas indígenas	Transferência de benefícios	O método de transferência de benefícios usa apenas valores estimados em outros estudos de avaliação, que são realizados bens ou serviços semelhantes e depois compila para dar valor a clusters de variáveis, mas usa métodos estatísticos como suporte.	O método ainda é relativamente novo e as normas para sua aplicação ainda não foram amplamente adotadas.

Ruijs et al. 2013	agricultura	Custo de oportunidade	O custo de oportunidade quando relacionado ao objeto desta pesquisa, refletido em termos monetários como compensação entre serviços devido a uma mudança marginal no uso da terra.	A limitação refere-se ao fato dos benefícios considerados estimados a valor presente, ou que privilegia a geração presente.
Sil et al. 2016	parque	Preço de mercado ^a /Custo de dano evitado/ Transferência de benefícios ^a		
Mikhailova et al. 2019	floresta	Preço de mercado ^a		

^aCorrespondem as metodologias repetidas. Dessa forma, não se repetiu a descrição dessas.
Fonte: Elaboração própria.

4. DISCUSSÃO

A irrelevância atribuída aos componentes biofísicos da economia nos modelos econômicos convencionais, pode ser considerado um ponto crítico, enquanto para a economia ecológica, uma motivação. Expressar monetariamente o capital produzido pode ser uma forma comum de entender o valor do capital natural, já que o número é uma variável comum para os indivíduos (COSTANZA *et al.*, 2014). Estimar o valor econômico do ambiente pode explicar externalidades em numerários até então negligenciados ou camuflados na tomada de decisão.

A valoração ambiental surge para tentar atribuir equilíbrio entre o capital natural e o econômico, sendo que essa relação pode ser alcançada utilizando a contabilidade ambiental. Logo, a dificuldade em criar métodos e metodologias completas que por si só são eficientes para considerar o valor econômico, ambiental e biofísico não pode ser encontrado nessa revisão. Isso ocorre, porque em sua maioria os serviços ecossistêmicos não podem ser comparáveis com o capital manufaturado, já que no mercado de capitais, a variável ambiental é praticamente insignificante ao tomador de decisão (COSTANZA, 1997).

Assim, as 26 metodologias utilizadas para atender os objetivos dos 48 artigos analisados nesse estudo também são limitadas, tanto é que os autores buscam utilizar mais de uma metodologia na análise. Um exemplo é a metodologia preço de mercado empregada em diversos objetos de pesquisa sobre reserva da biosfera, floresta e agricultura, porém os valores dos serviços ecossistêmicos são criados a partir de uma variável única e sabe-se que o preço de mercado é mutável diariamente, causando um viés ao tomador de decisão.

Estudos que utilizaram as metodologias preço de mercado e transferência de benefícios, tendem a ser menos complexos, devido à rapidez com que uma avaliação pode ser concluída, exigindo menor dispêndio temporal e de custos. Ajwang' Ondiek *et al.* (2016) concluíram que ao potencializar alguns serviços ecossistêmicos benefícios econômicos são obtidos, citando alguns serviços de provisão que agregaram valor como o arroz (US\$ 602,49) e o peixe (US\$ 1039,50). Além disso, o preço de mercado também serve para a valoração dos estoques de carbono (MIKHAILOVA *et al.*, 2019).

O método de transferência de benefícios é um procedimento de estimativa do valor de um serviço ecossistêmico local, apesar desse método ser prático, rápido e de

baixo custo é preciso assegurar a semelhança entre os ecossistemas. Dessa forma, deve-se buscar e preservar características similares como: a dinâmica do ecossistema, contextos socioeconômicos e culturais. Um exemplo de transferência de valor pode ser um hectare de terra (TEEB, 2010). Sil *et al.* (2016) evidencia que o uso da terra tem um grande impacto na oferta de serviços ecossistêmicos, assim a região interfere positivamente ou negativamente nos ganhos monetários, ou seja, a mudança na paisagem na região montanhosa em Portugal impacta nas categorias ecossistêmicas de provisionamento e regulação.

O estudo de Bernués *et al.* (2019) foi mais abrangente do que ambos estudos (Ajwang' Ondiek *et al.* 2016 e Mikhailova *et al.* 2019), pois a área de estudo contempla agroecossistemas do Mediterrâneo, Atlântico e Alpino. Além de utilizar o método de experimento de escolha, também testa o modelo Logit misto para simular cenários. A avaliação monetária com os métodos escolhidos para a análise é altamente dependente do contexto, portanto, pode ajudar na priorização do serviço ecossistêmico, mas a extrapolação de valores econômicos pode ser enganosa.

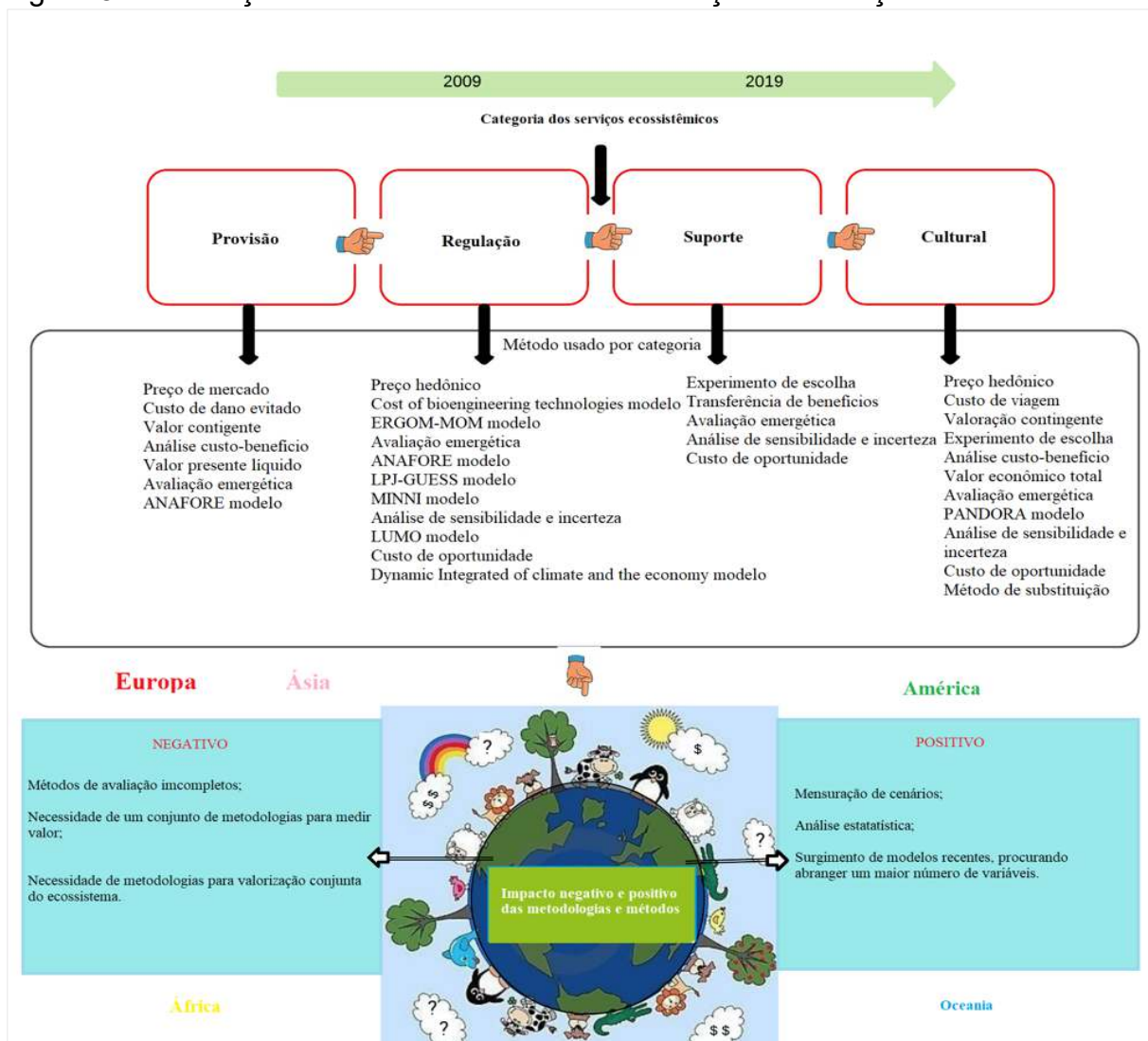
Já o método custo de dano evitado tem como objetivo mensurar custos para evitar danos devido aos serviços perdidos, baseia-se na suposição, sendo uma limitante metodológica. Em vez disso, o valor presente líquido, custo de oportunidade e análise de custo-benefício são métodos econômico-financeiros não subjetivos, pois servem como arcabouço para os tomadores de decisões de capitais. No entanto, não consideram as externalidades biofísicas, necessitando de modelos auxiliares como: *The Land Use Life Cycle Impact Assessment* (LULCIA), *Cost of bioengineering Technologies, Analysis of Forest Ecosystems* (ANAFORÉ) e *Ecosystem Regional Ocean-Modular Ocean* (ERGOM-MOM), criados recentemente. Esses modelos não são metodologias monetárias sugeridas por TEEB (2010).

Consequentemente, o surgimento de novos modelos de valoração ambiental estão relacionados com acordos nacionais e internacionais, como a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC) e o protocolo de Quioto. Com o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), projetos visando o sequestro de carbono cresceram consideravelmente nos países em desenvolvimento no final dos anos 90 (BOYD *et al.*, 2009; MORI-CLEMENT, 2019). Além disso, em 2005 as Nações Unidas lançaram o programa Redução de Emissões de Desmatamento e Degradação Florestal (REDD). Pouco tempo depois surgiu a agenda

2030, código florestal Lei nº 12.651/2012, Política Nacional de Biodiversidade (PNE) e o Programa Produtor de Água.

Por fim, após a apresentação dos resultados e discussão, a contribuição inovadora do estudo é ilustrar em uma figura o estado da arte, sucintamente, abordando os pontos-chave discriminados nessa revisão sistemática, focando a apresentação e limitações metodológicas encontradas. A Figura 8 é composta por uma linha do tempo em que evidencia o ano inicial e final dos artigos da amostra. Além disso, destacam-se as metodologias e métodos relacionando-os com as categorias dos serviços ecossistêmicos e região onde os mesmos foram elaborados. Ressalta-se que o tamanho da letra dos continentes, expressa o volume de métodos e metodologias utilizados.

Figura 8 – Ilustração do estado da arte sobre valoração de serviços ecossistêmicos



Fonte: Elaboração própria.

5. CONCLUSÃO

Este estudo possibilitou mapear o estado da arte sobre os serviços ecossistêmicos a fim de verificar as limitações metodológicas aplicadas em sua valoração. Observa-se que a valoração quantitativa monetária é recente em relação a não monetária. Isso é confirmado nos estudos que tinham como objetivo mensurar o valor ecossistêmico por meio de metodologias monetárias e não monetárias. Observa-se que a análise permite identificar que os trabalhos estão sendo desenvolvidos principalmente no continente Europeu, especialmente na Espanha, Portugal e Itália, com fonte de dados primários e secundários. Isso pode ocorrer pelo fato dos países que compõem o continente Europeu priorizam e correlacionam as práticas ambientais como obrigação governamental, dando mais ênfase que os países emergentes. Além disso, a amostra do estudo teve início no ano de 2009, prosseguindo por 10 anos.

De maneira geral, os estudos fazem o uso de metodologias que podem ser divididas em três grupos: (i) as recomendadas por *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) que diz respeito aos preços de mercado, custo de dano evitado, avaliação contingente, preço hedônico e transferência de benefícios; (ii) as de cunho econômico-financeiros, como: valor presente líquido, custo de oportunidade e análise de custo-benefício e (iii) modelos recentes que busca contemplar incipientemente os aspectos biofísicos e econômicos, sendo esses: *Land Use Life Cycle Impact Assessment* (LULCIA), *i-tree Eco/Cool/Hydro*, *Ecosystem Regional Ocean* (ERGOM-MOM), *Analysis of Forest Ecosystems* (ANAFORE) e *Land Use Change Modeller* (LUMO).

Dessa forma, a evolução dos métodos e metodologias exigem um esforço conjunto dos cientistas e instituições públicas, buscando demonstrar ganhos positivos monetários que os ecossistemas podem promover se aliados as inovações tecnológicas e tipos de manejos produtivos. Por fim, estudos futuros podem ser elaborados a partir dessa revisão. Uma meta-análise é recomendada, pois o conjunto amostral de artigos possuem variáveis discriminadas monetariamente. A inclusão de novas bases de dados pode complementar este estudo.

REFERÊNCIAS

- ADAMS, W. M. The value of valuing nature. **Science**, v. 346, n. 6209, p. 549–551, 2014. <https://doi.org/10.1126/science.1255997>.
- ALEJANDRE, E.M.; VAN BODEGOM, P.M.; GUINÉE, J.B.; Towards an optimal coverage of ecosystem services in LCA. **Journal Cleaner Production**, v. 231, p. 714–722, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.284>.
- ALLIN, A.; SCHERNEWSKI, G.; FRIEDLAND, R.; NEUMANN, T.; RADTKE, H. Climate change effects on denitrification and associated avoidance costs in three Baltic river basin - coastal sea systems. **Journal of Coastal Conservation**, v. 21, n. 4, p. 561–569, 2017. doi:10.1007/s11852-017-0530-8.
- AJWANG' ONDIEK, R.; KITAKA, N.; OMONDI ODUOR, S. Assessment of provisioning and cultural ecosystem services in natural wetlands and rice fields in Kano floodplain, Kenya. **Ecosystem Services**, v. 21, p. 166–173, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.08.008>.
- AEVERMANN, T.; SCHMUDE, J. Quantification and monetary valuation of urban ecosystem services in Munich, Germany. **Zeitschrift Für Wirtschaftsgeographie**, v. 59, n. 3, 2015. doi:10.1515/zfw-2015-0304.
- BAJŽELJ, B.; RICHARDS, K.S.; ALLWOOD, J.M.; SMITH, P.; DENNIS, J.S.; CURMI, E.; GILLIGAN, C.A. Importance of food-demand management for climate mitigation. **Climate mitigation**, v. 4, p. 924-929, 2014. <https://doi.org/10.1038/NCLIMATE2353>.
- BAYER, A. D.; PUGH, T. A. M.; KRAUSE, A.; ARNETH, A. Historical and future quantification of terrestrial carbon sequestration from a Greenhouse-Gas-Value perspective. **Global Environmental Change**, v. 32, p. 153–164, 2015. doi:10.1016/j.gloenvcha.2015.03.
- BARÓ, F.; CHAPARRO, L.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; LANGEMEYER, J.; NOWAK, D.J.; TERRADAS, J. Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies: The case of urban forests in Barcelona, Spain. **Ambio**, v. 43, n. 4, p. 466–479, 2014. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0507-x>.
- BASTIAN, O.; SYRBE, R.U.; ROSENBERG, M.; RAHE, D.; GRUNEWALD, K. The five pillar EPPS framework for quantifying, mapping and managing ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 4, p. 15–24, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.04.003>.
- BAULCOMB, C.; FLETCHER, R.; LEWIS, A.; AKOGLU, E.; ROBINSON, L.; VON ALMEN, A.; GLENK, K. A pathway to identifying and valuing cultural ecosystem services: An application to marine food webs. **Ecosystem Services**, v. 11, p. 128–139, 2015. doi:10.1016/j.ecoser.2014.10.013.
- BELCHER, R. N.; SUEN, E.; MENZ, S.; SCHROEPFER, T. Shared landscapes increase condominium unit selling price in a high-density city. **Landscape and Urban Planning**, v. 192, p. 1-10, 2019. doi:10.1016/j.landurbplan.2019.10.

BERNUÉS, A.; ALFNES, F.; CLEMETSEN, M.; EIK, L.O.; FACCIONI, G.; RAMANZIN, M.; RIPOLL-BOSCH, R.; RODRÍGUEZ-ORTEGA, T.; STURARO, E. Exploring social preferences for ecosystem services of multifunctional agriculture across policy scenarios. **Ecosystem Services**, v. 39, n. 101002, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.101002>.

BOYD, J. W.; KRUPNICK, A. The Definition and Choice of Environmental Commodities for Nonmarket Valuation. **SSRN Electronic Journal**, p. 1-60, 2009. doi:10.2139/ssrn.1479820.

CAHYANDITO, M. F.; RAMADHANIS, R. Converting shrub land to palm oil plantation worth it? - an ecosystem services analysis. **Journal of Business and Retail Management Research (JBRMR)**, 2015.

CAO, V.; MARGNI, M.; FAVIS, B. D.; DESCHÊNES, L. Aggregated indicator to assess land use impacts in life cycle assessment (LCA) based on the economic value of ecosystem services. **Journal of Cleaner Production**, v. 94, p. 56–66, 2015. doi:10.1016/j.jclepro.2015.01.041.

CASTILLO-EGUSKITZA, N.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; ONAINDIA, M. A comprehensive assessment of ecosystem services: Integrating supply, demand and interest in the Urdaibai Biosphere Reserve. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 1176–1189, 2018. doi:10.1016/j.ecolind.2018.06.004.

CHEE, Y.E. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. **Biological Conservation**, v. 120, p. 549–565, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.028>.

CHENG, X.; VAN DAMME, S.; LI, L.; UYTENHOVE, P. Evaluation of cultural ecosystem services: A review of methods. **Ecosystem Services**, v. 37, n. 100925, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100925>.

COOK, D.; FAZELI, R.; DAVÍÐSDÓTTIR, B. The need for integrated valuation tools to support decision-making – The case of cultural ecosystem services sourced from geothermal areas. **Ecosystem Services**, 37, n. 100923, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100923>.

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; BRAAT, L.; KUBISZEWSKI, I.; FIORAMONTI, L.; SUTTON, P.; FARBER, S.; GRASSO, M. et al. Twenty Years of Ecosystem Services : How Far Have We Come and How Far Do We Still Need to Go ? **Ecosystem Services**, v. 28, part A, p. 1–16, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>.

COSTANZA, R.; DALY, H. E. Natural capital and sustainable development. **Conservation biology**, v. 6, n. 1, p. 37-46, 1992.

COSTANZA, R. Foreword: The importance of valuing ecosystem services. *Valuing Ecosyst. Serv. Methodol. Issues Case Stud.* xviii–xxiii, 2014. <https://doi.org/10.4337/9781781955161.00008>.

CZEMBROWSKI, P.; KRONENBERG, J.; CZEPKIEWICZ, M. Integrating non-monetary and monetary valuation methods – SoftGIS and hedonic pricing.

Ecological Economics, v. 130, 166–175, 2016. doi:10.1016/j.ecolecon.2016.07.004.

DAILY, G.C. Introduction: What Are Ecosystem Services? In: Daily, G.C., Ed., *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, **Island Press**, Washington DC, p. 1-10, 1997.

DAILY, G.C.; POLASKY, S.; GOLDSTEIN, J.; KAREIVA, P.M.; MOONEY, H.A.; PEJCHAR, L.; RICKETTS, T.H.; SALZMAN, J.; SHALLENBERGER, R. Ecosystem services in decision making: Time to deliver. **Frontiers in ecology and the environment**, v. 7, p. 21–28, 2009. <https://doi.org/10.1890/080025>.

DAI, P.; ZHANG, S.; HOU, H.; YANG, Y.; LIU, R. Valuing sports services in urban parks: A new model based on social network data. **Ecosystem Services**, v. 36, 2019. doi:10.1016/j.ecoser.2019.01.003.

FOLEY, J.A.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K.A.; CASSIDY, E.S.; GERBER, J.S.; JOHNSTON, M.; MUELLER, N.D.; O'CONNELL, C.; RAY, D.K.; WEST, P.C.; BALZER, C.; BENNETT, E.M.; CARPENTER, S.R.; HILL, J.; MONFREDA, C.; POLASKY, S.; ROCKSTRÖM, J.; SHEEHAN, J.; SIEBERT, S.; TILMAN, D.; ZAKS, D.P.M. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, p. 337–342, 2011. <https://doi.org/10.1038/nature10452>.

FÖRSTER, J.; SCHMIDT, S.; BARTKOWSKI, B.; LIENHOOP, N.; ALBERT, C.; WITTMER, H. Incorporating environmental costs of ecosystem service loss in political decision making: A synthesis of monetary values for Germany. **Plos One**, v. 14, e0211419, 2019. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211419>.

GHERMANDI, A. Integrating social media analysis and revealed preference methods to value the recreation services of ecologically engineered wetlands. **Ecosystem Services**, v. 31, p. 351–357, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.12.012>.

GONZÁLEZ-DÍAZ, P.; RUIZ-BENITO, P.; RUIZ, J. G.; CHAMORRO, G.; ZAVALA, M. A Multifactorial Approach to Value Supporting Ecosystem Services in Spanish Forests and Its Implications in a Warming World. **Sustainability**, v. 11, n. 358, 2019. doi:10.3390/su11020358.

GROSHANS, G.R.; MIKHAILOVA, E. A.; POST, C. J.; SCHLAUTMAN, M. A.; ZHANG, L. Determining the Value of Soil Inorganic Carbon Stocks in the Contiguous United States Based on the Avoided Social Cost of Carbon Emissions. **Resources**, v. 8, n. 119, p. 1-15, 2019. doi:10.3390/resources8030119.

GANGULY, D.; SINGH, G.; PURVAJA, R.; BHATTA, R.; PANEER SELVAM, A.; BANERJEE, K.; RAMESH, R. Valuing the carbon sequestration regulation service by seagrass ecosystems of Palk Bay and Chilika, India. **Ocean & Coastal Management**, v. 159, p. 26–33, 2018. doi:10.1016/j.ocecoaman.2017.11.0.

HÄYHÄ, T.; FRANZESE, P.P.; PALETTO, A.; FATH, B.D. Assessing, valuing, and

mapping ecosystem services in Alpine forests. **Ecosystem Services**. v. 14, p. 12–23, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.03.001>.

HIMES-CORNELL, A.; GROSE, S.O.; PENDLETON, L. Mangrove ecosystem service values and methodological approaches to valuation: Where do we stand? **Frontiers in Marine Science**, v. 5, p. 1–15, 2018. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00376>.

HU, X.; LI, Z.; NIE, X.; WANG, D.; HUANG, J.; DENG, C.; SHI, L.; WANG, L.; NING, K. Regionalization of Soil and Water Conservation Aimed at Ecosystem Services Improvement. **Scientific Reports**. p. 10, 1–10, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60100-8>.

KENTER, J. O.; JOBSTVOGT, N.; WATSON, V.; IRVINE, K. N.; CHRISTIE, M.; BRYCE, R. The impact of information, value-deliberation and group-based decision-making on values for ecosystem services: Integrating deliberative monetary valuation and storytelling. **Ecosystem Services**, v. 21, p. 270–290, 2016. doi:10.1016/j.ecoser.2016.06.006.

LANGEMEYER, J.; BARÓ, F.; ROEBELING, P.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E. Contrasting values of cultural ecosystem services in urban areas: The case of park Montjuïc in Barcelona. **Ecosystem Services**, 12, 178–186, 2015. doi:10.1016/j.ecoser.2014.11.016.

LI, L.; TILMAN, D.; LAMBERS, H.; ZHANG, F. S. Plant diversity and overyielding: insights from belowground facilitation of intercropping in agriculture. **New Phytologist**, v. 203, n. 1, p. 63–69, 2014. doi:10.1111/nph.12778.

MANES, F.; MARANDO, F.; CAPOTORTI, G.; BLASI, C.; SALVATORI, E.; FUSARO, L.; MUNAFÒ, M. Regulating Ecosystem Services of forests in ten Italian Metropolitan Cities: Air quality improvement by PM 10 and O 3 removal. **Ecological Indicators**, v. 67, p. 425–440, 2016. doi:10.1016/j.ecolind.2016.03.00.

MARTÍN-LÓPEZ, B.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; LOMAS, P.L.; MONTES, C. Effects of spatial and temporal scales on cultural services valuation. **Journal Environment. Management**. v. 90, p. 1050–1059, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.03.013>.

MAXIMILLIAN, J.; BRUSSEAU, M.L.; GLENN, E.P.; MATTHIAS, A.D. Pollution and Environmental Perturbations in the Global System, 3rd ed, **Environmental and Pollution Science**. Elsevier Inc. 2019. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-814719-1.00025-2>.

MAYER, M.; WOLTERING, M. Assessing and valuing the recreational ecosystem services of Germany's national parks using travel cost models. **Ecosystem Services**, v. 31, p. 371–386, 2018. doi:10.1016/j.ecoser.2017.12.009.

MEEHAN, T. D.; GRATTON, C.; DIEHL, E.; HUNT, N. D.; MOONEY, D. F.; VENTURA, S. J.; JACKSON, R. D. Ecosystem-Service Tradeoffs Associated with Switching from Annual to Perennial Energy Crops in Riparian Zones of the US Midwest. **Plos One**, v. 8, n. 11, 2013. doi:10.1371/journal.pone.0080093.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis**. New York: Island Press, 155 p. 2005.

MIKHAILOVA, E.A.; GROSHANS, G.R.; POST, C.J.; SCHLAUTMAN, M.A.; POST, G.C. Valuation of soil organic carbon stocks in the contiguous United States based on the avoided social cost of carbon emissions. **Resources** v. 8, p. 1–15, 2019. <https://doi.org/10.3390/resources8030153>.

MOHER, D.; LIBERATI, A.; TETZLAFF, J.; ALTMAN, D.G. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: The PRISMA statement. **Research Methods & Reporting**, v. 8, p. 336–341, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.ijsu.2010.02.007>.

MORI-CLEMENT, Y. Impacts of CDM projects on sustainable development: Improving living standards across Brazilian municipalities? **World Development**. v. 113, p. 222–236, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2018.06.014>.

MURADIAN, R.; ARSEL, M.; PELLEGRINI, L.; ADAMAN, F.; AGUILAR, B.; AGARWAL, B.; CORBERA, E.; EZZINE DE BLAS, D.; FARLEY, J.; FROGER, G.; GARCIA-FRAPOLLI, E.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GOWDY, J.; KOSOY, N.; LE COQ, J.F.; LEROY, P.; MAY, P.; MÉRAL, P.; MIBIELLI, P.; NORGAAARD, R.; OZKAYNAK, B.; PASCUAL, U.; PENGUE, W.; PEREZ, M.; PESCHE, D.; PIRARD, R.; RAMOS-MARTIN, J.; RIVAL, L.; SAENZ, F.; VAN HECKEN, G.; VATN, A.; VIRÁ, B.; URAMA, K. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. **Conservation Letters**, v. 6, p. 274–279, 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00309.x>.

NYELELE, C.; KROLL, C. N.; NOWAK, D. J. PRESENT AND FUTURE ECOSYSTEM SERVICES OF TREES IN THE BRONX, NY. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 42, p. 10-20, 2019. doi:10.1016/j.ufug.2019.04.018.

PANDEYA, B.; BUYTAERT, W.; ZULKAFI, Z.; KARPOUZOGLOU, T.; MAO, F.; HANNAH, D.M. A comparative analysis of ecosystem services valuation approaches for application at the local scale and in data scarce regions. **Ecosystem Services**. v. 22, p. 250–259, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.015>.

PARSA, V. A.; SALEHI, E.; YAVARI, A. R.; VAN BODEGOM, P. M. Analyzing temporal changes in urban forest structure and the effect on air quality improvement. **Sustainable Cities and Society**, v. 4, p. 1-13, 2019. doi:10.1016/j.scs.2019.101548.

PELOROSSO, R.; GOBATTONI, F.; GERI, F.; MONACO, R.; LEONE, A. Evaluation of Ecosystem Services related to Bio-Energy Landscape Connectivity (BELC) for land use decision making across different planning scales. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 114–129, 2016. doi:10.1016/j.ecolind.2015.01.016.

POUSO, S.; FERRINI, S.; TURNER, R. K.; UYARRA, M. C.; BORJA, Á. Financial Inputs for Ecosystem Service Outputs: Beach Recreation Recovery After Investments in Ecological Restoration. **Frontiers in Marine Science**, v. 5, n. 315, 2018. doi:10.3389/fmars.2018.00375.

QUINTAS-SORIANO, C.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; SANTOS-MARTÍN, F.; LOUREIRO, M.; MONTES, C.; BENAYAS, J.; GARCÍA-LLORENTE, M. Ecosystem services values in Spain: A meta-analysis. **Environment Science Policy** v. 55, p. 186–195, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.001>.

RILEY, C. B.; HERMS, D. A.; GARDINER, M. M. Exotic trees contribute to urban forest diversity and ecosystem services in inner-city Cleveland, OH. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 29, p. 367–376, 2018. doi:10.1016/j.ufug.2017.01.004.

RUIJS, A.; WOSSINK, A.; KORTELAJINEN, M.; ALKEMADE, R.; SCHULP, C. J. E. Trade-off analysis of ecosystem services in Eastern Europe. **Ecosystem Services**, v. 4, p. 82–94, 2013. doi:10.1016/j.ecoser.2013.04.002.

RUIQIAN, L.; FANPING, M. Emergy appraisal on the loss of ecosystem service caused by marine reclamation: A case study in the Taozi Bay. **Acta Ecologica Sinica** v. 32, n. 18, p. 5825-5835, 2012. DOI:10.5846/stxb201108031137.

SANGHA, K. K.; RUSSELL-SMITH, J. Towards an Indigenous Ecosystem Services Valuation Framework: A North Australian Example. **Conservation and Society**, v. 15, n. 3, p. 255-269, 2017.

SCHAUBROECK, T.; DECKMYN, G.; GIOT, O.; CAMPIOLI, M.; VANPOUCKE, C.; VERHEYEN, K.; MUYS, B. Environmental impact assessment and monetary ecosystem service valuation of an ecosystem under different future environmental change and management scenarios; a case study of a Scots pine forest. **Journal of Environmental Management**, v. 173, p. 79–94, 2016. doi:10.1016/j.jenvman.2016.03.005
10.1016/j.jenvman.2016.03.005

SCHOLTE, S.S.K.; VAN TEEFFELLEN, A.J.A.; VERBURG, P.H. Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: A review of concepts and methods. **Ecological Economics**, v. 114, p. 67–78, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.03.007>.

SHIE, J. L.; LEE, C. H.; CHEN, C. S.; LIN, K. L.; CHANG, C. Y. Scenario comparisons of gasification technology using energy life cycle assessment for bioenergy recovery from rice straw in Taiwan. **Energy Conversion and Management**, v. 87, p. 156–163, 2014. doi:10.1016/j.enconman.2014.06.08 .

SIL, Â.; RODRIGUES, A.P.; CARVALHO-SANTOS, C.; NUNES, J.P.; HONRADO, J.; ALONSO, J.; MARTA-PEDROSO, C.; AZEVEDO, J.C. Trade-offs and Synergies Between Provisioning and Regulating Ecosystem Services in a Mountain Area in Portugal Affected by Landscape Change. **Mountain Research and Development**, v. 36, n. 4, p. 452–464, 2016. <https://doi.org/10.1659/mrd-journal-d-16-00035.1>.

SMITH, P.; CLARK, H.; DONG, H.; ELSIDDIG, E.A.; HABERL, H.; HARPER, R.; HOUSE, J.; JAFARI, M. Chapter 11 - Agriculture, forestry and other land use (AFOLU). In: Climate Change 2014: **Mitigation of Climate Change**. IPCC Working Group III Contribution to AR5. Cambridge University Press.

SOY-MASSONI, E.; LANGEMEYER, J.; VARGA, D.; SÁEZ, M.; PINTÓ, J. The importance of ecosystem services in coastal agricultural landscapes: Case study from the Costa Brava, Catalonia. **Ecosystem Services**, v. 17, p. 43–52, 2016. doi:10.1016/j.ecoser.2015.11.004.

SUMARGA, E.; HEIN, L.; EDENS, B.; SUWARNO, A. Mapping monetary values of ecosystem services in support of developing ecosystem accounts. **Ecosystem Services**, v. 12, p. 71–83, 2015. doi:10.1016/j.ecoser.2015.02.009.

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS BIODIVERSITY (TEEB). The Economics of Ecosystems and Biodiversity: **Ecological and Economic Foundations**, Earthscan, London and Washington DC, 2010.

TARDIEU, L.; ROUSSEL, S.; SALLES, J. M. Assessing and mapping global climate regulation service loss induced by Terrestrial Transport Infrastructure construction. **Ecosystem Services**, v. 4, p. 73–81, 2013. doi:10.1016/j.ecoser.2013.02.007.

TUDGE, C. Can we really ‘feed the world’ and keep the biosphere healthy and diverse? **Biodiversity**, v. 18, p. 64–67, 2017. <https://doi.org/10.1080/14888386.2017.1351399>.

TYLLIANAKIS, E.; CALLAWAY, A.; VANSTAEN, K.; LUISETTI, T. The value of information: Realising the economic benefits of mapping seagrass meadows in the British Virgin Islands. **Science of The Total Environment**, v. 650, p. 2107–2116, 2018. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.2.

VAN DER WERF, H.M.G.; KNUDSEN, M.T.; CEDERBERG, C. Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. **Nature Sustainability**, v. 3, p. 419 - 425, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>.

VERMAAT, J. E., WAGTENDONK, A. J., BROUWER, R., SHEREMET, O., ANSINK, E., BROCKHOFF, T., HERING, D. Assessing the societal benefits of river restoration using the ecosystem services approach. **Hydrobiologia**, v. 769, n. 1, p. 121–135, 2015. doi:10.1007/s10750-015-2482-z

WAM, H. K.; BUNNEFELD, N.; CLARKE, N.; HOFSTAD, O. Conflicting interests of ecosystem services: Multi-criteria modelling and indirect evaluation of trade-offs between monetary and non-monetary measures. **Ecosystem Services**, v. 22, p. 280–288, 2016. doi:10.1016/j.ecoser.2016.10.003.

WILLETT, W., ROCKSTRÖM, J., LOKEN, B., SPRINGMANN, M., LANG, T., VERMEULEN, S., GARNETT, T., TILMAN, D., DECLERCK, F., WOOD, A., JONELL, M., CLARK, M., GORDON, L.J., FANZO, J., HAWKES, C., ZURAYK, R., RIVERA, J.A., DE VRIES, W., MAJELE SIBANDA, L., AFSHIN, A., CHAUDHARY, A., HERRERO, M., AGUSTINA, R., BRANCA, F., LARTEY, A., FAN, S., CRONA, B., FOX, E., BIGNET, V., TROELL, M., LINDAHL, T., SINGH, S., CORNELL, S.E., SRINATH REDDY, K., NARAIN, S., NISHTAR, S., MURRAY, C.J.L. Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. **Lancet** v. 393, p. 447–492, 2019. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(18\)31788-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(18)31788-4).

WURSTER, D.; ARTMANN, M. Development of a concept for non-monetary assessment of urban ecosystem services at the site level. **Ambio** v. 43, p. 454–465, 2014. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0502-2>.

XU, Q.; DONG, Y.; YANG, R. Urbanization impact on carbon emissions in the Pearl River Delta region : Kuznets curve relationships. **Journal Cleaner Production**, v. 180, p. 514–523, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.194>.

YUSHANJIANG, A.; ZHANG, F.; KUNG, H.; LI, Z. Spatial–temporal variation of ecosystem service values in Ebinur Lake Wetland National Natural Reserve from 1972 to 2016, Xinjiang, arid region of China. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 16, 2018. doi:10.1007/s12665-018-7764-0.

ZAGAROLA, J.P.A.; ANDERSON, C.B.; VETETO, J.R. Perceiving patagonia: An assessment of social values and perspectives regarding watershed ecosystem services and management in Southern South America. **Environmental Management**. v. 53, p. 769–782, 2014. <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0237-7>.

ZARATE-BARRERA, T. G.; MALDONADO, J. H. Valuing Blue Carbon: Carbon Sequestration Benefits Provided by the Marine Protected Areas in Colombia. **Plos One**, v. 10, n. 5, 2015. doi:10.1371/journal.pone.0126627.

ZULMA DURAN, H.; HELIODORO ARGUELLO, A.; TAPASCO, J.; Una aproximación metodológica para la valoración no monetaria de servicios ecosistémicos en tres comunidades de la Amazonia Colombiana. **Agronomía Colombiana**. v. 34, p. 109–120., 2016. <https://doi.org/10.15446/agron.colomb.v34n1.52154>.

CAPÍTULO 3 - AVALIANDO O BALANÇO DE CARBONO EM SISTEMAS CAFEEIROS NO ESTADO DE MINAS GERAIS, BRASIL

Resumo: Sistemas de produção com manejos diferenciados que empregam práticas de proteção ao solo e acúmulo de carbono, tem sido cada vez mais adotados. Na produção cafeeira não seria diferente, assim a produção consorciada com braquiária pode ser uma alternativa de manejo menos intensivo. A partir daí, o objetivo deste estudo foi analisar as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) e o sequestro de carbono (C) comparando dois diferentes sistemas de manejo cafeeiros (conservacionista e convencional). Como procedimento metodológico elaborou-se um estudo de caso em uma propriedade agrícola, localizada no Centro-Oeste do estado de Minas Gerais, denominada de Ap família arrendamento. Dessa forma foi elaborado o balanço de carbono (C) em dois sistemas de manejo, um convencional (cenário base) e outro conservacionista (experimento), mensurando o potencial dos sistemas em sequestrar carbono (C) e emitir Gases de Efeito Estufa (GEE). Os resultados revelaram que o manejo conservacionista possui melhor desempenho ambiental, pois além de quantificar o sequestro de carbono maior, ainda emitem GEE inferiores para atmosfera. Em ambos os sistemas, as atividades para manutenção anual dos cafezais ocasionam o maior impacto negativo. Além disso, a aplicação de fertilizante sintético nitrogenado é o insumo que contribui significativamente para a quantidade de emissões nos sistemas.

Palavras-chave: Intensificação sustentável; Conservação ambiental; Serviços ecossistêmicos; Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

Abstract: *Production systems with differentiated management have been increasingly used. The production of coffee would not be different, likewise this production in partnership with brachiaria could be a less intensive management alternative. With this, the objective of the study was to analyze the GHG emissions and the carbon sequestration (C) comparing two different coffee management systems (conservationist and conventional). To aim the objective, a case study was prepared on an agricultural property, located in the state of Minas Gerais, called Ap family lease. In this way, the carbon balance was elaborated in two management systems, a conventional one (base scenario) and another conservationist (experiment), as well as measured the potential two systems in sequestering carbon (C) and emitting Greenhouse Gases (GHG). The results will reveal that the conservationist management has better environmental performance, in addition to quantifying the higher carbon stock, still emits lower GHG for the atmosphere. In both systems, the activities for annual maintenance of two coffees cause the greatest negative impact. Furthermore, the application of synthetic nitrogenous fertilizer is the input that contributes significantly to the quantity of emissions in the systems.*

Keywords: *Sustainable intensification; Environmental conservation; Ecosystem services; Life Cycle Assessment (LCA).*

1. INTRODUÇÃO

A produção de alimentos utilizando os sistemas de produção terrestres é um dos principais meios em fornecer alimentos para a população mundial, sendo indispensável para promover a segurança alimentar (HALPERN *et al.*, 2022). No entanto, apesar da sua relevância, impactos negativos são associados aos sistemas de produção, pois a expansão sem planejamento de manejo ou o uso indevido das áreas ocasionam degradação ao meio ambiente (HENRY *et al.*, 2022).

Segundo o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) os sistemas de produção alimentar em 2015 foram responsáveis por emitir anualmente 18 Gt (gigatonelada) CO₂ equivalente, contribuindo para a propagação do aquecimento global, aumento do excesso de oferta de nitrogênio reativo, eutrofização de terras e corpos d'água, emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) e perdas de biodiversidade, inclusive essas consequências causadas pelos sistemas de produção tendem a ser irreversíveis (STEFFEN *et al.*, 2015; IPCC, 2019). Porém, essa degradação ainda pode acentuar-se na medida em que a demanda por alimentos aumenta, principalmente quando está associada a grandes *commodities* agrícolas, como, por exemplo, a produção de café.

O café é uma das culturas mais cultivadas no mundo, sendo produzido em mais de 70 países, no entanto, a produção concentra-se em cerca de 50% em três países: Brasil, Vietnã e Indonésia. Dessa forma, essa cultura é responsável em manter a subsistência de milhões de agricultores (FAO, 2015). Ainda, são mundialmente destinados acima de 10 milhões de hectares de terras para a produção, correspondendo a 2,24 milhões de hectares para a cafeicultura nacional (FAO, 2018; EMBRAPA, 2022). No ano de 2022 foram exportadas 8,5 milhões de sacas de café em todo o mundo, sendo o Brasil o maior exportador. No mesmo ano o país exportou 291.345 sacas e estimou uma produção de 50,38 milhões de sacas (EMBRAPA, 2022; ORGANIZAÇÃO INTERNACIONAL DO CAFÉ, 2022).

No Brasil, são produzidas duas espécies de café: *arábica* (*Coffea arabica*) e *canéfora* (*Coffea canephora*). A espécie *Coffea arabica* representa em torno de 64% da safra brasileira. O estado de Minas Gerais é o maior produtor da *commodity* (EMBRAPA, 2022). Esse tipo de cultura não vem sendo produzida somente em sistemas de manejo convencional, a produção expandiu para sistemas de manejo

menos intensivos, pois, ao mesmo tempo que atende a demanda mundial também diminui os impactos causados na natureza (TRINH *et al.*, 2020; RAHMAH *et al.*, 2022).

Como exemplo cita-se o manejo conservacionista por empregar práticas agrícolas que reduzem o revolvimento do solo, cultivo de gramíneas nas entre-linhas como forma de proteção do solo contra erosão e compactação (Carducci *et al.* 2022) utiliza tração animal (reduzindo o uso de combustíveis fósseis) entre outras práticas menos nocivas ao solo (SERAFFIM *et al.*, 2011; NGUYEN *et al.*, 2020). Manejos mais sustentáveis podem restaurar funções produtivas do ecossistema, muitas vezes reintroduzindo a flora e a fauna de maneira parcial. Isso acontece porque os processos e funções do ecossistema são menos afetados pela perturbação quando as paisagens têm alta diversidade composicional (STEUR *et al.*, 2022; CHAPLIN-KRAMER *et al.*, 2015).

Consequentemente, é importante considerar como incorporar a diversificação da paisagem em iniciativas para restabelecer as terras agrícolas degradadas (SEARCHINGER *et al.*, 2018). É claro que no caso do manejo conservacionista de café não ocorre essa diversificação da paisagem, como na agrofloresta. No entanto, a interação do café com a braquiária já não caracteriza um monocultivo. Porém, é possível promover e potencializar os serviços ecossistêmicos de regulação climática, uma vez que a densidade de espécies por área é maior que no manejo convencional, assim como a incorporação de gramínea na área e a redução da utilização de insumos externos a propriedade (MORRIS *et al.*, 2010; KRISTENSEN; THORUP-KRISTENSEN, 2004).

A vegetação das terras agrícolas é uma parte essencial do ciclo de carbono do ecossistema terrestre, e as culturas desempenham papéis diferentes no sequestro de carbono (C) (LI *et al.*, 2022). A produção de alimentos por meio de cultivo perene, como é o caso do café, possui a capacidade em sequestrar C na biomassa das plantas, tanto acima como abaixo do solo (raízes), além disso, o solo é um dos principais reservatórios de C (KONGSAGER *et al.*, 2013; COLTRI *et al.*, 2015; KWIATKOWSKI *et al.*, 2020). Dessa forma, por meio da produção de café é possível promover serviços ecossistêmicos de regulação climática.

Assim, manter e incentivar manejos de produção que preservem sumidouros de C pode ser uma técnica importante para mitigar as mudanças climáticas, logo, a produção de café é uma opção de produção agrícola que permite o balanço de C, mantendo um equilíbrio entre degradação e preservação (DOSSA *et al.*, 2008).

Contudo, mensurar as emissões dos sistemas de produção e o sequestro de C exige a escolha de metodologias eficientes e que não subestimem os resultados. Em decorrência disso, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é cada vez mais vista como uma ferramenta útil para avaliar os impactos ambientais do setor agroalimentar, sendo considerada uma abordagem interessante e objetiva para definir e quantificar as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) do processo produtivo (ROY *et al.*, 2009; ARZOUAMANIDIS *et al.*, 2017).

Apesar de existirem estudos que empregaram a metodologia ACV na produção de café, Killian *et al.* (2013) na Costa Rica; Nojonen *et al.* (2012) na Costa Rica e Nicarágua; Usva *et al.* (2020) na Finlândia e Trinh *et al.* (2020) no Vietnã, poucos estudos foram elaborados no Brasil, dentre estes destaca-se o estudo de Coltro *et al.* (2006), no entanto, nenhum estudo utilizando o manejo conservacionista para avaliação. Dessa forma, é importante avaliar o balanço de C entre os diferentes manejos de produção da cultura. Em decorrência disso, o objetivo deste estudo foi analisar as emissões de GEE e o sequestro de C comparando dois diferentes sistemas de manejo cafeeiros (conservacionista e convencional).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

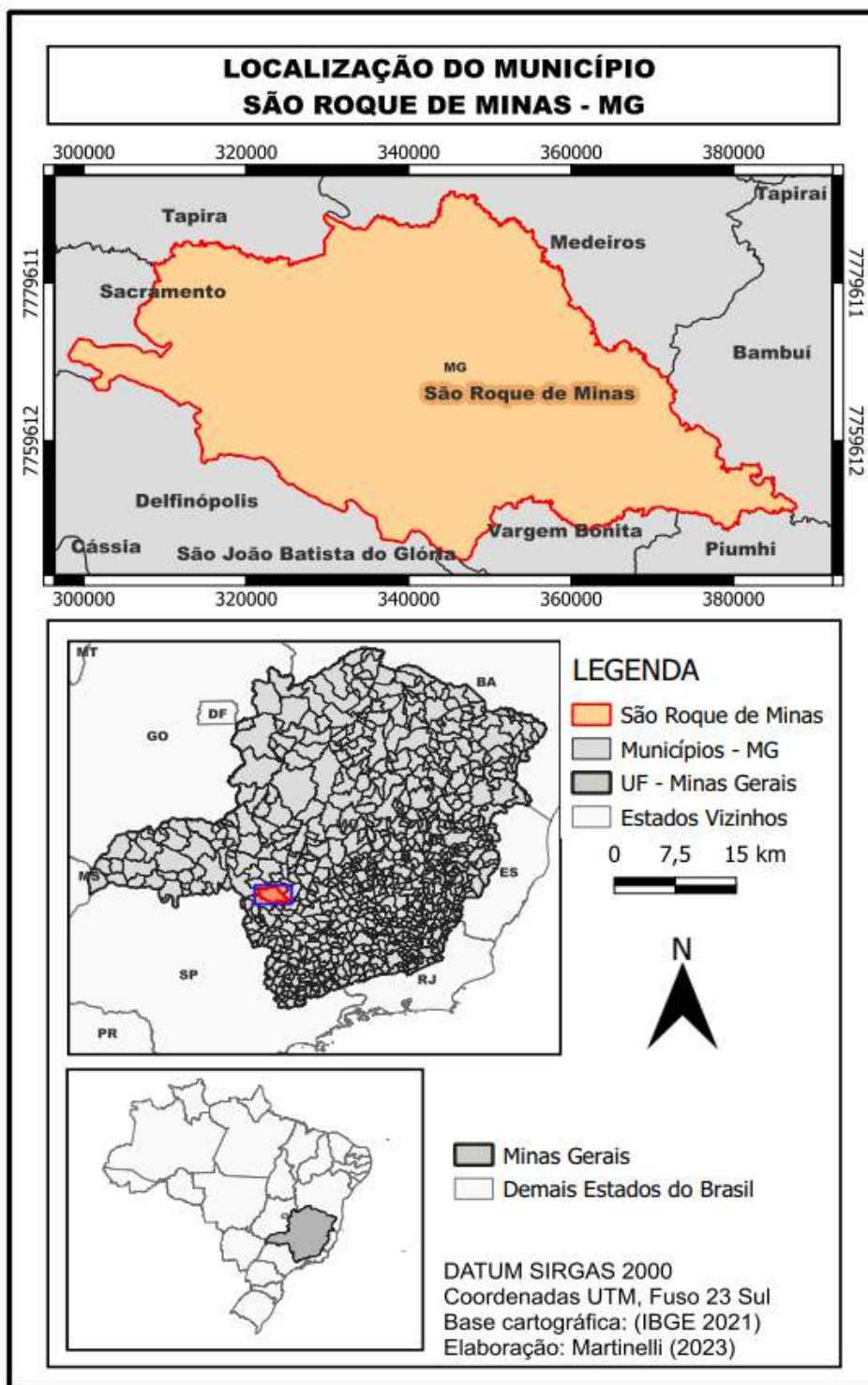
2.1 Área de estudo e descrição dos sistemas

Os dados deste estudo representam sistemas cafeeiros localizados no Bioma Cerrado, estado de Minas Gerais (MG), Brasil. A Dimensão da área possui 38 ha, a propriedade é denominada de Ap Romero (Ap família arrendamento – área experimental), situada na região do Alto São Francisco, município de Piumhi; coordenadas [20°15'45 "S e 46°18'17" W] como ilustrado na Figura 9. O clima da região é do tipo (Cwa), segundo a classificação do Köppen, com precipitação média anual de 1.344 mm e estação seca bem definidas nos meses de maio a setembro. A temperatura média anual é de 20,7° C, com umidade relativa média de 60% e a altitude média de 850 m (MENEGASSE *et al.*, 2002). Além disso, cabe salientar que anteriormente à plantação de café nesta área era destinada ao pastejo.

O solo da área foi classificado como Latossolo Vermelho Distrófico muito argiloso. A análise do estudo compreende onze anos safras, em que as safras (2008/2009; 2009/2010; 2010/2011) são consideradas improdutivas, ou seja,

formação da cultura perene, enquanto as safras (2011/2012; 2012/2013; 2013/2014; 2014/2015; 2015/2016; 2016/2017; 2017/2018; 2018/2019) diz respeito a fase produtiva.

Figura 9 - Localização da área de estudo



Fonte: Elaboração própria.

2.1.1 Detalhamento do manejo conservacionista

Cabe ressaltar que toda a descrição sobre o manejo conservacionista foi retirada (Serafim *et al.* 2011), que acompanhou o experimento desde a fase inicial. O preparo do solo foi realizado em 2008 nos meses de julho e agosto, consistindo de análise de solo, limpeza da área, duas arações e uma gradagem. Para o condicionamento do solo foi feita a calagem da área, visando elevar a saturação por bases para 70%, pois, na prática, os valores reais, observados na análise de solo pós-calagem é de aproximadamente 60%. No sulco de plantio foi feita uma operação com subsolador a 0,6 m de profundidade e em seguida o solo é revolvido até esta profundidade, misturando os adubos, mecanicamente.

Na linha de plantio, faz-se adubação com fertilizante formulado (08-44-00), enriquecido com 1,0% Zn e 0,5% B, na dose de 980 kg/ha. O Potássio é fornecido com a fórmula 20-00-20, na dose de 580 kg/ha, o que também complementa o nitrogênio. A máquina de preparo do sulco adiciona calcário a 0,6 m de profundidade.

O sulco de plantio profundo (0,6 m), corrigido, adubado e com baixa densidade, reúne condições favoráveis para o estabelecimento das mudas e um rápido crescimento radicular, que no final do período chuvoso já se encontra na camada de 0,7 a 0,9 m. Supostamente esta camada apresenta água disponível para as plantas por um período maior, quando comparado à camada superficial, haja vista o aspecto visual das plantas, “bem vestidas” e com folhas turgidas nesta época do ano. Estas práticas possivelmente são as principais responsáveis pela mitigação dos efeitos deletérios da seca no primeiro ano de implantação da cultura.

O plantio foi feito na segunda quinzena de outubro de 2008 no início do período chuvoso e o replantio até dezembro, sendo mecanizado, utilizando mudas 6 meses, com 3 a 4 pares de folhas verdadeiras, 25 cm de altura e 5 mm de diâmetro de caule, variedade Catucaí Amarelo 2 SL, produzidas na própria área de estudo.

O espaçamento adotado de 2,5 x 0,65 m, constituindo um estande aproximado de 6.153 plantas por hectare, com um acréscimo de 10% referente a perdas no plantio. O uso do sistema adensado tem como vantagens a otimização do uso da área, permitindo maior produtividade. O adensamento da lavoura tem proporcionado redução na erosão, aumentos nos conteúdos de matéria orgânica e de nutrientes no solo a longo prazo (PAVAN *et al.*, 1994). A dificuldade de manejo da lavoura neste espaçamento foi contornada com o uso de tração animal.

A adubação de plantio foi feita com adubo de liberação lenta (mistura de grânulos), sendo que a dose utilizada do adubo foi 30 a 35 gramas por planta, o que corresponde a 200 Kg ha⁻¹. Considera-se que o plantio de mudas saudáveis e de elevado potencial produtivo foi fundamental para a formação de uma lavoura. Ressalta que o plantio foi mecanizado.

2.1.2 Cultura de cobertura do solo nas entrelinhas

Nas entrelinhas da lavoura foi cultivado a *Brachiaria decumbens*, para cobertura do solo da área e ciclagem de nutrientes. Para instalar a braquiária foi feita a semeadura de uma linha na entrelinha. A quantidade de sementes foi a mesma recomendada para formação de pastagens de 8,5 kg ha⁻¹ e a adubação de semeadura foi feita com 20 kg ha⁻¹ de P₂O₅.

Após a emergência, na fase de estabelecimento, e no início de cada período chuvoso, a braquiária recebe uma adubação de cobertura com nitrato de amônio, na dose de 200 Kg ha⁻¹. Nas lavouras em fase de formação, o manejo da braquiária foi feito com roçadeira tratorizada, sendo o primeiro corte feito logo após o pendoamento. No período chuvoso, a gramínea foi cortada a intervalos de 35 a 45 dias e no início do período de seca a braquiária foi roçada, visando a redução da concorrência com o cafeeiro, principalmente por água no solo.

2.1.3 Adubação de formação

Posteriormente após o plantio que ocorreu em janeiro, iniciam-se às adubações de cobertura do cafeeiro. O prazo de 60 dias foi possível devido à utilização de adubo de liberação lenta no plantio. Entre um intervalo de 30 a 40 dias são executadas três adubações. Nesta operação foi utilizada a fórmula conforme a necessidade da planta, em especial utilizaram-se as formulações de fertilizante NPK (18-00-27; 19-04-19; 19-00-19; 20-00-20; 21-00-21). As operações foram feitas predominantemente com adubadoras de tração animal, na linha do cafeeiro ou utilizando adubadora manual, renomada como matraca ou pula-pula.

2.1.4 Aplicação do gesso e chegada de terra na linha da cultura

No final de 2008, após o plantio, foi realizada a aplicação de gesso agrícola, em superfície, totalizando 28 t ha⁻¹ na linha da cultura em uma faixa de 50 cm de largura. A operação seguinte foi a chegada de terra na linha do cafeeiro, cobrindo todo o gesso. Inicialmente, a leira formada com a amontoa chegou a 50 cm de altura; com o tempo, ocorreu a acomodação do material, que corresponde aos resíduos vegetais fornecidos pela braquiária cultivada nas entre linhas, estabilizando-se com 20 a 30 cm de altura (SERAFIM, 2013; RAMOS, 2013).

2.2 Detalhamento do manejo convencional

No sistema de manejo convencional, não se aplica gesso na área total, também não foi plantado na entrelinha gramínea (*Brachiaria decumbens*), ou seja, o solo fica totalmente exposto. Com isso, para evitar a invasão de plantas espontâneas nas entrelinhas utilizou-se a capina manual e controle com herbicidas pré-emergentes conforme a necessidade. Ainda, destaca-se o não uso de tração animal na execução dos tratos culturais. Em média o sistema radicular possui até 0,8 m de profundidade. Utilizou-se como padrão para todos os anos o espaçamento adotado de 3,2 x 0,65 m, constituindo um estande aproximado de 4.800 plantas por hectare, com um acréscimo de 10% referente a perdas no plantio.

2.3 Inventário florestal e estimativa de carbono

Para a estimativa de carbono (C) dos sistemas perenes conservacionista e convencional, avaliou-se três pools de C, a saber, Biomassa Acima do Solo (AGB), Biomassa Abaixo do Solo (BGB) e Carbono Orgânico do Solo (SOC). A densidade básica da madeira da espécie (g cm⁻³) foi identificada por (ZANNE *et al.* 2009), sendo que no sistema conservacionista o inventário florestal (AGB) foi determinado pela medida da circunferência das árvores e altura no ano de 2021, considerando a técnica não destrutiva com 100 amostras escolhidas aleatoriamente e, em seguida, foi estimada usando a equação descrita por (COLTRI *et al.*, 2015). Equação (1).

$$\text{Log}(y) = -889.633 + 4357.293 \cdot \text{log}(h) - 7065.001 \cdot \text{log}(h)^2 + 3796.097 \cdot \text{log}(h)^3 \quad (1)$$

Onde:

h = altura da árvore (m)

No sistema convencional admiti a mesma amostra de árvores que o sistema conservacionista, modificando apenas a densidade de plantas por hectare. O índice de área foliar foi estimado utilizando a equação descrita por (FAVARIN, 2002). O BGB foi estimado em 28% do AGB (MOKANY; RAISON; PROKUSHKIN, 2006). AGB e BGB foram multiplicados por 0,47 para encontrar a biomassa de C total (IPCC, 2006). Para a quantidade de braquiária produzida por hectare foi assumida a média de matéria seca de acordo com o estudo de Castro *et al.*, (2010). A fórmula para estimar o C da braquiária foi definida por (CHAUHAN *et al.*, 2009).

O carbono armazenado no solo dos sistemas convencional e conservacionista foram derivados diretamente dos estudos (SILVA *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2015; 2019; CARDUCCI *et al.*, 2014; 2015a). Para obter o total de SOC de ambos os sistemas se elaborou uma média considerando a literatura descrita acima e as análises laboratoriais de solo correspondentes aos anos 2010, 2011 para o sistema convencional e 2008, 2010, 2011, 2013 e 2018 para o sistema conservacionista. Todos os estudos utilizaram o delineamento experimental em blocos casualizados com três repetições, camadas de 0-30 cm e análises laboratoriais contendo (pH, MO, P, K, Ca, Mg, H+Al, S, SB, CTC, V%, m%, B). O bioma, o clima e a vegetação estudados pelos autores correspondem à mesma área investigada neste estudo. Finalmente, para calcular o dióxido de C total de cada sistema, a quantidade de C foi multiplicada por 44/12 (peso estequiométrico de CO₂ em relação a C) (IPCC, 2006).

2.4 Avaliação do ciclo de vida (ACV)

Este estudo, segue as quatro fases da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) conforme descritas na Organização Internacional de Padronização (ISO) 14040 e 14044: definição do objetivo e do escopo; Análise do Inventário do Ciclo de Vida (LCI); Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (LCIA) e Interpretação (ISO, 2006a, 2006b).

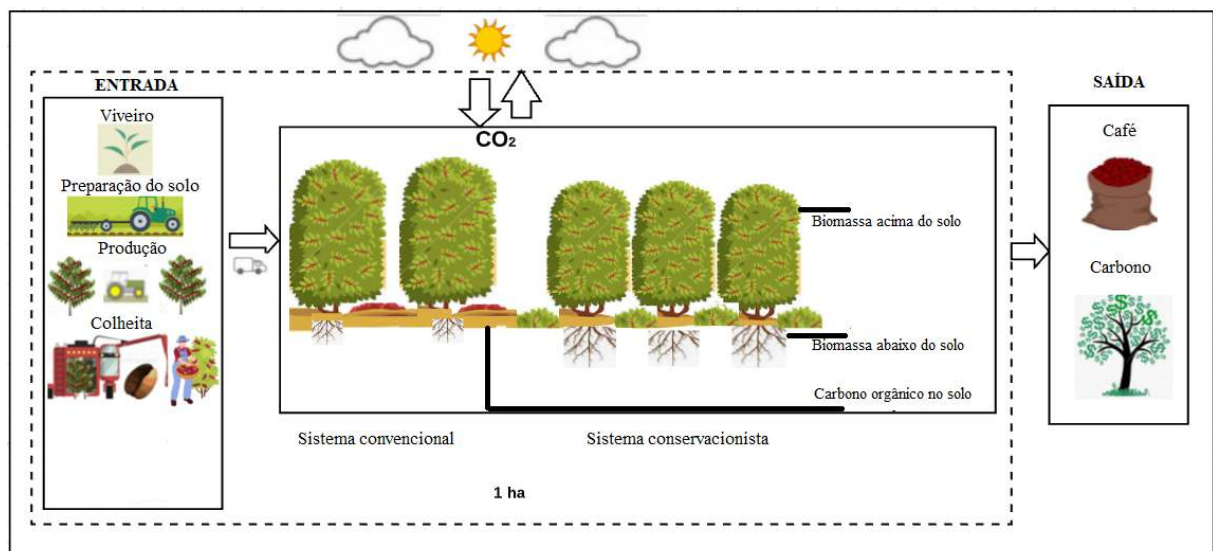
2.4.1 Definição do objetivo e do escopo

O objetivo deste estudo foi comparar o desempenho ambiental de dois sistemas de produção cafeeira, um denominado de sistema convencional e outro de conservacionista. Para avaliar os sistemas de cultivo se considera a função produtiva,

que envolve duas Unidades Funcionais (UF). A primeira utiliza como referência a cultura produzida, ou seja, 1 kg de café verde produzido por hectare. Enquanto a segunda UF envolve o sistema de produção como um todo, considerando a área de um hectare e o conjunto de safras no período.

A abordagem de limites dos sistemas utilizada foi do “berço ao portão”, sendo uma avaliação desde a implantação do sistema de produção até a colheita do grão, conforme ilustrado na Figura 10. Cabe salientar que foram considerados onze anos safras, em que as safras (2008/2009; 2009/2010; 2010/2011) são consideradas fases improdutivas, ou seja, formação da cultura perene, enquanto as safras (2011/2012; 2012/2013; 2013/2014; 2014/2015; 2015/2016; 2016/2017; 2017/2018; 2018/2019) diz respeito a fase produtiva.

Figura 10 - Limite do sistema indicando as entradas e saídas dos sistemas conservacionista e convencional de café



Fonte: Elaboração própria.

Para comparar os sistemas, escolheu-se uma categoria de impacto ambiental denominada de Potencial de Aquecimento Global (GWP), em que os valores de GWP dos GEEs referem-se a um horizonte de tempo de 100 anos.

2.4.2 Inventário do Ciclo de Vida (LCI)

Primeiramente, coletou-se os dados de entradas e saídas dos sistemas. No sistema conservacionista, os dados são de origem primária, obtidos diretamente da área experimental. Enquanto a coleta de dados referente ao sistema convencional é de origem secundária, ou seja, as quantidades de insumos, tratos culturais entre outros são provenientes, principalmente, da base de dados por assinatura do Anuário da Agricultura Brasileira (Agrianual). Como complemento dos dados também se consultou uma planilha cedida pelo Instituto de Desenvolvimento Rural - IAPAR-EMATER e um estudo de Nasser *et al.*, (2012).

Para os dados de entrada como fertilizantes sintéticos foram calculados os teores de elementos (N, P, K e microelementos), considerando a quantidade (kg) distribuída por hectare. Enquanto para os fungicidas, herbicidas e inseticidas admitiu-se a quantidade de (l) distribuída por hectare. Também foram calculados a quantidade de (kg) de gesso, calcário, gasolina e diesel, utilizados em um hectare, conforme demonstrado na Tabela 4.

A fim de completar o inventário calcularam-se as emissões diretas e indiretas para o ar de ambos os sistemas. As emissões diretas de monóxido de nitrogênio ou óxido nitroso (N_2O) da produção agrícola foram estimados seguindo as diretrizes do IPCC (IPCC, 2019). Para isso, foram contabilizados a fração de fertilizantes sintéticos nitrogenados, considerando Tier 2.

Do mesmo modo, as emissões induzidas de N_2O da deposição atmosférica lixiviação foram calculadas empregando a Tier 2 (IPCC, 2019). Para as emissões referente a calagem, considerou o calcário dolomítico, em que o fator de emissão (EF) aplicado foi de 0,13 (IPCC, 2006). A volatilização de amônia (NH_3) foi calculada com base no total N aplicado ao solo agrícola e sua fração volatilizada como $\text{NH}_3\text{-N}$. Logo, aplicou-se o EF de 0,142 para ureia, 0,03 para nitrato de amônio (AN). Semelhante ao NH_3 , as emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x) foram calculadas com base em N total aplicado ao solo agrícola e sua fração volatilizada. Assim, EF aplicados foram de 0,011 para ureia, 0,029 para Nitrato de Amônio (AN). Também foram calculados com base em N total aplicado ao solo agrícola e sua fração volatilizada para fosfato diamônico EF 0,091 ($\text{NO}_x\text{-N}$) e 0,007 ($\text{NH}_3\text{-N}$) e fosfato monoamônico EF 0,053 ($\text{NH}_3\text{-N}$) (IPCC, 2019).

Já para as emissões referentes aos combustíveis fosseis, utilizou-se a densidade de 0,75 kg/l para a gasolina comum e 0,84 kg/l para o diesel (NEMECEK; KAGI, 2007). Cabe ressaltar, que as informações sobre os processos de produção de

insumos secundários, como transporte e agroquímicos foram importados da base de dados ecoinvent® v.3.01 (ECOINVENT, 2019). Por fim, o fluxo de transporte envolve o percurso dos insumos até a propriedade rural (área de estudo).

Tabela 4 - Inventário do ciclo de vida dos sistemas cafeeiros ao longo de 11 anos safras, por hectare

Descrição	Unidade	Convencional	Conservacionista	Braquiária
<i>Entradas da natureza</i>				
Ocupação de terra	ha	1	1	1
<i>Entradas da tecnosfera</i>				
Semente	unid.	4.800	6.153	8,5
Calcário	kg	15500	3000	
Gesso	kg		28000	
N, de Ureia	kg		748,7	
N, de Nitrato de Amônio	kg	3900	784,1	
N, de Fosfato Diamônico	kg		434	
N, de Fosfato Monoamônio	kg		235,2	
P ₂ O ₅ , de superfosfato triplo	kg	3550	1384,9	85
K ₂ O, de Cloreto Potássio	kg	3900	2256,5	
Diesel (máquinas agrícolas)	kg	2024,8	896,2	105,5
Gasolina (máquinas agrícolas)	kg		196,5	
Fungicida	kg	56	20,3	
Inseticida	kg	17,7	30,2	
Herbicida	kg	65		
Transporte, caminhão 16-32 ton.	km	60	60	
<i>Saídas</i>				
Redimento da produção	kg	18000	21049,2	
<i>Emissões para o ar</i>				
Transporte_CO ₂	kg CO ₂ eq	577,4	635,2	
Queima de diesel	kg CO ₂	6317,4	2796,2	329,2
Queima de diesel	kg CH ₄	0,76	0,12	0,01
Queima de diesel	kg N ₂ O	64,4	28,5	3,4
Queima de gasolina	kg CO ₂		589,5	
Queima de gasolina	kg CH ₄		16,1	
Queima de gasolina	kg N ₂ O		6,8	
Fertilizante N (direto)	kg N ₂ O	61,3	34,6	
Fertilizante N (volatilização)	kg N ₂ O	13,4	7,6	
Fertilizante N (lixiviação)	kg N ₂ O	15,7	9,1	
Calcário	kg CO ₂	7388,3	1430,0	
Gesso	kg CO ₂		590,8	
Pesticidas ^a		2083,5	634,9	
<i>Emissões para a água</i>				
Fósforo	kg CO ₂		2691,3	165,2
Potássio	kg CO ₂	3956,6	2289,2	

^a pesticidas: inseticida, fungicida e herbicida.

Fonte: Elaboração própria.

2.4.3 Avaliação e Interpretação do Impacto do Ciclo de Vida

Para avaliar e interpretar os resultados, escolheu-se a categoria Potencial de Aquecimento Global (GWP), convertidos para (GWP kg CO₂ equivalente) selecionando o horizonte temporal de 100 anos (MYHRE *et al.* (2013). Para montar o ciclo de vida de ambos os sistemas contou-se com o auxílio da plataforma Excel e o SimaPro® v. software 8.2.0.

3. RESULTADOS

Nesta seção, apresentam-se inicialmente as emissões de GEE em sistemas cafeeiros em manejos conservacionista e convencional, incluindo o LCI para a fase do viveiro. Em seguida, apresentam-se os resultados referentes ao estoque de C e balanço de C, comparando o desempenho ambiental dos sistemas, considerando a categoria Potencial de Aquecimento Global (GWP) (kg CO₂ eq.).

3.1 Emissões de GEE

Como primeira etapa do processo de produção do café, consideraram-se as emissões de GEE provenientes do viveiro para a produção de mudas, conforme demonstrado na Tabela 5.

Tabela 5 - Inventário do ciclo de vida para a produção de mudas com seis meses, considerando um metro cúbico de substrato

Entradas	Unidade	Quantidade
Substrato	m3	1
Terra	kg	700
Esterco bovino	kg	300
Superfosfato simples	kg	5
Cloreto de potássio	kg	0,5
Calcário dolomítico	kg	1
Tubete ^a	unid.	1200
Saídas		
Mudas	unid.	1200

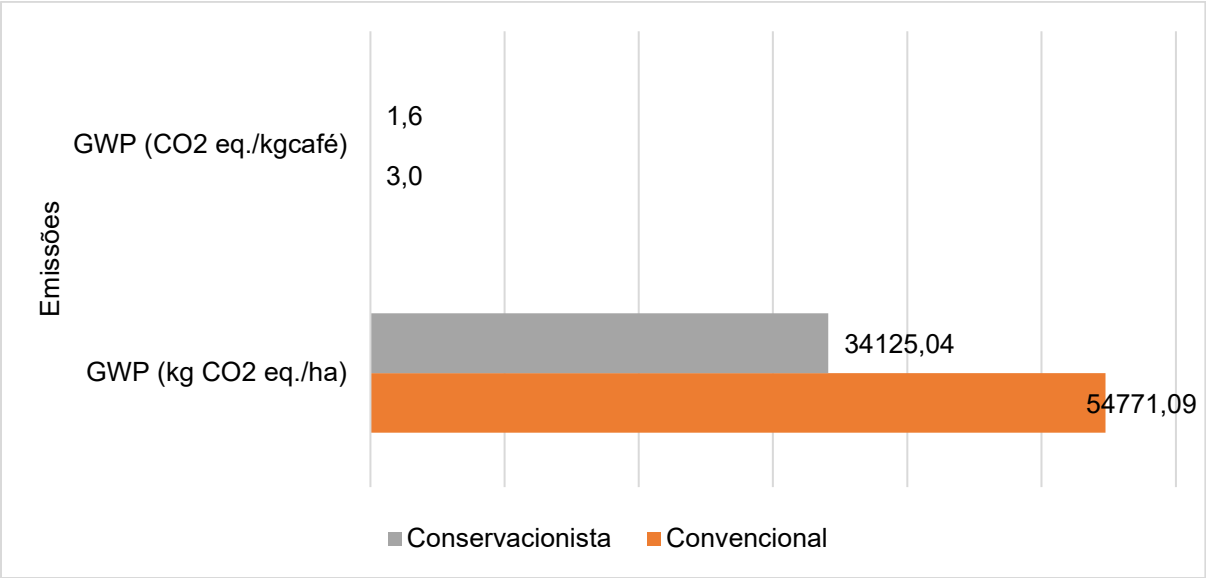
^aTubete: 180 cm³

Fonte: Elaboração própria.

Levando em conta o processo de viveiro para 1200 mudas, nota-se que nessa etapa inicial ocorrem impactos negativos em decorrência da utilização dos insumos de entradas para a produção de mudas. O esterco bovino e o cloreto de potássio não causam emissões para o ambiente, enquanto o calcário e o superfosfato triplo emitem 0,0004 e 0,007 kg CO₂eq. por muda, respectivamente. A produção de mudas é o processo que causa o menor impacto quando avaliada todas as etapas da produção do café.

Ao analisar o conjunto de safras ao longo de 11 anos dos sistemas de manejos conservacionista e convencional, os resultados revelaram que o manejo conservacionista apresenta menos impactos em relação ao manejo convencional, conforme ilustrado na Figura 11. Apesar de o manejo conservacionista ser adensado, mesmo assim, as emissões de GEE foram inferiores. O desempenho positivo do manejo conservacionista pode ser explicado pelos efeitos positivos da inserção da gramínea do gênero braquiária na cobertura do solo, condicionando a melhoria física do mesmo.

Figura 11 - Emissões de GEE dos sistemas de manejos conservacionista e convencional



Fonte: Elaboração própria.

Nota-se na Figura 11, que ao mensurar as emissões de GEE por hectare, o sistema de manejo convencional supera as emissões do manejo conservacionista em 62%. Ainda na Figura 11 é possível observar que para cada kg de café colhido são

emitidos 3,0 e 1,6 CO₂ eq. A diferença entre o desempenho ambiental dos sistemas ocorre em decorrência dos tratos culturais na etapa de manutenção da lavoura, bem como no rendimento produtivo. Em média foram produzidos ao longo dos 11 anos, 18.000 kg e 21.048 kg de café ou 300 e 350,8 sacas de café de 60 kg na propriedade para os sistemas convencional e conservacionista, nessa ordem.

De maneira detalhada, na Tabela 6, é possível visualizar quais etapas do cultivo de café mais impactam o meio ambiente. Nota-se que ao considerar quatro etapas de cultivo para produção de café, a etapa de manutenção anual sobressai em relação as demais, indicando que os tratos culturais como: decote e esqueletamento, aplicação de fertilizantes, pesticidas e roçada são operações que envolvem a utilização de máquinas e equipamentos e conseqüentemente ocorrendo a queima de combustíveis fósseis. Além disso, a dosagem de fertilizantes e pesticidas também corroboram para que nessa etapa o impacto ambiental seja superior as demais.

Tabela 6 - Emissões de GEE por etapa de cultivo

Etapa de cultivo	Convencional	Conservacionista	Braquiária
	Kg CO ₂ eq. ha ⁻¹		
Implantação	4101,31	4823,61	333,17
Manutenção pré colheita	16331,42	13638,48	
Manutenção anual	33261,14	14226,68	216,97
Colheita	1077,22	886,13	

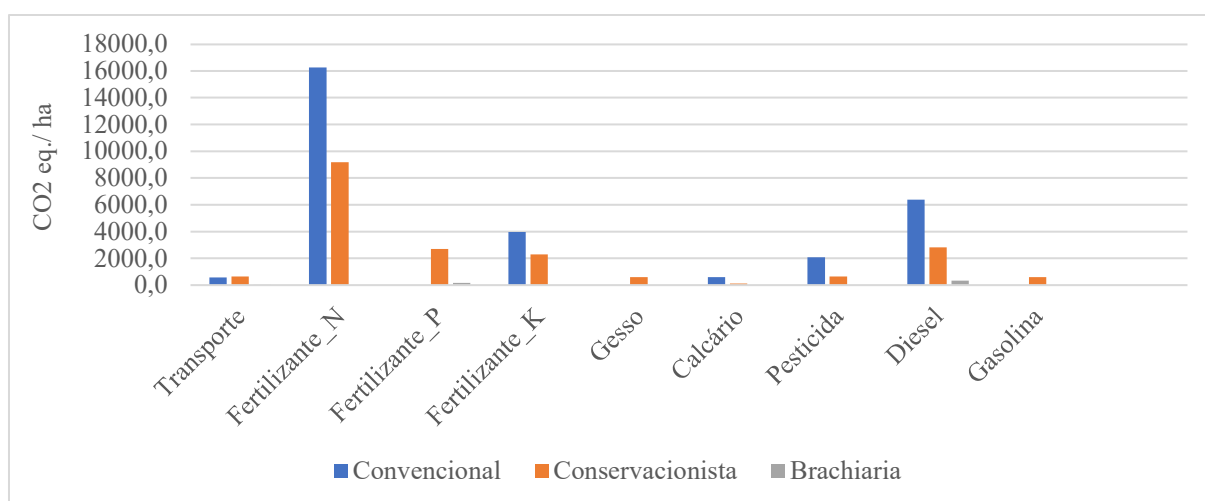
Fonte: Elaboração própria.

A Tabela 6 indica que apesar de ser analisado apenas dois sistemas de produção cafeeira, foram elaborados 3 processos separados para mensurar o impacto ambiental. Como o sistema conservacionista possui um manejo diferenciado, especialmente pelo uso e manutenção da braquiária, também foi necessário elaborar um processo para a mesma. Os resultados da Tabela 6 apontam que, exceto na etapa de implantação, o sistema conservacionista possui o melhor desempenho ambiental. Além disso, destaca-se que a etapa de colheita emite a menor quantidade de CO₂ eq. ha⁻¹ em ambos os sistemas.

Na Figura 12 percebe-se que a aplicação de fertilizante nitrogenado sintético representa a maior parcela contributiva para as emissões. Existe uma diferença

significativa entre a dosagem destinada aos sistemas, tanto é que o sistema conservacionista utiliza uma quantidade menor de fertilizante nitrogenado sintético, no caso, aproximadamente 56%. O segundo maior contribuinte para os danos ambientais é a queima de combustível fóssil representada pelo diesel. O diesel é utilizado tanto no manejo convencional, conservacionista e na braquiária. Cabe destacar que o diesel no processo de braquiária corresponde as roçadas de manutenção. O gesso e a gasolina são entradas que pertencem somente ao sistema conservacionista. O gesso é aplicado na implantação do sistema e distribuído na superfície do solo, é posteriormente redistribuído para o subsolo ácido, promovendo elevado crescimento radicular em profundidade, enquanto a gasolina é utilizada em veículo de transporte da mão de obra.

Figura 12 - Especificação das variáveis responsáveis por emissões de GEE nos sistemas de produção cafeeira



Fonte: Elaboração própria.

3.2 Estoque de carbono

Na Tabela 7 é possível observar o C total em toneladas por hectare nas três pools de C. No sistema conservacionista a média de altura das plantas foram de 3,16 metros com o diâmetro de 1,73, ao mesmo tempo, foram consideradas as mesmas medidas para o sistema convencional. Além disso, cabe destacar que o índice de área foliar por planta é de 3,98 para ambos os sistemas.

Tabela 7 - Biomassa seca e C total por hectare para os sistemas convencional e conservacionista na produção de café arábica

	Sistema Convencional		Sistema Conservacionista		Braquiária	
	t ha ⁻¹		t ha ⁻¹		t ha ⁻¹	
	0-30 cm		0-30 cm			
	Peso seco	C	Peso seco	C	Peso seco	C
AGB	30,24	14,21	38,76	18,21	6,46	2,93
BGB		3,98		5,10		0,82
SOC		30,00		45,00		

Fonte: Elaboração própria. AGB: Biomassa Acima do Solo; BGB: Biomassa Abaixo do Solo; SOC: Carbono Orgânico do Solo; cm: Centímetros; C: Carbono.

Os resultados da Tabela 7 revelam que a quantidade sequestrada de C no sistema convencional é 18,19 t ha⁻¹ na biomassa viva, portanto, menor que no sistema conservacionista, isso pode ser explicado pela densidade inferior de árvores por hectare, que totalizam 1.353 unidades. Observa-se também que a braquiária possui potencial em sequestrar C, bem menor se comparada as espécies perenes. Na biomassa viva, a proporção de C é distribuída pelos componentes de arbusto perene, nesse caso, a maior parte de C concentra-se no caule, galhos, folhas e frutos, nesta ordem. Dessa forma, outra variável que pode influenciar a diferença entre o C sequestrado nos sistemas é a altura e a circunferência da espécie.

Porém a interpretação no sistema conservacionista é de que há o sequestro do café junto com braquiária. Dessa forma totalizam 21,14 toneladas só na parte viva da biomassa (AGB), além de acrescentar 5,92 toneladas das raízes (BGB). Correspondendo a 27,06 toneladas de C por hectares. Enquanto no convencional a AGB e BGB totalizam 18,19 toneladas. Ao comparar ambos os sistemas se identificam uma diferença de 8,89 toneladas. Além disso, o sistema conservacionista possui 32,78% a mais de C no solo.

As raízes também são sumidouros de C, classificadas de biomassa viva. Portanto, é possível observar que o sistema conservacionista armazena 1,12 t ha⁻¹ a mais que o sistema convencional nas raízes. No sistema conservacionista o solo é preparado para preservar a fertilidade máxima do solo, atuando nas propriedades físicas, químicas e biológica. Um exemplo disso, é a cobertura do solo durante toda a vida útil da produção. Esse manejo diferenciado (conservacionista) contribui para que o SOC seja 1/3 superior ao sistema comparado.

No Brasil, as práticas agrícolas geram produtos primários e secundários indispensáveis para a sobrevivência humana. No entanto, essa atividade é responsável por uma fração das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEEs), embora a ênfase seja voltada para os impactos negativos, o tipo de manejo e a cultura cultivada pode potencializar o armazenamento de C e reduzir as concentrações de CO₂ na atmosfera. Na Tabela 8 esse efeito positivo é demonstrado na produção cafeeira.

Tabela 8 - Quantidade de CO₂eq armazenado em três pools de carbono em sistemas convencional e conservacionista de produção de café arábica

	Sistema Convencional	Sistema Conservacionista	Braquiária
	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹	t ha ⁻¹
	0-30 cm	0-30 cm	
	C	C	C
AGB	52,15	66,83	10,75
BGB	14,60	18,71	3,00
SOC	110,10	165,15	
Total	176,85	250,69	13,75

Fonte: Elaboração própria. AGB: Biomassa Acima do Solo; BGB: Biomassa Abaixo do Solo; SOC: Carbono Orgânico do Solo; cm: Centímetros; C: Carbono.

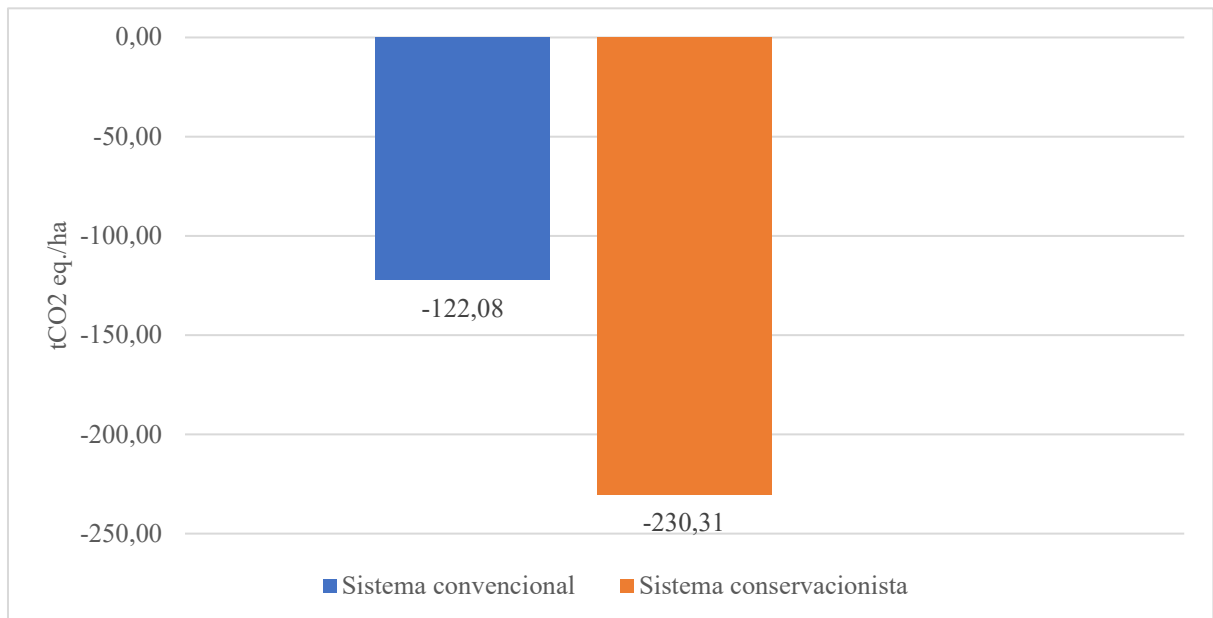
A quantidade total de CO₂ eq. sequestrada por tonelada em um hectare foi maior no sistema conservacionista, seguido do convencional e braquiária. O SOC representa a maior parcela de C sequestrada, correspondendo a quase 50% em relação a AGB e BGB.

3.3 Balanço de carbono

Após subtrair todos os impactos negativos associados aos insumos necessários para implantação, manutenção e colheita dos sistemas convencional, conservacionista (considerando a braquiária), conforme demonstrado na Tabela 6, desde o CO₂ sequestrado e armazenado nos sistemas (Tabela 8), encontra-se o balanço de C total de (122,08), (230,31) tCO₂ eq. para os sistemas convencional, conservacionista, respectivamente. Isso significa que balanço de C foi negativo, ou seja, ao mensurar a diferença entre emissões e sequestro, os resultados apontam que

CO₂ foi sequestrado pelos sistemas, representado por emissões negativas, conforme ilustrado na Figura 13.

Figura 13 - Balanço de carbono de sistemas cafeeiros por hectare ao longo de 11 anos



Fonte: Elaboração própria.

4. DISCUSSÃO

4.1 Emissões de GEE

Os sistemas de produção agrícola são conhecidos por impactar o clima ao emitir Gases de Efeito Estufa (GEE) (FOLEY *et al.*, 2011). Além da produção de café estar associada a impactos negativos, ainda é vulnerável às mudanças climáticas. Com isso, a busca por novas práticas agrícolas vem surgindo. Por exemplo, nesse estudo foi analisado um sistema base, denominado de convencional e um sistema diferenciado, o conservacionista, logo os impactos referentes aos processos de implantação, manutenção e colheita foram divergentes, conforme ilustrado na Figura 11.

Na fase de implantação, um diferencial entre os sistemas é a incorporação de alta dosagem de gesso na área, que é utilizada para corrigir uma camada de 2 m de profundidade, com possível aplicação de manutenção após 10 anos se necessário. Nesse caso, apenas o manejo conservacionista faz adição desse insumo, ao mesmo

tempo que o gesso corrobora para o aumento das emissões de GEE em 590,08 kg CO₂eq ha⁻¹. A incorporação de gesso é uma solução para os problemas relacionados a escassez de água para as plantas, particularmente na região dos Cerrados, além de potencializar o crescimento do sistema radicular (SERAFIM *et al.*, 2011). Dessa forma, esse insumo pode ser um dos componentes responsáveis pelo aumento do rendimento produtivo.

Em compensação o manejo convencional, utiliza em maior quantidade o calcário, tanto na implantação como para a manutenção anual. Já o impacto negativo proveniente do calcário é semelhante ao gesso, totalizando 602,03 kg CO₂eq ha⁻¹. Segundo o estudo de Usva *et al.* (2020), elaborado no Brasil, Nicarágua, Colômbia e Honduras, especificamente na fazenda localizada no Brasil, em Minas Gerais, a calagem é uma forte fonte de emissão de CO₂. Ainda evidenciando o estudo de Usva *et al.* (2020) o maior contribuinte para a emissão foi a dosagem de fertilizante aplicada na produção de café, esse mesmo comportamento persistiu no estudo de Rahmah *et al.* (2022), bem como neste trabalho.

Dentre as fases da cadeia produtiva do café, a produção do grão é uma das que mais impacta. No estudo de Usva *et al.* (2020) a fase agrícola resultou em um impacto climático de 1,1 a 6,6 CO₂ eq./ kg café verde, essa variação ocorre porque foram consideradas 4 países como área de estudo. No estudo de Killian *et al.* (2013) o impacto climático aponta 1,02 CO₂ eq./ kg café verde. Esse estudo se enquadra na média da quantidade de emissões por hectare, conforme demonstrado na Figura 11.

Apesar de não existirem estudos utilizando a categoria GWP para mensurar o desempenho ambiental de sistemas conservacionistas (consórcio com braquiária), pode-se mencionar os estudos de Basavalingaiah *et al.* (2021) e Rahmah *et al.* (2022) que analisaram o desempenho ambiental da produção de café em manejos orgânicos. Basavalingaiah *et al.* (2021) analisou o impacto da produção de café na Índia, emitindo 0,27 kg CO₂eq kg⁻¹. Rahmah *et al.* (2022) mensurou as categorias de potencial de aquecimento global (GWP), acidificação terrestre (TA), eutrofização de água doce (FE), eutrofização marinha (ME), ecotoxicidade terrestre (TE), ecotoxicidade de água doce (FEc), ecotoxicidade marinha (MEc), toxicidade carcinogênica humana (HCT), toxicidade não carcinogênica humana (HnCT), escassez de recursos minerais (MRS) e escassez de recursos fósseis (FRS), cuja unidade funcional foi de 1 kg de grão de café cereja, resultando em 0,18 kg CO₂eq kg⁻¹ por hectare.

Os valores apontados nos sistemas orgânicos analisados por Basavalingaiah *et al.* (2021) e Rahmah *et al.* (2022) foram inferiores ao manejo conservacionista deste trabalho. Apesar do manejo conservacionista, em relação ao manejo convencional, ter diminuído a utilização de fertilizantes sintéticos nitrogenados, ainda o manejo orgânico possui um desempenho ambiental relativamente menor. Isso ocorre pela utilização quase nula de fertilizantes nitrogenados sintéticos.

Por fim, uma característica positiva de ambos os sistemas é a não utilização de água para irrigação. Uma das preocupações nos sistemas de produção é a pegada hídrica, o estudo de Pfister e Bayer (2014) aponta que na produção cafeeira brasileira foram distribuídos 1.104 m³ de água ha⁻¹. Outro diferencial é o consórcio de braquiária que aumenta os ganhos produtivos, contribui para redução das dosagens de fertilizantes, das emissões de N₂O, além de incrementar o estoque de C no solo que atua na ciclagem de nutrientes.

4.2 Estoque de carbono e balanço de carbono

Aumentar a eficiência do uso de recursos para atender à demanda mundial por alimentos está entre os maiores desafios para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas (ANTLE; RAY, 2020). Características biofísicas adequadas, renovabilidade de recursos e custos de produção são decisivos para manter a persistência biofísica e econômica dos sistemas agrícolas. No Brasil, o café é cultivado em sistemas convencional, conservacionista e integrado. A representatividade da produção contribui com o PIB do país, pois a cafeicultura é a quinta cultura que mais arrecada capital para a nação. No Brasil, o estado de Minas Gerais possui a maior extensão de área plantada do cultivo (CONAB, 2021).

Além da representatividade econômica, o arbusto perene é potencial para estocar C. O estoque de C total, considerando as três pools de C para os sistemas convencional, conservacionista (considerando a braquiária) foram de 48,19, 72,06 t ha⁻¹, respectivamente (Tabela 7). Um estudo feito no Brasil, no estado do Paraná contabilizou um montante total de 148,34 t ha⁻¹, sendo que o sistema possui 16 anos, com densidade de espécies de 5.000 plantas (ZARO *et al.*, 2020). Os sistemas analisados nesse estudo possuem 5 anos a menos que o estudo de Zaro *et al.* (2020), por isso, o estoque de C deste estudo pode ser menor. Essa diferença pode ser explicada pela quantidade, altura ou diâmetro das espécies.

No estado de Minas Gerais também foi mensurado o teor de C do sistema cafeeiro. No estudo a plantação cafeeira possui 8 anos e resultou em um estoque de C de $9,21 \text{ t ha}^{-1}$, quando considerada a AGB e BGB (SILVA, 2013). É surpreendente que o estudo de Van Rikxoor *et al.* (2014), elaborado em 5 países da América Latina em sistemas de monocultivo não sombreados, possuem resultados de estoque de C semelhante ($10,5 \text{ t ha}^{-1}$) ao estudo de Silva (2013), elaborado no Brasil. O estudo de Hergoualc'h *et al.* (2012) compara dois sistemas, um convencional e outro integrado com *Inga densiflora* na Costa Rica. Os estoques de C no solo com profundidade de 0-30 cm, foi de $86,07$ (convencional) e $86,63 \text{ t C ha}^{-1}$ (integrado). Nota-se, que o sombreamento não interfere em ganhos de C. Na Costa Rica o SOC foi superior ao do Brasil, conforme demonstrado na Tabela 7.

O método destrutivo com uma amostra de 31 espécies de café arábica foi utilizado para quantificar o estoque de C da biomassa acima do solo na Etiópia, o sequestro totalizou $22,9 \text{ t ha}^{-1}$ (NEGASH *et al.* 2013), esses dados são superiores aos mensurados neste estudo, em contrapartida, na Guatemala, os estoques de C da biomassa acima do solo são bem próximos ($12,9 \text{ t ha}^{-1}$) (SCHMITT-HARSH *et al.*, 2012).

Em relação ao balanço de C, o sequestro de CO_2 pela AGB, BGB e SOC foi capaz de compensar as emissões relacionadas ao processo produtivo. Isso porque a quantidade de estoque de C por hectare foi maior do que as emissões geradas nas fases de implantação, manutenção e colheita. O sistema conservacionista além de sequestrar mais C, também emitiu menos impactos para o meio ambiente. Em sistemas de produção em que a composição são espécies perenes há maior potencial de mitigação do aquecimento global, como, por exemplo, nos sistemas agroflorestais (MARTINELLI *et al.*, 2019). Consequentemente, esses sistemas vão possuir um balanço de C negativo. Também é possível olhar o balanço de C pela perspectiva econômica, sendo possível a comercialização no mercado de crédito de carbono.

5. CONCLUSÃO

O presente estudo comparou o desempenho ambiental de dois sistemas de manejos, um denominado de convencional (base) e outro conservacionista (experimental), localizados no estado de Minas Gerais, Brasil, considerando a categoria GWP. Em ambos os sistemas foram mensurados seu potencial em

sequestrar C e emitir GEE para a atmosfera. O sistema conservacionista apresentou melhor desempenho ambiental. Quando consideradas as etapas de produção, o manejo conservacionista foi consideravelmente melhor, exceto na etapa de implantação, sendo que em ambos os sistemas a manutenção anual foi superior.

No sistema conservacionista, mesmo assumindo um processo separado para a braquiária, o desempenho ambiental não foi afetado. Quando o quesito é o impacto ambiental, quase não houve distinção entre utilizar no processo de produção gesso ou calcário. Outras estratégias que contribuíram para melhorar o estoque de C no sistema conservacionista foi a densidade de espécies maior e a matéria orgânica no solo, em decorrência do consórcio com a braquiária. Logo, esse manejo estocou C superior nas três pools.

Além disso, a dosagem equilibrada por meio de monitoramento anual da necessidade de fertilizantes sintéticos corrobora significativamente para o desempenho ambiental superior do sistema conservacionista em relação ao convencional. Assim, os resultados apontados no balanço de C não poderiam ser diferentes, já que o sistema conservacionista sequestrou mais e emitiu menos. Dessa forma, o balanço de C do manejo conservacionista foi negativo.

Estudos que utilizem o ACV para mensurar a produção de café em manejos diferenciados são escassos, por isso esse estudo apresenta um diferencial no sentido de contribuir para a literatura deste tema. Ainda existem diversos pontos limitantes no trabalho. Por exemplo, assume-se que mensurar a fronteira dos sistemas do berço ao portão da fazenda é uma lacuna. Definir apenas a categoria de GWP não explora todos os impactos que o sistema de produção ocasiona. Além disso, considerar outras categorias poderiam desempenhar um papel mais proeminente. Outra questão bem importante, é a ausência de dados primários para o sistema baseline e braquiária, pois a ausência desses dados pode superestimar os impactos.

Por fim, o manejo conservacionista utiliza mulas para a manutenção do sistema conservacionista, no entanto, a emissão proveniente do animal não foi contabilizada. Diante disso, para estudos futuros sugere-se que essas lacunas sejam sanadas. Assim, a credibilidade do estudo é enaltecida, além de possibilitar resultados comparativos e corroborativos com os deste estudo.

REFERÊNCIAS

- ANTLE, J. M.; RAY, S. Sustainability of agricultural systems. **Sustainable Agricultural Development**, p. 43-94, 2020.
- ARZOUMANIDIS, I.; SALOMONE, R.; PETTI, L.; MONDELLO, G.; RAGGI, A. Is there a simplified LCA tool suitable for the agri-food industry? An assessment of selected tools. **Journal Cleaner Production**, v. 149, p. 406–425, 2017.
- BASAVALINGAIAH, K.; PARAMESH, V.; PARAJULI, R.; GIRISHA, H.; SHIVAPRASAD, M.; VIDYASHREE, G.; THOMA, G.; HANUMANTHAPPA, M.; YOGESH, G.; MISRA, S.D. Energy flow and life cycle impact assessment of coffee-pepper production systems: An evaluation of conventional, integrated and organic farms in India. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 92, n.106687, 2021.
- CARDUCCI, C. E.; OLIVEIRA, G. C.; CURI, N.; ROSSONI, D. F.; COSTA, A. L.; HECK, R. J. Spatial variability of pores in oxidic latosol under a conservation management system with different gypsum doses. **Ciência e Agrotecnologia, Lavras**, v.38, n.5, p. 445-460, 2014.
- CARDUCCI, C. E.; OLIVEIRA, G. C.; CURI, N.; HECK, R. J.; ROSSONI, D. F.; DE CARVALHO, T. S.; COSTA, A. L. Gypsum effects on the spatial distribution of coffee roots and the pores system in oxidic Brazilian Latosol. **Soil and Tillage Research**, v. 145, p. 171–180, 2015. doi:10.1016/j.still.2014.09.015.
- CARDUCCI, C. E.; OLIVEIRA, G. C. ; OLIVEIRA, L. M.; SILVA, E. A.; BARBOSA, S. M. Retenção de água do solo sob sistema conservacionista de manejo com diferentes doses de gesso. *Revista de Ciências Agrárias / Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, v. 58, p. 284-291, 2015.
- CARDUCCI, C. ELOIZE.; PINTO, L. C.; BARBOSA, S. M.; COSTA, J. C.; ZINN, Y. L.; HECK, R. J. Micromorfologia e tomografia de raios-x: porosidade de um latossolo gibbsítico sob sistema multi-práticas de manejo cafeeiro. *RECIMA21 - Revista Científica Multidisciplinar*, v. 3, p. e361520, 2022.
- CASTRO, C. R. T.; PACIULLO, D. S. C.; GOMIDE, C. A. M.; MÜLLER, M. D.; NASCIMENTO JÚNIOR, Éder R. Características Agronômicas, Massa de Forragem e Valor Nutritivo de *Brachiaria decumbens* em Sistema Silvipastoril. **Pesquisa Florestal Brasileira**, n. 60, p. 19, 2010. Disponível em: <https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/42>. Acesso em: 2 jan. 2023.
- CHAPLIN-KRAMER, R.; SHARP, R. P.; MANDLE, L.; SIM, S.; JOHNSON, J.; BUTNAR, I.; MILÀ I CANALS, L.; EICHELBERGER, B. A.; RAMLER, I.; MUELLER, C.; MCLACHLAN, N.; YOUSEFI, A.; KING, H.; KAREIVA, P. M. Spatial patterns of agricultural expansion determine impacts on biodiversity and carbon storage. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, U S A, v.112, n. 24, p. 7402-7407. doi: 10.1073/pnas.1406485112.

CHAUHAN, S. K.; GUPTA, N.; YADAV, R. S.; CHAUHAN, R. Biomass and carbon allocation in different parts of agroforestry tree species. **Indian Forester**, v. 135, n. 7, p. 981-993, 2009.

COLTRI, P. P.; ZULLO JUNIOR, J.; DUBREUIL, V.; RAMIREZ, G. M.; PINTO, H. S.; CORAL, G.; LAZARIM, C. G. Empirical models to predict LAI and aboveground biomass of *Coffea arabica* under full sun and shaded plantation: a case study of South of Minas Gerais, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 89, n.4, p. 621–636, 2015. doi:10.1007/s10457-015-9799-5.

COLTRO, L.; MOURAD, A.; OLIVEIRA, P.; BADDINI, J.; KLETECKE R. Environmental profile of Brazilian green coffee. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v.11, p.16–21, 2006. doi:10.1065/lca2006.01.230.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). Acompanhamento safra brasileira de café, v. 8 – Safra 2021, n.2 - **Segundo levantamento**, Brasília, p. 1-63, 2021.

DOSSA, E. L.; FERNANDES, E. C. M, REID, W. S, EZUI, K. Above- and belowground biomass, nutrient and carbon stocks contrasting an open-grown and a shaded coffee plantation. **Agroforest System**, v. 72, p. 103–115, 2008. doi:10.1007/s10457-007-9075-4.

ECOINVENT, 2019. Online. <http://www.ecoinvent.org/>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Acompanhamento da safra brasileira**, 2022. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/73940564/producao-de-cafe-arabica-corresponde-a-64-e-cafe-conilon-a-36-da-safra-total-dos-cafes-do-brasil-em-2022>. Acesso em: 02 jan. 2023.

FAOSTAT. **Data**, 2015. Disponível em: http://www.fao.org/faostat/en/#rankings/countries_by_commodity. Acesso em: 06 jan. 2023.

FAOSTAT. **Crops**, 2018. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat>. Acesso em: 02 jan. 2023.

FAVARIN, J. L.; DOURADO-NETO, D.; GARCIA, A. G et al. Equações para a estimativa do índice de área foliar do cafeeiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** v. 37, p. 769–773, 2002. doi:10.1590/S0100-204X2002000600005.

FOLEY, J.A.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K.A.; CASSIDY, E.S.; GERBER, J.S.; JOHNSTON, M.; MUELLER, N.D.; O'CONNELL, C.; RAY, D.K.; WEST, P.C. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, p. 337–342, 2011.

HALPERN, B.S.; FRAZIER, M.; VERSTAEN, J.; RAYNER, P. E.; CLAWSON, G.; BLANCHARD, J. L.; COTTRELL, R. S.; FROEHLICH, H. E.; GEPHART, J. A.; JACOBSEN N. S.; KUEMPEL, C. D.; MCINTYRE, P. B.; METIAN, M.; MORAN, D.; NASH, K. L.; TOBBEN, J.; W. D. R. The environmental footprint of global food

production. **Nature Sustainable** v. 5, p. 1027–1039, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41893-022-00965-x>.

HENRY, R. C.; ARNETH, A.; JUNG, M.; RABIN, S. S.; ROUNSEVELL, M. D.; WARREN, F.; ALEXANDER, P. Global and regional health and food security under strict conservation scenarios. **Nature Sustainable** v. 5, p. 303–310, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00844-x>.

HERGOUALC'H, K.; BLANCHART, E.; SKIBA, U.; HÉNAULT, C.; HARMAND, J. M. Changes in carbon stock and greenhouse gas balance in a coffee (*Coffea arabica*) monoculture versus an agroforestry system with *Inga densiflora*, in Costa Rica. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 148, p. 102–110, 2012. doi:10.1016/j.agee.2011.11.018.

KILLIAN, B.; RIVERA, L.; SOTO, M.; NAVICHOC, D. Carbon footprint across the coffee supply chain: The case of Costa Rican coffee. **Journal of Agricultural Science and Technology**. v. 3, n. 151, 2013.

KRISTENSEN, H.; THORUP-KRISTENSEN, K. Root growth and nitrate uptake of three different catch crops in deep soil layers, **Soil Science Society of America Journal**, v. 68, n. 2, p. 529-537, 2004. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2004.5290>.

KWIATKOWSKI, C.A.; HARASIM, E.; PAWLOWSKI, L. Can catch crops be an important factor in carbon dioxide sequestration? **International journal of conservation science**, v.11, n. 4, p. 1005-1018, 2020.

KONGSAGER, R.; NAPIER, J.; MERTZ, O. The carbon sequestration potential of tree crop plantations. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 18, n. 1197–1213, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11027-012-9417-z>

LI JOHANSSON, E.; BROGAARD, S.; BRODIN, L. Envisioning sustainable carbon sequestration in Swedish farmland. **Environmental Science & Policy**, v. 135, p. 16–25, 2022.

MARTINELLI, G. DO C.; SCHLINDWEIN, M. M.; PADOVAN, M. P.; VOGEL, E.; RUVIARO, C. F. Environmental performance of agroforestry systems in the Cerrado biome, Brazil. **World Development**, v. 122, p. 339–348, 2019. doi:10.1016/j.worlddev.2019.06.003.

MENEGASSE L. N.; GONÇALVES, J. M.; FANTINEL, L. Disponibilidades Hídricas na Província Cárstica de Arcos – Pains - Doresópolis, Alto São Francisco, Minas Gerais, Brasil. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 16, p. 1-19, 2002.

MOKANY, K.; RAISON, J. R.; PROKUSHKIN, A. S. Critical analysis of root: shoot ratios in terrestrial biomes. **Global Change Biology**, v. 12, p. 84-96, 2006.

MORRIS, N.L.; MILLER, P.C.H. ; ORSON, J.H. ; FROUD-WILLIAMS, R.J. The adoption of non inversion tillage systems in the United Kingdom and the agronomic impact on soil, crops and the environment – A review, **Soil and Tillage Research**, v. 108 n. 1-2, p. 1-15, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2010.03.004>.

MYHRE, G.; SHINDELL, D.; BRÉON, F. M. IPCC AR5 (2013) Chapter 8: Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC.

NASSER, M. D.; TARSITANO, M. A. A.; LACERDA, M. D.; KOGA, P. S. L. Análise econômica da produção de café arábica em São Sebastião do Paraíso, Estado de Minas Gerais. **Informações Econômicas**, SP, v. 42, n. 2, 2012.

NEGASH, M.; STARR, M.; KANNINEN, M.; BERHE, L. Allometric equations for estimating aboveground biomass of *Coffea arabica* L. grown in the Rift Valley escarpment of Ethiopia. **Agroforest System**, v. 87, p. 953–966, 2013.
<https://doi.org/10.1007/s10457-013-9611-3>.

NEMECEK, T.; KAGI, T. Life cycle inventories of Agricultural Production Systems. **Ecoinvent report** n. 15. Final Rep, 2007.

NOPONEN, M.R.; EDWARDS-JONES, G.; HAGGAR, J.P.; SOTO, G.; ATTARZADEH, N.; HEALEY, J.R. Greenhouse gas emissions in coffee grown with differing input levels under conventional and organic management. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v. 151, p. 6–15, 2012.

ORGANIZAÇÃO INTERNACIONAL DO CAFÉ. **Coffee Market Report**, 2022. Disponível em: <https://www.ico.org/documents/cy2022-23/cmr-1122-e.pdf>. Acesso em: 02 jan. 2023.

PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (IPCC). Guidelines for national greenhouse gas inventories 2006: **Agriculture, forestry and other land use**. v. 4. chapter 4. Foresty land.

PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (IPCC). N2O emissions from managed soils, and CO2 emissions from lime and urea application. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, v. 4, 2006.

PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (IPCC). Climate Food Security in 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, 2019. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/srccl/chapter/summary-for-policymakers/>. Acesso em: 02 jan. 2023.

PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (IPCC). Chapter 11: N2O emissions from managed soils, and CO2 emissions from lime and urea application. In: Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Federici, S. (Eds.), 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use. Switzerland.

PAVAM, M. A.; CHAVES, I. C. D.; ANDROCIOLI FILHO, A. Produção de café em função da densidade de plantio adubação e tratamento fotossanitário. **Turrialba**, v. 44, n. 4, p. 227-231, 1994.

PFISTER, S.; BAYER, P. Monthly water stress: spatially and temporally explicit consumptive water footprint of global crop production. **Journal Cleaner Production**, v. 73, p. 52–62, 2014.

RAHMAH, D.M.; PUTRA, A.S.; ISHIZAKI, R.; NOGUCHI, R.; AHAMED, T. A Life Cycle Assessment of Organic and Chemical Fertilizers for Coffee Production to Evaluate Sustainability toward the Energy–Environment–Economic Nexus in Indonesia. **Sustainability**, v.14, n. 3912, 2022. <https://doi.org/10.3390/su14073912>.

RAMOS, B. Z.; TOLEDO, J. P. V, F.; LIMA, J. M.; SERAFIM, M. E.; BASTOS, A. R. R.; GUIMARÃES, P. T. G.; COSCIONE, A. R. Doses de gesso em cafeeiro: influência nos teores de cálcio, magnésio, potássio e ph na solução de um latossolo vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1018-1026, 2013.

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**. v. 90, p. 1–10, 2009.

SCHMITT-HARSH, M.; EVANS, T. P.; CASTELLANOS, E.; RANDOLPH, J. C. Carbon stocks in coffee agroforests and mixed dry tropical forests in the western highlands of Guatemala. **Agroforestry Systems**, v. 86, n. 2, p. 141–157, 2012. doi:10.1007/s10457-012-9549-x.

SERAFIM, M. E.; DE OLIVEIRA, G. C.; DE OLIVEIRA, A. S.; DE LIMA, J. M.; GUIMARÃES, P. T. G.; COSTA, J. C. Sistema conservacionista e de manejo intensivo do solo no cultivo de cafeeiros na região do Alto São Francisco, MG: estudo de caso. **Bioscience Journal**, v. 27, n.6, 2011.

SERAFIM, M. E.; OLIVEIRA, G. C.; VITORINO, A. C. T.; SILVA, B. M.; CARDUCCI, C. E. QUALIDADE FÍSICA E INTERVALO HÍDRICO ÓTIMO EM LATOSSOLO E CAMBISSOLO, CULTIVADOS COM CAFEEIRO, SOB MANEJO CONSERVACIONISTA DO SOLO. **Revista Brasileira de Ciência do Solo (Impresso)**, v. 37, p. 733-742, 2013.

SEARCHINGER, T.D.; WIRSENIUS, S.; BERINGER, T.; DUMAS, P. Assessing the efficiency of changes in land use for mitigating climate change. **Nature** v. 564, p. 249–253, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0757-z>.

SILVA, E. A. da.; OLIVEIRA, G. C. de.; CARDUCCI, C. E.; SILVA, B. M.; OLIVEIRA, L. M. de.; COSTA, J. C. Doses crescentes de gesso agrícola, estabilidade de agregados e carbono orgânico em Latossolo do Cerrado sob Cafeicultura. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 56, n. 1, p. 25-32, 2013.

SILVA, E. A.; CARDUCCI, C. E.; OLIVEIRA, G. C.; Silva, B. M.; SERAFIM, M. E. Estrutura de solos em manejo conservacionista: diagnóstico visual, laboratorial, caracterização e inter-relações. **Scientia agraria (online)**, v. 18, p. 61-73, 2017.

SILVA, B. M.; OLIVEIRA, G. C.; SERAFIM, M. E.; SILVA, É. A.; FERREIRA, M. M.; NORTON, L. D.; CURI, N. Critical soil moisture range for a coffee crop in an oxidic latosol as affected by soil management. **Soil and Tillage Research**, v. 154, p. 103–113, 2015. doi:10.1016/j.still.2015.06.013.

SILVA, B. M.; OLIVEIRA, G. C.; SERAFIM, M. E.; SILVA, É. A.; GUIMARÃES, P. T. G.; MELO, L. B. B.; CURI, N. Soil moisture associated with least limiting water range, leaf water potential, initial growth and yield of coffee as affected by soil management system. **Soil and Tillage Research**, v. 189, p. 36–43, 2019. doi:10.1016/j.still.2018.12.016.

SILVA, B. A.; MANTOVANI, J. R.; MOREIRA, A. L.; NOGUEIRA, R. R. L. Estoques de carbono no solo e em plantas de cafeeiro (*Coffea Arabica* L.). **Interciencia** v. 38, p. 286–291, 2013.

SMITH, P.; HABERL, H.; POPP, A.; ERB, K.; LAUK, C.; HARPER, R.; ROSE, S. How much land-based greenhouse gas mitigation can be achieved without compromising food security and environmental goals? **Global Change Biology**, v.19, n.8, p. 2285–2302, 2013. doi:10.1111/gcb.12160.

STEUR, G.; TER STEEGE, H.; VERBURG, R.W.; SABATIER, D.; MOLINO, J. F.; BÁNKI, O. S.; CASTELLANOS, H.; STROPP, J.; FONTY, E.; RYSSCHAERT, S.; GALBRAITH, D.; KALAMANDEEN, M.; VAN ANDEL, T. R.; BRIENEN, R.; PHILLIPS, O. L.; FEELEY, K. J.; TERBORGH, J.; VERWEIJ, P. A. Relationships between species richness and ecosystem services in Amazonian forests strongly influenced by biogeographical strata and forest types. **Scientific Reports**, v. 12, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-09786-6>.

STEFFEN, W.; RICHARDSON, K.; ROCKSTRÖM, J.; CORNELL, S. E.; FETZER, I.; BENNETT, E. M.; BIGGS R.; CARPENTER, S. R.; DE VRIES, W.; DE WIT, C. A.; FOLKE, C.; GERTEN, D.; HEINKE, J.; MACE, G. M.; PERSSON, L. M.; RAMANATHAN, V.; REYERS, B.; SÖRLIN, S. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. **Science**. v. 347, n. 6223, 2015. doi: 10.1126/science.1259855.

TRINH, L.T.K.; HU, A.H.; LAN, Y.C.; CHEN, Z. H. Comparative life cycle assessment for conventional and organic coffee cultivation in Vietnam. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 17, p. 1307–1324, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02539-5>.

USVA, K.; SINKKO, T.; SILVENIUS, F.; RIIPPI, I.; HEUSALA, H. Carbon and water footprint of coffee consumed in Finland—life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 25, p. 1976–1990, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01799-5>.

VAN RIKXOORT, H.; SCHROTH, G.; LÄDERACH, P.; RODRÍGUEZ-SÁNCHEZ, B. Carbon footprints and carbon stocks reveal climate-friendly coffee production. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 34, n. 4, p. 887–897, 2014. doi:10.1007/s13593-014-0223-8.

ZANNE, A. E.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; COOMES, D.A.; ILIC, J., JANSEN, S.; LEWIS, S.L.; MILLER, R.B.; SWENSON, N.G.; WIEMANN, M.C.; CHAVE, J. 2009. Global wood density database, 2009. Dryad. Identifier: <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235>.

ZARO, G. C.; CARAMORI, P. H.; YADA JUNIOR, G. M et al. Carbon sequestration in an agroforestry system of coffee with rubber trees compared to open-grown coffee in southern Brazil. **Agroforest System**, v. 94, p. 799–809, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10457-019-00450-z>.

CAPÍTULO 4 - UTILIZAÇÃO DOS MÉTODOS *LIFE CYCLE COSTING* E *ECONOMIC VALUE ADDED* PARA MENSURAR O DESEMPENHO AMBIENTAL E ECONÔMICO DE SISTEMAS CONSERVACIONISTA E CONVENCIONAL CAFEEIRO

Resumo: Considerar a valoração dos sistemas agrícolas de produção é um desafio para a literatura científica. Diante desse contexto, o objetivo deste estudo é utilizar os métodos *Environmental Life Cycle Costing (E-LCC)* e *Economic Value Added (EVA)* para mensurar serviços ecossistêmicos. A análise envolve um estudo de caso, utilizando uma propriedade rural produtora de café no Estado de Minas Gerais, em que serão comparados dois sistemas de produção da cultura, um conservacionista e outro convencional. Os resultados demonstraram que ambos os sistemas agregam valor econômico para os proprietários, porém o EVA do sistema conservacionista foi superior ao convencional em US\$ 575,06 por hectare. Além disso, a precificação de carbono gerou receita adicional, como forma de mercado alternativo, apesar de não regulado no Brasil. De maneira geral, os serviços ecossistêmicos podem promover não só aumento da produtividade, redução da dosagem de insumos, como também retorno sobre o capital investido pelo produtor.

Palavras-chave: Bioeconomia; Ecoeficiência; Economia ecológica; Contabilidade ambiental; Valoração.

Abstract: Considering the valuation of agricultural production systems is a challenge for the scientific literature. Given this context, the objective of this study is to use the *Environmental Life Cycle Costing (E-LCC)* and *Economic Value Added (EVA)* methods to measure ecosystem services. The analysis involves a case study, using a rural coffee producing property in the State of Minas Gerais, in which two crop production systems will be compared, one conservationist and the other conventional. The results showed that both systems add economic value to the owners, but the EVA of the conservationist system was higher than the conventional one at US\$ 575.06 per hectare. In addition, carbon pricing generated additional revenue, as an alternative market, although not regulated in Brazil. In general, ecosystem services can promote not only an increase in productivity, a reduction in the dosage of inputs, but also a return on the capital invested by the producer.

Keywords: Bioeconomy; Eco-efficiency; Ecological economics; Environmental accounting; Valuation.

1. INTRODUÇÃO

O solo é um bem natural fundamental para garantir a segurança alimentar global e a sobrevivência de qualquer ser vivo na terra (LEHMANN *et al.*, 2020). Além disso, é a base para os sistemas agrícolas de produção (CLARK; TILMAN, 2017; WILLETT *et al.*, 2019). Porém, apesar da sua importância e indispensabilidade para a produção de alimentos, o uso inapropriado desse recurso natural na contemporaneidade ainda está associado aos impactos negativos causados pela expansão e intensificação dos rendimentos agrícolas (FOLEY *et al.*, 2011; BAI; TAO, 2017).

As práticas agrícolas efetuadas nos sistemas de produção podem causar impactos negativos tanto para o meio ambiente quanto para os seres humanos. Esses impactos se tornam significativos porque a agricultura ocupa 38% das terras em todo o mundo, em decorrência disso é responsável por um quinto das emissões globais de gases de efeito estufa emitidas pela utilização de combustível fóssil, mudança do uso da terra (principalmente devido ao desmatamento e retirada da vegetação nativa) e o uso de agroquímicos que totaliza anualmente cerca de 145 milhões de toneladas (MATSON *et al.*, 1997; SNYDER *et al.*, 2009; IPCC, 2019; SANDHU *et al.*, 2020).

Considerando os impactos negativos causados pelos sistemas de produção, encontrar soluções para esses problemas é urgentemente necessário e exigirá ações fortes dos governos locais e nacionais, bem como o envolvimento das partes interessadas vinculadas às cadeias de abastecimento agroalimentares (GODFRAY *et al.*, 2014; SMITH, 2016; DUCARME; COUVET, 2020). É notável que na última década vem sendo adotadas práticas de manejo mais sustentáveis ambiental e economicamente para a produção de alimentos, um exemplo, é o sistema conservacionista que busca aliar o aumento de produtividade com a preservação do meio ambiente.

O sistema conservacionista utiliza uma quantidade menor de insumos externos à propriedade, ainda reduz a mobilização do solo, principalmente quando se trata de plantio direto e cultivo com culturas perenes (NGUYEN *et al.*, 2020). Ao contrário dos sistemas de produção convencional, o conservacionista promove um incremento no teor de matéria orgânica (CARDUCCI *et al.*, 2013; SERAFIM *et al.*, 2011). Diversas pesquisas têm evidenciado a eficiência positiva dos sistemas conservacionista em relação ao convencional. Por exemplo, na produção de café, sistemas

conservacionistas detêm um maior potencial em sequestrar carbono (NAB; MASLIN, 2020). A inserção de espécies para a cobertura do solo podem reduzir a erosão, controlando a perda de solo e água em até 3/4 e 20%, respectivamente (COGO *et al.*, 2003; VOLK *et al.*, 2004). Outro ponto relevante é que o solo coberto potencializa o desempenho radicular das plantas (RAIJ, 2008; SERAFIM *et al.*, 2013).

Apesar dos estudos evidenciarem os benefícios ambientais dos sistemas não convencionais, muitas vezes o aspecto ambiental é ignorado e não contabilizado como um possível retorno financeiro, mesmo que estudos sobre valoração de serviços ecossistêmicos façam esta mensuração (ASPINALL; GREGORY, 2013; OUYANG *et al.*, 2016; BABA; HACK, 2019; PAUL *et al.*, 2020; GRASS *et al.*, 2020). No entanto, os benefícios e compensações dos serviços ecossistêmicos em sistemas conservacionistas devem ser avaliados cuidadosamente antes de promover sua adoção pelos agricultores, pois tanto a região, o tipo de manejo, o bioma e a cultura podem influenciar na quantidade de serviços ecossistêmicos gerados, sem contar, que os rendimentos econômicos podem oscilar conforme a produção e variantes mercadológicas micro e macroeconômicas.

Embora desde 1972 políticas públicas tenham enfatizado e incentivado a importância da preservação do meio ambiente, pagamento por serviços ambientais e a adoção de sistemas agrícolas de produção mais sustentáveis, como a Conferência de Estocolmo, Protocolo de Quioto, Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), Agricultura de Baixo Carbono (ABC), Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651/2012 – também conhecida por Código Florestal Brasileiro), Redução de Emissões Decorrentes do Desmatamento e da Degradação de Florestas (REDD) e ICMS Ecológico, ainda em um sistema capitalista o aspecto econômico é decisório e fundamental para o tomador de decisão, no caso, o produtor rural (KEITH *et al.*, 2017). Logo as evidências dos ganhos ambientais e econômicos que os sistemas conservacionistas podem proporcionar justificam esta pesquisa, diante disso, buscou-se com auxílio do método *Life Cycle Costing* mensurar o serviço ecossistêmico de regulação climática proporcionado por um sistema conservacionista que produz café no estado de Minas Gerais.

Esse método contempla dois conjuntos de indicadores: os ambientais e os econômicos, que conjuntamente possibilitam mensurar de maneira eficaz e eficiente o desempenho econômico dos serviços ecossistêmicos em sistemas de produção conservacionistas. Em específico, a contabilidade ambiental contribui para a

precificação de ativos, considerando as externalidades existentes no sistema de produção até então ignoto pela contabilidade financeira. Diante desse contexto, o objetivo deste estudo foi utilizar os métodos *Environmental Life Cycle Costing* (E-LCC) e *Economic Value Added* (EVA) para mensurar serviços ecossistêmicos de um sistema de produção cafeeira conservacionista e convencional, em uma propriedade rural localizada no Estado de Minas Gerais.

Espera-se que este estudo não apenas amplie a compreensão do desempenho econômico dos sistemas conservacionistas, em específico da produção de café, mas que também demonstre os serviços ecossistêmicos que esses sistemas podem gerar. Além disso, esse estudo pode estender-se para outras culturas, considerando variações e adaptações de acordo com o novo cenário.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Nessa seção apresentam-se a área de estudo conjuntamente com a descrição dos sistemas cafeeiros estudados, um sistema experimental com manejo conservacionista e outro convencional, denominado de cenário base. Posteriormente, para avaliar o desempenho econômico o *Environmental Life Cycle Costing* (E-LCC) é estruturado em 4 fases, como proposto nos estudos de Hunkeler, Lichtenvort e Rebitzer (2008): (i) Definição de objetivo e escopo; (ii) Coleta de informações; (iii) Interpretação e identificação de" pontos críticos; e (iv) Discussão e análise de risco, além da ISO 15686-5: 2017 que servirá como suporte.

2.1 Área de estudo e descrição dos sistemas

Os dados deste estudo representam sistemas cafeeiros localizados no Bioma Cerrado, estado de Minas Gerais (MG), Brasil. A dimensão da área possui 38 ha, a propriedade é denominada de Ap Romero (Ap família arrendamento – área experimental), situada na região do Alto São Francisco, município de Piumhi; coordenadas [20°15'45 "S e 46°18'17" W]. O clima da região é do tipo (Cwa), segundo a classificação do Köppen, com precipitação média anual de 1.344 mm, temperatura média anual de 20,7° C, umidade relativa média de 60% e altitude média de 850 m (MENEGASSE *et al.*, 2002). Além disso, cabe salientar que anteriormente a plantação de café da área era destinada ao pastejo.

O solo da área foi classificado como Latossolo Vermelho Distrófico. A análise do estudo compreende onze anos safras, em que as safras (2008/2009; 2009/2010; 2010/2011) são consideradas fases improdutivas, ou seja, formação da cultura perene, enquanto as safras (2011/2012; 2012/2013; 2013/2014; 2014/2015; 2015/2016; 2016/2017; 2017/2018; 2018/2019) diz respeito a fase produtiva. A série histórica é de origem primária para o sistema cafeeiro conservacionista adensado. Para realizar análise neste estudo, foram utilizados os valores médios entre os tratamentos normalizados para um hectare (ha).

Já as quantidades de insumos, tratos culturais e todas as variáveis que correspondem ao sistema convencional foram baseados em dados secundários, principalmente da base de dados por assinatura do Anuário da Agricultura Brasileira (Agrianual). No entanto, também se consultou uma planilha cedida pelo Instituto de Desenvolvimento Rural - IAPAR-EMATER e um estudo de Nasser *et al.* (2012) como complemento de dados ausentes no Agrianual. Os preços de insumos foram consultados na base de dados disponibilizado na Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB) (ver., insumos agropecuários), salientando que foram considerados os preços referentes ao estado de Minas Gerais para cada ano safra, ou seja, considerou-se a variação de preço ao longo do tempo, já o preço da mão de obra baseou-se nos dados da Agrianual. A produtividade foi determinada com base nos dados da Agrianual, considerando a variação do rendimento produtivo por ano. Os preços das safras consideram a média em US\$ deflacionado segundo o IGP-DI (FGV) e disponibilizado pelo Instituto de Economia Agrícola (IEA). De maneira detalhada, na Tabela 9 é possível verificar as principais diferenças entre o sistema convencional e o conservacionista.

Tabela 9 - Principais características dos sistemas cafeeiros convencional e conservacionista

Sistemas	Densidade (plantas/ha)	Espaçamento	Tração animal	Gesso na superfície	Forrageira	Sistema radicular
Convencional	4.800	3,2 x 0,65 m	Não utiliza	Não utiliza	Não utiliza	0,80 cm
Conservacionista	6.153	2,5 x 0,65 m	Mula	28 t ha ⁻¹	<i>Brachiaria decumbens</i>	2,0 m

Fonte: Elaboração própria.

2.2 Valoração dos serviços ecossistêmicos

Foi estimado o serviço ecossistêmico de regulação climática em ambos os sistemas de produção de café. Para estimar esse serviço, foram primeiramente quantificados os estoques de carbono, considerando a Biomassa Acima do Solo (AGB), Biomassa Abaixo do Solo (BGB) e Carbono Orgânico do Solo (SOC). Posteriormente foi mensurada as emissões ocasionadas por ambos os sistemas, utilizando a metodologia *Life Cycle Assessment*, sendo analisada a categoria Potencial de Aquecimento Global (GWP). O detalhe metodológico encontra-se no capítulo 2 dessa tese (seção 2.3 e 2.4).

Além disso, a valoração do serviço ecossistêmico de regulação climática partiu da precificação do balanço de carbono entre o equilíbrio de estoque de carbono e emissões de GEE, ou seja, o resultado dessa subtração foi considerado para precificar o serviço ecossistêmico. De acordo com a metodologia *Environmental Life Cycle Costing* (E-LCC) é necessário quantificar o desempenho ambiental e econômico de um sistema ou produto. Nesse caso, quantificou-se por meio de variáveis ambientais o estoque de carbono e economicamente utilizou o EVA para mensurar a performance econômica de ambos os sistemas. Dessa forma, é possível padronizar as unidades funcionais, na perspectiva econômica e ambiental. Para precificar o serviço ecossistêmico de regulação climática considera-se a UF como sendo a tonelada de café verde colhido por hectare.

Por fim, para precificar os montantes pagos de CO₂eq foi utilizada uma série temporal (15 de agosto de 2008 a 31 de dezembro de 2019). Esse período foi definido por corresponder a data de implantação do sistema até a última safra analisada. A fonte dos dados históricos do crédito de carbono foi retirada da Investing.com, a cotação de créditos de carbono foi calculada por meio da cotação mínima, média e máxima disponibilizada no site Investing.com, em que os valores correspondem a US\$2,49 t CO₂eq⁻¹; US\$11,24 t CO₂eq⁻¹ e US\$31,22 t CO₂eq⁻¹, respectivamente.

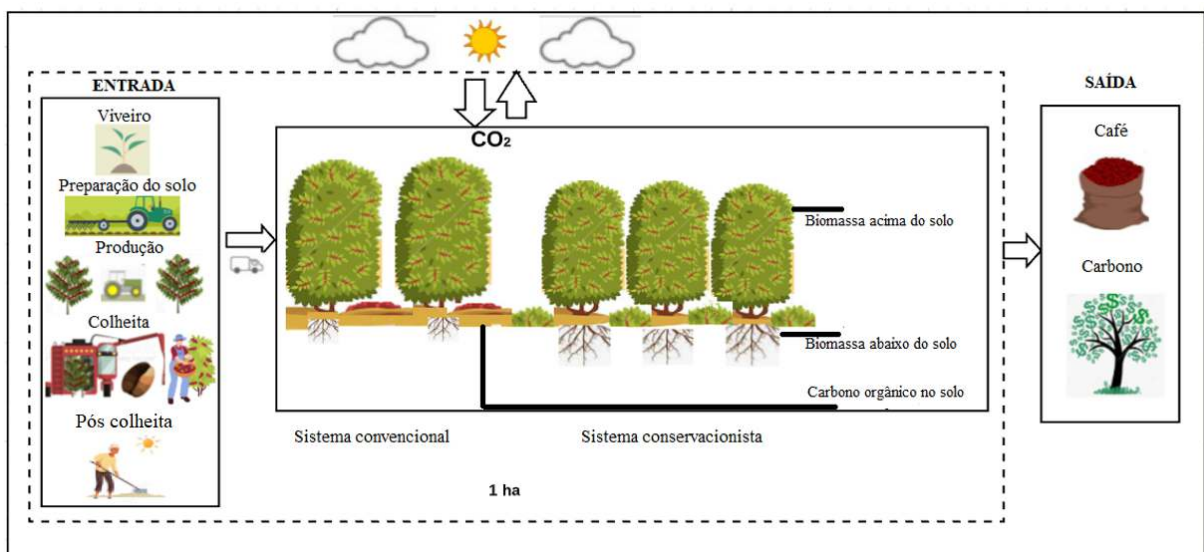
2.3 *Environmental Life Cycle Costing*

2.3.1 Definição de Objetivo e Escopo

O objetivo deste estudo foi mensurar o desempenho econômico da produção de café em dois tipos de manejo, conservacionista e convencional. A Unidade

Funcional (UF) foi tonelada por hectare, sendo a produção do fruto por hectare em US\$ e 1 tonelada de carbono por hectare em US\$. A alocação econômica e encargos ambientais corresponde ao limite temporal de 11 anos de vigência dos sistemas (3 anos fase improdutiva e 8 anos fase produtiva). O limite do sistema incluiu as fases de viveiro, preparo de solo, produção, colheita e pós-colheita (exclusivamente, secagem, beneficiamento, arruação e limpeza), conforme demonstrado na Figura 14.

Figura 14 - Limite do sistema indicando as entradas e saídas dos sistemas conservacionista e convencional de café



Fonte: Elaboração própria.

2.3.2 Coleta de informações

Para mensurar o *Economic Value Added* (EVA) em ambos os sistemas mensuraram-se os seguintes elementos: i) Taxa Mínima de Atratividade (TMA); ii) Fluxo de Caixa Operacional (FCO); iii) Taxa Interna de Retorno (TIR); iv) Spread Econômico; e v) *Economic Value Added* (EVA).

i) Taxa Mínima de Atratividade (TMA)

Afim de minimizar o risco do capital investido, será utilizado o Modelo de Precificação de Ativos Financeiros ou também conhecido na literatura internacional como *Capital Asset Price Model* (CAPM). Esse modelo estabelece uma relação linear

entre o risco e o retorno de um investimento inclusive rural, possibilitando apurar-se, para cada nível de risco assumido, a taxa de retorno que premia este risco.

Apesar de o modelo CAPM ter sido desenvolvido no final da década de 50, diversos autores e estudos vem sendo elaborados com o objetivo de aprimorá-lo cada vez mais na busca por mensurar o custo do capital próprio tanto em países desenvolvidos como subdesenvolvidos (MARKOWITZ, 1959; SHARPE, 1964; LINTNER, 1965; MOSSIN, 1966; CUNHA, 2011; GARRÁN; MARTELANC, 2007; MACHADO, 2007; TEIXEIRA; CUNHA; MACHADO, 2017; GODFREY; ESPINOSA, 1996; LESSARD, 1996; MARISCAL; HARGIS, 1999; PEREIRO, 2001; DAMODARAN, 2002; CUNHA; ASSAF NETO; MARTINS, 2018).

Assim, neste estudo em específico optou-se por utilizar o modelo de Pereiro (2001), denominado CAPM Ajustado Híbrido (AH-CAPM), cuja expressão de cálculo apresenta-se a seguir:

$$MARR = Rf_g + R_c + \beta C_{LG} [\beta_{GG} (R_{MG} - Rf_g)] (1 - R^2) + Inf_{BR} - Inf_{USA} \quad (1)$$

Em que: *MARR* = Minimum Attractive Rate of Return; *Rf_g* = Global Risk-Free Rate; *R_c* = Country's Risk; *βC_{LG}* = Country's Beta; *β_{GG}* = Unlevered Beta of Comparable Investments in the Global Market; *R_{MG}* = Global Market Return; *R²* = Coefficient of Determination; *Inf_{BR}* = Average Annual Inflation in Brazil; *Inf_{USA}* = Average Annual Inflation in United States.

ii) Fluxo de Caixa Operacional (FCO)

Afim de calcular um FCO com maior exatidão, considerando a realidade do produtor e do mercado, foi incorporado ao FCO variáveis como: depreciação, valor da terra, Imposto Sobre a Propriedade Territorial Rural (ITR), manutenção e reposição, tributos sobre a receita (Fundo de Assistência ao Trabalhador Rural - Funrural) e Imposto de Renda (IR), detalhes (ver Tabela 10).

Tabela 10 - Apresentação das variáveis incomuns consideradas no cálculo do FCO, principalmente quando o produtor rural é o investidor

Variável	Expressão matemática	Descrição	Fonte
Depreciação	$[(VN-VR)/VUH]*HsTr^a$	Essa variável corresponde a perda de valor ou o desgaste por uso, é uma função linear da idade do bem. A vida útil e o valor residual das máquinas e equipamentos foi utilizado como referência os anexos I e II disponível em Custos de Produção Agrícola: a metodologia da Conab.	CONAB (2010)
Valor da terra	Quantidade de sacas*preço por saca (ano de referência)	Arrendamento: pagamento em quantidade de produto por hectare. O arrendamento pago em quantidade de produto é fixado por meio de acordo entre o arrendador e o arrendatário, pagos em sacas por hectare.	CONAB (2020)
ITR	Grau de Utilização (GU) (%) * valor da terra	O ITR incide sobre a propriedade rural desapropriada por utilidade ou necessidade pública, ou por interesse social, inclusive para fins de reforma agrária.	Lei nº 9.393, de 1996
Manutenção e reposição		Dados disponibilizados por meio de entrevista (sistema conservacionista), e dados secundários (sistema convencional). Os valores foram baseados conforme as horas trabalhadas.	Dados primários e Agrianual
FUNRURAL	Alíquota (%) * valor total da mercadoria (R\$)	O Fundo de Assistência ao Trabalhador Rural incide sobre a Pessoa Física, a alíquota é de 1,5% (1,2% INSS + 0,1% RAT + 0,2% SENAR).	Lei 13.606/2018
IRPF	LAIR * alíquota (%) – parcela a deduzir do IRPF (R\$) ^b	Essa variável corresponde ao imposto federal brasileiro que incide sobre todas as pessoas que tenham obtido um ganho acima de um determinado valor mínimo.	Receita Federal (2020)

^a VN = valor do bem novo; VR = valor residual do bem; VUH = vida útil do bem, definida em horas; HsTr = total de horas trabalhadas por hectare pelo bem.

^b LAIR = Lucro antes do Imposto de Renda.

Fonte: Elaboração própria.

iii) Taxa Interna de Retorno (TIR)

A Taxa Interna de Retorno (TIR) ou *Internal Rate of Return* (IRR) é uma taxa de rentabilidade periódica equivalente de um determinado investimento. Geralmente, a TIR é definida para períodos anuais e corresponde a uma taxa de desconto que iguala o valor atual das entradas de caixa ao valor atual do investimento (BALARINE, 2004; ASSAF, 2010). A equação utilizada para calcular a TIR é dada por:

$$TIR = I_0 \sum_{t=1}^n \frac{I_t}{(1+K)^t} - I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{FC_t}{(1+K)^t} \quad (2)$$

Em que: I_0 = montante do investimento no momento zero (início do projeto); I_t = montantes previstos de investimento em cada momento subsequente; K = taxa de rentabilidade anual equivalente periódica (IRR); FC = fluxos previstos de entradas de caixa em cada período de vida do projeto (benefícios de caixa).

iv) *Spread* Econômico (SE)

O *Spread* Econômico define o lucro bruto em uma transação financeira, de compra e venda. Nesse estudo esse indicador foi definido da seguinte forma:

$$SE = TIR - TMA \quad (3)$$

v) *Economic Value Added* (EVA)

Após calcular os elementos descritos anteriormente (TMA, FCO, TIR, SE) é possível obter o EVA a partir da expressão matemática sugerida a seguir:

$$EVA = (TIR - TMA) \times CI \quad (4)$$

Em que: EVA = *Economic Value Added*; TIR = Taxa Interna de Retorno; TMA = Taxa Mínima de Atratividade e CI = Capital Investido.

Como a cultura do café é uma monocultura perene com vários ciclos anuais produtivos, optou-se por mensurar a variável como descrito. Para definir o valor das máquinas e equipamentos considerou o ano e modelo do investimento ao preço de

mercado caso o bem fosse adquirido no ano de 2020. Cabe ressaltar que em ambos os sistemas o valor do capital investido foi o mesmo, porém o sistema convencional não possui os mesmos tratos culturais que o sistema conservacionista, dessa forma, o capital investido do sistema conservacionista foi superior ao convencional.

2.3.3 Interpretação e identificação de "pontos críticos"

A interpretação dos dados será demonstrada por meio de tabelas e figuras na seção de resultados. A categoria de impacto escolhida para a análise é a *Global Warming Potential* (GWP).

2.3.4 Discussão e análise de risco

Primeiramente, para elaborar a análise de risco dos sistemas conservacionista e convencional, verificou-se qual o tipo de distribuição é mais adequada para a série histórica utilizada para realizar a análise de risco. A escolha das distribuições de probabilidade é uma análise que verifica a aderência das distribuições de probabilidade das séries temporais da análise. A escolha das variáveis relaciona os principais insumos utilizados nos sistemas cafeeiros. Os dados foram exportados da base de dados da CONAB e considerou-se a série histórica de 2008 a 2019 (desde a implantação até a última safra). Inicialmente serão apresentadas as estatísticas descritivas das variáveis para avaliar questões como número de observações, tendência central, dispersão e variabilidade. Serão avaliadas medidas como a média, quartis, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos, assimetria e curtose.

O ponto de partida é avaliar se as séries seguem uma distribuição normal, isto é, se seguem uma distribuição simétrica em relação à sua média e baixa variabilidade. Neste caso, a média será próxima da mediana, o coeficiente de variação (divisão do desvio padrão pela média) menor que 0,3, diferença entre o valor máximo e mínimo não muito alta, assimetria próxima de zero e curtose próxima de 3.

Além destas estatísticas descritivas serão realizados testes paramétricos e não paramétricos para avaliar a normalidade da distribuição dos dados nas variáveis. Caso as hipóteses nulas de normalidade sejam rejeitadas, serão realizados testes de

aderência com o objetivo de verificar qual distribuição melhor se adequa na modelagem da série.

O primeiro teste aplicado é o de *Shapiro-Wilk*, que testa a variância amostral com a variância estimada a partir da distribuição amostral das estatísticas de ordem. Possui robustez para detectar fuga de normalidade por assimetria ou curtose (ou ambos). O segundo teste é o de *Jarque-Bera*, que verifica se um conjunto de dados segue uma distribuição normal por meio da assimetria e curtose.

O terceiro teste é *Lilliefors* que avalia a normalidade de dados sem a necessidade de especificar seus parâmetros. O quarto teste é o *Anderson-Darling*, que avalia se os dados seguem uma distribuição específica, neste caso, a normal.

Por fim, caso os testes acima sejam inconclusivos, foi feito o teste de aderência *Kolmogorov-Smirnov*, que avalia se os dados amostrais se aproximam razoavelmente de uma determinada distribuição. Neste caso, é avaliada a frequência da variável e feito o teste contra uma simulação de uma distribuição similar para verificar a aderência.

Após a análise da escolha da distribuição elaborou-se a análise de Monte Carlo, utilizando o *software @risk*. Para tanto, determinaram-se as seguintes variáveis de entrada: preço, produtividade, NPK 20-00-20, calcário dolomítico, gesso agrícola, superfosfato simples e Priori XTRA e saída: EVA por hectare. Além disso, foram definidas 10.000 interações e um intervalo de confiança de 95%.

3. RESULTADOS

3.1 Desempenho ambiental

O serviço ecossistêmico avaliado nos sistemas convencional e conservacionista se limita a categoria de regulação, ou seja, sequestro de carbono. Na Tabela 11 é possível observar o balanço de carbono após subtrair o estoque de carbono e emissões de GEE. Para o estoque de carbono considerou-se 3 pools de carbono, AGB, BGB, SOC, já para as emissões delimitou-se como limite dos sistemas as etapas de viveiro, preparo de solo, manutenção pré-colheita, manutenção anual e colheita. Assim, o balanço de carbono do sistema conservacionista é consideravelmente maior, sendo superior em cerca de 53%.

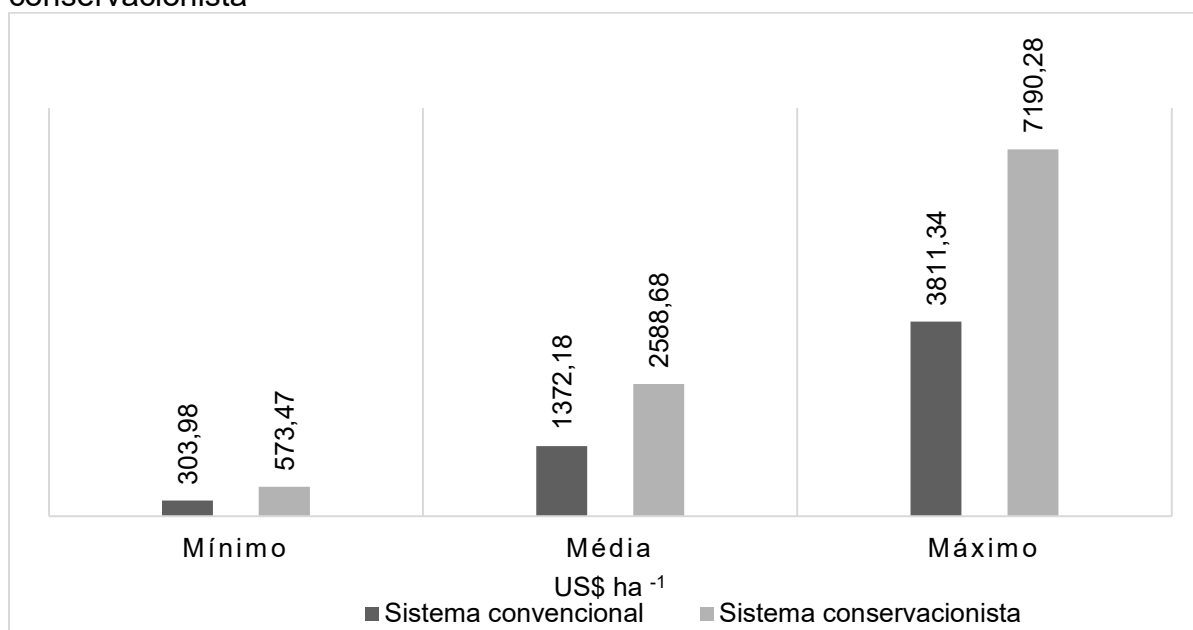
Tabela 11 - Estoque de carbono, emissões de GEE e balanço de carbono para os sistemas convencional e conservacionista de café, considerando 1 hectare

	Estoque de carbono t CO ₂ eq ha ⁻¹	Emissões de GEE t CO ₂ eq ha ⁻¹	Balanço de carbono t CO ₂ eq ha ⁻¹
Sistema convencional	(176,85)	54,77	(122,08)
Sistema conservacionista	(264,44)	34,13	(230,31)

Fonte: Elaboração própria.

O mercado de carbono é muito volátil e com oscilações diárias. Ao considerar uma série histórica de 11 anos, a variação de US\$ nesse período foi de 38,57%. Nos dois últimos anos ocorreu uma super valorização na compensação de carbono. As externalidades até então intangíveis e desprezadas pelo mercado de capitais, gera uma receita média adicional para o produtor rural de US\$ 1,372.18 para o sistema convencional e US\$ 2,588.68 para o sistema conservacionista, conforme ilustrado na Figura 15.

Figura 15 - Precificação de carbono por hectare para o sistema convencional e conservacionista



Fonte: Elaboração própria.

Na Tabela 12 observa-se que ambos os sistemas possuem o EVA positivo. O sistema conservacionista teve melhor desempenho econômico, sendo superior em cerca de 46%. Outro ponto positivo dos sistemas é que a partir do estoque de carbono, existe a oportunidade de comercializar o crédito de carbono proveniente do equilíbrio estabelecido pelo balanço de carbono, caso seu resultado seja negativo, como neste caso.

Tabela 12 - EVA e crédito de carbono dos sistemas convencional e conservacionista

	EVA	Crédito de carbono (Mínimo)	Crédito de carbono (Média)	Crédito de carbono (Máxima)
Sistema convencional	US\$497,3	US\$303,98	US\$1372,18	US\$3811,34
Sistema conservacionista	US\$1072,9	US\$573,47	US\$2588,68	US\$7190,28

Fonte: Elaboração própria.

A Tabela 12 evidencia que os sistemas convencional e conservacionista permaneceram atrativos somente com a comercialização do crédito de carbono, mesmo se for considerado a variação mínima dos preços. Nos últimos anos o conceito sobre crédito de carbono tem ganhado popularidade, principalmente pela crescente conscientização sobre a necessidade de minimizar as emissões de GEE afim de combater ou desintensificar o aquecimento global, ao mesmo tempo que o incentivo também é monetário.

Dessa forma, o mercado de carbono apresenta um crescimento ascendente, no entanto, ainda existe um receio em relação ao aporte metodológico utilizado para quantificar o crédito de carbono. Os problemas estão relacionados a ausência de transparência contábil, insuficiência de rigor metodológico, ferramentas regulatórias insuficientes ou que superestimam os dados entre outros (BAYON *et al.*, 2012). Porém, para comercializar os créditos de carbono é necessário possuir uma certificação emitida pelo Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) e um projeto de carbono aprovado. Contabilmente, isso demanda desembolso de capital, nesse caso, deve ser levado em conta também.

3.2 Avaliação econômica

O desempenho econômico analisado nos dois sistemas de produção de *Coffea arabica*, conservacionista e convencional foram positivamente rentáveis, ou seja, geraram valor econômico para o produtor rural no período analisado. Na Tabela 13 observa-se os valores das variáveis utilizadas na aplicação do modelo AH-CAPM para a definição da TMA, conseqüentemente essas variáveis influenciam os resultados do Fluxo de Caixa Operacional do Produtor. Nas Tabelas 14 e 15 apresentam-se os Fluxo de Caixa Operacional do Produtor para os dois sistemas (conservacionista e convencional), considerando uma propriedade rural de 38 hectares.

Tabela 13 - Descrição das variáveis e valores utilizados na aplicação do modelo AH-CAPM para definição da TMA

Variáveis	Valor
Global Risk-Free Rate (R_{f_g}) ^a	1.70%
Exchange rate adjustment (R_{f_g}) ^a	2.62%
Country's Risk (R_c) ^b	2.58%
Country's Beta ($\beta_{C_{LG}}$) ^c	1.3635
Unlevered Beta (β_{GG}) ^d	0.63
Global Market Return (R_{MG}) ^e	10.80%
Coefficient of Determination (R^2) ^f	0.9330
Average Annual Inflation in Brazil (Inf_{BR}) ^g	3.82%
Average Annual Inflation in United States (Inf_{USA}) ^h	2.40%
Minimum Attractive Rate of Return ($MARR$)	8.84%

^a Taxa de juros paga pelos títulos emitidos pelo Tesouro do Governo dos Estados Unidos com prazo de resgate de 30 anos, obtido em 14/05/2021 (<https://www.treasury.gov>).

^b Índice EMBI + Brasil do Banco JP Morgan, obtido em 14/05/2021 (<http://www.ipeadata.gov.br>).

^c Regressão entre a variação mensal do índice IBOVESPA no período de 31/08/2004 a 14/05/2021 (<http://investing.com>) e a variação do índice MSCI ACWI no mesmo período (<http://msci.com>).

^d Beta desalavancado do setor *Farming/Agriculture*, obtido em 14/05/2021 (<http://pages.stern.nyu.edu>).

^e Índice MSCI ACWI do Banco *Morgan Stanley Capital International* para países emergentes, obtido a partir da média anual de 01/03/2016 a 14/05/2021 (<http://msci.com>).

^f Regressão entre o índice IBOVESPA (<http://investing.com>) e o índice EMBI + Brasil (<http://www.ipeadata.gov.br>) no período 31/08/2004 a 14/05/2021.

^g Período maio/2021 a maio/2024.

^h Período maio/2021 a maio/2024.

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 14 - Fluxo de caixa operacional do produtor de um sistema conservacionista, em um horizonte temporal de 11 anos

Descrição	Unidade	Fase improdutiva					Fase produtiva						
		Safra 2008	Safra 2009/2010	Safra 2010/2011	Safra 2011/2012	Safra 2012/2013	Safra 2013/2014	Safra 2014/2015	Safra 2015/2016	Safra 2016/2017	Safra 2017/2018	Safra 2018/2019	
1. Receita	US\$ ^a				108,652.4	84,051.7	143,414.8	68,777.7	371,097.9	0.0	263,100.0	38,586.4	
1.1 Tributos sobre a receita	US\$				1,629.8	1,260.8	2,151.2	1,031.7	5,566.5	0,0	3,946.5	578.8	
2. Custos e despesas variáveis	US\$	137,722.4	62,429.9	62,036.8	39,453.6	53,004.2	64,887.8	42,046.9	63,131.3	45,422.7	99,573.6	47,349.9	
2.1 Preparação de solo	US\$	137,722.4	62,429.9	62,036.8									
2.1.1 Operação com máquina e equipamento	US\$	38,925.3	16,424.9	16,424.9									
2.1.2 Mão de obra	US\$	17,208.6	20,415.5	19,916.1									
2.1.3 Insumos	US\$	81,588.5	25,589.6	25,695.8									
2.2 Produção	US\$				24,570.3	41,039.4	38,402.5	30,171.9	21,492.6	45,422.7	46,679.6	27,312.3	
2.2.1 Operação com máquina e equipamento	US\$				2,023.3	2,411.6	4,011.6	3,028.7	1,412.8	8,850.9	8,081.4	7,862.7	
2.2.2 Tração animal	US\$				1,622.3	1,762.1	668.4	736.9	637.9	428.2	1031.1	0.0	
2.2.3 Mão de obra	US\$				4,618.5	4,517.0	4,372.0	3,549.5	3,106.7	3,417.1	3,400.8	3,089.3	
2.2.4 Insumos	US\$				16,306.2	32,348.6	29,350.4	22,856.8	16,335.2	32,726.5	34,166.4	16,360.3	
2.3 Colheita e pós colheita	US\$				14,883.3	11,964.8	26,485.3	11,875.0	41,638.7	0.0	52,894.0	20,037.6	
2.3.1 Operação com máquina e equipamento	US\$				14,246.4	11,205.9	25,406.4	11,024.3	39,827.0	0.0	51,528.2	18,794.8	
2.3.2 Mão de obra	US\$				636.9	759.0	1,078.9	850.7	1,811.7	0.0	1,365.8	1,242.7	
3. Margem de contribuição	US\$	(137,722)	(62,429.9)	(62,036.8)	67,569.0	29,786.7	76,375.7	25,699.1	302,400.1	(45,422.7)	159,579.9	(9,342.3)	
4. Custos e despesas fixas (exceto depreciação)	US\$		12,975.3	12,975.3	531.5	535.5	521.4	520.5	531.8	529.0	521.2	520.5	
4.1 Imposto Territorial Rural	US\$		82.5	82.5	16.0	16.0	16.0	16.0	16.0	16.0	16.0	16.0	
4.2 Mão de obra administrativa	US\$		12,292.8	12,292.8	2,387.0	2,387.0	2,387.0	2,387.0	2,387.0	2,387.0	2,387.0	2,387.0	
4.3 Manutenção e reposição	US\$		600.0	600.0	334.4	354.7	282.3	277.7	336.0	321.4	281.0	277.7	
4.4 Depreciação	US\$	1,168.1	814.7	823.2	1,402.1	1,679.9	3,269.0	2,369.7	2,701.5	3,175.5	4,728.3	4,008.0	
5. Lucro Antes Dos Juros e IR	US\$		(76,005.3)	(75,612.1)	66,765.2	29,091.4	75,219.5	24,718.5	301,343.7	(46,568.3)	158,140.6	(10,641.0)	
6.1 IR (%)	US\$				16,334.7	5,974.4	18,659.7	4,771.9	80,843.8	0.0	41,463.0	0.0	
7. Lucro Operacional Líquido	US\$												
7.1 Depreciação	US\$	1,168.1	814.7	823.2	1,402.1	1,679.9	3,269.0	2,369.7	2,701.5	3,175.5	4,728.3	4,008.0	
8. Fluxo de Caixa Operacional	US\$	21,866.7	(75,190.5)	(74,789.0)	51,832.56	24,796.8	59,828.9	22,316.2	223,201.4	(43,392.8)	121,405.9	(6,633.0)	

^a Resultados são apresentados em dólares norte-americanos considerando a média para o ano de 2020.

Fonte: Elaboração própria.

Tabela 15 - Fluxo de caixa operacional do produtor de um sistema convencional, em um horizonte temporal de 11 anos

Descrição	Unidade	Fase improdutiva					Fase produtiva					
		Safra 2008	Safra 2009/2010	Safra 2010/2011	Safra 2011/2012	Safra 2012/2013	Safra 2013/2014	Safra 2014/2015	Safra 2015/2016	Safra 2016/2017	Safra 2017/2018	Safra 2018/2019
1. Receita	US\$ ^a				56,514.5	81,454.3	119,501.5	131,413.6	142,956.7	133,751.1	125,088.6	120,233.5
1.1 Tributos sobre a receita	US\$				847.7	1,221.8	1,792.5	1,971.2	2,144.4	2,006.3	1,876.3	1,803.5
2. Custos e despesas variáveis	US\$	65,846.4	24,720.6	30,889.6	63,337.2	74,706.0	72,714.0	76,662.5	82,249.4	92,533.4	95,012.6	98,145.9
2.1 Preparação do solo	US\$	65,846.4	24,720.6	30,889.6								
2.1.1 Operação com máquina e equipamento	US\$	18,209.1	6,381.0	6,381.0								
2.1.2 Mão de obra	US\$	17,409.9	8,345.2	6,589.9								
2.1.3 Insumos	US\$	30,227.4	9,994.3	17,918.7								
2.2 Produção	US\$				52,746.8	59,646.5	57,332.0	60,459.7	62,738.7	71,207.2	73,239.3	75,819.8
2.2.1 Operação com máquina e equipamento	US\$				19,040.4	19,515.1	20,383.4	21,109.4	23,307.8	24,360.3	25,331.1	26,109.7
2.2.2 Tração animal	US\$											
2.2.3 Mão de obra	US\$				2,071.9	2,071.9	2,071.9	2,071.9	3,257.2	3,505.8	3,610.5	3,854.3
2.2.4 Insumos	US\$				31,634.4	38,059.4	34,876.7	37,278.3	36,173.8	43,341.1	44,297.8	45,855.8
2.3 Colheita e pós colheita	US\$				10,590.4	15,059.5	15,382.0	16,202.9	19,510.7	21,326.1	21,773.3	22,326.1
2.3.1 Operação com máquina e equipamento	US\$				878.2	7,937.3	8,259.8	9,080.6	8,313.6	9,168.6	9,362.3	9,076.3
2.3.2 Mão de obra	US\$				9,712.1	7,122.2	7,122.2	7,122.2	11,197.1	12,157.6	12,410.9	13,249.8
3. Margem de contribuição	US\$	(65,846.4)	(24,720.6)	(30,889.6)	(7,670.4)	5,526.5	44,995.0	52,779.9	58,563.0	39,211.5	28,199.7	20,284.0
4. Custos e despesas fixas (exceto depreciação)	US\$		3,477.4	3,477.4	3,477.4	4,227.3	4,713.0	4,797.5	4,797.5	5,019.2	5,019.2	5,025.7
4.1 Imposto Territorial Rural	US\$		16.0	16.0	16.0	16.0	16.0	16.0	16.0	16.0	16.0	16.0
4.2 Mão de obra administrativa	US\$		3,419.0	3,419.0	3,419.0	4,168.9	4,654.6	4,739.1	4,739.1	4,960.8	4,960.8	4,960.8
4.3 Manutenção e reposição	US\$		42.4	42.4	42.4	42.4	42.4	42.4	42.4	42.4	42.4	48.8
4.4 Depreciação	US\$	397.7	457.5	457.5	1,506.5	2,288.7	2,288.7	2,288.7	2,288.7	2,288.7	2,288.7	2,288.7
5. Lucro Antes Dos Juros e	US\$		(28,240.4)	(34,409.3)	(12,654.3)	(989.5)	37,993.3	45,693.7	51,476.8	31,903.6	20,891.8	12,969.7
6.1 IR (%)	US\$						15.8	2,133.4	3,723.8	(1,658.8)	(4,687.1)	(6,865.7)
7. Lucro Operacional Líquido	US\$											
7.1 Depreciação	US\$	397.7	457.5	457.5	1,506.5	2,288.7	2,288.7	2,288.7	2,288.7	2,288.7	2,288.7	2,288.7
8. Fluxo de Caixa Operacional	US\$	121,955.8	(27,782.9)	(33,951.8)	(11,147.8)	1,299.2	40,266.1	45,848.9	50,041.7	35,851.1	27,867.6	22,124.0

^a Os resultados são apresentados em dólares norte-americanos considerando a média para o ano de 2020.

Fonte: Elaboração própria.

Ao analisar o horizonte temporal de ambos os sistemas de produção, nota-se que o manejo conservacionista resultou em um FCOP melhor do que o do manejo convencional. Um dos destaques dessa vantajosa performance é decorrente dos tratamentos culturais praticados no sistema, promovendo melhorias em atributos químicos e físico-hídricos dos solos, trazendo benefícios, como melhor desenvolvimento do sistema radicular das plantas, redução do déficit hídrico e aumento na produtividade da cultura por diminuir as limitações. Sendo assim, na Tabela 16, identifica-se detalhadamente o desempenho econômico de cada sistema.

Tabela 16 - Indicadores econômicos dos sistemas conservacionista e convencional

Descrição	Unid	Sistema conservacionista	Sistema convencional
TIR ^a	%	27,49	24,33
TMA ^b	%	8,84	8,84
SPREAD econômico	%	18,65	15,49
EVA da propriedade ^c	US\$	40,771.0	18,896.0
EVA ha ^{-1 c}	US\$	1,072.9	497.3

^a Taxa Interna de Retorno

^b Taxa Mínima de Atratividade

^c Economic Value Added

Fonte: elaboração própria.

Na Tabela 16 constata-se que todos os valores dos indicadores econômicos do sistema conservacionista são superiores aos do sistema convencional. O EVA é uma medida do retorno monetário anualizado de um investimento, sendo utilizado para comparar a performance econômico-financeira de investimentos alternativos, em que valores anuais mais elevados são lucrativamente preferidos pelos produtores rurais. Assim, o EVA do sistema conservacionista indica que o valor econômico adicionado foi 45% superior ao do sistema convencional.

Apesar do desempenho geral do sistema conservacionista ter sido melhor que o do sistema convencional, ambos indicam EVA positivos. Uma das variáveis que influenciaram o valor inferior do EVA no sistema convencional foram os custos operacionais com máquinas e equipamentos na fase de produção, pois no sistema conservacionista esse dispêndio de capital foi menor em decorrência da utilização de mulas (tração animal), reduzindo significativamente o desembolso de capital, visto que a hora-mula paga não ultrapassa 4 dólares.

Ao longo do tempo, a economia sofre variações no mercado diariamente, principalmente quando o mundo enfrentou um momento pandêmico. Nessa conjuntura, as variáveis que são utilizadas para calcular a TMA e a TIR são instáveis. Dessa forma, verificou-se que caso a TIR seja inferior a 8,8% para ambos os sistemas, o produtor rural perde valor, ou seja, o montante investido não é recuperado.

3.2.1 Análise de risco

Ao calcular o Valor Econômico Agregado (EVA) considerando um período de longo prazo as variáveis utilizadas para elaboração do Fluxo de Caixa Operacional do Produtor (FCOP) podem sofrer alterações ao longo do tempo, isso ocorre pelo fato das variáveis que compõem o FCOP envolverem variáveis que sofrem influências meteorológicas e mercadológicas. Logo caso ocorra um evento ou uma condição incerta, consequentemente ocasionará um efeito positivo ou negativo, sendo possível afetar direta ou indiretamente o retorno sobre o investimento. Assim, a simulação de Monte Carlo contribui para prever por meio de estimativas as incertezas e riscos do investimento em sistemas de produção cafeeira com manejo conservacionista e convencional.

Antes de iniciar a análise de Monte Carlo é preciso testar qual distribuição é mais adequada conforme as variáveis utilizadas para análise. Como pode ser observado na Tabela 17, os valores de média e mediana foram próximos em todas as variáveis. O coeficiente de variação foi abaixo de 0,3 na maioria das séries, exceto as do calcário dolomítico e gesso agrícola, porém foram bem próximas deste limiar. As diferenças entre os valores máximo e mínimo não foram tão altas. A assimetria foi próxima de zero em todas as séries e a curtose foi menor que 3, indicando que as séries têm caudas longas, mas os valores não foram tão distantes de 3. Com estes valores nas estatísticas descritivas há forte indício de que se pode trabalhar com a distribuição normal nas séries.

Tabela 17 - Preço dos principais insumos utilizados nos sistemas conservacionistas e convencional

Séries	Obs	Média	Desvio Padrão	Coefficiente Variação	1° Quartil	Mediana	3° Quartil	Mín.	Máx.	Assimetria	Curtose
Preço	12	428,15	68,58	16,0%	405,51	434,54	471,31	275,98	526,32	-0,74	-0,06
Produtividade	12	26,22	5,26	20,3%	21,97	25,62	28,15	19,25	35,57	0,76	0,40
NPK 20-00-20	12	1242,94	253,79	20,4%	1126,77	1243,35	1303,33	845,75	1850,00	0,76	0,40
Calcário Dolomítico	12	100,09	30,30	30,3%	78,90	93,08	117,47	61,11	158,40	0,57	-0,99
Gesso Agrícola	12	105,72	35,37	33,5%	66,78	121,72	131,65	61,00	146,63	-0,20	-1,91
Superfosfato Simples	12	866,77	199,07	23,0%	754,09	833,05	965,91	526,56	1230,12	0,31	-0,84
Priori XTRA	12	138,09	10,32	7,5%	129,84	132,96	148,31	127,82	156,67	0,43	-1,59

Fonte: Elaboração própria.

Na Tabela 18 apresentam-se os resultados dos testes e conclusões. Nas séries de preço, produtividade, NPK, calcário dolomítico e superfosfato simples, todas as hipóteses nulas de normalidade não foram rejeitadas, pois os p-valores foram maiores que 0,05. Já na série de gesso agrícola a hipótese foi rejeitada nos testes de *Shapiro-Wilk* e *Anderson-Darling* e com base nas estatísticas descritivas e nos dois testes não rejeitados, também se recomenda utilizar a distribuição normal.

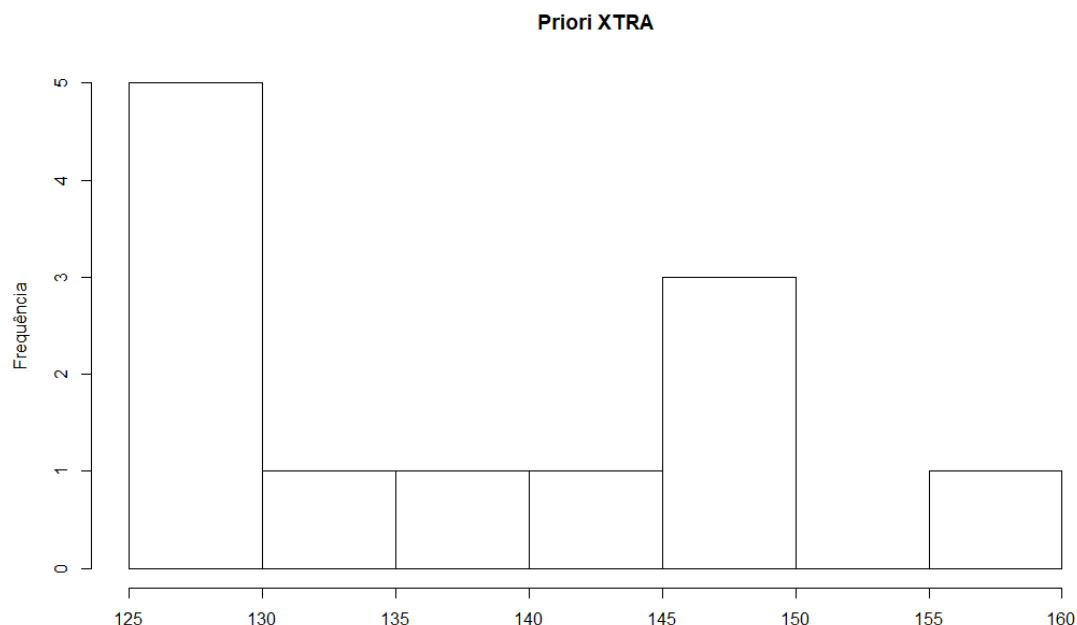
Tabela 18 - Teste *Shapiro-Wilk*, *Jarque-Bera*, *Lilliefors*, *Anderson-Darling* e distribuição

Variáveis/P-valores	<i>Shapiro-Wilk</i>	<i>Jarque-Bera</i>	<i>Lilliefors</i>	<i>Anderson-Darling</i>	Distribuição
Preço	0,51	0,12	0,59	0,49	Normal
Produtividade MG	0,38	0,34	0,71	0,46	Normal
NPK 20-00-20	0,3	0,08	0,056	0,23	Normal
Calcário Dolomítico	0,4	0,3	0,18	0,38	Normal
Gesso Agrícola	0,02	0,13	0,11	0,018	Normal
Superfosfato Simples	0,75	0,82	0,51	0,53	Normal
Priori XTRA	0,03	0,16	0,018	0,016	Inconclusivo

Fonte: Elaboração própria.

Já na série priori XTRA só a hipótese nula de normalidade do teste *Jarque-Bera* não foi rejeitada, com isso foi realizado o teste de aderência *Kolmogorov-Smirnov*. Por conta do seu histograma, a distribuição foi confrontada com distribuições beta, triangular e normal. Segue na Figura 16 o histograma da variável priori XTRA.

Figura 16 - Histograma da variável priori XTRA



Fonte: Elaboração própria.

A frequência da variável visualmente se aproxima das frequências de uma distribuição triangular e beta. Segue na Tabela 19 os resultados do teste:

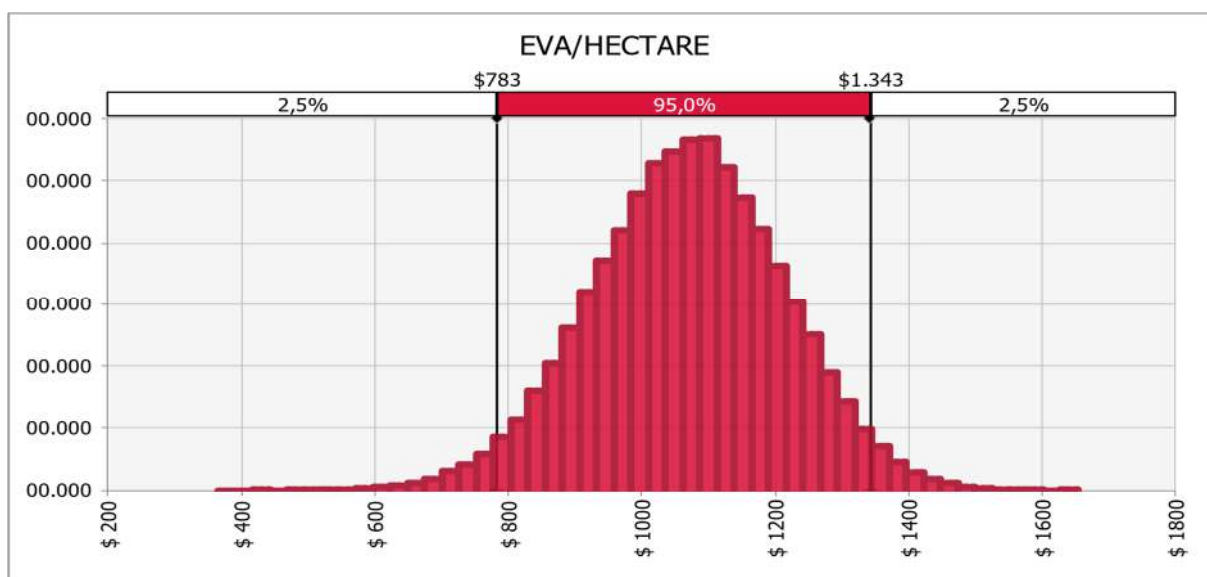
Tabela 19 - Distribuição P-valor e KS-Test

Distribuição/P-valor	KS-Test
Triangular	0,52
Beta	0,00
Normal	0,25

Fonte: Elaboração própria.

Para a realização do teste, foram simuladas três distribuições que se aproximam das distribuições acima e com parâmetros similares aos da série priori XTRA. Como pode ser observado, no teste os resultados apontaram que a série tem distribuição similar com a triangular e normal. Neste caso, como o coeficiente de variação da série foi de apenas 7,5% pode se trabalhar com normalidade neste caso. Enquanto na Figura 18 é possível observar a distribuição de frequência dos valores simulados de EVA por hectare do sistema conservacionista.

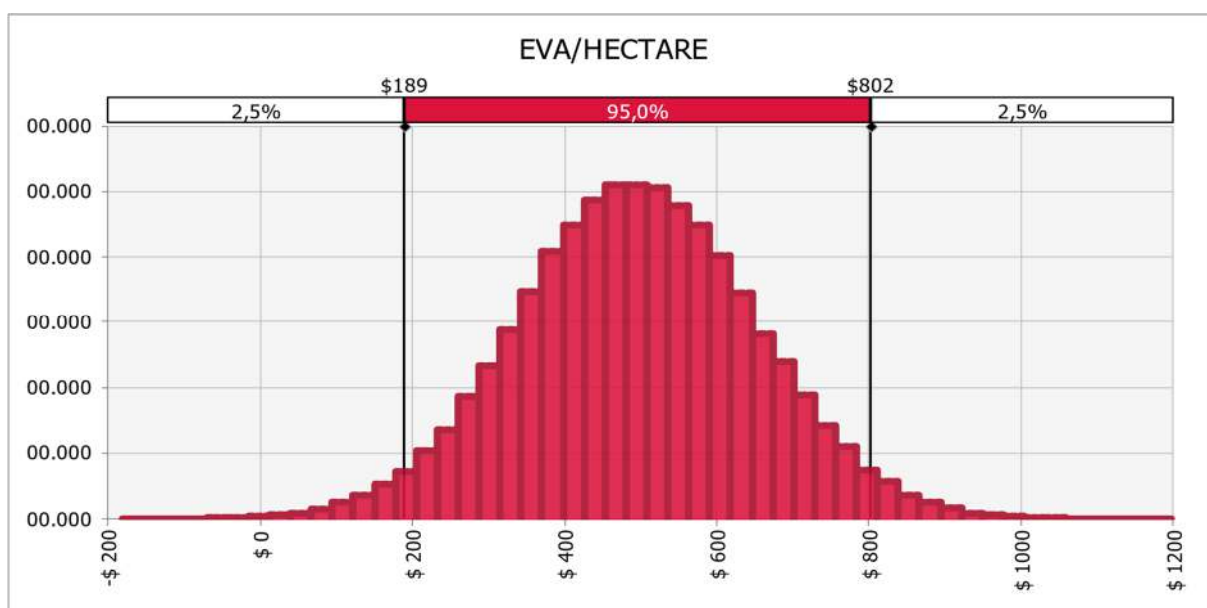
Figura 17 – Distribuição de frequência dos valores simulados de EVA por hectare do sistema de produção cafeeira conservacionista



Fonte: elaboração própria.

Na Figura 17 nota-se que ao considerar um intervalo de confiança de 95% o EVA pode variar entre US\$ 783 e US\$ 1,343. Há uma probabilidade de 2,5% de que o EVA por hectare fique abaixo de US\$ 773 ou acima de US\$ 1,343. Estatisticamente, a probabilidade do EVA por hectare apresentar um valor negativo é nula.

Figura 18 - Distribuição de frequência dos valores simulados de EVA por hectare do sistema de produção cafeeira convencional



Fonte: elaboração própria.

Na Figura 18 nota-se que ao considerar um intervalo de confiança de 95% o EVA pode variar entre US\$ 189 e US\$ 802. Há uma probabilidade de 2,5% de que o EVA por hectare fique abaixo de US\$ 189 ou acima de US\$ 802. O sistema convencional, estatisticamente, o EVA por hectare pode assumir um valor igual a zero ou negativo, portanto neste sistema pode-se afirmar que o risco da atividade é maior.

4. DISCUSSÃO

4.1 Precificação de carbono e serviços ecossistêmicos

A valoração dos serviços ecossistêmicos tende a ser um mecanismo econômico fundamental para internalizar externalidades ignoradas na produção agrícola e incentivar a adoção de práticas que promovam a preservação do meio ambiente, vinculado a ganhos produtivos (COSTANZA *et al.*, 2014). A precificação de serviços ecossistêmicos vem ganhando repercussão nos últimos anos, no entanto, ainda a transnacionalização de mercado não está totalmente definida e padronizada (KAUFMAN *et al.*, 2020).

No modelo econômico atual a comercialização de crédito de carbono é considerada um mercado alternativo. Políticas públicas como: Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima realizada em 1992, no Rio de Janeiro, Protocolo de Quioto, datado em 1997, no Japão, Acordo de Paris em 2005, Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, buscam incentivar a mitigação de impactos ambientais, inclusive o mercado de carbono. Exclusivamente no Brasil existem algumas alternativas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), como: Proambiente, ICMS Ecológico, Compensação Ambiental, Reposição Florestal, Isenção Fiscal para RPPN, Política Nacional de PSA, Imposto de Renda Ecológico entre outras.

Apesar do esforço das instituições públicas em criar políticas de incentivo, o preço pago por tonelada de carbono é volátil, por exemplo, em 2019, 2020 e 2021 a média do preço por tonelada pago em euro era de 26,08, 25,45, 54,01 segundo o principal mercado voluntário, Chicago Climate Exchange, nos EUA, respectivamente (INTERCONTINENTAL EXCHANGE, 2021). Dessa forma, observa-se que o impacto econômico é menos vantajoso quando comparado ao EVA. O comércio de carbono isolado nessa análise também é um argumento econômico convincente e atraente para o tomador de decisão. No entanto, essa atratividade é potencializada quando o

comércio de carbono passa a ser aliado com a renda promovida pela comercialização do grão de café.

O sequestro de carbono é um dos serviços ecossistêmicos mais valorados na literatura, mas infelizmente ocorre a ausência de regulação nesse seguimento de mercado. Além disso, o estudo de Koh *et al.* (2021), exemplifica a despadronização dos preços nos continentes. O estudo mostrou que projetos de carbono financeiramente viáveis podem gerar retorno sobre o investimento de US\$ 46,0 por ha⁻¹ em valor presente líquido (Ásia-Pacífico: US\$ 24,6 por ha⁻¹; Américas: US\$ 19,1 por ha⁻¹; África: US\$ 2,4 por ha⁻¹).

Já no estudo elaborado por Gallant *et al.* (2020) mensurou-se o serviço ecossistêmico de regulação climática utilizando o armazenamento de carbono nas áreas de zonas úmidas da Nova Escócia. Os resultados totais do sequestro de carbono em zonas úmidas na Nova Escócia são de aproximadamente US\$ 124 a US\$ 373 ha⁻¹ ano⁻¹ e variam de US\$ 5,105 a US\$ 39,795 ha⁻¹ no total. Na Nova Escócia o benefício social das zonas úmidas em termos de sequestro de carbono chega a US\$ 9,66 bilhões. Esses dados se aproximam dos resultados desse trabalho, conforme demonstrado na Tabela 12. A variação pode ser maior ou menor por depender da espécie analisada, clima, local e variação do preço do carbono cotada no período.

O estudo de Bithas e Latinopoulos (2021) utilizou o cultivo de espécies frutíferas como fonte de mitigação dos GEE e potencial em sequestrar carbono. Os resultados apontam que o valor de uma tonelada sequestrada de CO₂eq equivale ao montante de aproximadamente € 1200 ha⁻¹ ano⁻¹. Quando comparado o valor da tonelada do estudo de Bithas e Latinopoulos (2021) com os valores desse estudo, percebe-se que o valor pago pela tonelada de café no sistema conservacionista e convencional é superior.

4.2 Desempenho econômico

O produtor rural ao implantar um sistema cafeeiro, inicialmente incorre em um dispêndio de capital, sem obtenção de receita. No ano de 2008 que corresponde ao ano zero, o investimento é relativamente maior, considerando todas as fases de manejo. No sistema conservacionista o desembolso foi de US\$ 13,7722.4. Esse montante corresponde a 28% de custos com máquinas e equipamentos, 12% com mão de obra e 60% com insumos. O mesmo comportamento ocorre no sistema

convencional, no entanto, no sistema conservacionista o produtor investe um montante superior. Esse fato pode ser explicado pelo diferencial do sistema em utilizar gesso, braquiária, densidade de espécies em quantidade maior por metro quadrado. Além disso, o sistema conservacionista é potencial em aumentar o ganho produtivo por saca.

A maneira como o solo é preparado no início do plantio influencia diretamente os gastos futuros na fase de produção, além do rendimento produtivo. O preparo do solo interfere em sua estrutura podendo melhorar as características físicas e químicas, reciclagem de nutrientes, redução de erosão, desenvolvimento químico do ambiente radicular profundo e capacidade de infiltração de água no solo (SERAFIM, 2011; CARDUCCI *et al.*, 2015b; SILVA *et al.*, 2017). Pavan *et al.*, (1994) corrobora com as informações mencionadas por Serafim (2011), Carducci *et al.*, (2015b) e Silva *et al.*, (2017), e ainda acrescenta que o adensamento do plantio promove o retorno menos tardio do capital investido, já que a produtividade do sistema adensado e o preparo de solo diferenciado tende a aumentar a capacidade produtiva.

Na fase de produção pode-se destacar que a utilização da tração animal para tratamentos culturais minimiza os custos com máquinas e equipamentos. No sistema conservacionista a tração animal, por meio da mula é um recurso auxiliar na pulverização, fertilização e roçada do sistema, enquanto no sistema convencional não se utiliza de tração animal, o manejo é executado somente por máquinas e equipamentos agrícolas, influenciando no aumento de gastos com hora máquina. Na contemporaneidade a tração animal não é comumente utilizada, essa redução ocorre após a revolução verde. De acordo com Wilson (2003) em 2000 a utilização da tração animal mundial em terras agrícolas representava 50%, apesar de ser uma atividade barata quando comparada a tração mecanizada, tende a reduzir impactos ambientais (CERUTTI *et al.*, 2014; GATHORNE-HARDY, 2016). A eficiência e praticidade incentiva a mecanização.

Outro apontamento a ser notado é que elevados custos com insumos não necessariamente interferem em um rendimento produtivo superior. No sistema conservacionista o maior desembolso de capital com insumos ocorreu no ano safra 2017/2018, porém a quantidade colhida em toneladas foi a segunda maior em uma escala temporal de oito safras. No ano safra 2015/2016 em que o rendimento produtivo foi máximo, os custos com insumos foram 50% inferior ao do ano safra 2017/2018. Enquanto no sistema convencional por utilizar dados secundários a média

de produtividade é de 40 sacas por hectare, não ocorrendo variações ao longo das safras, ao contrário do sistema conservacionista.

O superior rendimento produtivo do sistema conservacionista também é influenciado pela cultura de cobertura no solo (*Brachiaria decumbens*). Essa gramínea, pode reduzir a necessidade de adubação, aumentar a quantidade de matéria seca, além de ser uma estratégia ecológica de plantio (LOUW-GAUME *et al.*, 2010). Na área estudada, a implantação da *Brachiaria decumbens* totalizou um custo de US\$ 584,50, correspondentes a US\$ 46,60 com máquinas e equipamento, US\$ 496,31 com roçada, US\$ 26,41 com sementes e US\$ 15,18 com adubos. Os autores Simioni *et al.* (2014), Pereira *et al.* (2017) e Arf *et al.* (2018) também enfatizam a importância da cultura de cobertura em pastagens tropicais, cultivo de cana de açúcar e milho, respectivamente.

Na literatura já existem estudos que analisaram o desempenho econômico da produção de café. Como exemplo, cita-se o estudo de Lanna e Reis, (2012) que investigou a viabilidade econômico-financeira da produção de café na região Sul de Minas Gerais. Os autores utilizaram como recursos as técnicas de avaliação de investimentos, como o Valor Presente Líquido (VPL), Payback Simples (PBS), Taxa Interna de Retorno (TIR), Custo Total Médio (CTMe), Payback Descontado (PBD) e Razão Benefício/Custo (B/C), porém os autores não determinaram a TMA considerando o risco do negócio, apenas utilizaram uma taxa arbitrária correspondente ao rendimento da caderneta de poupança. Ao comparar o sistema manual com o mecanizado, o manual resultou em um VPL negativo, já o mecanizado positivo. A receita da produção gira em torno da venda de 25 até 35 sacas por hectare.

O estudo de Goes e Chinelato (2018), utilizou as mesmas técnicas de investimento, obtendo um resultado favorável, a produtividade da área de estudo variou entre 34 e 40 sacas. A região explorada foi a Alta Mogiana, estado de São Paulo. Enquanto Pereira *et al.* (2008) compara o desempenho econômico da produção de café em um sistema convencional e um integrado. O sistema integrado possui um desempenho superior ao convencional em decorrência do aumento produtivo, de aproximadamente R\$ 10.000,00. No Peru um sistema agroflorestal cafeeiro também resultou em rendimentos positivos para o produtor rural (JEZEER *et al.*, 2018).

Nota-se que os estudos para a produção de café sob a perspectiva econômica, são elaborados para analisar sua viabilidade, com base em uma estimativa de benefícios de caixa futuros. Estudos utilizando o método do EVA para a produção de

café, como neste caso não foram encontrados até o presente momento. No entanto, para avaliar outros objetos de pesquisa já vem sendo desenvolvidos. Por exemplo o estudo de Martinelli *et al.* (2020) avaliou a ecoeficiência de quatro sistemas de produção de frango de corte (Sistema *Dark House* de Pressão Negativa, Sistema Convencional – Pressão Positiva, Sistema *Free Range* e orgânico), utilizando como ferramenta metodológica a Avaliação do Ciclo de Vida, ambiental e econômica.

Forleo *et al.* (2018) também avalia a ecoeficiência do cultivo de canola e girassol na Itália, explorando a mesma metodologia. No âmbito ambiental a pegada de carbono foi contabilizada e o valor econômico foi medido pelo valor adicionado para 1 Mg de cultivo de biomassa. Na Suíça uma proposta foi aplicada para determinar a estrutura de capital ótima na atividade leiteira, empregando indicadores de desempenho sobre a perspectiva do Valor Econômico Agregado. No entanto, em comum, nenhum dos estudos precificam externalidades diretamente, ou seja, serviços ecossistêmicos (SCHORR; LIPS, 2019).

Ambos os sistemas de cultivo de café geraram retornos positivos, inclusive um rendimento adicional com a comercialização dos créditos de carbono. Mas isoladamente essa transação não motivaria o produtor rural a investir no aumento da produção em toneladas de CO₂eq, pois regulamentar a comercialização de crédito de carbono envolve custos que não foram considerados nessa análise. No entanto, ao levar em conta a melhoria que os serviços ecossistêmicos podem potencializar, como o aumento do rendimento produtivo em toneladas de café e redução de custos com insumos externos, a adoção de sistemas agrícolas mais sustentáveis passa a ser atrativa. Por fim, ambos os sistemas podem ser considerados técnicas de mitigação, já que são capazes de remover o carbono atmosférico e estocá-lo na biomassa, o que tem sido amplamente proposto como mecanismo de compensação das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEEs).

5. CONCLUSÃO

O presente estudo comparou e discorreu sobre *Life Cycle Costing* para mensurar o desempenho econômico e ambiental de dois sistemas de cultivos de café, convencional e conservacionista, localizado no bioma Cerrado, no estado de Minas

Gerais. O sistema conservacionista apresentou maior desempenho econômico, em decorrência principalmente do rendimento produtivo superior ao convencional.

Em termos de desempenho ambiental o comportamento foi o mesmo. Ambos os sistemas geraram serviços ecossistêmicos para o meio ambiente e contribuíram para mitigar GEEs, além de corroborar com a potencial receita complementar, com a comercialização do crédito de carbono.

Apesar do estudo ter avançado em vários critérios, como utilizar o EVA em conjunto com o *Life Cycle Costing* e ainda precificar externalidades, é necessário apontar algumas limitações, uma vez que o limite do sistema deveria ter considerado toda a cadeia produtiva “do berço ao túmulo”, quando contabilizado o balanço de carbono, já que no caso do EVA, a fase da pós-colheita foi incluída. Assume-se que ao excluir a fase de pós-colheita na contabilização das emissões os resultados do balanço de carbono podem estar com o desempenho superestimado, dado que a fase de pós-colheita envolveria queima de combustível fóssil, uso de água e energia entre outros.

Dessa forma, sugere-se que trabalhos futuros avaliem o balanço de carbono de ambos os sistemas, além de explorar e valorar serviços ecossistêmicos potenciais que o manejo conservacionista potencializa. Como exemplo cita-se: conteúdo de água armazenada no solo, qualidade estrutural do solo (fluxo de ar e água), movimentação de nutrientes no solo, evitar erosão entre outros. Sabe-se que o manejo conservacionista Ap família arrendamento possui alguns indicadores de qualidade, já comprovados em estudos anteriores, tais como: carbono orgânico do solo, conteúdo de água armazenada no solo, qualidade estrutural do solo (fluxo de ar e água), movimentação de nutrientes no solo entre outros (CARDUCCI *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2018; SILVA *et al.*, 2015), logo, esses indicadores de qualidade do sistema conservacionista são potenciais e geram serviços ecossistêmicos que poderiam ser valorados.

REFERÊNCIAS

- ARF, O.; MEIRELLES, F. C.; PORTUGAL, J. R.; BUZETTI, S.; SÁ, M. E. de.; RODRIGUES, R. A. F. Benefícios do milho consorciado com gramínea e leguminosas e seus efeitos na produtividade em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v. 17, n. 3, 2018.
- ARSHAD, M.; RASOOL, M. T.; AND AHMAD, M. I. Anderson darling and modified anderson darling tests for generalized pareto distribution. **Journal of Applied Sciences**, v. 3, p. 85–88, 2003.
- ASSAF NETO, A. **Finanças corporativas e valor** (5th ed.), Atlas, São Paulo (2010).
- ASPINALL, R.; GREGORY, P. Ecosystem Services: Nature's Balance Sheet. **Science**, v. 342, n. 6157, p. 421–421, 2013. doi:10.1126/science.342.6157.421-a.
- BAI, H.; TAO, F. Sustainable intensification options to improve yield potential and eco-efficiency for rice-wheat rotation system in China. **Field Crops Research**, v. 211, p. 89–105, 2017. doi:10.1016/j.fcr.2017.06.010.
- BALARINE, O. F. O. O uso da análise de investimentos em incorporações imobiliárias. **Revista Produção**, v. 14, n. 2, p. 47-57, 2004.
- BAYON, R.; HAWN, A.; HAMILTON, K. Voluntary carbon market: An international business guide to what they are and how they work (2nd ed.). **London: Earthscan**, 2012.
- BITHAS, K.; LATINOPOULOS, D. Managing tree-crops for climate mitigation. An economic evaluation trading-off carbon sequestration with market goods. **Sustainable Production and Consumption**, v. 27, p. 667-678, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.01.033>.
- CARDUCCI, C. E.; Oliveira, G. C.; Walmes Marques Zeviane.; LIMA, V. M. P.; SERAFIM, M. E.; Bimodal pore distribution on soils under innovative handling system for coffee crops. **Engenharia Agrícola (Online)**, v. 33, p. 291-302, 2013.
- CARDUCCI, C. E.; OLIVEIRA, G. C.; CURI, N.; HECK, R. J.; ROSSONI, D. F.; DE CARVALHO, T. S.; COSTA, A. L. Gypsum effects on the spatial distribution of coffee roots and the pores system in oxidic Brazilian Latosol. **Soil and Tillage Research**, v. 145, p. 171–180, 2015. doi:10.1016/j.still.2014.09.015.
- CARDUCCI, C. E.; OLIVEIRA, G. C. ; OLIVEIRA, L. M.; SILVA, E. A.; BARBOSA, S. M. RETENÇÃO DE ÁGUA DO SOLO SOB SISTEMA CONSERVACIONISTA DE MANEJO COM DIFERENTES DOSES DE GESSO. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 58, p. 284-291, 2015.
- CERUTTI, A. K.; BECCARO, G. L.; BRUUN, S.; BOSCO, S.; DONNO, D.; NOTARNICOLA, B.; BOUNOUS, G. Life cycle assessment application in the fruit sector: State of the art and recommendations for environmental declarations of fruit

products. **Journal of Cleaner Production**, v. 73, n. 15, p. 125–135, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.09.017>.

CLARK, M.; TILMAN, D. Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 6, 2017. 064016. doi:10.1088/1748-9326/aa6cd5.

COGO, N. P.; LEVIEN, R.; SCHWARZ, R. A. Soil and water losses by rainfall erosion influenced by tillage methods, slope-steepness classes, and soil fertility levels. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27 n. 4, 2003 • <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000400019>.

COGO, F. D. Carbono orgânico em latossolo sob lavoura cafeeira e outros usos da terra no sul de MG. Lavras-MG: UFLA, 2012, 85 p. **Dissertação** (Mestrado em Ciência do solo) – Universidade Federal de Lavras.

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; SUTTON, P.; VAN DER PLOEG, S.; ANDERSON, S. J.; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER, R. K. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p.152–158, 2014. doi:10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002

CUNHA, M. F da. Avaliação de Empresas no Brasil pelo Fluxo de Caixa Descontado: Evidências Empíricas Sob o Ponto de Vista do Desempenho Econômico-Financeiro. 2011.170 p. **Tese** (Doutorado em Ciências Contábeis) - Universidade de São Paulo: Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, São Paulo. 2011.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). Acompanhamento safra brasileira de café, v. 8 – Safra 2021, n.2 - **Segundo levantamento**, Brasília, p. 1-63.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). Custos de produção agrícola: a metodologia da Conab. -- Brasília: Conab, 2010. p, 60.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Preços**, 2020. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1610&t=2>. Acesso em: 20 jun 2020.

DAMODARAN, A. **Investment Valuation**. John Wiley & Sons, New York (2002).

DUCARME, F.; COUVET, D. What does ‘nature’ mean?. **Palgrave Commun** v. 6, n. 14, 2020. <https://doi.org/10.1057/s41599-020-0390-y>.

DURBIN, J. Kolmogorov-smirnov tests when parameters are estimated with applications to tests of exponentiality and tests on spacings. **Biometrika**, v. 62, p. 5–22, 1975.

FOLEY, J.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K.; CASSIDY, E. S.; GERBER, J. S.; JOHNSTON, M.; MUELLER, N. D.; O’CONNELL C.; RAY, D. K.; WEST, P. C.; BALZER, C.; BENNETT, E. M.; CARPENTER, S. R.; HILL, J.; MONFREDI, C.;

POLASKY, S.; ROCKSTROM, J.; SHEEHAN, J.; SIEBERT, S.; TILMAN, D.; ZAKS, D. P. M. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337-342, 2011.

FORLEO, M. B.; PALMIERI, N.; SUARDI, A.; COALOA, D.; PARI, L. The eco-efficiency of rapeseed and sunflower cultivation in Italy. Joining environmental and economic assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 3138–3153, 2018. doi:10.1016/j.jclepro.2017.11.094.

GALLANT, K.; WITHEY, P.; RISK, D.; VAN KOOTEN, G. C.; SPAFFORD, L. Measurement and economic valuation of carbon sequestration in Nova Scotian wetlands. **Ecological Economics**, v. 171, n. 106619, 2020. doi:10.1016/j.ecolecon.2020.106619

GARRÁN, F. T.; MARTELANC, R. Metodologias em uso no Brasil para determinação do custo de capital próprio. In: Encontro Anual da Associação Nacional dos Programas de Pós-Graduação em Administração – **EnANPAD**. Anais, Rio de Janeiro (2007), p. 31.

GATHORNE-HARDY, A. The sustainability of changes in agricultural technology: The carbon, economic and labour implications of mechanisation and synthetic fertiliser use. **Ambio**, v. 45, n. 8, p. 885 – 894, 2016.

GODFRAY, H.; CHARLES, J.; GARNETT, T. Food security and sustainable intensification. *Philosophical transactions of the Royal Society B: biological sciences*, v. 369, n. 1639, 2014.

GODFREY, S.; ESPINOSA, R.A. Practical approach to calculating costs of equity for investments in emerging markets. **Journal Applied Corporate Finance**, v. 9, n. 3, p. 80-90, 1996.

GOES, T. B.; CHINELATO, G. A. Viabilidade econômico-financeira da cultura do café arábica na região da Alta Mogiana. **Revista iPecege**, v. 4, n. 4, p. 31-39, 2018.

GRASS, I.; KUBITZA, C.; KRISHNA, V. V.; CORRE, M. D.; MUBHOFF, O.; PUTZ, P.; DRESCHER, J.; REMBOLD, K.; ARIYANTI, E. S.; BARNES, A. D. Trade-offs between multifunctionality and profit in tropical smallholder landscapes. **Nature Communications** v. 11, n. 1186, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15013-5>.

HUNKELER, D.; LICHTENVORT, K.; REBITZER, G. **Environmental life cycle costing**. [s.l.] CRC Press, 2008.

INVESTING (2022). **Crédito de carbono futuros**. Disponível em: <https://br.investing.com/commodities/carbon-emissions>. Acesso em: 09 jan. 2022.

JEZEER, R. E.; SANTOS, M. J.; BOOT, R. G. A.; JUNGINGER, M.; VERWEIJ, P. A. Effects of shade and input management on economic performance of small-scale Peruvian coffee systems. **Agricultural Systems**, v. 162, p. 179–190, 2018. doi:10.1016/j.agsy.2018.01.014.

KAUFMAN, N.; BARRON, A. R.; KRAWCZYK, W.; MARSTERS, P.; MCJEON, H. A near-term to net zero alternative to the social cost of carbon for setting carbon prices. **Nature Climate Change**, v. 10, p. 1010–1014, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0880-3>.

KEITH, H.; VARDON, M.; STEIN, J.A.; STEIN, J. L.; LINDENMAYER, D. Ecosystem accounts define explicit and spatial trade-offs for managing natural resources. **nature ecology & evolution**, v. 1, p. 1683–1692, 2017. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0309-1>.

KOH, L.P.; ZENG, Y.; SARIRA, T.V.; SIMAN, K. Carbon prospecting in tropical forests for climate change mitigation. **Nature Communications**, v. 12, n. 1271, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-21560-2>.

LANNA, G. B. M.; REIS, R. P. Influência da mecanização da colheita na viabilidade econômico financeira da cafeicultura no Sul de Minas Gerais. **Coffee Science**, Lavras, v. 7, n. 2, p. 110-121, 2012.

LEHMANN, J.; HANSEL, C. M.; KAISER, C.; KAISER, C.; KLEBER, M.; MAHER, K.; MANZONI, S.; NUNAN, N.; REICHSTEIN, M.; SCHIMEL, J. P.; TORN, M. S.; WIEDER, W. R.; KOGEL-KNABNER, I. Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. **Nature Geoscience**, v. 13, p. 529–534, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41561-020-0612-3>.

LILLIEFORS, H. W. On the kolmogorov-smirnov test for normality with mean and variance unknown. **Journal of the American Statistical Association**, v. 62, p. 399–402, 1967.

LINTNER, J. The valuation of risk assets and the selection of risky investments in stock portfolios and capital budgets. **Journal Stochastic Optimization Models in Finance**, v. 47, n. 1, p. 13-37, 1965.

LOUW-GAUME, A. E.; RAO, I. M.; GAUME, A. J.; FROSSARD, E. A comparative study on plant growth and root plasticity responses of two *Brachiaria* forage grasses grown in nutrient solution at low and high phosphorus supply. **Plant and Soil**, v. 328, n. 1-2, p. 155–164, 2009. doi:10.1007/s11104-009-0093-z

MATSON, P. A.; PARTON, W. J.; POWER, A. G.; SWIFT, M. J. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 504–509, 1997. doi:10.1126/science.277.5325.504.

MARKOWITZ, H. M. Portfolio Selection: Efficient Diversification of Investments. Copyright by Cowles Foundation for Research in Economics at Yale University (1959).

MARTINELLI, G.; VOGEL, E.; DECIAN, M.; FARINHA, M. J. U. S.; BERNARDO, L. V. M.; BORGES, J. A. R.; RUVIARO, C. F. Assessing the eco-efficiency of different poultry production systems: an approach using life cycle assessment and economic value added. **Sustainable Production and Consumption**, v. 24, p. 181 – 193, 2020. doi:10.1016/j.spc.2020.07.007.

MENEGASSE L. N.; GONÇALVES, J. M.; FANTINEL, L. Disponibilidades Hídricas na Província Cárstica de Arcos – Pains - Doresópolis, Alto São Francisco, Minas Gerais, Brasil. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 16 p. 1-19. 2002.

MOSSIN, J. Equilibrium in a capital asset market. **Econometrica**, v. 34, p. 768-783, 1966.

MARISCAL, J.; HARGIS, K. A long-term perspective on short-term risk Goldman Sachs Portfolio Strategy, v. 26, p. 1-23, 1999.

MACHADO, M. R. R. Fluxo de Caixa Descontado: metodologias e critérios adotados na determinação da taxa de desconto. **Seminário de Administração – SEMEAD**, São Paulo, Anais (2007), p. 10.

NAB, C.; MASLIN, M. Life cycle assessment synthesis of the carbon footprint of Arabica coffee: Case study of Brazil and Vietnam conventional and sustainable coffee production and export to the United Kingdom. **Royal Geographical Society**. v.7, n. 2, 2020.

NASSER, M. D.; TARSITANO, M. A. A.; LACERDA, M. D.; KOGA, P. S. L. Análise econômica da produção de café arábica em São Sebastião do Paraíso, Estado de Minas Gerais. **Informações Econômicas**, SP, v. 42, n. 2, 2012.

OUYANG, Z.; ZHENG, H.; XIAO, Y.; POLASKY, S.; LIU, J.; XU, W.; DAILY, G. C. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital. **Science**, v. 352, n. 6292, p. 1455–1459, 2016.

PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (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 IPCC, Switzerland (2019).

PAVAM, M. A.; CHAVES, I. C. D.; ANDROCIOLI FILHO, A. Produção de café em função da densidade de plantio adubação e tratamento fotossanitário. **Turrialba**, v. 44, n. 4, p. 227-231, 1994.

PAUL, C.; HANLEY, N.; MEYER, S. T.; FÜRST, C.; WEISSER, W. W.; KNOKE, T. On the functional relationship between biodiversity and economic value. **Science Advances**, v. 6, n. 5, 2020. eaax7712. doi:10.1126/sciadv.aax7712.

PEREIRA, D. S.; LANA, R. P. DE.; CARMO, D. L. DO.; SOUSA, C. C. C.; GOMIDE, B. A. Produção de forragens de cana-de-açúcar e feijão-guandu cultivados em monocultivo e consórcio. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, v.7, n.4, p.80-87, 2017.

PEREIRA, V. F. DA.; MENDONÇA, T. G.; REIS, B. S. DOS. Análise comparativa da viabilidade econômica dos sistemas de produção convencional e integrado de café. **Organizações Rurais & Agroindustriais**, Lavras, v.10, n.3, p. 405-419, 2008.

PEREIRO, L. E. The valuation of closely-held companies in Latin America

Emerging Markets Review., v. 2, n. 4, p. 330-370, 2001.

RAIJ, B. V. Gesso na agricultura. Campinas, **Instituto Agrônômico**, 2008. 233p.

SANDHU, H.; SCIALABBA, N.E.H.; WARNER, C.; BEHZADNEJADET, F.; KEOHANE, K.; HOUSTON, R.; FUJIWARA, D. Evaluating the holistic costs and benefits of corn production systems in Minnesota, US. **Scientific Reports**, v. 10, n. 3922, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60826-5>.

SCHORR, A.; LIPS, M. The optimal capital structure of Swiss dairy farms. **Agricultural Finance Review**, v. 79, n. 3, p. 323–337, 2019. doi:10.1108/afr-05-2018-0034.

SERAFIM, M. E.; DE OLIVEIRA, G. C.; DE OLIVEIRA, A. S.; DE LIMA, J. M.; GUIMARÃES, P. T. G.; COSTA, J. C. Sistema conservacionista e de manejo intensivo do solo no cultivo de cafeeiros na região do Alto São Francisco, MG: estudo de caso. **Bioscience Journal**, v. 27, n. 6, 2011.

SERAFIM, M. E.; OLIVEIRA, G. C.; VITORINO, A. C. T.; SILVA, B. M.; CARDUCCI, C. E. Qualidade física e intervalo hídrico ótimo em latossolo e cambissolo, cultivados com cafeeiro, sob manejo conservacionista do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo (Impresso)**, v. 37, p. 733-742, 2013.

SHAPIRO, S. S.; WILK, B. M. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, v. 52, p. 591–611, 1965.

SMITH, P.; M. BUSTAMANTE.; AHAMMAD, H.; CLARK, H.; DONG, H.; ELSIDDIG, E.A.; HABERL, H.; HARPER, R.; HOUSE, J.; JAFARI, M.; MASERA, O.; MBOW, C.; RAVINDRANATH, N. H.; RICE, C. W.; C. ROBLEDO, A.; ROMANOVSKAYA, F. SPERLING, TUBIELLO, F. Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). Clim. Chang. Mitig. Clim. Chang. Contrib. Work. Gr. III to Fifth Assess. Rep. Intergov. Panel Clim. Chang. [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, 811–922, 2014. doi:10.1016/j.phrs.2011.03.002.

SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L.; FIXEN, P. E. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 133, n. 3-4, p. 247–266, 2009. doi:10.1016/j.agee.2009.04.021.

SILVA, E. A.; CARDUCCI, C. E.; OLIVEIRA, G. C.; Silva, B. M.; SERAFIM, M. E. Estrutura de solos em manejo conservacionista: diagnóstico visual, laboratorial, caracterização e inter-relações. **scientia agraria (online)**, v. 18, p. 61-73, 2017.

SIMIONI, T. A.; GOMES, F. J.; TEIXEIRA, U. H. G.; FERNANDES, G. A.; BOTINI, L. A.; MOUSQUER, C. J.; DE CASTRO, W. J. R.; HOFFMANN, A. Potencialidade da consorciação de gramíneas e leguminosas forrageiras em pastagens tropicais. **PUBVET**, Londrina, v. 8, n. 13, 2014.

SHARPE, W.F. Capital asset prices: a theory of market equilibrium under conditions of risk. **Journal Finance**, v. 19, n. 3, p. 425-442, 1964.

TEIXEIRA, V. P. M.; CUNHA, M. F. DA.; MACHADO, C. A Aplicabilidade dos modelos CAPM Local, CAPM Local Ajustado e CAPM Ajustado Híbrido ao mercado brasileiro, 2017. **14º Congresso de Contabilidade e Controladoria da USP**, São Paulo: 2017. Anais. Disponível em: <http://www.congressousp.fipecafi.org/anais/AnaisCongresso2017/ArtigosDownload/134.pdf>. Acesso em: 30 out. 2017.

VOLK, L. B. S da.; COGO, N. P.; STRECK, E. V. Erosão hídrica influenciada por condições físicas de superfície e subsuperfície do solo resultantes do seu manejo, na ausência de cobertura vegetal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 763-774, 2004.

WILLETT, W., ROCKSTRÖM, J., LOKEN, B., SPRINGMANN, M., LANG, T., VERMEULEN, S. GARNETT, T.; TILMAN, D.; DECLERCK, F.; WOOD, A.; JONELL, M.; CLARK, M.; GORDON, L. J.; FANZO, J.; HAWKES, C.; ZURAYK, R.; RIVERA, J. A.; DE VRIES, W.; SIBANDA, L. M.; AFSHIN,, A.; CHAUDHARY, A.; HERRERO, M.; AGUSTINA, R.; BRANCA, F.; LARTEY, A.; FAN, S.; CRONA, B.; FOX, E.; BIGNET, E.; TROELL, M.; LINDAHL, T.; SINGH, S.; CORNEL , S. E.; REDDY , K. S.; NARAIN , S.; NISHTAR , S.; MURRAY, C . J. L. Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. **The Lancet**, v. 393, n. 10170, p. 447-492, 2019.

WILSON, R. T. The environmental ecology of oxen used for draught power. **Agriculture, Ecosystems & Environment.**, v. 97, n. 1, p. 21 – 37, 2003.

CAPÍTULO 5 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os serviços ecossistêmicos são essenciais para a permanência e continuação da espécie humana e o meio ambiente. A preservação dos serviços ecossistêmicos nos sistemas de produção agrícola auxilia na redução dos impactos negativos ocasionado pela necessidade de explorar os recursos naturais para produção de alimentos. No entanto, pelo fato dos serviços ecossistêmicos não serem muitas vezes precificados, não torna-se prioridade a manutenção e preservação desses recursos naturais.

No entanto, pode-se perceber que os estudos sobre valoração de serviços ecossistêmicos ainda é incipiente, mas vem sendo cada vez mais estudado. Porém, uma das maiores dificuldades na valoração de serviços ecossistêmicos está relacionada aos métodos que vem sendo explorados para mensurar o real valor de um serviço ecossistêmico, seja ele de provisão, regulação, suporte ou cultural. A valoração desses serviços são condicionadas a métodos que estimam valores de maneira subjetiva, evitando uma aproximação mais próxima da realidade.

A partir do momento em que se utiliza métodos como *Life Cycle Costing* e *Economic Value Added* os produtores rurais, entidades governamentais entre outras partes interessadas tendem a obter valores mais palpáveis, passando a minimizar os riscos e as incertezas sobre o valor que poderiam obter por meio da comercialização de serviços ecossistêmicos, em específico a regulação climática. Inclusive esses métodos podem servir de suporte para acelerar o processo de regulação do mercado de carbono no Brasil, como mercado alternativo.

Percebe-se que o tipo de manejo utilizado para produzir café pode influenciar tanto no desempenho ambiental como no econômico. No caso desse estudo, ficou evidente que um sistema de produção conservacionista se tornou mais vantajoso. Sem contar que sistemas de produção alternativos e serviços ecossistêmicos são assuntos que estão em evidência mundialmente, através da agenda 2030 das Nações Unidas (ONU) e os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), protocolo de Quioto e Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), isso enfatiza a importância da elaboração dessa tese.

Ao comparar dois sistemas de manejos diferentes, é possível notar a diferença nas etapas de produção, principalmente em relação as quantidades de insumos

utilizados e a produtividade, isso corrobora com o rompimento de paradigmas tradicionais, pois é possível manter os rendimentos produtivos mesmo utilizando sistemas agrícolas alternativos, como o conservacionista, ou seja, o impacto não se limita apenas a preservação do meio ambiente, mas também aos retornos monetários.

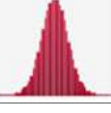
No entanto, o estudo possui limitações no que se refere aos dados utilizados para mensurar os sistemas, no caso do sistema conservacionista os dados foram de origem primária em que exigiu disponibilidade dos envolvidos em encaminhar as informações conforme a necessidade, em decorrência da pandemia a coleta de dados foi disponibilizada por funcionários e proprietários da área de estudo. A ausência do contato *in loco* dificultou o entendimento do processo produtivo do manejo conservacionista. Já os dados utilizados para mensurar o manejo convencional foi de origem secundária, de certa forma facilitou a obtenção dos dados, porém compreende a fragilidade na análise. Uma vez que o ideal também seria possuir dados primários do sistema de manejo convencional, pois por não serem dados experimentais os resultados do sistema convencional podem ser super ou subestimados.

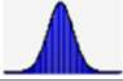
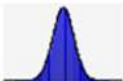
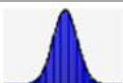
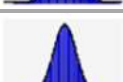
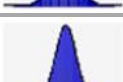
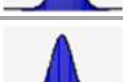
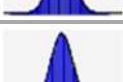
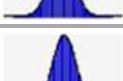
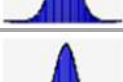
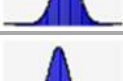
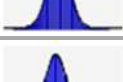
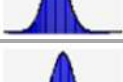
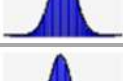
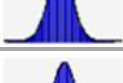
Como estudos futuros, sugere-se que outros serviços ecossistêmicos sejam valorados, utilizando as categorias de provisão, suporte e cultural. Ainda os métodos *Environmental Life Cycle Costing* e *Economic Value Added* podem ser empregados em outras culturas. E por fim, a fronteira do sistema pode ser expandida, considerando toda a cadeia produtiva da cafeicultura.

De maneira geral, os três capítulos contribuíram para construção da validação da hipótese sugerida, sendo testada e validada. A utilização conjunta dos métodos *Environmental Life Cycle Costing* e *Economic Value Added* são capazes de valorar os serviços ecossistêmicos de regulação climática por meio do sequestro de carbono. A partir dessa aplicação contribui-se para conhecer um pouco mais sobre a cadeia produtiva do café e suas implicações para o meio ambiente e economia do país. Essa tese é inovadora por estudar um tema relativamente novo, além de utilizar dois métodos novos para a valoração dos serviços ecossistêmicos.

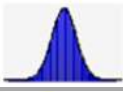
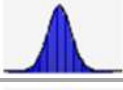
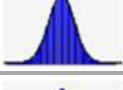
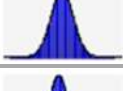
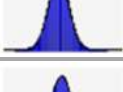
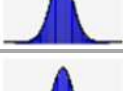
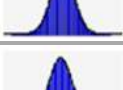
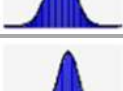
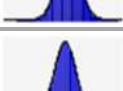
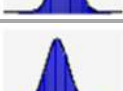
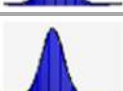
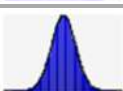
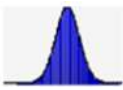
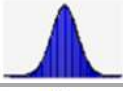
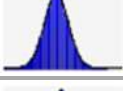
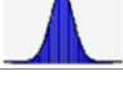
ANEXO I

A1. Variáveis de entrada e saída para análise de Monte Carlo

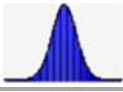
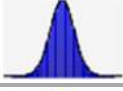
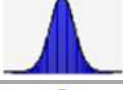
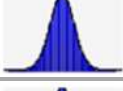
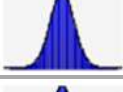
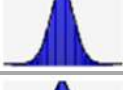
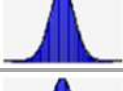
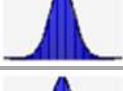
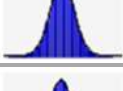
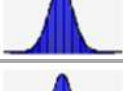
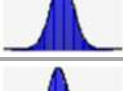
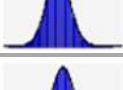
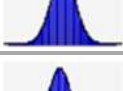
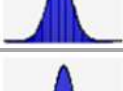
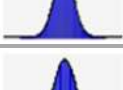
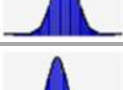
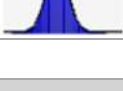
<i>Summary Statistics</i>									
Output	Cell	Graphs	Function	Minimum	Maximum	Mean	Std Dev	5%	95%
EVA	'EVA Conser vacionis ta'!B52		RiskOutput ("EVA")	\$13.239,03	\$62.948,27	\$40.612,49	\$5.442,18	\$31.570,60	\$49.425,39
EVA/HE CTARE	'EVA Conser vacionis ta'!B53		RiskOutput ("EVA/HECT ARE")	\$348,40	\$1.656,53	\$1.068,75	\$143,22	\$830,81	\$1.300,67
EVA	'EVA Conven cional'! B52		RiskOutput ("EVA")	-\$6.845,29	\$45.476,79	\$18.818,44	\$5.917,41	\$9.111,71	\$28.567,15
EVA/HE CTARE	'EVA Conven cional'! B53		RiskOutput ("EVA/HECT ARE")	-\$180,14	\$1.196,76	\$495,22	\$155,72	\$239,78	\$751,77

Summary Statistics									
Input	Cell	Graphs	Function	Minimum	Maximum	Mean	Std Dev	5%	95%
Price / 2011	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (370;37;Risk Static(370))	204,74	547,19	370,00	37,00	309,14	430,86
Price / 2012	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (288;28,8;Risk Static(28...))	152,22	414,79	288,00	28,80	240,63	335,37
Price / 2013	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (354;35,4;Risk Static(35...))	192,66	511,72	354,00	35,40	295,77	412,23
Price / 2014	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (410;41;Risk Static(410))	222,20	586,99	410,00	41,00	342,56	477,44
Price / 2015	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (566;56,6;Risk Static(56...))	303,24	822,71	566,00	56,60	472,90	659,10
Price / 2017	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (515;51,5;Risk Static(51...))	293,45	745,18	515,00	51,50	430,29	599,71
Price / 2018	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (435;43,5;Risk Static(43...))	236,87	625,24	435,00	43,50	363,45	506,55
Productivity / 2011	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (25,95;2,595;Risk Static(...))	14,691	37,034	25,950	2,595	21,681	30,218
Productivity / 2012	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (32,42;3,242;Risk Static(...))	17,012	46,528	32,420	3,242	27,087	37,752
Productivity / 2013	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (42,34;4,234;Risk Static(...))	23,871	61,707	42,340	4,234	35,375	49,304
Productivity / 2014	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (20,37;2,037;Risk Static(...))	11,2088	29,1853	20,3700	2,0370	17,0194	23,7205
Productivity / 2015	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (72,47;7,247;Risk Static(...))	37,727	104,268	72,470	7,247	60,550	84,390
Productivity / 2017	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (62,84;6,284;Risk Static(...))	35,787	93,430	62,840	6,284	52,504	73,176
Productivity / 2018	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (11,37;1,137;Risk Static(...))	6,4859	16,7572	11,3700	1,1370	9,4998	13,2401
NPK 20-00-20 / 2013	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (1206,5808333333;12...)	660,89	1.724,75	1.206,58	120,66	1.008,11	1.405,04
NPK 20-00-20 / 2014	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (1181,6933333333;11...)	633,72	1.729,74	1.181,69	118,17	987,32	1.376,06
Limestone / 2008	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (61,1091666666667;6,1...)	34,636	87,346	61,109	6,111	51,057	71,160

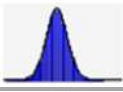
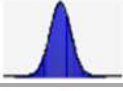
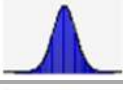
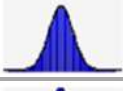
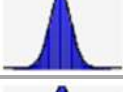
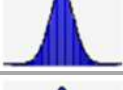
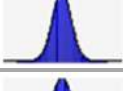
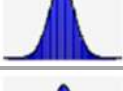
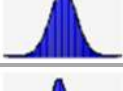
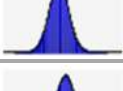
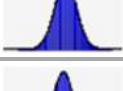
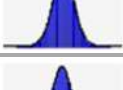
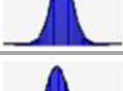
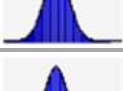
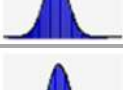
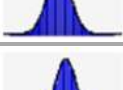
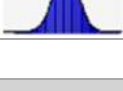
Summary Statistics

Input	Cell	Graphs	Function	Minimum	Maximum	Mean	Std Dev	5%	95%
Gypsum / 2008	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (61;6,1;RiskStatic(61))	32,914	87,220	61,000	6,100	50,966	71,033
Superphosphate / 2008	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (78,2;7,82;RiskStatic(78...))	43,505	114,144	78,200	7,820	65,337	91,062
Priorixtra / 2011	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (74,64;7,464;RiskStatic(...))	41,990	106,940	74,640	7,464	62,362	86,917
Priorixtra / 2012	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (130;13;RiskStatic(130))	68,924	191,297	130,000	13,000	108,617	151,383
Priorixtra / 2013	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (135,333333333333;13,...)	76,988	201,033	135,333	13,534	113,072	157,593
Priorixtra / 2014	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (129,376666666667;12,...)	73,817	185,710	129,377	12,938	108,096	150,656
Priorixtra / 2015	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (130,583333333;13,05833...)	70,768	188,803	130,583	13,058	109,104	152,061
Priorixtra / 2016	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (148,295833333333;14,...)	81,559	216,270	148,296	14,830	123,902	172,687
Priorixtra / 2017	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (148,333333333333;14,...)	79,092	214,521	148,333	14,833	123,933	172,731
Priorixtra / 2018	'EVA Conser vacio...		RiskNormal (144;14,4;RiskStatic(14...))	80,019	205,492	144,000	14,400	120,314	167,685
Price / 2011	'EVA Convencional...		RiskNormal (382,96;38,296;RiskStat...)	217,69	557,96	382,96	38,30	319,97	445,95
Price / 2012	'EVA Convencional...		RiskNormal (275,98;27,598;RiskStat...)	153,66	402,92	275,98	27,60	230,58	321,37
Price / 2013	'EVA Convencional...		RiskNormal (404,89;40,489;RiskStat...)	229,94	584,69	404,89	40,49	338,29	471,49
Price / 2014	'EVA Convencional...		RiskNormal (445,25;44,525;RiskStat...)	250,07	641,92	445,25	44,52	372,01	518,48
Price / 2015	'EVA Convencional...		RiskNormal (484,36;48,436;RiskStat...)	277,04	691,17	484,36	48,44	404,69	564,03
Price / 2016	'EVA Convencional...		RiskNormal (453,17;45,317;RiskStat...)	250,73	651,14	453,17	45,32	378,63	527,71
Price / 2017	'EVA Convencional...		RiskNormal (423,82;42,382;RiskStat...)	230,43	616,52	423,82	42,38	354,11	493,53

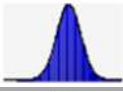
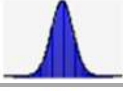
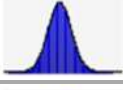
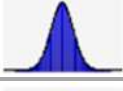
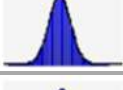
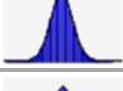
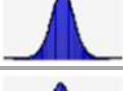
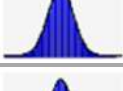
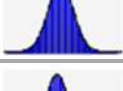
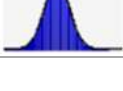
Summary Statistics

Input	Cell	Graphs	Function	Minimum	Maximum	Mean	Std Dev	5%	95%
Price / 2018	'EVA Conventional...		RiskNormal (407,37;40,737;RiskStat...	214,05	597,63	407,37	40,74	340,36	474,37
Productivity / 2011	'EVA Conventional...		RiskNormal (20;2;RiskStatic(20))	11,3210	28,7830	20,0000	2,0000	16,7102	23,2896
Productivity / 2012	'EVA Conventional...		RiskNormal (40;4;RiskStatic(40))	22,801	57,096	40,000	4,000	33,420	46,579
Productivity / 2013	'EVA Conventional...		RiskNormal (40;4;RiskStatic(40))	21,758	58,170	40,000	4,000	33,420	46,579
Productivity / 2014	'EVA Conventional...		RiskNormal (40;4;RiskStatic(40))	22,424	58,796	40,000	4,000	33,420	46,579
Productivity / 2015	'EVA Conventional...		RiskNormal (40;4;RiskStatic(40))	22,794	57,360	40,000	4,000	33,420	46,579
Productivity / 2016	'EVA Conventional...		RiskNormal (40;4;RiskStatic(40))	22,618	57,090	40,000	4,000	33,420	46,579
Productivity / 2017	'EVA Conventional...		RiskNormal (40;4;RiskStatic(40))	22,396	57,658	40,000	4,000	33,421	46,579
Productivity / 2018	'EVA Conventional...		RiskNormal (40;4;RiskStatic(40))	21,549	57,419	40,000	4,000	33,420	46,579
NPK 20-00-20 / 2009	'EVA Conventional...		RiskNormal (0,99;0,099; RiskStatic(...	0,55908	1,44914	0,99000	0,09900	0,82716	1,15284
NPK 20-00-20 / 2010	'EVA Conventional...		RiskNormal (0,85;0,085; RiskStatic(...	0,46966	1,24205	0,85000	0,08500	0,71018	0,98981
NPK 20-00-20 / 2011	'EVA Conventional...		RiskNormal (1,16;0,116; RiskStatic(...	0,65324	1,71310	1,16000	0,11600	0,96919	1,35080
NPK 20-00-20 / 2012	'EVA Conventional...		RiskNormal (1,21;0,121; RiskStatic(...	0,65972	1,74430	1,21000	0,12100	1,01097	1,40902
NPK 20-00-20 / 2013	'EVA Conventional...		RiskNormal (0,98;0,098; RiskStatic(...	0,52896	1,43428	0,98000	0,09800	0,81880	1,14119
NPK 20-00-20 / 2014	'EVA Conventional...		RiskNormal (1,12;0,112; RiskStatic(...	0,59711	1,61250	1,12000	0,11200	0,93577	1,30422
NPK 20-00-20 / 2015	'EVA Conventional...		RiskNormal (0,87;0,087; RiskStatic(...	0,47942	1,24289	0,87000	0,08700	0,72689	1,01310
NPK 20-00-20 / 2016	'EVA Conventional...		RiskNormal (1,24;0,124; RiskStatic(...	0,70286	1,82665	1,24000	0,12400	1,03603	1,44396

Summary Statistics

Input	Cell	Graphs	Function	Minimum	Maximum	Mean	Std Dev	5%	95%
NPK 20-00-20 / 2017	'EVA Conventional...		RiskNormal (1,24;0,124; RiskStatic(...	0,63205	1,80070	1,24000	0,12400	1,03604	1,44395
NPK 20-00-20 / 2018	'EVA Conventional...		RiskNormal (1,38;0,138; RiskStatic(...	0,76465	2,00103	1,38000	0,13800	1,15300	1,60698
Limestone / 2010	'EVA Conventional...		RiskNormal (66,4575;6,64575;RiskS...	37,456	95,852	66,458	6,646	55,526	77,389
Limestone / 2011	'EVA Conventional...		RiskNormal (79,4;7,94;RiskStatic(79...	43,754	116,441	79,400	7,940	66,340	92,460
Limestone / 2012	'EVA Conventional...		RiskNormal (88,8;8,88;RiskStatic(88...	48,009	130,806	88,800	8,880	74,193	103,406
Limestone / 2013	'EVA Conventional...		RiskNormal (100;10;RiskStatic(100))	56,791	147,230	100,000	10,000	83,551	116,448
Limestone / 2014	'EVA Conventional...		RiskNormal (110;11;RiskStatic(110))	55,603	163,031	110,000	11,000	91,907	128,093
Limestone / 2015	'EVA Conventional...		RiskNormal (115;11,5;RiskStatic(11...	65,416	164,793	115,000	11,500	96,084	133,915
Limestone / 2016	'EVA Conventional...		RiskNormal (151,8;15,18;RiskStatic(...	86,124	216,721	151,800	15,180	126,831	176,768
Limestone / 2017	'EVA Conventional...		RiskNormal (145,554166666667;14,...	77,561	220,381	145,554	14,556	121,612	169,495
Limestone / 2018	'EVA Conventional...		RiskNormal (145;14,5;RiskStatic(14...	79,966	208,200	145,000	14,500	121,149	168,850
Superphosphate / 2010	'EVA Conventional...		RiskNormal (0,71;0,071;RiskStatic(...	0,39266	1,02717	0,71000	0,07100	0,59321	0,82678
Superphosphate / 2011	'EVA Conventional...		RiskNormal (0,7;0,07;RiskStatic(0,7))	0,38076	1,02106	0,70000	0,07000	0,58486	0,81514
Superphosphate / 2012	'EVA Conventional...		RiskNormal (0,72;0,072;RiskStatic(...	0,40926	1,04062	0,72000	0,07200	0,60157	0,83843
Superphosphate / 2013	'EVA Conventional...		RiskNormal (0,76;0,076;RiskStatic(...	0,42901	1,10624	0,76000	0,07600	0,63499	0,88501
Superphosphate / 2014	'EVA Conventional...		RiskNormal (0,78;0,078;RiskStatic(...	0,44689	1,15876	0,78000	0,07800	0,65170	0,90830
Superphosphate / 2015	'EVA Conventional...		RiskNormal (0,88;0,088;RiskStatic(...	0,49107	1,28137	0,88000	0,08800	0,73525	1,02474

Summary Statistics

Input	Cell	Graphs	Function	Minimum	Maximum	Mean	Std Dev	5%	95%
Superphosphate / 2016	'EVA Conventional...		RiskNormal (0,9;0,09;RiskStatic(0,9))	0,49916	1,29484	0,90000	0,09000	0,75196	1,04803
Superphosphate / 2017	'EVA Conventional...		RiskNormal (0,9;0,09;RiskStatic(0,9))	0,49067	1,32225	0,90000	0,09000	0,75196	1,04803
Superphosphate / 2018	'EVA Conventional...		RiskNormal (0,98;0,098;RiskStatic(...	0,54339	1,42300	0,98000	0,09800	0,81879	1,14120
Priorixtra / 2011	'EVA Conventional...		RiskNormal (130;13;RiskStatic(130))	73,560	188,619	130,000	13,000	108,616	151,383
Priorixtra / 2012	'EVA Conventional...		RiskNormal (130;13;RiskStatic(130))	71,881	185,574	130,000	13,000	108,616	151,382
Priorixtra / 2013	'EVA Conventional...		RiskNormal (127,12;12,712;RiskStat...	66,937	185,794	127,120	12,712	106,209	148,029
Priorixtra / 2014	'EVA Conventional...		RiskNormal (129,376666666667;12,...	64,337	190,846	129,377	12,938	108,095	150,656
Priorixtra / 2015	'EVA Conventional...		RiskNormal (130,5833333;13,05833...	72,904	186,920	130,583	13,058	109,104	152,061
Priorixtra / 2016	'EVA Conventional...		RiskNormal (148,295833333333;14,...	82,715	214,836	148,296	14,830	123,902	172,687
Priorixtra / 2017	'EVA Conventional...		RiskNormal (148,333333333333;14,...	83,285	216,596	148,333	14,833	123,934	172,731
Priorixtra / 2018	'EVA Conventional...		RiskNormal (144;14,4;RiskStatic(14...	82,522	206,445	144,000	14,400	120,314	167,685