



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CEARÁ  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS  
MESTRADO ACADÊMICO EM RECURSOS NATURAIS**

**AMANDA FERREIRA DIAS**

**PEGADAS DE CARBONO E HÍDRICA DA MANGA EM SISTEMAS  
CONSERVACIONISTAS DE PRODUÇÃO**

**FORTALEZA – CEARÁ**

**2016**

AMANDA FERREIRA DIAS

PEGADAS DE CARBONO E HÍDRICA DA MANGA, CONSIDERANDO  
SISTEMAS CONSERVACIONISTAS DE PRODUÇÃO

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado Acadêmico em Recursos Naturais do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Recursos Naturais. Área de Concentração: Recursos Naturais.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria Cléa Brito de Figueirêdo.

FORTALEZA - CEARÁ

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

Universidade Estadual do Ceará

Sistema de Bibliotecas

Dias, Amanda Ferreira .  
Pegadas de carbono e hídrica da manga em sistemas  
conservacionistas de produção [recurso eletrônico] /  
Amanda Ferreira Dias. - 2016.  
1 CD-ROM: il.; 4 ¼ pol.

CD-ROM contendo o arquivo no formato PDF do  
trabalho acadêmico com 86 folhas, acondicionado em  
caixa de DVD Slim (19 x 14 cm x 7 mm).

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade  
Estadual do Ceará, Centro de Ciências e Tecnologia,  
Mestrado Acadêmico em Recursos Naturais, Fortaleza,  
2016.

Área de concentração: Recursos Naturais..  
Orientação: Prof.<sup>a</sup> Dra. Maria Cléa Brito de  
Figueirêdo..

1. Avaliação do ciclo de vida. 2. Produção de  
manga. 3. Vale do São Francisco. I. Título.

---

AMANDA FERREIRA DIAS

PEGADAS DE CARBONO E HÍDRICA DA MANGA EM SISTEMAS  
CONSERVACIONISTAS DE PRODUÇÃO

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado Acadêmico em Recursos Naturais do Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Estadual do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de mestre em Recursos Naturais.

Aprovado em: 13 de dezembro de 2016

BANCA EXAMINADORA

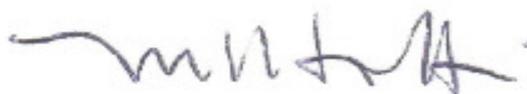


Prof. Dr.ª Maria Cláudia Brito de Figueiredo (Orientadora)  
Universidade Estadual do Ceará – UECE



---

Prof. Dr.ª Vanderlise Giongo  
Embrapa Semiárido - EMBRAPA



---

Dr.ª Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura  
Embrapa Meio Ambiente - EMBRAPA

## RESUMO

A manga é um importante produto agrícola brasileiro que vem sendo consumido internamente e exportado in natura e na forma de polpa concentrada. Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a área destinada à colheita no Vale do São Francisco em 2015, foi em torno de 14 mil hectares, com rendimento médio de produção de 22 quilos/hectare. Inúmeras transformações ambientais oriundas das atividades agrícolas vêm acontecendo no planeta, como as mudanças climáticas e a degradação dos recursos hídricos. O objetivo deste trabalho é avaliar a pegada de carbono e hídrica da manga produzida na região do Submédio do São Francisco, considerando os sistemas conservacionistas de cultivo de manga, em área experimental, seguindo as etapas da avaliação do ciclo de vida (ACV), de acordo com as normas ISO 14040 (NBR, 2014), 14046 (NBR, 2009a, 2014) e ISO 14067 (ISO, 2013). Os dados de uso de insumos na produção de manga foram coletados em experimento implantado na Estação Experimental de Bebedouro, em Petrolina - PE e conduzido em uma área de um hectare com quatro blocos casualizados. Para cada bloco do campo experimental, avaliaram-se dois sistemas de manejo do solo (com incorporação (CI) e sem incorporação (SI)) e tipos de adubos verdes, contendo leguminosas, gramíneas e oleaginosas, cultivados nas entrelinhas das mangueiras. O estudo foi realizado adotando como unidade funcional a produção de um quilo de manga em um hectare, considerando toda a fase de crescimento da mangueira, ou seja, a produção em um hectare ao longo dos seis primeiros anos do pomar. A produção agrícola abrangeu as atividades de preparo do solo, plantio, tratos culturais, irrigação, adubação e controle fitossanitário. Para a avaliação ambiental, foram selecionados quatro sistemas conservacionistas: 1. Adubação Verde sem incorporação - 75% leguminosa + 25% não leguminosa (AV\_SI\_75%L+25%NL); 2. Adubação verde com vegetação espontânea, sem incorporação (AV\_SI\_VE); 3. Adubação verde com incorporação -75% leguminosa + 25% não leguminosa (AV\_CI\_75%L+25%NL); e 4. Adubação verde com vegetação espontânea, com incorporação (AV\_CI\_VE). A escolha desses tratamentos foi feita considerando as diferenças significativas das médias de produtividades em todos os sistemas originalmente avaliados. O inventário contemplou as seguintes fases: i) abertura de área agrícola, com a vegetação sendo transformada de caatinga para mangueira; ii) plantio, relativo à implementação e formação do pomar no primeiro ano de cultivo; e iii)

crescimento, considerando o desenvolvimento da planta do segundo ao sexto ano de cultivo. Os resultados indicaram que não houve emissão de CO<sub>2</sub> eq. e sim um sequestro, o sistema AV\_SI\_VE obteve a melhor pegada de carbono dentre os quatro sistemas analisados com -3,65 kg de CO<sub>2</sub> Eq./ kg de manga. Para as categorias eutrofização de águas doces, toxicidade humana (câncer e não câncer) e depleção hídrica o tratamento AV\_CI\_75%L+25%NL obteve o menor valor: em 1,36E-04 kg de P eq., 1,50E-11 CTUh, 9,86E-11CTUh, 6,34 m<sup>3</sup> de H<sub>2</sub>O. Para a categoria de eutrofização marinha, o resultado apresentou-se como um impacto positivo com valor de -6,26E-03 Kg de N eq. Para a categoria de ecotoxicidade o sistema AV\_CI\_VE apresentou o menor impacto ambiental, com 0,1 CTUe. Os principais processos impactantes foram: produção em campo, produção de fertilizantes, defensivos.

**Palavras-chave:** Avaliação do ciclo de vida. Produção de manga. Vale do São Francisco.

## ABSTRACT

Mango is an important Brazilian agricultural product that has been consumed internally and exported in natura and in the form of concentrated pulp. According to data from the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE), the area destined to harvest in the São Francisco Valley in 2015 was around 14 thousand hectares, with an average yield of 22 kg/ha. Numerous environmental transformations from agricultural activities have been taking place on the planet, such as the loss of biodiversity, climate change and the degradation of water resources. The objective of this work is to evaluate the carbon and water footprint of the mango produced in the Submédio do São Francisco region, considering the conservationist systems of mango cultivation, in an experimental area, following the life cycle assessment (LCA) stages. According to ISO 14040 (NBR, 2014), 14046 (NBR, 2009a, 2014) and ISO 14067 (ISO, 2013) standards. The data for the use of inputs in the production of mango were collected in an experiment implanted in the Experimental Station of Bebedouro, Petrolina - PE and conducted in an area of one hectare with four randomized blocks. For each block of the experimental field, two soil management systems (with incorporation (CI) and without incorporation (SI)) and types of green fertilizers, containing legumes, grasses and oilseeds, cultivated between the lines of the mango trees were evaluated. The study was carried out by adopting as a functional unit the production of one kilo of mangoes per hectare, considering the entire growth phase of the mango tree, that is, the production of one hectare over the first six years of the orchard. Agricultural production included soil preparation, planting, cultural treatment, irrigation, fertilization and phytosanitary control. For the environmental evaluation, four conservationist systems were selected: 1. Green Adubation without incorporation - 75% legume + 25% non-legume (AV\_SI\_75% L + 25% NL); 2. Green fertilization with spontaneous vegetation, without incorporation (AV\_VE\_SI); 3. Green fertilization with -75% legume incorporation + 25% non-legume (AV\_CI\_75% L + 25% NL); And 4. Green fertilization with spontaneous vegetation, with incorporation (AV\_VE\_CI). The choice of these treatments was made considering the significant differences of the means of productivities in all the systems originally evaluated. The inventory included the following phases: i) opening of agricultural area, with the vegetation being transformed

from caatinga to hose; Ii) planting of seedlings, regarding the implementation and formation of the orchard in the first year of cultivation; And Iii) growth, considering the development of the plant from the second to the sixth year of cultivation. The results indicated that the AV\_CI\_75% L + 25% NL system obtained the lowest carbon footprint among the four systems analyzed with 1.78 kg CO<sub>2</sub> Eq./kg of mango. For the categories of sweet water eutrophication, human toxicity (cancer and noncancer), ecotoxicity and water scarcity, the treatment AV\_CI\_75% L + 25% NL obtained the lowest value: 1.60E-04 kg of P Eq., 1.55E -11 CTUh, 3.04E-08 CTUh, 1.23 CTUe and 6.3m<sup>3</sup> of H<sub>2</sub>O, respectively. The main impacting processes were: fertilizer production and field production. The analysis of scenario 2 (fertilizers) had the best environmental performance in relation to the reference scenario and scenario 1 (opening of agricultural areas) in all categories analyzed.

**Keywords:** Life cycle assessment. Production of mango. Valley of the São Francisco.

## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	10
2	<b>OBJETIVOS</b> .....	12
2.1	GERAL .....	12
2.2	ESPECÍFICOS.....	12
3	<b>REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	13
3.1	CULTURA DA MANGA .....	13
3.1.1	<b>Produção da manga no Vale do São Francisco</b> .....	14
3.1.2	<b>Descrição do sistema de produção da manga convencional no Vale do São Francisco</b> .....	16
3.2	IMPACTOS AMBIENTAIS DA AGRICULTURA.....	17
3.2.1	<b>Agricultura e Mudança Climática</b> .....	17
3.3	PEGADA DE CARBONO.....	21
3.3.1	<b>Cálculo da pegada de carbono de acordo com a ISO 14067</b> .....	21
3.3.2	<b>Estudos de pegada de carbono de produtos agrícolas</b> .....	24
3.4	AGRICULTURA E A DEGRADAÇÃO HÍDRICA .....	25
3.4.1	<b>Escassez hídrica</b> .....	25
3.4.2	<b>Eutrofização</b> .....	26
3.4.3	<b>Toxicidade humana e ecotoxicidade</b> .....	27
3.5	PRÁTICAS AGRÍCOLAS PARA CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA... ..	29
3.6	PEGADA HÍDRICA DE PRODUTOS .....	30
3.6.1	<b>Cálculo da pegada hídrica pela norma ISO 14046</b> .....	31
3.6.2	<b>Definição do objetivo e escopo</b> .....	32
3.6.3	<b>Análise do inventário da pegada hídrica</b> .....	33
3.6.4	<b>Avaliação de impacto da pegada hídrica</b> .....	34
3.6.5	<b>Interpretação dos resultados</b> .....	35
3.7	ESTUDOS DE ESCASSEZ HÍDRICA DE PRODUTOS AGRÍCOLAS .....	35
4	<b>METODOLOGIA</b> .....	37
4.1	CAMPO EXPERIMENTAL BEBEDOURO-EMBRAPA.....	37
4.2	AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA .....	38
4.2.1	<b>Objetivo, unidade funcional e escopo do estudo</b> .....	38

4.3	ANÁLISE DO INVENTÁRIO.....	39
4.3.1	<b>Plantio de coquetéis vegetais nas entrelinhas de mangueiras – Sistema Conservacionista</b> .....	41
4.4	AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS (AICV).....	42
4.5	ANÁLISE DE INCERTEZA .....	43
5	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	44
5.1	ANÁLISE ESTATÍSTICA DA PRODUTIVIDADE DA MANGA .....	44
5.2	INVENTÁRIOS DE ENTRADAS E SAÍDAS NOS PROCESSOS .....	46
5.3	PEGADA de Carbono .....	54
5.4	PEGADA HÍDRICA .....	57
6	<b>CONCLUSÃO</b> .....	61
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	62
	<b>ANEXO</b> .....	66
	ANEXO A - EQUAÇÕES UTILIZADAS PARA ESTIMAR AS EMISSÕES.....	67

## 1 INTRODUÇÃO

A manga (*Mangifera indica* L.) é cultivada em muitas partes do mundo, principalmente em países de clima tropical. É possível identificar mais de 1000 variedades de manga que estão disponíveis no mundo todo (SOLÍS-FUENTES; DURÁN-DE-BAZÚA, 2011).

A mangicultura foi inicialmente praticada no Brasil de forma extensiva em pequenas propriedades e sem uso de tecnologia apropriada, predominando espécies como Bourbon, Rosa, Espada, Coquinho e Ouro. Com o aumento do volume de exportação nas últimas décadas, observou-se a predominância de mangueira originária da América do Norte, das variedades Tommy Atkins, Haden e Keitt (LIMA NETO, 2009).

O Brasil destaca-se por ser o terceiro maior produtor mundial de frutas e tem a manga como a segunda fruta mais exportada (ANUÁRIO BRASILEIRO DA FRUTICULTURA, 2014). De acordo com a Produção Agrícola Municipal de 2015, o Brasil produziu cerca de 976.815 toneladas de manga. As principais regiões produtoras são as regiões Nordeste e Sudeste, com 67% (654.493 t de manga) e 31% (307.455 t de manga) do total do país, respectivamente (IBGE, 2016).

Na região Nordeste, destaca-se o município de Petrolina-PE como o maior produtor de manga. Conforme dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, em 2015, esse município produziu uma quantidade média de 178.200 toneladas de manga em uma área de 8.100 hectares, obtendo um rendimento médio de 22 t/hectare (IBGE, 2016).

Nos últimos anos, inúmeras transformações ambientais oriundas de atividades produtivas, em especial a agrícola, vêm acontecendo no planeta, como a perda da biodiversidade, as mudanças climáticas e a degradação dos recursos hídricos. Nesse sentido, novos sistemas de produção que buscam conservar o solo e reduzir impactos ambientais da produção agrícola vêm sendo propostos, inclusive para o cultivo de manga na região de Petrolina-PE.

Sistemas conservacionistas foram desenvolvidos pela Embrapa Semiárido em área experimental e têm como características a utilização de coquetéis vegetais compostos por espécies leguminosas, gramíneas e oleaginosas cultivadas nas entrelinhas do pomar de mangueira como uma alternativa para aumentar o teor de

matéria orgânica do solo. Dois diferentes sistemas de manejo do solo, com e sem incorporação da biomassa dos coquetéis vegetais e e três tipos de misturas de espécies de adubos verdes, coquetéis vegetais. Busca-se nesses sistemas aumentar a quantidade de matéria orgânica no solo, reduzir o uso de fertilizantes sintéticos, agrotóxicos, e água na irrigação.

Para determinar os ganhos ambientais relacionados aos sistemas conservacionistas propostos para manga, é importante realizar uma avaliação ambiental ampla desses sistemas, identificando o sistema mais promissor em termos produtivos e ambientais. A metodologia de avaliação de ciclo de vida (ACV), voltada para avaliação comparativa de produtos e processos, é uma das mais adequadas para esse tipo de estudo por abranger o ciclo de vida do produto e ser utilizada por normas de certificação ambiental, como as normas de Declaração Ambiental de Produtos – ABNT ISO 14025 (ABNT, 2015), Pegada Hídrica - ISO 14046 (ISO, 2014) e, Pegada de Carbono – ISO 14067 (ISO, 2013) de produtos.

As normas focadas na avaliação de impactos no clima (ISO 14067) e na água (ISO 14046) vêm sendo de especial interesse de consumidores e empresas devido ao aquecimento global e redução na oferta de água em várias regiões do mundo. A norma ISO 14046 *Environmental Management – Water footprint – Principles, requirements and guidelines* (ISO, 2014) estabelece os princípios e requisitos para os estudos de Pegada Hídrica com base na análise do ciclo de vida – ACV. Por meio dessa norma, é possível avaliar os potenciais impactos ambientais de um produto ou processo em relação à água, ou seja, avaliar impactos do consumo de água na escassez hídrica e dos lançamentos de efluentes na eutrofização e ecotoxicidade aquática. Já a norma ISO 14067 *Greenhouse gases – Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification and communication* (ISO, 2013) está relacionada à quantificação e comunicação da Pegada de Carbono de Produtos, estando focada na categoria de impacto mudança climática. Essas normas permitem identificar pontos críticos dos processos e definir alternativas de produção que reduzam as pegadas, sendo de grande importância para tomadores de decisão.

Diante deste contexto, esse trabalho tem como objetivo avaliar as pegadas de carbono e hídrica da manga produzida no Vale do São Francisco, considerando diferentes sistemas de cultivo conservacionistas.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 GERAL

- Avaliar a pegada de carbono e hídrica da manga produzida na região do Submédio do São Francisco, considerando sistemas conservacionistas em área experimental.

### 2.2 ESPECÍFICOS

- Identificar o cultivo conservacionista com maior produtividade em área experimental da Embrapa Semiárido.
- Inventariar consumos e emissões relacionados à produção de manga, considerando o sistema conservacionista de melhor produtividade, praticado na área experimental.
- Avaliar a pegada de carbono e hídrica da manga dos sistemas.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 CULTURA DA MANGA

Originária do Sul da Ásia, a mangueira (*Mangifera indica* L.) é uma espécie frutífera da família Anacardiaceae. É uma das árvores introduzidas no Brasil que melhor se adaptou as condições edafoclimáticas do país (Silva *et al.*, 2015).

De porte médio a alto e podendo chegar a 30 metros de altura, a mangueira, eventualmente atinge a forma piramidal, apresentando copa arredondada e simétrica. Seu sistema radicular é caracterizado por uma raiz pivotante, o que proporciona uma boa sustentação da planta ao solo. De coloração verde clara a levemente arroxeadada, quando em idade jovem, as folhas da mangueira medem aproximadamente de 15 a 40 centímetros e 1,5 a 4,0 centímetros de largura. Em idade madura, a coloração característica das folhas atinge uma coloração verde escura (EMBRAPA, 2016).

De formato que pode variar entre arredondado a alongado, o fruto da mangueira, dependendo de sua variedade, pode chegar a pesar até dois quilogramas. A produtividade dos pomares de manga é influenciada pelo crescimento vegetativo da mangueira. Fatores ambientais como a diminuição da temperatura, o estresse hídrico e algumas práticas culturais como a utilização de fitorreguladores, favorecem a indução da mangueira ao florescimento (EMBRAPA, 2016).

Quando cultivada em clima semiárido a mangueira apresenta elevada produtividade e fruto de boa qualidade, sendo, portanto, cultivada amplamente na região Nordeste, em especial, em áreas irrigadas. No mercado interno, a manga é consumida na sua forma *in natura*, embora possa ser comercializada também em forma de polpa congelada e suco integral (EMBRAPA; 2010a).

Para atender ao mercado externo da manga, o Vale do São Francisco ganha destaque no cenário nacional pela produção voltada à exportação. Segundo dados da VALEXPOR, em 2015, as exportações da fruta concentraram-se majoritariamente para a União Europeia e América do Norte. Holanda e Estados Unidos foram os principais destinos de exportação dos dois continentes com 65.385.532 t e 31.918.172 t da fruta respectivamente.

Para este mesmo ano, o embarque de 156,337 mil toneladas de manga contribuiu para o maior valor de receita, de US\$ 184,342 milhões, esse resultado significou um acréscimo de 17,52% em toneladas e 12,59% em valor, em relação ao ano de 2014, que obteve um valor de receita de US\$ 163,727 milhões com um embarque de 133,033 mil toneladas de manga (ANUÁRIO BRASILEIRO DA FRUTICULTURA, 2016). Segundo a publicação *Projeções do Agronegócio – Brasil 2014/15 a 2024/2025*, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa), espera-se que para o período das projeções do estudo haja um aumento de 25,9% no volume de produção da manga em relação à safra de 2014/2015.

### **3.1.1 Produção da manga no Vale do São Francisco**

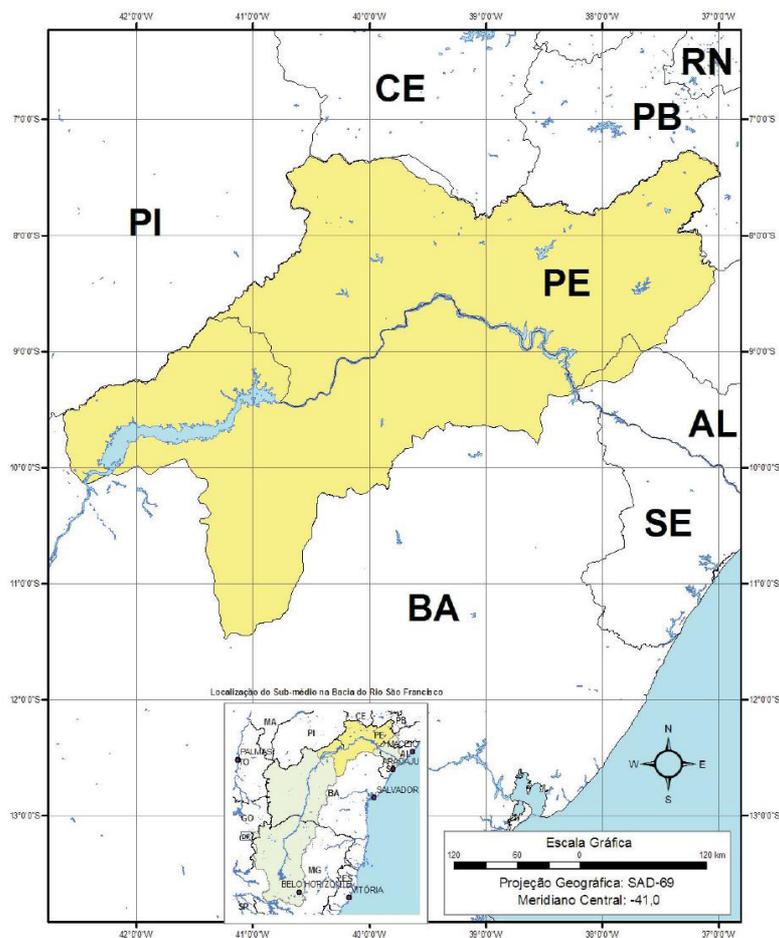
Segundo Lima et al. (2009), o vale do São Francisco é responsável por cerca de 80% da exportação de manga do Brasil. Em 2015, o vale do São Francisco, representou 84% das exportações brasileiras de manga, faturando US\$ 147 milhões, 24% acima do faturamento de 2014 (ANUÁRIO BRASILEIRO DA FRUTICULTURA, 2016).

O Vale é formado pelos municípios de Juazeiro, Curaçá, Casa Nova e Sobradinho, no Estado da Bahia, além de Petrolina, Lagoa Grande, Santa Maria da Boa Vista e Orocó, no Estado de Pernambuco. A área destinada à colheita nesses municípios, em 2015, foi em torno de 14 mil hectares, com rendimento médio de produção de 22 quilos/hectare (IBGE, 2016).

O Polo de Juazeiro-Petrolina está localizado no Vale do São Francisco (Figura 1) e é o principal produtor e exportador de manga. Essa área está concentrada, principalmente, nos perímetros irrigados localizados nos municípios de Petrolina-PE e Juazeiro-BA.

No Vale do São Francisco, as variedades mais cultivadas de manga são a Tommy Atkins, Haden, Keitt, Kent, Palmer, Rosa e Espada. As cinco primeiras visam atender ao mercado externo, enquanto a Rosa e Espada estão destinadas ao mercado interno (EMBRAPA; 2010).

**Figura 1 – Submédio do Vale do São Francisco**



Fonte: MEDEIROS; KILL, 2008

O clima predominante no Polo de Juazeiro-Petrolina é o semiárido, com temperatura média anual de 27°C, evaporação de 3.000 mm anuais, e precipitação pluviométrica média anual de 350 mm (CODEVASF, 2010). A vegetação de caatinga é predominante nessa região. Segundo a classificação climática de Köppen, a região apresenta clima do tipo BSw'h', semiárido, e valores médios anuais das variáveis climatológicas: temperatura do ar = 26,5 °C, precipitação pluvial = 541,1 mm, umidade relativa do ar = 65,9%, evaporação do tanque classe "A" = 2.500 mm ano<sup>-1</sup> e velocidade do vento = 2,3 m s<sup>-1</sup> (Azevedo *et al.*, 2003).

Para o cultivo da mangueira, os solos indicados são aqueles com média fertilidade, profundos, bem drenados, permeáveis, mecanizáveis e com faixa de pH entre 5,5 a 6,8. No Polo Petrolina/Juazeiro, a mangueira é cultivada em diferentes tipos

de solos, como os Vertissolos, Argissolos, Latossolos e Neossolos quartizarênicos. O cultivo de manga em Neossolos quartizarênicos tem apresentado elevada produtividade, o que proporciona um manejo de irrigação eficiente e, conseqüentemente, um menor custo de instalação dos pomares de manga, pois não apresentam problemas relacionados à drenagem (EMBRAPA, 2016).

### **3.1.2 Descrição do sistema de produção da manga convencional no Vale do São Francisco**

O sistema de produção usualmente praticado na região do Vale do São Francisco contempla as etapas de preparo do solo, plantio, tratos culturais, irrigação, adubação e controle fitossanitário e colheita. O preparo do solo para o plantio consiste na roçagem, encoivramento e destoca, onde a área passa por um processo de limpeza, aração e gradagem, respectivamente (EMBRAPA, 2010).

A etapa de plantio coincide com o período de chuvas. Após a abertura da cova, o solo é misturado com os adubos, seguindo a recomendação para a cultura. A seguir colocada dentro da cova. O saco plástico que envolve a muda é removido e termina-se de encher a cova com adubo e solo (EMBRAPA, 2010).

Na etapa de tratos culturais, para o controle de plantas daninhas, realiza-se gradagem, capina manual e aplicam-se herbicidas no pomar. Durante o período de chuvas, utiliza-se a roçadeira para manter a vegetação baixa. A poda é realizada manualmente uma ou duas vezes ao ano. As podas de formação são realizadas quando as mudas apresentam de 0,80 a 1,0 m de altura. As podas subsequentes são realizadas sempre que há um segundo lançamento de ramo (EMBRAPA, 2010).

O florescimento e a produção da mangueira são antecipados artificialmente pelo uso de substâncias químicas ou reguladores de crescimento. Os fitorreguladores são pulverizados nas plantas a partir do quarto ano de idade. Outro método que pode ser utilizado nas plantas é o de estresse hídrico, ou seja, o fornecimento de água é suspenso de dois a três meses antes da época de florescimento desejada (EMBRAPA, 2010).

A prática da calagem é responsável por elevar o pH do solo, fornecendo cálcio e magnésio, contribuindo para o aumento da disponibilidade de N, P, K, S e Mo e melhorando a atividade microbiana do solo. Na formação do pomar, o calcário é aplicado a lanço em toda a área e incorporado ao solo, sendo preferível aplicá-lo antes da aração e gradagem permitindo uma maior incorporação ao solo. Nos pomares já

instalados, o calcário é aplicado também a lanço, procedendo-se uma gradagem superficial.

Para a etapa de colheita, os frutos são colhidos manualmente ou com vara de colheita de modo a não os danificar por cortes. Os frutos colhidos são colocados em contentores sanitizados com água clorada e em bom estado de conservação. O transporte dos frutos é feito por meio de caminhões, evitando-se alta velocidade e movimentos bruscos que possam causar injúrias mecânicas (EMBRAPA, 2010).

### 3.2 IMPACTOS AMBIENTAIS DA AGRICULTURA

A intensificação da agricultura com o emprego do elevado uso de insumos externos à área agrícola (fertilizantes e defensivos), a expansão das fronteiras agrícolas em áreas florestais, práticas inadequadas de irrigação e a mecanização são responsáveis por modificar a estrutura química, física e biológica do solo, ocasionando processos de erosão, salinização e perda da fertilidade dos solos, bem como a redução da biodiversidade, desertificação, poluição por pesticidas, alterações climáticas, aumento da resistência das pragas e aumento dos preços dos alimentos (SRIVASTAVA, 2016).

Os sistemas de cultivo intensivos são caracterizados por uma elevada utilização de insumos externos à área agrícola e movimentação frequente do solo, resultando na rápida degradação e diminuição da matéria orgânica do solo (MO) e deterioração da sua estrutura (WILLEKENS *et al.*, 2014). A degradação do solo reduz a sua capacidade produtiva, ao mesmo tempo em que contribui de forma acentuada para as mudanças climáticas (SMITH *et al.*, 2015a; SMITH *et al.*, 2015b).

#### 3.2.1 Agricultura e Mudança Climática

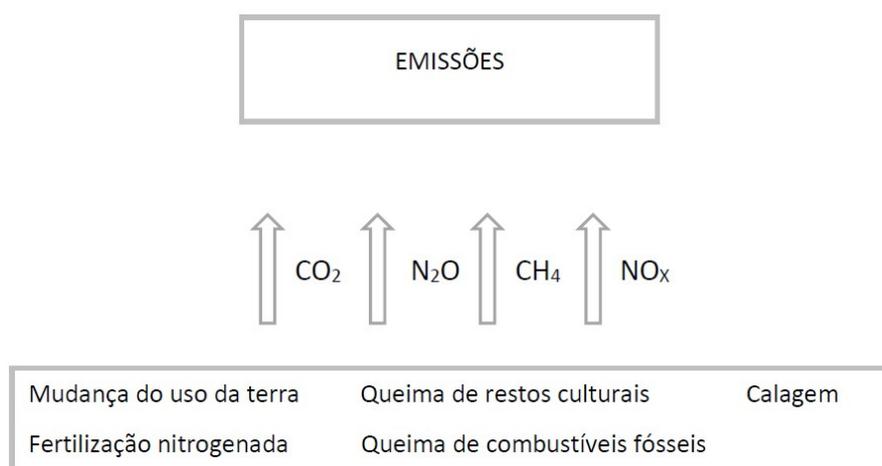
O quinto relatório de Avaliação sobre mudança climática do IPCC, publicado em 2013, informou que as mudanças climáticas estão aceleradas e provocam eventos climáticos extremos. Estima-se que, até o final do século, a temperatura global média aumentará entre 2,6 e 4,8°C (IPCC, 2013).

Essas mudanças estão associadas às emissões de gases de efeito estufa (GEE), sendo o CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O os gases emitidos em maior quantidade. Desde a época

pré-industrial, as concentrações de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O aumentaram em 40%, 150% e 20%, respectivamente (IPCC, 2013).

A agricultura, pecuária, silvicultura e a mudança do uso da terra são responsáveis pelas emissões de quase um terço dos GEE. As emissões desses gases na produção de alimentos, fibras e bioenergia são geradas, principalmente, pelos seguintes processos: mudança do uso da terra, quando ocorre a abertura de novas áreas de produção (Ex: mudança de floresta para pasto ou para cultivo agrícola ou mudança de cultivo perene para cultivo anual); fertilização nitrogenada; queima de combustíveis por maquinário agrícola, queima em campo de resíduos de biomassa e a utilização da calagem para correção da acidez do solo (Figura 2).

**Figura 2 – Processos responsáveis pelas emissões diretas de GEE na agricultura**



Fonte: Elaborado pela Autora

Para as emissões associadas à mudança do uso da terra, o principal gás emitido é o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>). As emissões de CO<sub>2</sub> provenientes da produção agrícola ocorrem principalmente pelas alterações do estoque de carbono no solo, pela queima de resíduos ou combustíveis fósseis em maquinários e pela utilização da calagem para correção de acidez do solo. O óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) também pode ser liberado em decorrência da mineralização da matéria orgânica.

A aplicação de carbonatos em solo agrícola, por meio do processo de calagem, também é uma etapa responsável pela emissão de CO<sub>2</sub>. A liberação do gás ocorre quando o calcário (ex.: CaCO<sub>3</sub> - carbonato de cálcio ou CaMg(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> – carbonato de cálcio e magnésio) se dissolve e libera bicarbonato.

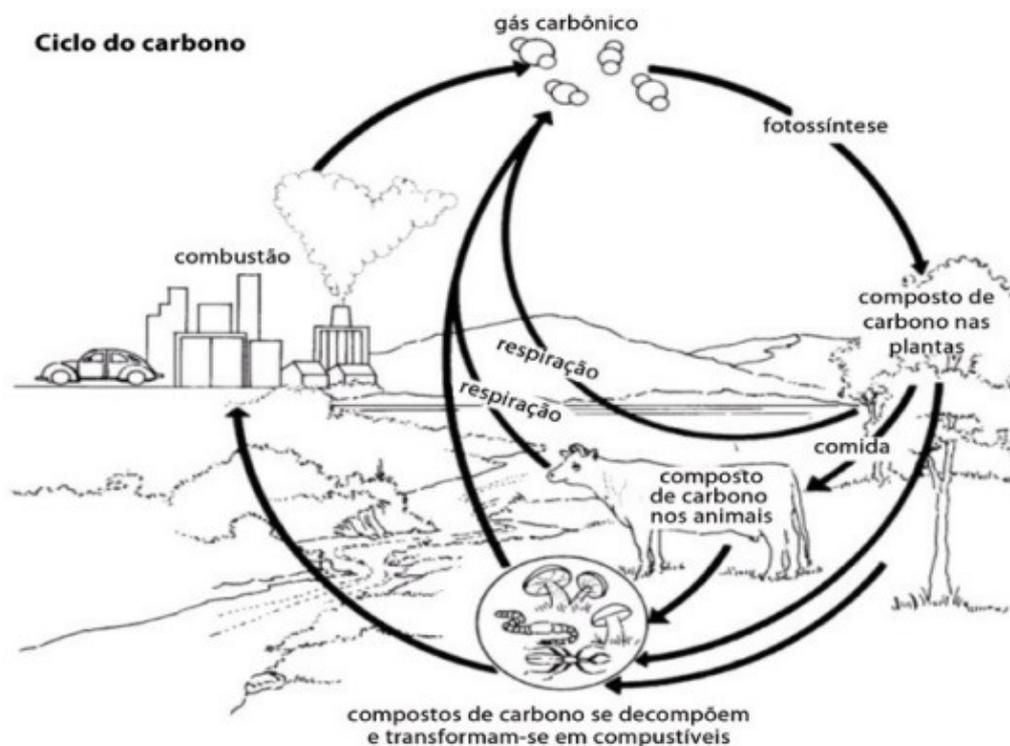
Quanto à queima de combustíveis por maquinário agrícola, os gases emitidos consistem principalmente de CO<sub>2</sub> e, em menor escala, metano (CH<sub>4</sub>) e (N<sub>2</sub>O). As estimativas incluem as emissões para os principais combustíveis empregados nos sistemas de cultivo: óleo diesel e gasolina.

As alterações ambientais em razão das concentrações de GEE, em especial o CO<sub>2</sub>, são influenciadas pela dinâmica de compostos de carbono presentes na natureza. O estoque total de carbono na atmosfera, principalmente na forma de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, e nas formas biótica e abiótica (presentes na superfície terrestre), depende do equilíbrio dos processos (mineralização e imobilização) que ocorrem no ciclo de carbono (figura 3). A alteração do ciclo pode resultar em um desequilíbrio nas diferentes formas de carbono, tais como o carbono no solo, na biomassa e na atmosfera (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2016).

O processo de formação do carbono no solo resulta da decomposição parcial dos resíduos ou da biomassa existentes no ambiente, dando origem a matéria orgânica do solo (MOS). Além do carbono orgânico total (principal constituinte da MOS), a MOS também é composta por componentes pouco estáveis (lábil), como o carbono da biomassa e o carbono ativo. Estes últimos são responsáveis pela ciclagem do carbono no ecossistema e pelo fornecimento de energia para biomassa do solo e de nutrientes para as plantas (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2016).

O carbono presente na biomassa é gerado através dos processos fotossintéticos, em que ocorre a captura do CO<sub>2</sub> presente na atmosfera pelas plantas e sua transformação em açúcares e células estruturais. O carbono da biomassa é responsável por participar da formação de vários compostos orgânicos, como açúcares, aminoácidos, proteínas, etc. Isso significa que, sistemas ou tecnologias responsáveis por incrementarem a entrada de matéria orgânica no solo, são responsáveis pelo acréscimo nos estoques de carbono dos sistemas produtivos. No entanto, práticas que atuam na degradação dos solos e conseqüentemente na decomposição da matéria orgânica, contribuem para liberação de CO<sub>2</sub> para a atmosfera (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2016).

**Figura 3 – Ciclo do carbono**



Fonte: Ministério da Agricultura

As emissões provenientes dos fertilizantes nitrogenados consistem em emissões de forma direta e indireta de óxido nitroso ( $N_2O$ ) e óxido de nitrogênio ( $NO_x$ ). O  $N_2O$  é produzido através de processos microbianos de nitrificação e desnitrificação (emissão direta) e por volatilização da amônia ( $NH_3$ ) e lixiviação de nitrato ( $NO_3$ ) de solos agrícolas (emissões indiretas). O  $NO_x$  é formado a partir da oxidação do  $N_2O$  na atmosfera. As emissões decorrentes da queima da biomassa residual da cultura consistem dos gases metano ( $CH_4$ ) e óxido nitroso ( $N_2O$ ) (FAO, 2014).

As emissões de óxido nitroso e óxido de nitrogênio estão relacionadas a emissão do nitrogênio como uma molécula de gás, óxido nítrico ( $NO$ ) na atmosfera. A oxidação desse gás em  $NO_2$  acaba atuando como foto catalisador na formação do ozônio troposférico. As reações do  $NO_2$  com moléculas orgânicas podem resultar na formação do PAN (peroxiacetilnitrato), composto tóxico responsável por estabilizar e transportar o nitrogênio reativo, onde a reação em equilíbrio pode recompor o  $NO_2$ . A partir da

reação de radicais OH com o NO<sub>2</sub>, ocorre à formação de ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>), que através de processos de deposição seca ou úmida podem retornar ao solo. Como produto dessas reações, o nitrato pode ser lixiviado para os recursos hídricos e contribuir para eutrofização (Garcia *et al.*, 2013).

O óxido nitroso retorna a atmosfera como um gás inerte, através da ação de bactérias naturais responsáveis por transformar o nitrato em óxido nitroso. O gás retorna a atmosfera com propriedade de gás de efeito estufa. Nesse cenário, o N<sub>2</sub>O pode atuar como catalisador e decompor as moléculas de ozônio, diminuindo a concentração da camada de ozônio (Garcia *et al.*, 2013).

### 3.3 PEGADA DE CARBONO

O termo “pegada de carbono” para produtos se refere à massa de gases de efeito estufa (GEE) emitida devido à produção, uso e descarte de um produto (PANDEY *et al.*, 2011).

As certificações de carbono buscam identificar as emissões de GEE em processos produtivos relacionados a um produto. Diversos protocolos estão disponíveis para orientação de estudos de quantificação e comunicação da pegada de carbono. Dentre estes, os mais conhecidos são o PAS 2050 (BSI, 2012), o Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard (WRI, WBCSD 2011) e a norma ISO 14067 (ISO, 2013).

Estes protocolos recomendam a utilização da metodologia proposta pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2006) para quantificação de GEE e cálculo da pegada, considerando as emissões em todas as etapas do seu ciclo de vida, e seu potencial de aquecimento global em um período de 100 anos.

#### 3.3.1 Cálculo da pegada de carbono de acordo com a ISO 14067

A ISO 14067:2013 especifica princípios, requisitos e orientações para a quantificação e comunicação da pegada de carbono de produtos com base nas emissões e remoções de GEE ao longo do ciclo de vida de um produto. A norma tem como objetivo padronizar os princípios e procedimentos de quantificação ao se avaliar a

pegada de carbono de um produto (PCP). De acordo com essa norma, o estudo de pegada de carbono deve conter as quatro fases da avaliação do ciclo de vida: objetivo e escopo, análise do inventário, avaliação do impacto e interpretação dos resultados.

A norma aborda alguns princípios como relevância, integralidade, consistência e transparência, e propõe alguns novos termos como: coerência, participação e justiça. Esses princípios contribuem para uma maior transparência na comunicação e comparação de estudos envolvendo a emissão de GEE.

Para a determinação da fronteira do sistema, a norma propõe quatro opções de fronteiras:

- Berço ao túmulo: a quantificação do berço ao túmulo inclui as emissões e remoções decorrentes do ciclo de vida completo de um produto. Esse tipo de fronteira é a preferida, devendo ser utilizada quando as fases do fim de vida podem ser simuladas adequadamente;
- Berço ao portão: esse tipo de fronteira inclui as emissões e remoções decorrentes até o ponto em que o produto deixa a organização, ou seja, antes de ser transportada para o consumidor. Portanto, os processos de transporte, consumo e descarte do produto não são contabilizados nesse tipo de fronteira;
- Porta-a-porta: a quantificação dos GEE inclui as remoções e emissões decorrentes apenas do sistema produtivo (processos da fábrica);
- Pegada de carbono de produtos parcial: Inclui as emissões e remoções de um número restrito de processos em uma unidade produtiva.

A utilização das fronteiras porta-a-porta e parcial como limites do sistema — é recomendável quando a extração e a produção de matérias-primas não estão disponíveis em bancos de dados de avaliação do ciclo de vida. Além disso, a ISO 14067 propõe um processo de refinamento da fronteira do sistema por meio de análise de sensibilidade. Se as fases do ciclo de vida são excluídas de um estudo de PCP devido à sua importância relativamente baixa, uma análise de sensibilidade deve ser realizada para validar e apoiar as decisões.

A unidade funcional (UF) pode ser determinada para um produto, quando a função avaliada é de produção, ou para um serviço, quando a função avaliada é de consumo ou descarte do produto. Portanto, os resultados do estudo podem ser relatados em função de uma unidade de produto ou em termos de um serviço prestado. Por exemplo, no estudo de lâmpadas em uma unidade fabril, a unidade funcional pode ser referente à quantidade de lâmpadas produzidas em um ano. Já no estudo de formas de iluminação, a unidade funcional pode ser expressa em termos de fluxo luminoso por unidade de área. Desta maneira, os resultados da pegada hídrica da iluminação são expressos em CO<sub>2</sub>-equivalente por fluxo luminoso por unidade de área.

O impacto de um produto nas mudanças climáticas, e por consequência a sua pegada de carbono, é expresso em CO<sub>2</sub>-equivalente (CO<sub>2</sub>-eq) (SANTOS, 2012). A equivalência está relacionada ao potencial de aquecimento global do GEE em relação ao CO<sub>2</sub>, no horizonte de 100 anos.

Os principais GEE são: CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O. Entretanto, outros GEE, tais como clorofluocarbonetos (CFCs), hidrofluocarbonetos (HFCs), também devem ser incluídos no processo de quantificação do impacto nas mudanças climáticas. Esses gases possuem um potencial de aquecimento global maior que as emissões de carbono. O potencial de aquecimento global dos GEE de acordo com o IPCC (2006) é apresentado na Tabela 1.

**Tabela 1 – Potencial de Aquecimento Global dos Gases de Efeito Estufa**

Compostos	Fórmula Química	Potencial de Aquecimento Global (Horizonte de Tempo) 100 anos
Dióxido de Carbono	CO <sub>2</sub>	1
Metano	CH <sub>4</sub>	21
Óxido Nitroso	N <sub>2</sub> O	310

Fonte: Elaborado pela Autora

Seguindo as orientações da Norma, o relatório de estudo de uma pegada de carbono serve para documentar os resultados do processo de quantificação e orientar como esses resultados serão comunicados. A ISO 14067 propõe um formato padrão, onde além dos procedimentos básicos de avaliação (limite do sistema, unidade funcional, os pressupostos relevantes, resultado do estudo do ciclo de vida, etc.), o relatório do estudo de uma pegada de carbono de um produto também deve incluir:

- As emissões específicas de GEE e remoções, por exemplo, relacionadas à mudança do uso da terra;
- Uma análise de sensibilidade das emissões e remoções de GEE específicos;
- Contribuição absoluta e relativa de cada processo do sistema de produto nas emissões e remoções de GEE.

### 3.3.2 Estudos de pegada de carbono de produtos agrícolas

Roibás *et al.* (2016) avaliaram a pegada de carbono da banana produzida em sistema convencional e orgânico no Equador, chegando ao valor de 1,28 tonelada de CO<sub>2</sub> -Equivalente/ t de banana. Dentro da cadeia avaliada, a produção agrícola foi o processo que mais contribuiu para emissões de GEE (22,1%). Na comparação dos sistemas de produção, esses autores identificaram que os impactos relacionados às fazendas convencionais (0,31 t CO<sub>2</sub>-Eq. / t banana) são significativamente maiores quando comparados às orgânicas (0,25 t CO<sub>2</sub> – Eq. / t banana), principalmente devido ao uso de fertilizantes sintéticos no sistema convencional.

Figuêiredo *et al.* (2013), em estudo referente ao melão amarelo produzido na região do Baixo Jaguaribe e Açu - Brasil, calcularam a PC da fruta em 710 kg de CO<sub>2</sub> – Eq./ t melão exportado. Esses autores afirmam que esse valor pode ser reduzido em até 44% ao considerar mudanças no cenário de referência, como redução da adubação nitrogenada, cultivo em campos já ocupados com agricultura, e a não utilização de bandejas plásticas no campo.

Yan *et al.* (2015) quantificaram a PC das três principais culturas de grãos (arroz, trigo e milho) produzidos no Leste da China. Os autores realizaram o estudo adotando duas unidades funcionais (UF). A primeira expressa em termos de área cultivada ( t CO<sub>2</sub> – Eq./ ha<sup>-1</sup>) e a segunda em função do rendimento dos grãos ( t CO<sub>2</sub> – Eq./ t grãos). Para a primeira UF, o resultado obtido foi de 6,0 ± 0,1, 3,0 ± 0,2 e 2,3 ± 0,1 t CO<sub>2</sub>-Eq. / ha<sup>-1</sup>, para arroz, trigo e milho, respectivamente. Já para a segunda UF, a PC foi calculada em 0,80 ± 0,02, 0,66 ± 0,03 e 0,33 ± 0,02 t CO<sub>2</sub>-Eq./ t de grãos de arroz, trigo e milho, respectivamente. O arroz obteve uma maior pegada de carbono quando relacionado aos demais grãos, em função da grande quantidade de metano emitido. Os resultados mostraram também que o uso de fertilizantes nitrogenados foi

visto como o contribuinte mais importante para as emissões de GEE e que medidas como a eficiência da gestão agrícola, a redução da utilização de fertilizantes nitrogenados podem ser medidas importantes para a redução da pegada de carbono das principais culturas de grãos produzidas na China.

Em estudo semelhante, Xu *et al.* (2013) avaliaram a pegada de carbono do arroz produzido em cinco diferentes províncias da China. Os resultados indicaram a PC para produção de arroz de 2504,20 kg CO<sub>2</sub>-Eq./t na província de Guangdong, de 2.326,47 kg CO<sub>2</sub>-Eq./t na província de Hunan, de 1.889,97 kg CO<sub>2</sub>-Eq./t na província de Heilongjiang, de 1.538,90 kg CO<sub>2</sub>-Eq./t na província de Sichuan, e de 1.344,92 kg CO<sub>2</sub>-Eq./t na província Jiangsu. Para os autores, a redução do uso de ureia e um sistema de irrigação mais eficiente poderiam reduzir a pegada de carbono desse produto.

### 3.4 AGRICULTURA E A DEGRADAÇÃO HÍDRICA

A degradação hídrica se refere tanto à escassez do recurso água, pelo elevado consumo, como à degradação da qualidade da água, pelas emissões de nutrientes e substâncias tóxicas que podem levar à eutrofização e contaminação de corpos hídricos. O consumo de água na agricultura ocorre principalmente pelo uso da água na irrigação das culturas e pela lavagem do produto na etapa de embalagem. Já a degradação da qualidade da água é ocasionada por atividades agrícolas a partir da aplicação de agroquímicos (pesticidas e fertilizantes). Isso ocorre através do transporte de resíduos dessas substâncias para os reservatórios superficiais ou subterrâneos, pelo escoamento e lixiviação, podendo causar eutrofização e ecotoxicidade do meio aquático (RESENDE, 2002; INSTITUTO DA ÁGUA, 2003; LUCAS, 2010).

Nesse contexto, destacam-se três categorias de impactos relacionadas ao uso dos recursos hídricos: escassez hídrica, eutrofização e ecotoxicidade.

#### 3.4.1 Escassez hídrica

A escassez hídrica é a categoria de impacto responsável por avaliar o impacto do consumo hídrico de uma região na disponibilidade. Sua unidade de medida estabelecida é m<sup>3</sup> H<sub>2</sub>O – equivalente e decorre dos métodos de avaliação de escassez

geralmente normalizarem os valores de escassez obtidos para uma bacia por um valor geral global, como a escassez mundial de água.

No Brasil, a irrigação demanda cerca de 70% da água disponível em reservatórios (ALVES, 2015). Sendo a principal atividade responsável por contribuir diretamente para a escassez dos recursos hídricos. Assim, é importante que os produtores agrícolas procurem manejar de forma eficiente o sistema de irrigação, pois a utilização indiscriminada de água sem bases técnicas leva ao desperdício e a gastos desnecessários. Silva et al. (2009) complementam que apesar dos benefícios da irrigação em sistemas agrícolas, como aumento de produtividade e melhoria na qualidade da fruta, a utilização de água em excesso pode ocasionar a lixiviação de nutrientes e pesticidas para águas subterrâneas, aumento da salinização do solo e contaminação do lençol freático.

Atualmente, a escassez de água doce é reconhecida como uma das principais preocupações ambientais, estando, portanto, no centro dos grandes debates internacionais (BATES *et al.*, 2008; EL GOHEMY, 2012). Fatores como o crescimento da população mundial, as alterações climáticas e os processos industriais são responsáveis por grande pressão sobre a disponibilidade de água no mundo (WWAP, 2014).

### **3.4.2 Eutrofização**

A eutrofização ocorre quando os corpos hídricos recebem nutrientes em excesso, como os compostos de nitrogênio (N) e de fósforo (P). A elevada concentração desses compostos é responsável por alterações na qualidade da água, ocasionando a perda da integridade ecológica e a redução da utilização segura dos ecossistemas aquáticos (YU *et al.*, 2014; CHEN *et al.*, 2013). Modificam também a composição de espécies, ocasionando o acréscimo da produtividade biológica, podendo influenciar em ecossistemas aquáticos e terrestres. O aumento da produção de biomassa leva à redução da quantidade de oxigênio solúvel disponível no recurso hídrico e mortandade de espécies (EC- JRC, 2010a).

Em termos gerais, a consequência direta da entrada de (N) e (P) em um ecossistema é o crescimento excessivo de fitoplâncton, ocasionando as florações ou “blooms”. Dentre as espécies de fitoplâncton, destacam-se as florações de

cianobactérias (algas azuis), que têm potencial de liberar toxinas na água, podendo comprometer o uso dos ecossistemas aquáticos. As florações de algas comprometem as fontes de água potável, irrigação, atividades agrícolas, atividades recreativas e a disponibilidade de água para indústria (LÜRLING, 2016).

Os métodos de Avaliação do Inventário do Ciclo de Vida - AICV analisam o potencial de N e P aumentarem a produtividade primária, ou seja, o potencial de eutrofização. Para a eutrofização marinha, considera-se o nitrogênio como fator limitante, enquanto que o fósforo é considerado como o fator limitante para a eutrofização de águas doces. Isso significa que a quantidade de (N) é o indicador estabelecido para eutrofização marinha, enquanto que a quantidade de (P) configura-se como o indicador de eutrofização de águas doces (BAUMANN e TILLMAN, 2004).

Os fatores de caracterização para eutrofização são tradicionalmente calculados a nível médio na maioria dos métodos de Avaliação do Inventário do Ciclo de Vida. Vários dos modelos de caracterização analisados consideram de forma separada a eutrofização aquática da eutrofização terrestre (ILCD HANDBOOK, 2011).

Modelos mais recentes de avaliação do potencial de eutrofização consideram o transporte de poluentes no meio, assim como as quantidades dessas substâncias já presentes nos corpos aquáticos.

As principais substâncias responsáveis pela eutrofização dos corpos hídricos são os compostos nitrogenados ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NH}_5$ ) e de fósforo ( $\text{PO}_4$ ,  $\text{H}_3\text{PO}_4$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$ ). As unidades de medida são kg N-eq (eutrofização marinha) e kg P-eq (eutrofização de água doce), no método Recipe (GOEDKOOOP et al., 2013). O método de avaliação, ao considerar a plenitude do seu escopo, considera que as substâncias que contribuem para a eutrofização são limitadas aos ecossistemas aquáticos.

### **3.4.3 Toxicidade humana e ecotoxicidade**

Ainda sobre a degradação dos aspectos qualitativos dos recursos hídricos, observa-se que a ampla utilização de pesticidas na agricultura para controle de pragas e doenças libera xenobióticos para o ambiente, causando impacto na toxicidade humana e ecotoxicidade. Essas categorias avaliam o potencial tóxico de substâncias químicas orgânicas e inorgânicas nos seres vivos. Os métodos de AICV analisam o potencial tóxico de substâncias químicas a partir da incidência (número de casos) de doenças

cancerígenas e não cancerígenas observadas em estudos laboratoriais, quando essas substâncias são inaladas ou ingeridas em determinadas doses.

Os métodos AICV utilizam modelos para transporte e acumulação de substâncias tóxicas em diferentes meios, para análise da exposição das pessoas e dos efeitos de diferentes doses nos seres vivos. Mais de 3.000 substâncias, como solventes orgânicos, metais pesados e pesticidas, têm potencial de causar ecotoxicidade (ROSEMBAUM et al., 2008).

Na agricultura, o uso intensivo de pesticidas e a liberação de metais pesados oriundos do uso de fertilizantes sintéticos conduzem a um aumento do risco de contaminação dos compartimentos ambientais, como solo e subsolo, e efeitos nocivos sobre os recursos hídricos, fauna e saúde humana (QUEYREL, 2016). Segundo Gagliardi et al (2013), em casos de contaminação de ambientes aquáticos por pesticidas, ainda que os mesmos sejam detectados, é complexo estimar o seu impacto na biota. Isso ocorre porque se considera apenas as concentrações de pesticidas, ignorando os possíveis efeitos de sua reação no ambiente.

Para Obiora et al (2016), metais pesados como cádmio e chumbo podem se dispersar na água, solo e ar, podendo ser absorvidos pelas culturas agrícolas. O aumento da concentração de metais pesados em produtos agrícolas é atribuído à assimilação destas substâncias a partir de solos contaminados. O cádmio é responsável por provocar fratura óssea, câncer, disfunção renal e hipertensão, enquanto o excesso de concentrações de chumbo tem efeitos adversos para a saúde, como problemas respiratórios e dermatológicos causados pela ingestão e absorção cutânea em áreas contaminadas.

O método mais indicado para avaliação da toxicidade humana e da ecotoxicidade é o Usetox, em nível *midpoint* (JRC, 2011). O indicador de impacto a nível *midpoint* é definido pela associação direta do inventário do ciclo de vida com as categorias de impactos intermediárias como acidificação e mudança climática. Os fatores para avaliação da toxicidade humana no Usetox são classificados em fatores para impactos cancerígenos, não cancerígenos e impactos nos seres aquáticos. O fator de caracterização para toxicidade humana e ecotoxicidade aquática é expresso em unidades de tóxicos comparativas (CTU). Para o primeiro caso, esse fator é expresso através da estimativa do aumento da morbidade na população humana total por unidade de massa de um produto químico emitido (casos/ kg emitido), enquanto para ecotoxicidade

aquática, o fator estima a fração potencialmente afetada (PAF) de espécies ao longo do tempo e volume por unidade de massa de um produto químico emitido (PAF dia.m<sup>3</sup>.kg<sup>-1</sup>) (HUIJBREGTS,2010; ROSENBAUM, 2008).

Diante desse contexto, os sistemas agrícolas conservacionistas ganham destaque como uma potencial forma de reduzir os impactos ambientais da agricultura convencional, caso levem à redução da quantidade aplicada de defensivos agrícolas e fertilizantes.

### 3.5 PRÁTICAS AGRÍCOLAS PARA CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA

Os sistemas agrícolas conservacionistas são baseados nos princípios em que se deve evitar a perturbação mecânica do solo, promover a manutenção de uma cobertura permanente de resíduos de colheitas na superfície do solo e incluir a diversificação do cultivo por meio da rotação ou consorciamento de culturas (HANSEN, 2012).

O sistema de plantio direto (SPD) é uma das práticas de agricultura conservacionista, e caracteriza-se como um sistema em que o resto da palhada da cultura anterior ou consorciada se transforma em matéria orgânica para o solo. O SPD tem como vantagens a redução da mecanização, pois não há revolvimento do solo, evitando-se problemas como compactação e erosão. Esse sistema também aumenta a quantidade de matéria orgânica no solo, podendo elevar a quantidade de carbono estocada no solo (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, 2016).

O SPD é uma das práticas conservacionistas contempladas pelo programa de Agricultura de Baixo Carbono (ABC), sob coordenação do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. Um dos objetivos do programa é reduzir a emissão de 16 milhões a 20 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente até 2020 (EMBRAPA, 2016).

O SPD é capaz de reduzir as perdas de solo por erosão, as perdas de carbono orgânico e as emissões de CO<sub>2</sub> em sistemas agrícolas (FEIZIENE *et al.*, 2011; HU *et al.*, 2013; JABRO *et al.*, 2008; LIU *et al.*, 2013; RASTOGI *et al.*, 2002; WARD *et al.*, 2012). Esse sistema ocasiona menor perturbação do solo, melhora a estrutura dos agregados do solo e aumenta a eficiência da utilização de fonte de carbono microbiano (AZIZ *et al.*, 2013; HU *et al.*, 2013).

Boulal *et al.* (2011) e Brouder *et al.* (2014) corroboram os benefícios do SPD, indicando que a permanência dos resíduos de colheita no solo proporciona uma diminuição na velocidade de escoamento da água, e conseqüentemente reduz os processos de erosão hídrica. Além disso, o SPD aumenta a fertilidade natural do solo, podendo levar à redução no uso de adubos químicos com o tempo (BHATTACHARYYA *et al.*, 2013; JEMAI *et al.*, 2013; LADHA *et al.*, 2009; VERHULST *et al.*, 2010).

### 3.6 PEGADA HÍDRICA DE PRODUTOS

A organização Water Footprint Network (WFN) definiu pegada hídrica como o volume total de água necessária para produção de um bem ou serviço, consumida por pessoas, culturas, países ou empresa e seus produtos (HOEKSTRA *et al.*, 2011), ao longo da cadeia produtiva. De acordo com a WFN, a pegada hídrica é dividida de três maneiras:

- Água azul: pode ser definida como a água doce proveniente dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, de uso consuntivo, portanto, não retorna para o sistema.
- Água verde: refere-se ao consumo de água pela vegetação, cultivos agrícolas e florestais, uma vez que foi disponibilizada através do processo de precipitação.
- Água cinza: é caracterizada como um indicador de poluição hídrica. Ou seja, é a determinação da quantidade de água necessária para diluir os poluentes emitidos nos corpos hídricos sem que comprometa seu padrão de qualidade.

Entretanto, a norma ISO 14046 (ISO, 2014) mudou o foco da avaliação da pegada hídrica do consumo de água para a avaliação de impactos relacionados ao uso da água, assim como requer a consideração do ciclo de vida no estudo de um produto. De acordo com essa norma, o termo “pegada hídrica” é utilizado para quantificar os potenciais impactos ambientais relacionados ao uso da água. Já o termo “avaliação da pegada hídrica” é definido como a compilação e análise das entradas, saídas, e dos seus potenciais impactos ambientais, considerando o ciclo de vida de um produto, processo ou organização. A Avaliação de Pegada Hídrica estabelecida de acordo com a ISO 14046 (ISO, 2014) apresenta as seguintes características:

- Baseada na avaliação do ciclo de vida (ISO 14044:2006);
- Identifica os potenciais impactos ambientais relacionados ao uso da água;
- Inclui as dimensões geográfica e temporal, pois os impactos do uso da água tendem a variar de acordo com a região e época do ano;
- Observa os aspectos quantitativos e qualitativos da água;
- Utiliza o conhecimento hidrológico.

Os estudos de avaliação de pegada hídrica podem ajudar a avaliar a magnitude dos potenciais impactos ambientais relacionados com a água e identificar oportunidades de reduzir os impactos ambientais associados aos produtos em várias etapas do seu ciclo de vida, bem como processos e organizações.

De acordo com a Norma ISO 14046 (2014), os estudos de pegada hídrica podem ser conduzidos e relatados como uma avaliação independente.

### **3.6.1 Cálculo da pegada hídrica pela norma ISO 14046**

De acordo com a ISO 14046, são quatro as fases de um estudo de pegada hídrica:

1. Definição do objetivo e escopo;
2. Análise de inventário da pegada hídrica;
3. Avaliação de impacto da pegada hídrica;
4. Interpretação dos resultados.

Quando o estudo não inclui a Avaliação de Impacto da Pegada Hídrica, o estudo é denominado de Inventário de Pegada Hídrica (Figura 4).

**Figura 4 – Fases da Avaliação da Pegada Hídrica**



Fonte: ISO 14046:21014

### 3.6.2 Definição do objetivo e escopo

Ao definir os objetivos do trabalho, deve-se considerar a aplicação pretendida do estudo, a razão para sua realização, o público-alvo, se a avaliação é um estudo independente ou se faz parte de um estudo de avaliação do ciclo de vida.

O escopo da avaliação de pegada hídrica deverá ser consistente com os objetivos definidos, estabelecendo aspectos como a fronteira do sistema, unidade funcional, as dimensões geográfica e temporal, qualidade dos dados, procedimentos de alocação, definição das categorias de impactos, incertezas e limitações do estudo, entre outros aspectos.

A fronteira do sistema determina quais processos unitários deverão compor a avaliação, permitindo que os critérios para determinação da fronteira sejam identificados e explicados. A omissão de fases, processos, entradas e saídas do estudo só são permitidas se não afetar de maneira significativa as conclusões do estudo.

A definição do objetivo e escopo inclui ainda a identificação dos processos unitários que exigem uma avaliação detalhada com base em dados primários. Inclui também a identificação de processos unitários em que o inventário será baseado em dados secundários, incluindo dados de literatura ou dados estimados. Os dados secundários devem ser utilizados somente nos casos em que não seja possível coletar dados primários.

Os seguintes dados relativos à água devem ser considerados:

- a) Quantidade de água usada;
- b) Tipos de recursos hídricos utilizados;
- c) Caracterização da qualidade da água;
- d) Formas do uso da água;
- e) Mudanças na drenagem, vazão e evaporação;
- f) Localização do uso da água;
- g) Mudanças sazonais no fluxo da água;
- h) Aspectos temporais do uso da água.

Se relevantes para as categorias de impacto selecionadas no estudo, deverão ser incluídas as emissões para o ar, água e solo e qualquer outro dado necessário para a avaliação de pegada hídrica.

### **3.6.3 Análise do inventário da pegada hídrica**

Os cálculos do inventário da pegada hídrica devem estar em conformidade com a ISO 14044:2006. Nesta etapa, realiza-se a coleta de dados de entrada e saída para cada processo unitário do sistema analisado, sejam eles medidos, estimados ou calculados. É importante que cada processo seja descrito detalhadamente para redução de erros na interpretação. As entradas (consumos) e saídas (emissões) devem ser relativas à unidade funcional definida.

O inventário da pegada hídrica inclui as entradas e saídas de cada processo unitário que compõe o sistema em estudo. As informações sobre cada fluxo elementar geralmente incluem:

- a) Quantidade de água usada (massa ou volume);
- b) Tipo de água utilizada (precipitação, superficial, subterrânea, água do mar);

- c) Características químicas, físicas e biológicas da água;
- d) Formas de uso da água (evaporação, transpiração, lançamento em diferentes bacias hidrográficas, etc.);
- e) Localização geográfica da água utilizada ou afetada;
- f) Aspectos temporais do uso da água;
- g) Emissões para o ar, água e solo que impactam a qualidade da água.

Os resultados obtidos a partir da análise do inventário da pegada hídrica permitem a avaliação dos impactos relacionados ao uso da água, à disponibilidade de recursos hídricos e às emissões de poluentes em efluentes líquidos na água. Os impactos das emissões de efluentes são quantificados utilizando-se as categorias de impactos que compõem a ACV tradicional: eutrofização de água doce, eutrofização marinha, toxicidade humana e ecotoxicidade.

#### **3.6.4 Avaliação de impacto da pegada hídrica**

Os impactos relacionados à água podem ser representados por um ou mais parâmetros que quantificam os impactos ambientais potenciais de um produto, processo ou organização relacionado com a água, incluindo:

- ✓ Escassez de pegada hídrica, relacionada a uma única categoria de impacto, a escassez e;
- ✓ Perfil da Pegada Hídrica, que compreende diversos indicadores, tais como eutrofização aquática, escassez hídrica, ecotoxicidade aquática, etc.

De acordo com a norma ISO 14046, um qualificador é usado quando um estudo de pegada hídrica limita-se a apenas determinados aspectos. A "pegada de escassez de água" avalia os impactos associados apenas à disponibilidade de água, enquanto que uma pegada hídrica (não "qualificada") avalia todas as informações relevantes aos impactos relacionados à água, incluindo, portanto, as emissões relevantes (por exemplo, emissões de SO<sub>x</sub> para o ar que causam a acidificação de água doce).

Os impactos relacionados à água estão associados a numerosos mecanismos ambientais, sendo possíveis inúmeras categorias de impacto. As categorias de impacto são escolhidas de acordo com o objetivo e escopo do estudo. Se os resultados do estudo de pegada hídrica forem baseados em diferentes categorias de impacto, os resultados do

inventário do ciclo de vida do estudo devem ser atribuídos a estas diferentes categorias de impacto.

O método de avaliação de pegada hídrica deve considerar o impacto ambiental potencial relacionado às alterações na quantidade e qualidade da água ocasionada pelo sistema em estudo. Qualquer alteração na qualidade da água pode ter um efeito direto sobre a disponibilidade aos possíveis usuários humanos (consumo doméstico, agricultura, aquicultura, recreação, produção de energia e indústria) e outros seres vivos.

As questões hídricas estão relacionadas às características locais, como precipitação, bacias hidrográficas, características hidrológicas, geográficas e climáticas, e às condições sócio-econômicas. Portanto, a avaliação de pegada hídrica deve considerar as condições locais e temporais.

### **3.6.5 Interpretação dos resultados**

A interpretação de uma pegada hídrica deve incluir a identificação de questões-chaves, como:

- identificação do processo unitário com maior contribuição para o cálculo da pegada hídrica;
- identificação dos mecanismos ambientais mais afetados;
- identificação das limitações do sistema em estudo;
- fornecimento de recomendações para melhoria do sistema;
- avaliações de sensibilidade, incerteza e consistência dos dados;
- consideração dos aspectos temporais e geográficos.

### **3.7 ESTUDOS DE ESCASSEZ HÍDRICA DE PRODUTOS AGRÍCOLAS**

Estudos como a avaliação da pegada hídrica podem ajudar os produtores a escolher tecnologias de produção mais sustentáveis, contribuindo de forma direta para redução significativa das alterações ambientais provenientes da agricultura. Um estudo de pegada hídrica (PH) para o tomate produzido na Austrália mostrou que para cada quilo de tomate fresco, a pegada hídrica pode variar de 5 a 53 l de água, tendo fatores

como o sistema de produção e a época de cultivo determinante para essa variação de consumo de água (PAGE *et al.*, 2012).

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 CAMPO EXPERIMENTAL BEBEDOURO-EMBRAPA

Esse trabalho é baseado em dados coletados no experimento conduzido em uma área de um hectare na Estação Experimental de Bebedouro, da Embrapa Semiárido, em Petrolina, Pernambuco. O delineamento experimental utilizado foi o de blocos ao acaso com quatro repetições com os tratamentos dispostos em um arranjo de parcelas subdivididas. As parcelas foram constituídas por dois (2) sistemas de preparo do solo (sem incorporação - SI e com incorporação - CI) e as subparcelas por coquetéis vegetais (CV): CV 1- 75% leguminosas + 25% gramíneas e oleaginosas ; CV 2 - 25% leguminosas + 75% gramíneas e oleaginosas; e a terceira mistura de plantas composta pela vegetação espontânea -VE. Nos tratamentos sem revolvimento, a semeadura dos adubos verdes foi realizada por meio do sulcamento e ao final do ciclo de cultivo a fitomassa foi cortada rente ao solo e depositada na superfície. O corte das plantas foi realizado por meio de roçadeira portátil. O revolvimento do solo consistiu na realização de uma gradagem e sulcamento, na semeadura dos adubos verdes, e aração seguida de gradagem ao final do ciclo de cultivo para a incorporação da fitomassa.

Os tratamentos foram determinados por diferentes composições e proporções de leguminosas e não leguminosa, bem como por diferentes sistemas de manejo, conforme Tabela 2.

**Tabela 2 – Composição dos tratamentos conservacionistas**

<b>Tratamento</b>	<b>Descrição</b>	<b>Sistema de Manejo</b>
Tratamento 1	Coquetel Veg. 1 - 25% não leguminosa + 75% leguminosa	Sem Incorporação
Tratamento 2	Coquetel Veg. 2 - 25% leguminosa + 75% não leguminosa	Sem Incorporação
Tratamento 3	Vegetação espontânea	Sem Incorporação
Tratamento 4	Coquetel Veg. 1 - 25% não leguminosa + 75% leguminosa	Com Incorporação
Tratamento 5	Coquetel Veg. 2 - 25% leguminosas + 75% não-leguminosa	Com Incorporação
Tratamento 6	Vegetação Espontânea	Com Incorporação

Fonte: Elaborado pela Autora

O experimento na Estação Experimental de Bebedouro foi implantado ao final do ano de 2009. A semeadura dos coquetéis foi realizada anualmente durante cinco anos consecutivos, final de 2009 a 2016. Para análise estatística a produtividade das mangueiras, em cada tratamento, foi calculada em função de valores médios dos anos de 2015 e 2016.

A análise estatística foi realizada com o software SISVAR 5.6, considerando como fatores que podem exercer influência na variação da produtividade, o manejo do solo, tipo de cobertura vegetal, parcela e a interação sistema de preparo do solo\*tipo de cobertura/adubação verde. Foi realizada uma análise de variância (ANOVA) para verificar se esses fatores foram significantes na análise de produtividade dos sistemas analisados. Em seguida, uma comparação múltipla de médias foi realizada pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ), para verificar se os sistemas com adubação verde e o manejo do solo diferem estatisticamente entre si.

Os sistemas conservacionistas com melhores resultados em termos de produtividade foram comparados com os sistemas conservacionistas com piores produtividades considerando aspectos e impactos ambientais relacionados às pegadas de carbono e hídrica da manga.

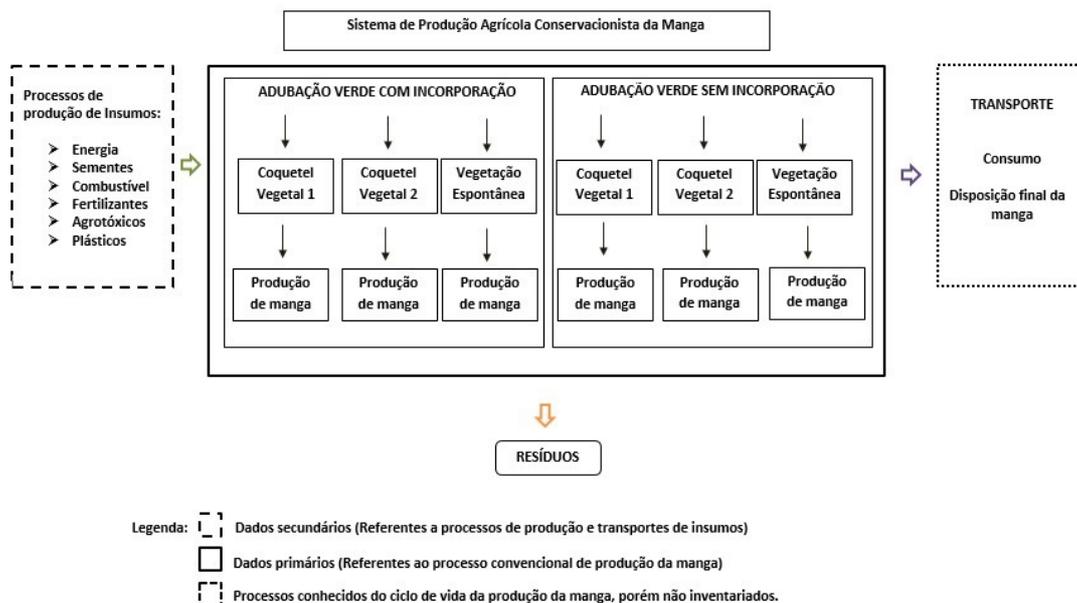
## 4.2 AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA

A metodologia empregada nesse estudo para avaliação das pegadas de carbono e hídrica da manga produzida em sistema conservacionista de manejo do solo segue as etapas de um estudo de avaliação do ciclo de vida (ACV), de acordo com as normas ISO 14040 (NBR, 2014), 14046 (NBR, 2009a, 2014) e ISO 14067 (ISO, 2013).

### 4.2.1 Objetivo, unidade funcional e escopo do estudo

A fronteira do estudo abrange os processos de produção de insumos, transporte e produção agrícola de manga (Figura 5). As atividades de preparo do solo, plantio, tratos culturais, irrigação, adubação e controle fitossanitário foram consideradas na produção agrícola.

**Figura 5 – Fronteiras do Sistema**



Fonte - Elaborado pela autora

O estudo foi realizado adotando como unidade funcional a produção de um quilo de manga em um hectare, considerando toda a fase de crescimento da mangueira em um hectare, ou seja, a produção em um hectare ao longo dos seis primeiros anos do pomar. Os dados de uso de insumos na produção de manga foram coletados na área experimental da Embrapa Semiárido, localizada em Petrolina. Já os inventários referentes à produção dos insumos agrícolas e seu transporte para o pomar de manga foram obtidos da base de dados ecoinvent v. 3.0 (FRISCHKNECHT; JUNGBLUTH, 2007).

#### 4.3 ANÁLISE DO INVENTÁRIO

O inventário da produção agrícola contempla as seguintes fases de produção:

- i. Abertura de área agrícola, com a vegetação sendo transformada de caatinga para área agrícola (produção de manga), com vegetação espontânea ou coquetéis vegetais cultivados entre linhas;
- ii. Plantio, relativo à implantação e formação do pomar no primeiro ano de cultivo;

- iii. Crescimento, considerando o desenvolvimento da planta do segundo ao sexto ano de cultivo;

Os seguintes aspectos ambientais foram quantificados a partir da coleta de dados referentes a entradas e saídas dos processos agrícolas: produção de manga, produção de biomassa em coquetéis vegetais, área, água, energia e agroquímicos. Esses dados foram coletados por meio da aplicação de questionários, junto ao gerente da Unidade Experimental e pesquisadores responsáveis pelo experimento. Os dados são referentes aos anos de 2009 (implantação de experimento), 2010 a 2014 (referentes à fase de crescimento) e 2015 e 2016 (início da fase de produção).

Os dados referentes ao inventário de produção das sementes utilizadas nos tratamentos foram obtidos de SANTOS *et al.*, (2015). Foram selecionadas duas espécies, feijão guandu (*Canajus Cajan*), do grupo de leguminosas, e milho (*Zea mays*), do grupo de não-leguminosas, para elaboração dos inventários de produção de sementes de leguminosas e não-leguminosas. Para a vegetação espontânea, considerou-se o volume de água utilizado na irrigação dessa vegetação.

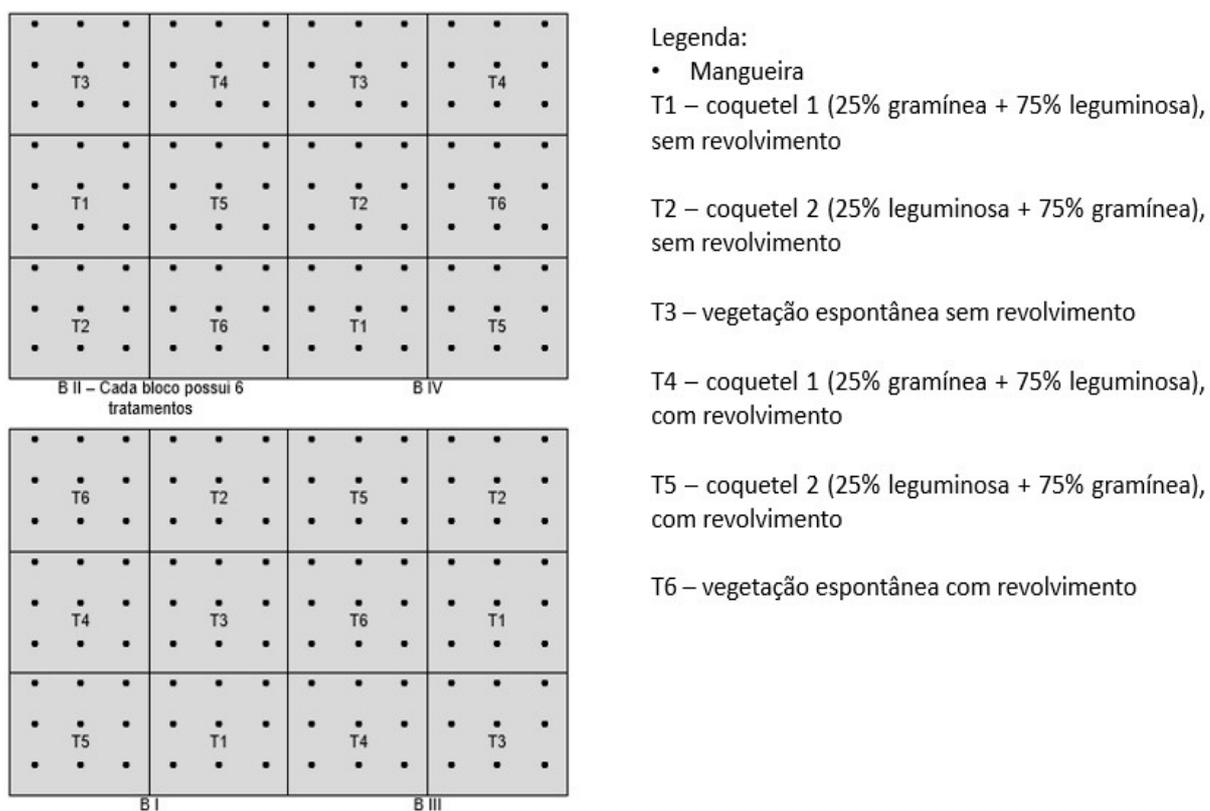
As emissões dos gases de efeito estufa (GEE) CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, foram quantificadas de acordo com a norma ISO 14067 (2012), utilizando o método IPCC (2006). As emissões de amônia (NH<sub>3</sub>) e de monóxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) para o ar, foram calculadas segundo Nemecek e Schnetzer (2011), adotando fatores de emissão propostos pelo EEA-EMPA (2013). As emissões de fósforo e fosfato foram calculadas segundo Nemecek e Schnetzer (2011). Para a emissão de nitrato, seguiu-se a metodologia proposta por Emmenegger (2009). A metodologia proposta por Nemecek e Schnetzer (2011) também foi usada para estimar as emissões de metais pesados e dos pesticidas utilizados no sistema de cultivo, a partir do princípio ativo de cada produto (ver Anexo 1).

Para o cálculo de GEE referente à mudança de uso da terra, considerou-se que a vegetação encontrada na área do experimento, 20 anos atrás, era a Caatinga (14,9 tC/ha, MCT, 2010). Para o cálculo das emissões de CO<sub>2</sub> devido à remoção da Caatinga para produção de manga, considera-se que o pomar será gradativamente substituído, não sendo alterada significativamente a biomassa das mangueiras presentes em um hectare.

### 4.3.1 Plantio de coquetéis vegetais nas entrelinhas de mangueiras – Sistema Conservacionista

O experimento foi conduzido em quatro blocos casualizados. Cada bloco possui seis parcelas subdivididas contendo em cada tratamento, diferentes coquetéis vegetais, bem como diferentes sistemas de manejo (Tabela 2, com croqui do experimento na Figura 6). Em todos os tratamentos analisados, realizam-se dois tipos de manejo do solo: o incorporado, onde ocorre uma gradagem e um sulcamento na semeadura dos coquetéis para que a fitomassa produzida seja incorporada ao solo; e o não revolvido, em que ao final do ciclo de cultivo dos coquetéis a fitomassa é cortada e depositada na superfície do solo.

**Figura 6 – Croqui do experimento conservacionista**



Fonte: Embrapa, semiárido

Os coquetéis vegetais foram semeados em espaçamentos entrelinhas de 50 cm, sendo a primeira linha de semeadura localizada a 100 cm de distância da base do

caule da mangueira, totalizando 13 linhas de coquetéis vegetais. Os coquetéis vegetais são compostos pela mistura de espécies leguminosas, gramíneas e oleaginosas.

As leguminosas foram calopogônio (*Calopogonium mucunoide* Desv.), mucuna preta (*Stizolobium aterrimum* Piper & Tracy), mucuna cinza (*Mucuna cochinchinensis* (Lour.) A. Chev.), crotalárias (*Crotalaria juncea* L. e *Crotalaria spectabilis* Roth), feijão de porco (*Canavalia ensiformis* (L.) DC.), guandú (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) e lab-lab (*Dolichos lablab* L.). As gramíneas foram milho (*Zea mays* L.), milheto (*Pennisetum americanum* (L.) Leake) e sorgo (*Sorghum vulgare* Pers.). As oleaginosas foram gergelim (*Sesamum indicum* L.), mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annuus* L.).

Na vegetação espontânea, foram identificadas como espécies predominantes: *Desmodium tortuosum* (Sw.) DC. – Leguminosa (Fabaceae); *Macroptilium lathyroides* (L.) Urb. – Leguminosa (Fabaceae); *Digitaria bicornis* (Lam.) roem. – Gramínea (Poaceae); *Dactyloctenium aegyptium* (L.) Willd. – Gramínea (Poaceae); *Commelina difusa* Burm. f. – Commelinaceae; *Acanthospermum hispidum* DC.- Asteraceae; *Euphorbia chamaeclada* Ule –Euphorbiaceae; *Waltheria rotundifolia* Schrank – Malvaceae; *Waltheria sp.* L.- Malvaceae; *Tridax procumbens* L.- Asteraceae; *Ipomoea mauritiana* Jacq. – Convolvulaceae; *Ipomoea bahiensis* Willd. Ex Roem. & Schult. –Convolvulaceae; *Amaranthus deflexus* L. - Amaranthaceae

Utilizaram-se dois tipos de manejo de irrigação na área experimental: um de micro aspersão, nas linhas das mangueiras, e o outro, por gotejamento, na área dos coquetéis vegetais.

#### 4.4 AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS (AICV)

Neste estudo, foram consideradas as seguintes categorias de impactos relacionadas à Pegada de carbono: mudanças climáticas considerando os impactos dos GEE e para a Pegada hídrica: escassez hídrica, eutrofização (marinha e de água doce), toxicidade humana (cancerígena e não-cancerígena) e ecotoxicidade.

Os resultados da pegada de carbono são expressos em termos de CO<sub>2</sub>-equivalente, considerando o potencial de aquecimento global dos GEE no período de 100 anos. Já os resultados dos impactos na escassez hídrica, eutrofização, toxicidade

humana e ecotoxicidade aquática são expressos em m<sup>3</sup> de H<sub>2</sub>O, kg P eq., kg de N eq., CTUh e CTUe, respectivamente.

Os métodos de avaliação usados são os indicados pelo ILCD (JRC, 2011): Recipe, versão hierárquica, *midpoint* (GOEDKOOOP *et al.*, 2009) para a categoria de eutrofização e para a categoria de escassez hídrica; IPCC (2007) para mudança climática; e Usetox para toxicidade humana e ecotoxicidade aquática (ROSENBAUM *et al.*, 2008).

#### 4.5 ANÁLISE DE INCERTEZA

A análise de incerteza foi empregada na avaliação comparativa entre tratamentos. Utilizou-se o método Monte Carlo, considerando 1000 ciclos de geração de valores para as variáveis de consumo e emissão. Para o cálculo do desvio padrão das variáveis, foi utilizada a matriz pedigree (GOEDKOOOP *et al.*, 2014).

### 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 5.1 ANÁLISE ESTATÍSTICA DA PRODUTIVIDADE DA MANGA

Foi realizada uma análise descritiva dos dados obtidos, através de uma análise de variância (ANOVA), pela qual é possível verificar se há uma diferença estatística entre as médias de produtividade obtidas e se os fatores, como adubação verde e manejo da biomassa vegetal, exercem influência significativa na variável produtividade. O fator “ano” não foi considerado como um fator que exerce influência, uma vez que o pomar de mangueira analisado ainda não atingiu sua estabilidade produtiva.

A análise de variância configura-se como um teste em que duas hipóteses são consideradas, a nula (H<sub>0</sub>) e a alternativa (H<sub>a</sub>). Para a análise estatística realizada, consideraram-se as seguintes hipóteses:

- H0: Os fatores são significativos na produtividade de manga
- Ha: Os fatores não são significativos na produtividade de manga

De acordo com a Tabela 3, verifica-se que os fatores biomassa de cobertura e parcela obtiveram o *p* valor-de *F* (probabilidade do erro) próximo de zero. Isso indica que a hipótese nula (H0) deve ser aceita como verdadeira. Portanto, ao considerar a probabilidade do erro pequena para os fatores tratamento e parcela (0,00077 e 0,003541, respectivamente), menor que 1%, assume-se que estes fatores são significativos na produtividade de manga dos sistemas.

No entanto, ao analisar a significância dos fatores manejo e a interação entre cobertura vegetal\*manejo em função do p-valor, verifica-se que ambos não contribuem de forma significativa para a produtividade de manga analisada. Isso ocorre uma vez que a probabilidade do erro é de 0,1306 (13%) e 0,3007 (30%) ao rejeitar a hipótese H0. Logo, a probabilidade do erro é maior que o intervalo de confiança definido em 5%.

**Tabela 3 – Análise de Variância (ANOVA)**

ANÁLISE DE VARIÂNCIA					
FATORES	GRAU DE LIBERDADE	SOMA DOS QUADRADOS	QUADRADO MÉDIO	Fc	Pr >Fc
BIOMASSA DE COBERTURA	2	85889261	42944630	8,65	0,0007738
MANEJO	1	11824725	11824725	2,38	0,1306781
REPETIÇÃO COBERTURA*	3	79400418	26466806	5,33	0,0035415
MANEJO	2	12295096	6147548	1,23	0,3007407
Erro	39	193460331	4960521		

Fonte: Elaborado pela autora.

A partir desses resultados, é necessário verificar se há diferença estatística entre as médias de tratamentos e as médias de manejos adotados no sistema conservacionista. Realizou-se o teste de Tukey para comparação múltipla das médias entre os manejos e os tratamentos em nível de 95% de confiança (Tabela 4), verificando-se que não há diferença estatística entre os manejos incorporados e não incorporados.

De acordo com a comparação múltipla das médias, AV\_SI\_75%L+ 25%NL e AV\_CI\_75%L+25%NL não diferem estatisticamente entre si e nem de

AV\_SI\_25%L+ 75%NL e AV\_CI\_25%L+75%NL. Para os tratamentos, AV\_SI\_VE e AV\_CI\_VE também não houve diferença estatística entre si e entre os tratamentos AV\_SI\_25%NL+75%L e AV\_CI\_25%L+75%NL.

No entanto, as produtividades de AV\_SI\_75%L+25%NL e AV\_CI\_75%L+25%NL diferiram estatisticamente de AV\_SI\_VE e AV\_CI\_VE (Tabela 5).

Dessa forma, os sistemas conservacionistas AV\_SI\_75%L+25%NL, AV\_CI\_75%L+25%NL, AV\_SI\_VE e AV\_CI\_VE foram selecionados para realização da avaliação ambiental. Os dados de produtividade média nesses sistemas encontram-se na Tabela 5.

**Tabela 4 – Comparação múltipla das médias pelo Teste de Tukey**

TESTE DE TUKEY		
Manejo	Médias	
Não incorporado	7438,08	a
Incorporado	8430,75	a
Tratamentos	Médias	
AV_SI_75%L+25%NL e AV_CI_75%L+25%NL	9502,65	a
AV_SI_25%NL+75%L e AV_CI_25%L+75%NL	8066,55	ab
AV_SI_VE e AV_CI_VE	6234,045	b

**Legenda:** AV = adubação verde SI = Sem Incorporação CI = Com Incorporação

75%L+25%NL = 75% Leguminosas + 25% Não leguminosas

25% NL + 75% L = 25% Não leguminosa + 75% Leguminosa

VE = Vegetação Espontânea

Fonte: Elaborado pela autora

**Tabela 5 – Médias de Produtividade dos sistemas de cultivo da manga**

TRATAMENTOS						
Produtividade. Ano (kg/ha)	AV_SI_75%L +25%NL	AV_SI_25%N L+75%L	AV_SI _VE	AV_CI_75%L +25%NL	AV_CI_25%L +75%NL	AV_C I_VE
<b>Média</b>	8967,4	8208,6	5138,3	10037,9	7924,5	7329,8

**Legenda:** AV = adubação verde SI = Sem Incorporação CI = Com Incorporação

75%L+25%NL = 75% Leguminosas + 25% Não leguminosas

25% NL + 75% L = 25% Não leguminosa + 75% Leguminosa

VE = Vegetação Espontânea

Fonte: Elaborado pela Autora

## 5.2 INVENTÁRIOS DE ENTRADAS E SAÍDAS NOS PROCESSOS

A tabela 6 contém dados de entrada de insumos e saídas de produto e de emissões dos quatro sistemas de adubação verde analisados considerando a MÉDIA de produção de manga em seis anos na área de um hectare. De acordo com os dados inventariados não houve diferença nas quantidades de insumos utilizados entre os quatro sistemas, uma vez que todos os dados de entrada foram mensurados para um hectare. Embora não seja possível observar essas diferenças de entradas de insumos, os sistemas de cultivo de manga composto por vegetação espontânea, obtiveram a menor média de produtividade em seis anos analisados, com 1712,75 kg de manga/ha para AV\_SI\_Veg. Espontânea e 2443,28 kg de manga/ha para AV\_CI\_Veg. Espontânea.

Quanto às emissões para o ar, observa-se que o dióxido de carbono é o principal gás emitido entre os sistemas analisados nesse estudo. O uso de ureia e calcário foram os responsáveis pelas maiores contribuições nas emissões desse gás, com aproximadamente 75% das emissões de CO<sub>2</sub>. Já os 25% restante da emissão desse gás foi através da queima de combustíveis fósseis (diesel e gasolina), emitindo cerca de 45 kg de CO<sub>2</sub>/ ha.

No que se refere à emissão de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), observa-se que os sistemas compostos pelos coquetéis vegetais, onde há a proporção de adubação verde de 75% leg. + 25% não-leguminosa, foram os que mais emitiram esse gás para atmosfera quando comparados com os tratamentos compostos por vegetação espontânea, independente do manejo da biomassa ter sido incorporada ou não. Isso ocorreu devido os sistemas de adubação verde AV\_SI\_75%L+25%NL e AV\_CI\_75%L\_25%NL apresentarem as maiores médias de acúmulo de nitrogênio no solo, 314 kg de N/hectare e 339,32 kg de N/hectare, respectivamente em relação aos sistemas compostos por vegetação espontânea, que apresentaram média 125,24 kg de N/ha para AV\_SI\_Veg. Espontânea e 91,62 kg de N/ha para AV\_CI\_Veg.Espontânea.

Portanto, a elevada emissão de óxido nitroso desses sistemas ocorreu principalmente pela emissão direta da degradação da biomassa dos coquetéis vegetais utilizados nos sistemas de adubação verde.

Para a emissão de amônia para o ar, através da utilização de esterco e dos fertilizantes minerais, não houve diferença entre os quatro sistemas conservacionistas

analisados. A utilização dos fertilizantes minerais foi responsável por aproximadamente 95% das emissões de amônia, enquanto que o uso de esterco respondeu pelos 5% restante das emissões.

Para todos os sistemas analisados, o gás metano ( $\text{CH}_4$ ) foi o gás com menor emissão para o ar, em função da pouca quantidade de combustível (diesel e gasolina) utilizada nos quatro sistemas conservacionistas. O consumo de combustível deve-se ao uso de maquinário agrícola para aplicação de defensivos e fertilizantes e para manutenção do pomar através de atividades como aração, gradagem e capinas mecanizada. Estas atividades ocorrem durante todo o ciclo do plantio até o crescimento do pomar da manga ao longo dos 6 primeiros anos do ciclo de cultivo, sendo que no sistema com incorporação há um acréscimo na quantidade de combustível devido a necessidade de incorporação da biomassa.

A etapa de abertura de área agrícola, onde ocorre à transformação da área (caatinga para área agrícola, área agrícola para pasto, cultura perene para anual, etc.), geralmente é responsável pela redução do estoque de carbono na biomassa e no solo. No entanto, no sistema em estudo onde se considera a incorporação da biomassa produzida no ciclo final da mangicultura, há uma contribuição no aporte de carbono no solo devido à grande quantidade de carbono presente na mangueira (47,85 tC/ha) e nos coquetéis vegetais utilizados nos sistemas conservacionistas.

Em razão desse estoque de carbono (presente na biomassa da mangueira e dos coquetéis vegetais) não há emissões de  $\text{CO}_2$  pela biomassa e sim um sequestro de  $\text{CO}_2$  atmosférico. Esse resultado de estoque de carbono é verificado nos quatro sistemas conservacionistas.

Nesta etapa, observa-se que o sequestro de  $\text{CO}_2$  nos sistemas compostos por vegetação espontânea é menor quando comparada com os sistemas compostos por coquetéis vegetais. Isso ocorre em função do estoque de carbono presente no solo ser menor nos sistemas AV\_SI\_veg.espontânea (15,56 tC/ha) e AV\_CI\_veg.espontânea (15,56 tC/ha) quando comparados com o estoque de carbono no solo dos sistemas compostos por coquetéis vegetais, AV\_SI\_75%L+25%NL e AV\_CI\_75%L+25%NL, com 19,99 tC/ha e 19,27 tC/ha, respectivamente.

**Tabela 6 – Inventário de entradas e saídas nos processos relativos a média de seis anos de cultivo de manga em um hectare**

Sistema Conservacionista									
Inventário	Unidade	Abertura de área agrícola	AV_SI 75%L+ 25%NL	Abertura de área agrícola	AV_SI Veg. Esp.	Abertura de área agrícola	AV_CI 75%L+ 25%NL	Abertura de área agrícola	AV_CI Veg. Esp.
<b>Produtos</b>									
Manga	Kg/ha		2989,12		1712,75		3345,98		2443,28
<b>Entradas</b>									
Área	ha	1	1	1		1		1	
Ureia	kg		34,89		34,89		34,89		34,89
Calcário	kg		222		222		222		222
Cloreto de Potássio	kg		15,33		15,33		15,33		15,33
Esterco de Caprino	kg		41,67		41,67		41,67		41,67
Gesso	kg		155,33		155,33		155,33		155,33
MAP	kg		8,83		8,83		8,83		8,83
Nitrato de Cálcio	kg		3,33		3,33		3,33		3,33
Nitrato de Potássio	kg		25,92		25,92		25,92		25,92
Sulfato de Magnésio	kg		2		2		2		2
Sulfato de potássio	kg		30,83		30,83		30,83		30,83
<b>Defensivos</b>									
Inseticidas	kg		0,48		0,48		0,48		0,48
Fungicida	kg		0,46		0,46		0,46		0,46
Herbicida	kg		0,58		0,58		0,58		0,58
Diesel	kg		14,15		14,15		14,15		14,15
Gasolina	L		3,6		3,6		3,6		3,6
<b>Irrigação</b>									
Água	m <sup>3</sup>		5840		5840		5840		5840

(Continuação)

Inventário	Unidade	Abertura de área agrícola	AV_SI 75%L+ 25%NL	Abertura de área agrícola	AV_SI Veg. Esp.	Abertura de área agrícola	AV_CI 75%L+ 25%NL	Abertura de área agrícola	AV_CI Veg. Esp.
<b>Saídas</b>									
<b>Emissões para o Ar</b>									
CO <sub>2</sub> - Reference situation	kg	-9835,36	176,47	-8256,98	176,47	-9285,36	176,47	-6120,54	176,47
N <sub>2</sub> O - Reference situation	kg	1,075	7,88	1,321	4,23	0,965	8,36	2,02	3,59
NO <sub>x</sub> - Reference situation	kg	5,62	1,65	5,62	0,890	5,64	1,75	5,78	0,75
CH <sub>4</sub>	kg	3,23	0,018	3,23	0,018	3,23	0,018	3,23	0,018
CO	kg	91,43		91,43		91,43		91,43	
NH <sub>3</sub>	kg		4,53		4,53		4,53		4,53
<b>Emissões para água</b>									
NO <sub>3</sub>	kg		-83,89		-9,10		-94,56		2,74
PO <sub>4</sub>	kg		0,25		0,25		0,25		0,25
P	kg		0,34		0,34		0,34		0,34
<b>Emissões para o solo</b>									
Cd	mg		18,02		18,02		18,02		18,02
Cu	mg		335,49		335,49		335,49		335,49
Zn	mg		1531,26		1531,26		1531,26		1531,26
Pb	mg		170		170		170		170
Ni	mg		2255,31		2255,31		2255,31		2255,31
Cr	mg		97036,48		97036,48		97036,48		97036,48
<b>Defensivos</b>									
Inseticidas	mg		5,02E-02		5,02E-02		5,02E-02		5,02E-02
Fungicidas	mg		7,26E-02		7,26E-02		7,26E-02		7,26E-02
Herbicidas	M g		2,80E-02		2,80E-02		2,80E-02		2,80E-02

**Legenda:** AV = adubação verde SI = Sem Incorporação CI = Com Incorporação

**75%L+25%NL** = 75% Leguminosas + 25% Não leguminosas

**25% NL + 75% L** = 25% Não leguminosa + 75% Leguminosa

**VE** = Vegetação Espontânea

Fonte: Elaborado pela autora

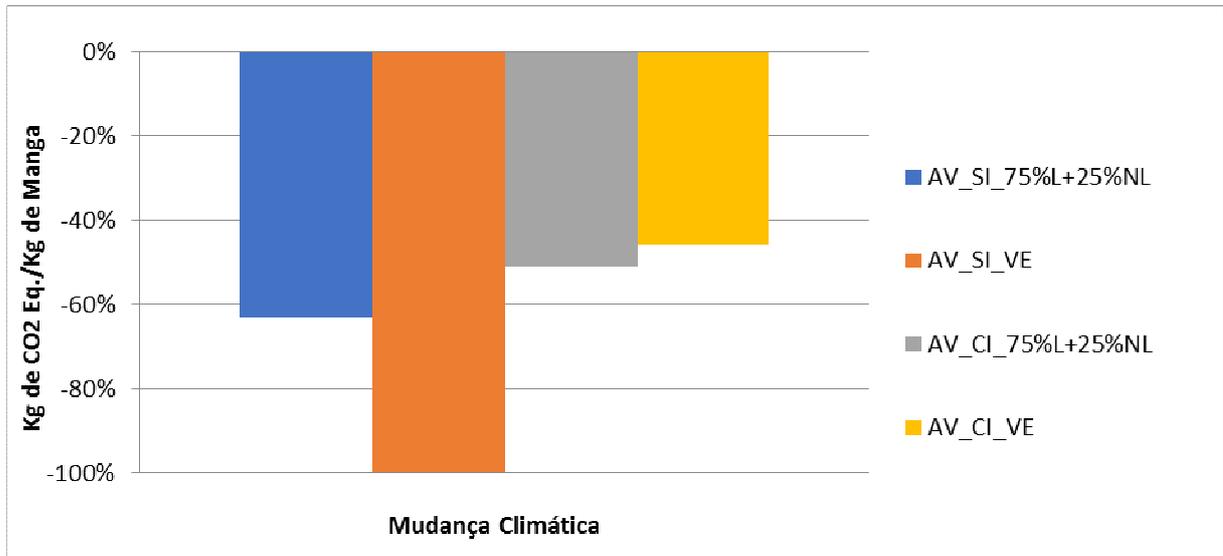
### 5.3 PEGADA DE CARBONO

A partir dos resultados (Figura 7), observa-se que para a pegada de carbono dos quatro sistemas avaliados, não houve uma emissão de CO<sub>2</sub>-Eq. e sim um sequestro de carbono atmosférico. Esse sequestro de CO<sub>2</sub> pode ser justificado em razão da quantidade de carbono que é estocada na biomassa (mangueira e coquetéis vegetais), na etapa de abertura de áreas e o teor de carbono presente no solo.

De acordo com a figura 7, o sistema de adubação verde sem incorporação composto por vegetação espontânea, AV\_SI\_VE obteve a maior pegada de carbono (em relação a sequestro de CO<sub>2</sub> Eq.) com -3,65 kg de CO<sub>2</sub>- Eq./kg de manga, enquanto que o sistema com incorporação da biomassa, composto por vegetação espontânea, AV\_CI\_VE, obteve a menor pegada de carbono com -1,67 kg de CO<sub>2</sub>- Eq./kg de manga. Portanto, dentre os quatros sistemas analisados, o sistema AV\_SI\_VE foi o que apresentou melhor resultado em relação a pegada de carbono.

Vinyes *et al.* (2017), ao realizar estudo de ACV do pêssego e da maçã produzida no Nordeste da Espanha estimou a pegada de carbono dessas frutas em 0,381 kg de CO<sub>2</sub> eq. e 0,302 kg de CO<sub>2</sub> eq., respectivamente. No entanto, para esse estudo não foram considerados o sequestro de carbono do solo e da biomassa, uma vez que o teor de carbono no solo permaneceu constante durante os anos de cultivo dos pomares no estudo e que não houve mudança do uso da terra. Outro fator também, é que para este estudo, além da fase agrícola foram contemplados no escopo a distribuição, consumo e disposição final.

**Figura 7 – Emissão de CO<sub>2</sub> Eq./kg de manga entre os sistemas conservacionistas**



Legenda:

AV Adubação Verde SI = Sem Incorporação CI = Com incorporação

75%L + 25% NL= 25% de espécies leguminosas e 75% de espécies não-leguminosas

Veg. Esp.=Vegetação Espontânea

Fonte: Elaborado pela Autora

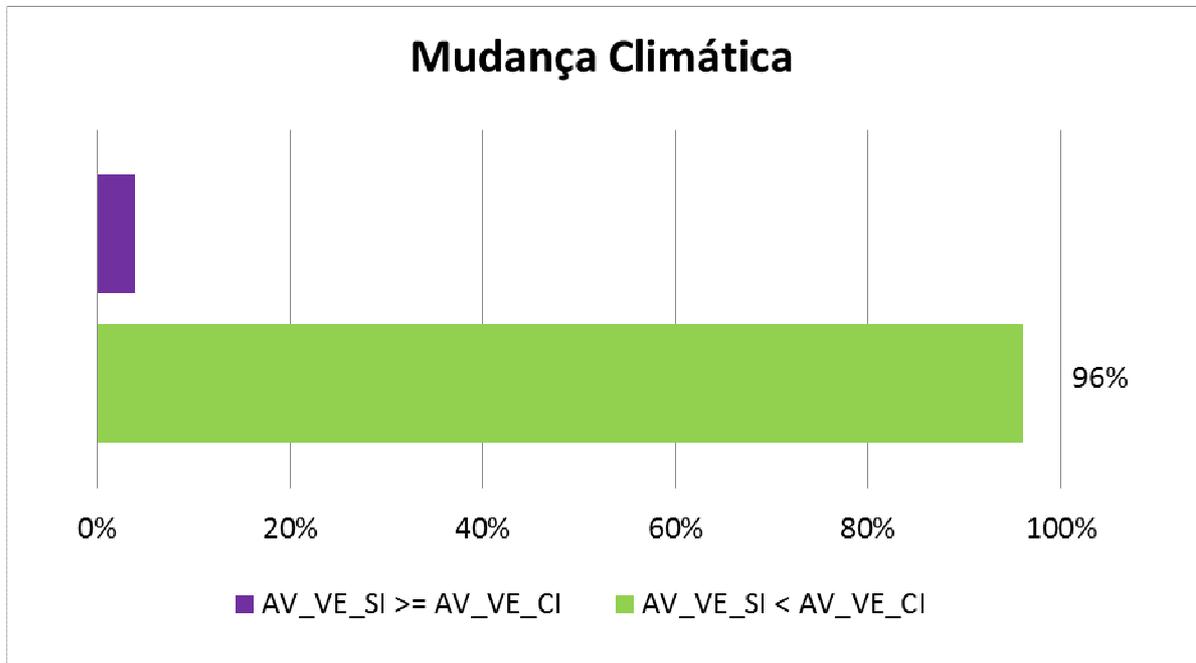
Embora o sistema AV\_SI\_VE tenha tido a menor média de produtividade em seis anos, com apenas 1712,75 kg de manga/ha, essa melhor pegada de carbono em relação aos demais tratamentos, pode ser explicada pela ausência de emissão de CO<sub>2</sub> e pela unidade funcional adotada no estudo, a produção de um kilo de manga em um hectare. Ou seja, por não haver mais uma emissão e sim um sequestro desse carbono da atmosfera que configura-se como um impacto ambiental positivo do sistema, a divisão desse ganho pela quantidade média de fruta produzida deverá ser maior no sistema em que apresentar a menor média de produtividade em um hectare.

Para o sistema de cultivo em campo, observa-se também que embora não haja diferença na emissão de CO<sub>2</sub> entre os quatro sistemas conservacionistas, uma vez que não há diferença na quantidade de insumos utilizados em campo, e que os sistemas compostos pela vegetação espontânea emitem menos óxido nitroso quando comparados com os sistemas compostos pelos coquetéis vegetais (Tabela 6), essa menor emissão de óxido nitroso também contribui para um melhor desempenho do sistema AV\_SI\_VE.

A análise de incerteza realizada entre os tratamentos com menor impacto AV\_SI\_VE e maior impacto ambiental AV\_CI\_VE para a categoria de mudança climática (Figura 8), mostra que o percentual de vezes em que AV\_SI\_VE resultou em impacto superior a AV\_CI\_VE, foi maior que 96%. Portanto, a análise de incerteza entre esses dois sistemas

mostrou que AV\_CI\_VE é significativamente pior em termos de pegada de carbono do que AV\_SI\_VE

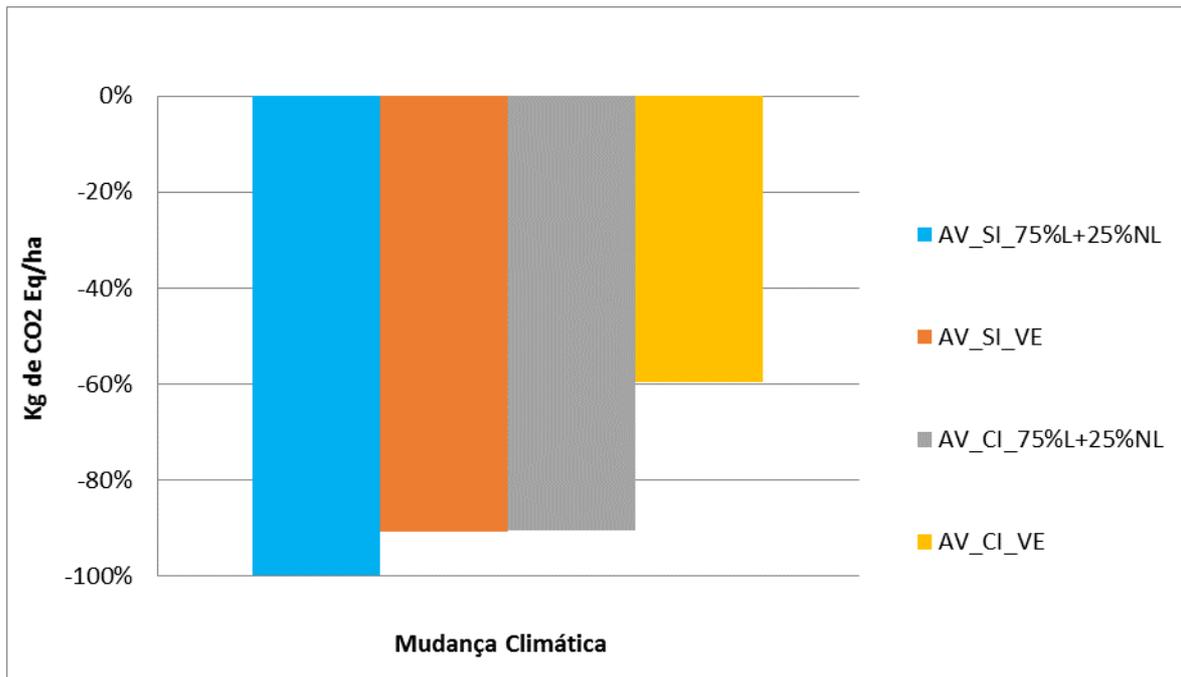
**Figura 8 – Análise de Incerteza entre os tratamentos T3 (AV\_SI\_VE) e T6 (AV\_CI\_VE)**



Fonte: Elaborado pela Autora

Ao analisar a pegada de carbono dos sistemas conservacionistas modificando sua unidade funcional, ou seja analisando as emissões não mais por quilo e sim pela área (ha), (Figura 8), observa-se que há uma alteração nos resultados. O sistema AV\_SI\_75%L + 25%NL passa a apresentar o melhor desempenho para pegada de carbono, com sequestro de -6879,84 kg de CO<sub>2</sub>- Eq./ha, enquanto que o sistema AV\_CI\_VE apresenta-se como o pior resultado, -4104,67 kg de CO<sub>2</sub>- Eq./ha, dentre os quatro sistemas analisados.

**Figura 9 – Emissão de CO<sub>2</sub> Eq./ha entre os sistemas conservacionistas**



Legenda:

AV Adubação Verde SI = Sem Incorporação CI = Com incorporação

75%L + 25% NL= 25% de espécies leguminosas e 75% de espécies não-leguminosas

Veg. Esp.=Vegetação Espontânea

Fonte: Elaborado pela Autora

Cerutti *et al.* (2013) ao investigar a produção de três cultivares de maçã com o cultivo de maçã comercial do Norte da Itália, considerando como unidades funcionais a produção de 1 tonelada, o crescimento do pomar em 1 hectare e o ganho de renda pelo produtor de 1000 euros, obteve diferentes resultados. Para o autor, os impactos relacionados ao adotar a UF de 1 ton de produção é devido a quantidade de fruta que é produzida em um hectare. Ou seja, os impactos ambientais das emissões e da utilização de insumos são divididos pela quantidade total de produto produzido não levando em consideração os impactos do sistema de produção como um todo.

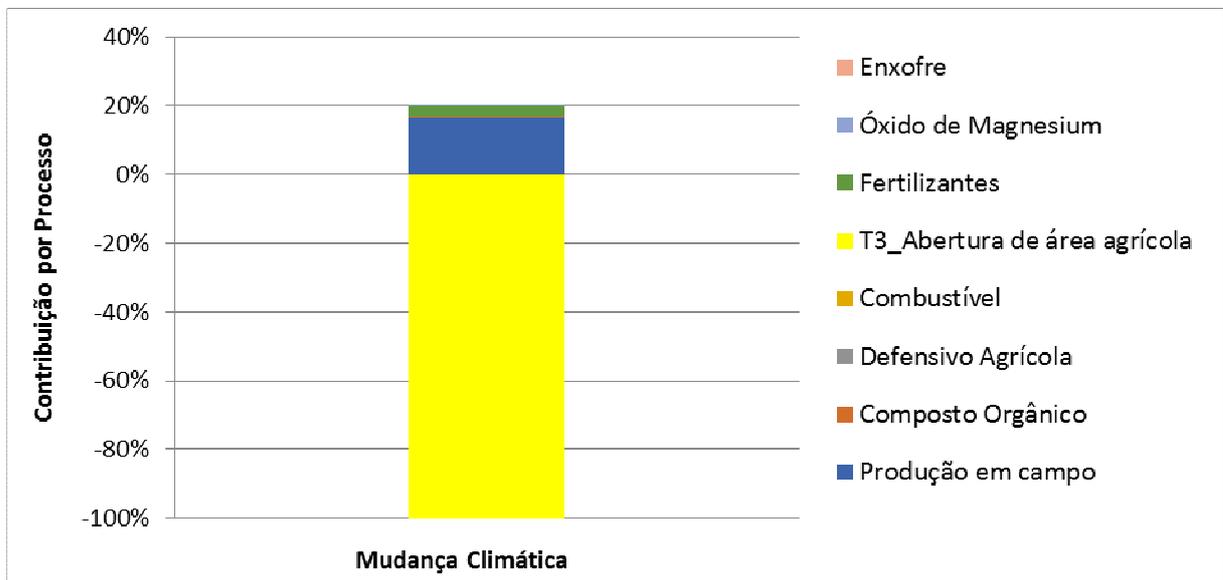
Em contrapartida, nos impactos relacionados por hectare (que não é um produto do sistema analisado) considera-se a quantidade real de emissões e recursos utilizados não só para o sistema de produção como também para o hectare.

### 5.3.1 Análise do tratamento menos impactante

Ao realizar a análise de dominância do melhor sistema conservacionista (Figura 9) AV\_SI\_VE verifica-se que o processo que mais contribuiu para emissão de GEE, foi a produção de manga em campo com 16% dos impactos ambientais. Enquanto que a etapa de abertura de áreas agrícolas, apresentou-se como a etapa que contribuiu de forma positiva para as emissões de GEE.

Para contribuição da etapa de abertura de áreas agrícolas, resalta-se que esse valor é justificado pelo sequestro de CO<sub>2</sub> proveniente do carbono presente no solo proveniente dos coquetéis vegetais.

**Figura 10 – Análise de dominância entre T3 – AV\_SI\_VE**



Fonte: Elaborado pela Autora

Para o processo de cultivo em campo, o impacto está relacionado quanto a produção de fertilizantes para se utilizar no sistema. Principalmente do nitrato de potássio a partir do ácido nítrico. Para o nitrato de potássio, o impacto tá relacionado a partir da fonte de matéria-prima para a síntese dessa substância que ocorre através da reação entre ácido nítrico e hidróxido de potássio.

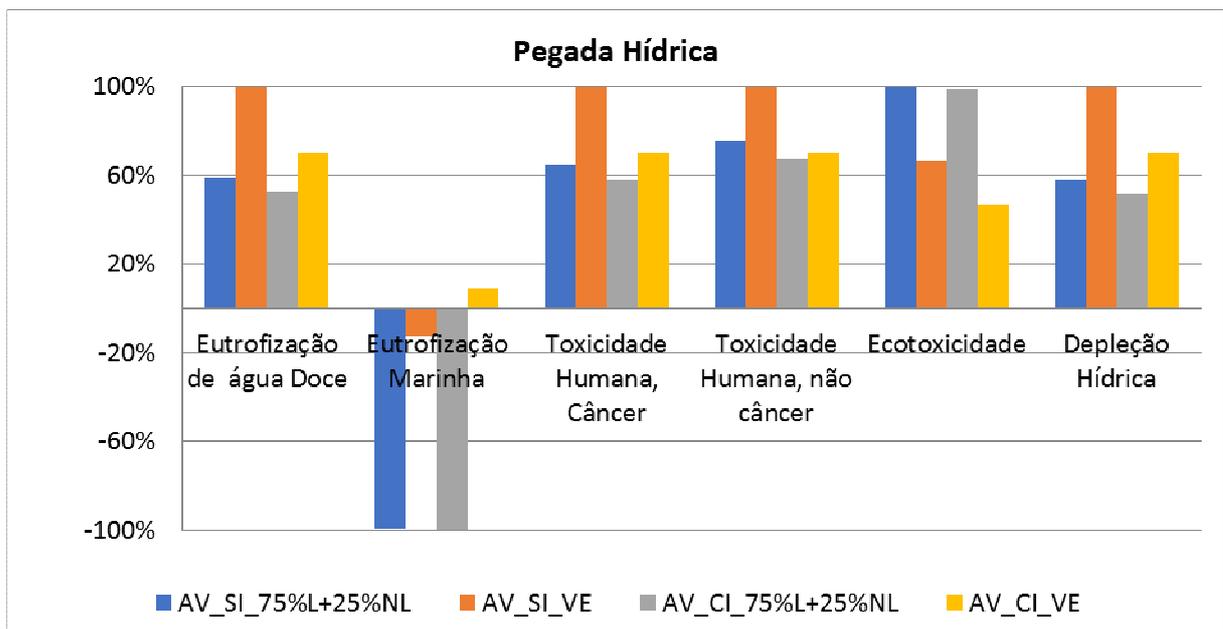
Para *Vinyes et al.* (2017), para a avaliação ambiental das frutas pêssego e maçã, os principais impactos da fase agrícola, estão relacionados à produção de fertilizantes e agroquímicos. Goossens et al. (2017) comparando a produção de maçãs cultivadas na Bélgica por diferentes sistemas de produção, relatou que 54% dos impactos ambientais são provenientes do uso de fertilizantes sintéticos, principalmente nos sistemas convencionais e

integrado. Roibás et al. (2016) ao realizar um estudo de pegada de carbono da banana equatoriana, identificou a etapa de produção em campo, como a etapa que mais contribuiu para os impactos ambientais, principalmente devido ao uso dos fertilizantes sintéticos.

#### 5.4 PEGADA HÍDRICA

Realizou-se a análise comparativa das pegadas hídrica dos quatro sistemas conservacionistas (Figura 10), e observou-se que os tratamentos compostos por vegetação espontânea, apresentaram os maiores impactos ambientais, exceto para categoria ecotoxicidade. O sistema AV\_SI\_VE apresentou valor máximo de impacto em quatro das seis categorias avaliadas. Esse resultado é justificado principalmente pela baixa produtividade do sistema analisado.

**Figura 11 – Pegada Hídrica dos sistemas conservacionistas**



Legenda: AV Adubação Verde SI = Sem Incorporação CI = Com incorporação

75%L + 25% NL= 25% de espécies leguminosas e 75% de espécies não-leguminosas

VE=Vegetação Espontânea

Fonte: Elaborada pela Autora

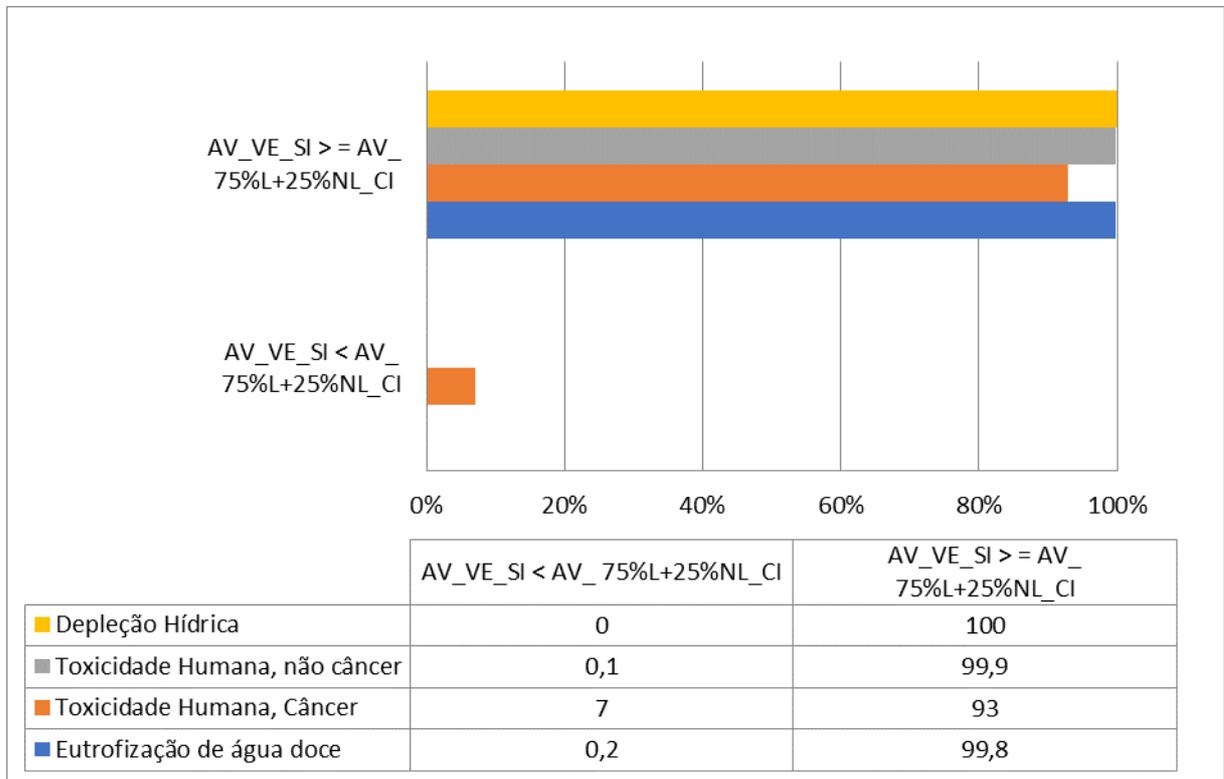
O sistema AV\_CI\_75%L+25% NL obteve o menor impacto ambiental em cinco (eutrofização de água doce, toxicidade humana – câncer, toxicidade humana – não câncer,

depleção hídrica e eutrofização marinha) das seis categorias avaliadas. Para essas categorias, as emissões foram calculadas em 1,36E-04 kg de P eq., 1,50E-11 CTUh, 9,86E-11CTUh, 6,34 m<sup>3</sup> de H<sub>2</sub>O e -6,26E-03 Kg de N eq., respectivamente.

Para a categoria ecotoxicidade, os sistemas compostos pelos coquetéis vegetais, apresentaram os piores desempenhos ambientais, com 100% e 99% dos impactos ambientais, respectivamente. Isso ocorreu principalmente em razão da produção das sementes dos coquetéis vegetais que foram utilizados nos tratamentos com espécies leguminosas e não leguminosas. Para essa mesma categoria, o sistema AV\_CI\_VE obteve o menor impacto ambiental para a categoria de ecotoxicidade (0,31 CTUe).

Ao realizar a análise de incerteza entre os sistemas AV\_SI\_VE e AV\_CI\_75 %L + 25% NL (Figura 12), observou-se que AV\_SI\_VE apresentou o pior desempenho ambiental em relação a AV\_CI\_75 %L + 25% NL em todas as categorias. No entanto, a análise de incerteza mostrou que não houve diferença significativa para a categoria toxicidade humana, câncer.

**Figura 12 – Análise de Incerteza entre T3 (75% leg. + 25% gramínea, SI) e T4 (75% leg. + 25% gramínea, CI)**



Fonte: Elaborado pela Autora

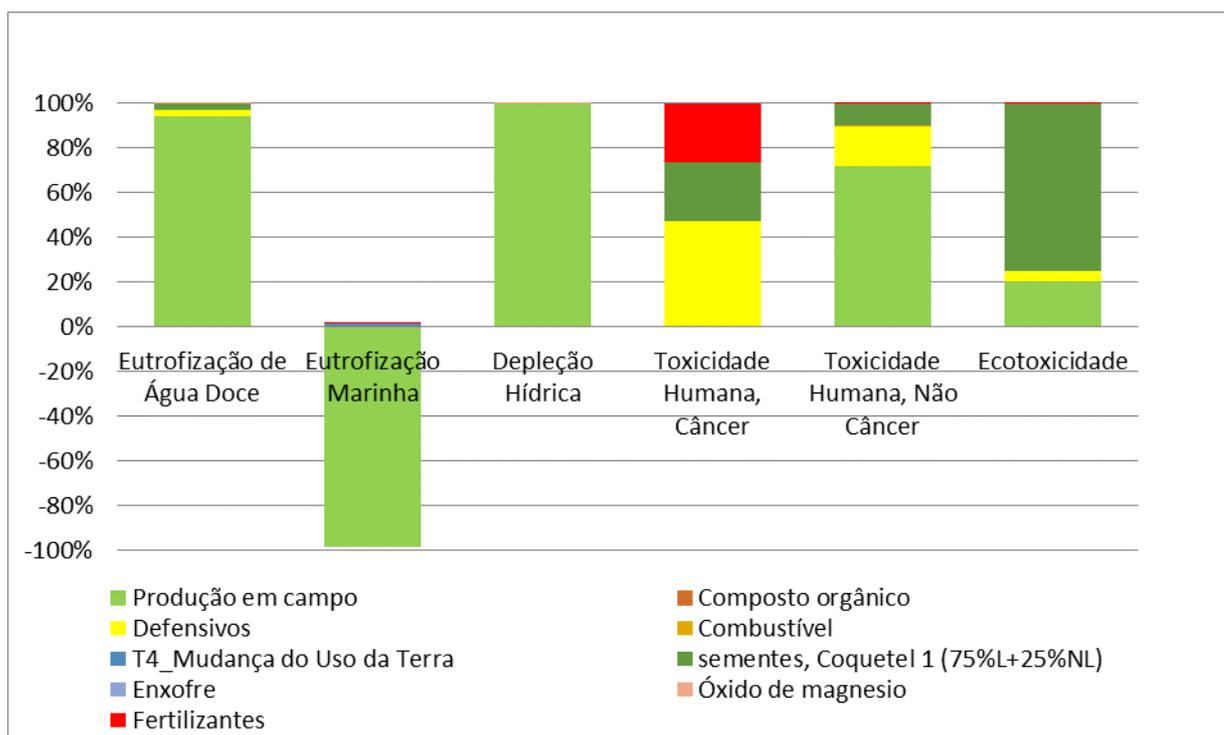
### 5.4.1 Análise do tratamento menos impactante

Ao realizar a análise de dominância do melhor sistema conservacionista AV\_CI\_75 %L+25% NL (Figura 13), observa-se que as etapas de produção em campo e produção e uso de fertilizantes e defensivos corresponderam aos processos que mais contribuíram para o cálculo da pegada hídrica no sistema analisado.

Para as categorias depleção hídrica, eutrofização de água doce e toxicidade humana não câncer a etapa de produção em campo foi a que mais contribuiu para os impactos ambientais, com 99,7%, 94% e 72%, respectivamente. O uso de fertilizantes nitrogenados nessa etapa é responsável por aumentar o potencial de eutrofização marinha, uma vez que o nitrogênio é considerado como fator limitante para essa categoria. Quanto à depleção hídrica, é na produção em campo que ocorre a utilização de água para o cultivo da mangueira e dos coquetéis vegetais.

Para a categoria toxicidade humana câncer, a produção de defensivos e fertilizantes e a produção de sementes foram os processos com os piores desempenhos ambientais, com 47%, 26% e 25%, respectivamente. A toxicidade a partir dos defensivos e dos fertilizantes podem estar relacionadas a presença de impurezas em sua composição, a concentração de nutrientes e metais pesados e a quantidade de fertilizantes aplicados no solo.

**Figura 13 – Análise de dominância de AV\_CI\_75%L + 25%**



Fonte: Elaborado pela Autora

Nas categorias de toxicidade humana câncer e não câncer, esses impactos estão relacionados a presença de dois princípios ativos presentes nos defensivos agrícolas, tricolorometano e o diclorobenzeno.

## **6 CONCLUSÃO**

Os fatores de variação manejo e cobertura\*manejo não exerceram influência de forma significativa na produtividade da mangueira. Entretanto, verificou-se que há diferença estatística entre os tipos de coberturas vegetais ou adubos verdes com leguminosa, oleaginosas, gramínea e vegetação espontânea, independente do manejo (incorporado e não incorporado) adotado no solo. Assim, os sistemas AV\_SI\_75%L+25%NL, AV\_SI\_Veg. Espontânea, AV\_CI\_75%L+25%NL e AV\_CI\_Veg. Espontânea, foram selecionados para avaliação ambiental.

Foi possível determinar nessa avaliação que o sistema conservacionista AV\_SI\_VE resultou em menor pegada de carbono e sistema AV\_SI\_75%L+25%NL, em menor pegada hídrica.

Foi possível identificar os principais processos impactantes dentro do sistema de cultivo conservacionista da manga. Tanto para pegada de carbono quanto para pegada hídrica, os processos de produção em campo e produção de fertilizantes e defensivos foram os mais impactantes.

Para melhoria do desempenho ambiental do sistema de produção da manga, é necessário investigar a possibilidade de redução no consumo de fertilizantes e a possibilidade de redução no consumo de água.

## REFERÊNCIAS

- ALVES, R. ANA e **Embrapa concluem levantamento sobre irrigação com pivôs centrais no Brasil**, 2015. Disponível em: <[http://www2.ana.gov.br/Paginas/imprensa/noticia.aspx?id\\_noticia=12669](http://www2.ana.gov.br/Paginas/imprensa/noticia.aspx?id_noticia=12669)>. Acesso em: 5 dez. 2016.
- AZIZ, I.; MAHMOOD, T.; ISLAM, K.R.; Effect of long term no-till and conventional tillage practices on soil quality. **Soil Tillage**. v. 131, p. 28-35, 2013.
- AZEVEDO, P. V.; SILVA, B. B.; SILVA, V. P. R. Water requirements of irrigated mango orchards in Northeast Brazil. **Agriculture Water Manage**, v. 58, p. 241-245, 2003.
- BATES, Z.W.; KUNDZEWICZ, S. WU.; J.P. PALUTIKOF. **Climate Change and Water Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC Secretariat**, Geneva, 2008. 2010 p.
- BHATTACHARYYA, R.; PANDEY, S.C.; BISHT, J.K. *et al.* Tillage and irrigation effects on soil aggregation and carbon pools in the Indian sub-himalayas. **Agronomy Journal**. v. 105, p. 101-112, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.2134/agronj2012>>. Acesso em: 5 jan. 2016
- BOULAL, H.; MATEOS, L.; GÓMEZ-MACPHERSON, H. Soil management and traffic effects on infiltration of irrigation water applied using sprinklers. **Irrigation Science**. v. 29, p. 403-412, 2011.
- BROUDER, S.M.; GOMEZ-MACPHERSON, H.; The impact of conservation agriculture on smallholder agricultural yields: a scoping review of the evidence. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v. 187, p. 11-32, 2014.
- CERUTTI, A; BRUUN, S; DONNO, D. *et al.* Environmental sustainability of traditional foods: the case of ancient apple cultivars in Northern Italy. **Journal of Cleaner Production**. v.52, p. 245–252, 2013.
- COELHO, E. F.; COELHO FILHO, M. A. **Irrigação da mangueira**. Cruz das Almas: Embrapa, 2007.
- CORDEIRO, L.A.M. *et al.* **O aquecimento global e a agricultura de baixa emissão de carbono**. Brasília: EMBRAPA, 2011. Disponível em: [http://www.agricultura.gov.br/arq\\_editor/file/Desenvolvimento\\_Sustentavel/Abc/8.pdf](http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/Desenvolvimento_Sustentavel/Abc/8.pdf).> Acesso em: 24 nov. 2016.
- EL GOHEMY, A.M.K. Future sustainable water desalination technologies for the Saudi Arabia: a review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v. 16, p. 6566-6597, 2012.
- EMBRAPA. **Cultivo da Mangueira**, 2010a. Disponível em: <[http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Manga/CultivodaMangueira\\_2ed/poda.htm](http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Manga/CultivodaMangueira_2ed/poda.htm)> Acesso em: 04 jun. 2016.

- FEIZIENE, D. *et al.* Long-term influence of tillage and fertilization on net carbon dioxide exchange rate on two soils with different textures. **Journal of Environmental Quality**. v. 40, n. 6, p. 1787–1796, 2011.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.
- GARCIA, G.; CARDOSO, A.A.; SANTOS, A.M.dos. Da escassez ao estresse do planeta: um século de mudanças no ciclo do nitrogênio. **Química Nova**. v. 36, n. 9, p. 1468-1476, 2013. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/110036>>. Acesso em: 04 jun. 2016.
- GOEDKOOOP, M.; SPRIENSMA, R. **The eco-indicator 99: a damage oriented method for life cycle impact assessment – Methodology Report**. Netherlands: Pré Consultants, 2001. 132p. Disponível em: <<http://www.pre.n1>>. Acesso em: 5 maio. 2014.
- GOOSSENS, Y; ANNAERT, B; TAVERNIER, J. *et al.* Life cycle assessment (LCA) for apple orchard production systems including low and high productive years in conventional, integrated and organic farms. **Agricultural Systems**. V. 153, p.81-93, 2017.
- HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K.; ALDAYA, M. M; MEKONNEM, M. M. **The Water Footprint Assessment Manual: Setting the global standard**. London: Earthscan, 2011.
- HU, Z.H. *et al.* Soil respiration, nitrification, and denitrification in a wheatfarmland soil under different managements. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. v. 44, n. 21, p. 3092–3102, 2013.
- INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **ISO 14040:2006-Environmental management, Life cycle assessment, Principles and framework**. Geneva: ISO, 2006a.
- JABRO, J.D.; SAINJU, U.; STEVENS, W.B. *et al.* Carbon dioxide flux as affected by tillage and irrigation in soil converted from perennial forages to annual crops. **Journal Environment Management**. v. 88, n. 4, p. 1478-1484, 2008.
- JEMAI, I.; BEN AISSA, N.; BEN GUIRAT, S. *et al.* Impact of three and seven years of no-tillage on the soil water storage, in the plant root zone, under a dry subhumid Tunisian climate. **Soil Tillage Research**. v. 126, p. 26-33, 2013.
- LADHA, J.K.; KUMAR, V.; ALAM, M.M. *et al.* Integrating crop and resource management technologies for enhanced productivity, profitability and sustainability of the rice–wheat system in South Asia. In: **Integrated Crop and Resource Management in the Rice–Wheat System of South Asia**. IRRI, Los Baños, p. 69-108, 2009
- LIU, S.; ZHANG, X.Y.; YANG, J.Y. *et al.* Effect of conservation and conventional tillage on soil water storage, water use efficiency and productivity of corn and soybean in Northeast China. **Acta Agriculturae Scandinavica Section B**. v. 5, p. 383-394, 2013.

- LIMA NETO, F.P.; SANTOS, C.A.F.; SANTOS, R.O. *et al.* Avaliação de híbridos de mangueira entre variedades monoembriônicas, em uma safra, no Semi-Árido Brasileiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE FRUTICULTURA, 3. Jaboticabal: Sociedade Brasileira de Fruticultura, 2010.
- LIMA, M .A. C. de.; SÁ, I. B.; KILL, L. H. P. *et al.* **Subsídios técnicos para a indicação geográfica de procedência do vale do submédio são francisco: uva de mesa e manga.** Petrolina: Embrapa Semiárido, 2009. 54p.
- PANDEY, D.; AGRAWAL, M.; PANDEY, J. S. Carbon footprint: current methods of estimation. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 178, p. 135-160, 2011.
- VENTEREA, W.M.; POST, R.T. Managing biogeochemical cycles to reduce greenhouse gases. **Frontiers in Ecology the Environment**. v. 10, n. 10, p. 511-511, 2012.
- VINYES, E; ASIN, L; ALEGRE, S. *et al.* Life Cycle Assessment of apple and peach production, distribution and consumption in Mediterranean fruit sector. **Journal of Cleaner Production**. v.149, p.313-320, 2017.
- RASTOGI, M.; SINGH, S.; PATHAK, H. Emission of carbon dioxide from soil. **Current Science**. v. 82, n. 5, p. 510-517, 2002.
- RESENDE, A. V. **Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato.** Planaltina. Brasília: Embrapa Cerrados, 2002. 29p.
- RUNNING, S.W.; THORNTON, P.E.; NEMANI, R. *et al.* Global terrestrial grossand net primary productivity from the Earth Observing System. **Methods in Ecosystem Science**. Springer-Verlag, New York, p. 44–57, 2000.
- SILVA, V. de P. R. CAMPOS, J. H. B. C.; AZEVEDO, P. V. de. Wateruse efficiency and evapo-transpiration of mango orchard grown in northeastern region of Brazil. **Scientia Horticulturae**, v. 120, p. 467-472, 2009.
- SMITH, A.P.; HOUSE, J.I.; BUSTAMANTE, M. *et al.* **Pugh Global change pressures on soils from land use and management Global Change Biol.**, v. 22, n. 3, p. 1008-1028, 2015.
- SMITH, M.F.; COTRUFO, C.; RUMPEL, K.; *et al.* **Scholes Biogeochemical cycles and biodiversity as key drivers of ecosystem services provided by soils. Soil Disc.**, v. 2, n. 1, p. 537-586, 2015.
- SNYDER, C.S.; BRUULSEMA, T.W.; JENSEN, T.L. *et al.* Review of green house gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v.133, n. 3-4, p. 247-266, 2009.
- WARD, P.R.; FLOWER, K.C.; CORDINGLEY, N. *et al.* Soil water balance with cover crops and conservation agriculture in a Mediterranean climate. **Field Crop Research**. v. 132, p. 33-39, 2012.

WILLEKENS, K.; VANDECASTEELE, B.; BUCHAN, D. *et al.* Soil quality is positively affected by reduced tillage and compost in an intensive vegetable cropping system. **Applied Soil Ecology**, v. 82, p. 61-71, 2014.

VERHULST, N.; GOVAERTS, B.; VERACHTERT, E. *et al.* Conservation agriculture. Improving soil quality for sustainable production systems? In: **Advances in Soil Science: Food Security and Soil Quality**. CRC Press, Boca Raton, p. 137-208, 2010

## ANEXO

### ANEXO A - EQUAÇÕES UTILIZADAS PARA ESTIMAR AS EMISSÕES

#### 1 Emissões de CO<sub>2</sub> pela mudança de uso da terra (de caatinga para agricultura)

##### 1.1 Mudança de Biomassas (MCT, 2010b)

$$E = \frac{(A * (C - avAgri))}{20} * \frac{44}{12}$$

Onde:

- E= emissão de carbono (t CO<sub>2</sub>. ano<sup>-1</sup>. Hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>1</sup>), considerando um período de 6 anos desde a conversão de uso da terra;
- A= área convertida em área agrícola (ha.ano<sup>-1</sup>hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>1</sup>);
- C= estoque de carbono na biomassa e na matéria orgânica morta (t C. ha<sup>-1</sup>);
- avAgri= estoque de carbono na área de produção (t C.ha<sup>-1</sup> ).

De acordo com o Inventário Nacional de Gases do Efeito Estufa (MCT, 2010), os valores de C para as fisionomias do bioma Caatinga que ocorrem na região estudada são 14,9tC.ha-1 (Estepe e Savana- Ta e Tp) e 24,1 tC/ha (parque Savana e Sp). O valor estimado para avAgri é 17,21 tC.ha-1 para cultura da manga. Esta estimativa foi feita, baseando-se na medida da matéria seca e carbono total de duas plantas de manga.

As emissões de CO<sub>2</sub>, pela mudança de carbono na biomassa, foram calculadas para cada fisionomia do Bioma Caatinga, a média dos resultados encontrados foi utilizada. As

emissões foram contabilizadas anualmente após a transformação da terra, num tempo de distribuição de 6 anos (IPCC, 2007; WRI e WBSCD, 2011).

## 1.2 Mudança de Carbono no solo (MCT, 2010)

$$Es=(A*C_{solo}*[fc(t_0)-fc(t_f)]/20*44/12)$$

$$fc(t) = f_{UT} * f_{RG} * f_l$$

Onde:

- Es= emissões líquidas de carbono pelo solo (t CO<sub>2</sub>.ano<sup>-1</sup>.ha manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- A= área (ha. ano<sup>-1</sup>. Hectare manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- C solo= estoque de Carbono no solo da área, na associação solo-vegetação (t C.ha<sup>-1</sup>);
- fc (t)= fator de alteração de carbono num tempo t (adimensional):
  - UT= fator de alteração de carbono relacionado à mudança de uso da terra (adimensional);
  - fRG= fator de alteração de carbono relacionado ao regime de gestão (adimensional).
  - f= fator de alteração de carbono relacionado às entradas de matéria orgânica (adimensional).

Segundo o Inventário Nacional Brasileiro de emissões de GEE (MCT, 2010), o valor de C<sub>solo</sub> varia na região estudada, e pode ser: 24,2 tC/ha em solos com alta atividade de argila, 25,8 tC/ha em solos com baixa atividade de argila ( latossolos), 26,2 tC/ha em solos com baixa atividade de argila (não latossolos).

As emissões de CO<sub>2</sub> pela mudança no solo foram calculadas para cada tipo de solo, e a média dos resultados foi utilizada.

Os fatores f<sub>UT</sub>, f<sub>MG</sub>, f e f<sub>c</sub>, para áreas agrícolas, são, respectivamente, 1; 1,09; 1,04 e 1,13. Em áreas florestais, f<sub>c</sub> é 1,0.

### 1.3 Emissões de CO<sub>2</sub> pela mudança de uso do solo (agricultura para agricultura)

Segundo o MCT (2010), quando terras agrícolas de uma safra são utilizadas para plantar outra cultura, não ocorrem mudanças na biomassa nem no carbono do solo.

### 2 Emissões de CO<sub>2</sub> pelo uso de uréia como fertilizante (IPCC, 2006)

$$Emissões\ C - CO_2 = (M * EF) * \frac{44}{12}$$

Onde:

- Emissões C- CO<sub>2</sub> = emissões de CO<sub>2</sub> pela aplicação de uréia (t CO<sub>2</sub>.ano<sup>-1</sup>.hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- M= massa de uréia (t.ano<sup>-1</sup>.hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- EF= fator de emissão, que corresponde a 0,20.

### 3. Emissões de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O pela queima de combustíveis (para transporte rodoviário) (IPCC, 2006).

$$Emiss\tilde{a}o_i = Volume * densidade * VCL * EF_i$$

Onde:

- Emissãoi = emissão de CO<sub>2</sub> (t CO<sub>2</sub>.ano<sup>-1</sup>.hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>1</sup>);
- i = GEE (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O);
- Volume = volume de combustível (L.ano<sup>-1</sup>. Hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>1</sup>);
- Densidade= densidade do combustível (Kg.L<sup>-1</sup> );
- VCL = Valor Calórico líquido (TJ.Kg<sup>-1</sup> );
- EF<sub>i</sub> = Fator de emissão para o GEE i.

Segundo o balanço energético brasileiro (MME, 2012):

- A densidade do diesel do Brasil é: 0,88 Kg.L<sup>-1</sup>;
- O VCL é 10,100 Kcal.kg<sup>-1</sup> (Kcal=0000000041868 TJ). VCL é 0,00004228668 TJ.Kg<sup>-1</sup>).

De acordo com o IPCC (2006), o Fator de Emissão para o diesel usado na agricultura é:

- 74,100 kg.TJ<sup>-1</sup> para CO<sub>2</sub>;
- 4,15 kg.TJ<sup>-1</sup> para CH<sub>4</sub>;
- 28,6 kg.TJ<sup>-1</sup> para N<sub>2</sub>O.

#### 4 Emissões de CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O pela queima da biomassa (IPCC, 2006)

$$CH_4 - Emissões = A * M_b * C_f * G_{ef}$$

Onde

- Emissões-CH<sub>4</sub>= emissões de metano no ano (kg CH<sub>4</sub>.ano<sup>-1</sup>. Hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- A= área queimada (ha.ano<sup>-1</sup> . hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- Mb= massa de combustível disponível para combustão (kg.ha<sup>-1</sup>);
- Cf= fator de combustão (adimensional);
- Gef= fator de emissão (g.kg matéria orgânica queimada<sup>-1</sup>).

Segundo o IPCC (2006), Mb e Cf para Caatinga (Savana) é 0,21. O valor de Gef para metano é 2,3, e para o N<sub>2</sub> O, 0,21.

#### 5 Emissões de N<sub>2</sub>O pelo uso de fertilizantes e resíduos vegetais (IPCC,2006)

##### 5.1 Emissões Diretas

$$Entradas N - N_2O = ((F_{SN} + F_{ON} + F_{RV} + F_{SOM}) * EF1) * \frac{44}{28}$$

Onde:

- Entradas N-N<sub>2</sub>O= emissões de N<sub>2</sub>O pelo solo (kg N<sub>2</sub>O ano-1. Hectare de manga, ou semente, ou muda-1);
- FSN= quantidade de N em fertilizantes sintéticos aplicados (kg N. ano-1. Hectare de manga, ou semente, ou muda-1);

- FON = quantidade de N em fertilizantes orgânicos aplicados (kg N.ano<sup>-1</sup>. hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- FRV= quantidade de n nos resíduos vegetais (kg N.ano<sup>-1</sup>. hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- FSOM= quantidade de N mineralizado pela mudança de uso da terra (kg N.ano<sup>-1</sup>. Hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- EF1= fator de emissão (kg N<sup>-1</sup>).

Segundo o IPCC (2006), EF1 é 0,01.

$$F_{RV} = (\text{área agrícola} * Cf * Frac_{renov}) * [(R_{AcS} * N_{AS} * (1 - Frac_{remov})) + (R_{AbS} * N_{AbS})]$$

Onde:

- Área agrícola= matéria orgânica da área agrícola (kg mat.org.ano<sup>-1</sup>.ha<sup>-1</sup>)
- Área= área plantada (ha. ano<sup>-1</sup>. hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- Área queimada= área queimada (ha. ano<sup>-1</sup>. hectare manga, semente, ou muda<sup>-1</sup>). No caso da manga, é zero;
- Cf= fator de combustão. Não usado no caso da manga;
- Fracrenov = fração do total de área que é anualmente renovada. Para a manga, é igual a 1;
- RAcS= razão entre a matéria orgânica dos resíduos acima do solo (kg mat. org) e o rendimento vegetal (kg mat. org) ;
- NAcS= N contido nos resíduos acima do solo (kg N/ kg mat. org);
- Fracremov= fração de resíduos acima do solo que foi removida da área. No caso da manga, é igual a zero;
- RAbS= razão entre a matéria orgânica dos resíduos abaixo do solo (kg mat. org) e o rendimento vegetal (kg mat. org) ;

- NAbS= N contido nos resíduos abaixo do solo (kg N/ kg mat. org).

$$F_{SOM} = \left[ \left( \Delta C_{solo} * \frac{1}{R} \right) * 1000 \right]$$

$$\Delta C_{solo} = \left( A * C_{solo} * \frac{[fc(to) - fc(tf)]}{20} \right)$$

$$fc(t) = fUT * fRG * fl$$

Onde:

- FSOM= quantidade de N mineralizado no solo devido a mudança no uso do solo (kg N.ano<sup>-1</sup>. Hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- ΔC solo= quantidade de C perdida pela mudança no uso do solo (t C);
- A= área submetida à mudança de uso do solo (de Floresta pra agricultura, ver item 1.2) (ha. ano<sup>-1</sup>.hectare de manga, semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- C<sub>solo</sub>= carbono no solo antes da mudança de uso do solo (ver item 1.2) (t C/ha);
- fc=fc (t)= fator de alteração de carbono num tempo t (adimensional);
- fUT= fator de alteração de carbono relacionado à mudança de uso da terra (adimensional);
- fRG= fator de alteração de carbono relacionado ao regime de gestão (adimensional);
- fl= fator de alteração de carbono relacionado às entradas de matéria orgânica (adimensional);
- R= C:N= razão da matéria orgânica do solo. Segundo o IPCC (2006), eta é igual a 15, na mudança de uso do solo de floresta para área agrícola.

## 5.2 Emissões pela volatilização de NH<sub>3</sub> e NO<sub>x</sub>

$$N_2O_{DAT-N} = \left\{ \left[ (F_{SN} * FRAC_{GASF}) + ((F_{ON} + F_{PRP}) * FRAC_{GASM}) \right] * EF_4 \right\} * \frac{44}{28}$$

Onde

- N<sub>2</sub>O<sub>DAT-N</sub>= quantidade de N<sub>2</sub>O produzida pela deposição atmosférica do N volatilizado pelo manejo do solo (kg N<sub>2</sub>O. ano<sup>-1</sup>.hectare de manga, semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- FSN= quantidade de N em fertilizantes sintéticos aplicados (kg N. ano<sup>-1</sup>. Hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- FRACGASF= fração de N em fertilizantes sintéticos que volatilizam NH<sub>3</sub> e NO<sub>x</sub>. Esta é igual a 0,1;

- FON= quantidade de N em fertilizantes orgânicos aplicados (kg N.ano<sup>-1</sup>. kg melão, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- FPRP= quantidade de N da urina, fezes depositadas por animais nos pastos. (kg N. ano<sup>-1</sup>. Hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>). Quantidade não aplicada à cultura do manga;
- FRACGASM= fração de N nos fertilizantes orgânicos que volatilizam NH<sub>3</sub> e NO<sub>x</sub>. Esta é igual a 0,20;
- EF4= Fator de emissão. Igual a 0,01.

### 5.3 Emissões por fuga e lixiviação

Apesar de as áreas produtoras de manga utilizarem irrigação por gotejamento e microaspersão, durante a estação chuvosa, a diferença entre a quantidade de chuva e o potencial de evaporação na área é maior que a capacidade de retenção de água pelo solo (pouco arenoso). Dessa forma, realizou-se o cálculo das emissões indiretas pela fuga e lixiviação.

$$N - N_2O = \left( (F_{SN} + F_{ON} + F_{RV} + F_{SOM}) * Frac_{leach-(H)} * EF_5 \right) * \frac{44}{28}$$

Onde

- N-N<sub>2</sub>O= quantidade de N<sub>2</sub>O produzida pela fuga e lixiviação das adições de N no solo (kg N. ano<sup>-1</sup>. Hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- FSN= quantidade de N em fertilizantes sintéticos aplicados (kg N. ano<sup>-1</sup>. Hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- FON= quantidade de N em fertilizantes orgânicos aplicados (kg N.ano<sup>-1</sup>. Hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- FRV= quantidade de n nos resíduos vegetais (kg N.ano<sup>-1</sup>. Hectare de manga ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- FSOM= quantidade de N mineralizado pela mudança de uso da terra (kg N.ano<sup>-1</sup>. Hectare de manga, ou semente, ou muda<sup>-1</sup>);
- EF5= Fator de emissão (kg N)<sup>-1</sup>. De acordo com o IPCC (2006), EF= 0,0075.

## 7 Emissões de Amônia para o ar

As emissões de amônia para o ar são, em sua maioria, provenientes do uso de fertilizantes nitrogenados. Segundo Nemecek e Schnetzer (2011), o cálculo é feito separadamente para fertilizantes minerais e fertilizantes orgânicos.

### 7.1 Emissões de NH<sub>3</sub> pelo uso de fertilizantes minerais

$$NH_3 - N_{min} = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J (m_{fert_{i-j}} * EF_{i-j}) * \frac{17}{14}$$

Onde:

- NH<sub>3</sub> – N é a quantidade de amônia emitida pelo uso de fertilizantes nitrogenados minerais (kg NH<sub>3</sub>. ha-1. ano-1 );
- m fértil i-j é a massa do fertilizante nitrogenado do tipo i aplicada na região j (kgN. . ha<sup>-1</sup>.ano-1);
- EF i-j é o fator de emissão para o fertilizante nitrogenado do tipo i na região j(kg NH<sub>3</sub>. kgN<sup>-1</sup>).

Os fatores de emissão são diferentes para cada tipo de fertilizante nitrogenado utilizado. Um estudo recente do EEA-EMPA (2013) traz os valores desses fatores para os principais fertilizantes utilizados na produção agrícola. A emissão total de amônia para o ar pelo uso de fertilizantes minerais será o somatório das emissões pelo uso de cada fertilizante, calculado individualmente.

### 7.2 Emissões de NH<sub>3</sub> pelo uso de fertilizante orgânico

$$NH_3 - N_{org} = TAN * (er + c_{app}) * c_x$$

Onde:

- $NH-N$  é a quantidade de amônia emitida pelo uso de fertilizantes orgânicos ( $kg\ NH_3 \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ );
- $TAN$  é o total de nitrogênio amoniacal, que é considerado o mesmo conteúdo de nitrogênio solúvel, e é calculado como um produto da quantidade de fertilizante orgânico (estrupe) e seu conteúdo correspondente de nitrogênio solúvel ( $kgN \cdot ha^{-1}$ );
- $er$  é taxa de emissão, que é constante para cada tipo de estrume utilizado ( $\% / 100 \cdot TAN$ );
- $c_{app}$  é o fator de correção que influencia a taxa de emissão, se refere a quantidade de estrume por aplicação e seu grau de diluição; aplicada somente para estrume líquido (adimensional);
- $C_x$  é o fator de correção  $x$ , que se refere a vários parâmetros do sistema de produção agrícola (adimensional).

Os valores de TAN foram estabelecidos por Flisch et al. (2009, apud NEMECEK, 2011), para o estrume caprino, utilizou-se o valor de TAN do estrume bovino ( $0,8\ kgN$  solúvel/unidade), já que não há valor de TAN especificamente para o esterco proveniente de cabra, e este se assemelha mais, em composição nutricional, com o estrume bovino. Pelo mesmo motivo anteriormente explicado, adotou-se  $er = 0,8$ , estabelecido por Nemecek e Schnetzer (2011).  $C_{app}$  não se aplica a este estudo, pois não se utiliza fertilizantes orgânicos líquidos.  $C_x$  varia segundo diversos outros fatores, como a quantidade de esterco aplicada, equipamento utilizado, o horário de aplicação e a estação de aplicação do esterco. O modelo de Agrammon (apud NEMECEK, 2011) assume  $c_x=1$ , para o sistema básico de produção. A emissão total de amônia para o ar corresponde à soma das emissões pelo uso de fertilizantes minerais e uso de fertilizantes orgânicos.

## 8 Emissões NOx para o ar

Segundo Nemecek e Schnetzer (2011), os óxidos de nitrogênio (NOx) podem ser produzidos a partir dos processos de desnitrificação ocorridos no solo. As emissões desses

óxidos podem ser estimadas com base nas emissões de  $N_2O$ , segundo a equação a seguir, que inclui apenas as emissões diretas decorrentes do uso de fertilizantes no solo:

$$NO_x = 0.21 * N_2O$$

Onde:

- $NO_x$  é a quantidade de óxido de nitrogênio emitida ( $kg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ );
- $N_2O$  é a quantidade de óxido nitroso emitida ( $kg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ ).

## 9 Emissões de $NO_3^{2-}$ para águas subterrâneas

A equação seguinte é uma adaptação de Emmenegger et al. (2009) do modelo desenvolvido por Willigen (2000) para o cálculo do  $NO_3^{2-}$  N lixiviado para águas subterrâneas.

$$NO_3^{2-} - N = \left[ 21.37 + \frac{P}{c * L} (0,0037 * S + 0,0000601 * N_{org} - 0,00362 * U) \right]$$

Onde:

- $NO_3^{2-} - N$  é o nitrato perdido por meio da lixiviação ( $kgN \cdot Kgproduto^{-1}$ );
- $P$  é a precipitação anual e irrigação ( $mm \cdot yr^{-1}$ );
- $c$  é o conteúdo de argila do solo (%);
- $L$  é a profundidade da raiz da cultura (m);
- $S$  é a necessidade de Nitrogênio pela cultura ( $KgN \cdot ha^{-1}$ );
- $N_{org}$  é o conteúdo de nitrogênio orgânico no solo (%);
- $U$  é o nitrogênio captado ( $KgN \cdot ha^{-1}$ ).

$P$  é calculado pela soma da precipitação anual com a irrigação aplicada à cultura. O conteúdo médio de argila ( $c$ ), segundo Emmenegger et al. (2009), para o Argissolo, solo da

área de estudo, é de 33,1%. Segundo a Embrapa (2010), a profundidade da raiz da mangueira em solos profundo e arejados, chega a 1,5m.

A necessidade de nitrogênio (S) pode ser calculada pela seguinte equação:

$$S = f + s * c_N^s + m * c_N^m$$

Onde

- $S$  é a necessidade de Nitrogênio pela cultura (KgN.ha<sup>-1</sup>);
- $f$  é o N proveniente de fertilizantes minerais (KgN.ha<sup>-1</sup>);
- $s$  é a quantidade de fertilizante orgânico líquido (lodo) (m<sup>3</sup>lodo.ha<sup>-1</sup>);
- $c_N^s$  é a concentração de nitrogênio no lodo (kgN.m<sup>3</sup>lodo);
- $m$  é a quantidade de fertilizante orgânico sólido (estrupe) (Kgestrupe.ha<sup>-1</sup>);
- $c_N^m$  é a concentração de nitrogênio no estrupe (kgN.kg estrupe<sup>-1</sup>).

Relembrando que neste estudo não se aplicam o valores de  $s$  e  $c_N^s$ , pois não se utilizam fertilizantes orgânicos líquidos.

O nitrogênio orgânico (N org) pode ser calculado pela seguinte equação:

$$N_{org} = \left( \frac{C_{org}}{100} * V * D_b \right) / r_{C/N} * r_{Norg}$$

Onde:

- N org. é o conteúdo de nitrogênio orgânico no solo (%); é o conteúdo de carbono orgânico (%);
- C org é o conteúdo de carbono orgânico (%)
- V é o volume de solo (m<sup>3</sup>. ha<sup>-1</sup>);
- Db é a densidade em volume (kg/m<sup>3</sup>);
- r c/n é a relação carbono nitrogênio (adimensional);
- r N org é a relação N org para N tot (adimensional).

Segundo Emmenegger et al. (2009), é necessário que se conheça o conteúdo de carbono orgânico ( $C_{org}$ ) em percentual, para isso, converte-se o conteúdo de carbono orgânico total, geralmente dado para  $3000\text{m}^3$  de solo, assumindo uma densidade em volume, média, de 1,3 ton por metro cúbico de solo:

$$C_{org} = C_{org}^{EMPA} * \frac{1}{3000} * \frac{1}{1,3} * 100$$

Onde:

- $C_{org}$  é o conteúdo de carbono orgânico (%);
- $C_{org}^{EMPA}$  é o conteúdo de carbono orgânico dado segundo metodologia do EMPA (ton  $C_{org}$ /  $3000\text{m}^3$ ).

O valor de  $C_{org}^{EMPA}$  para o clima tropical seco é de 34 ton  $C_{org}$ /  $3000\text{m}^3$ . (USDA,1999 apud EMMENEGGER et al. 2009). O valor de  $V$  assumido é  $5000\text{m}^3$ , o que significa que são considerados os 50 cm superiores do solo.  $Db$  é considerado  $1300\text{ kg/m}^3$ , baseado no SQB report (EMMENEGGER et al., 2009).  $r_{C/N}$  é considerada igual a 11 (BATJES 2008; SCHEFFER 2002; EGGLESTON et al. 2006 apud NEMECEK e SCHNETZER, 2011).  $r_{norg}$  expressa a relação de  $C_{org}$  e  $N_{tot}$ , assume-se que seu valor seja 0,85 (SCHEFFER, 2002 apud NEMECEK e SCHNETZER, 2011).

O nitrogênio captado ( $U$ ) é calculado pela equação a seguir:

$$U = Unit\_uptake * y$$

**Onde:**

- U é o nitrogênio Captado ( $\text{KgN} \cdot \text{ha}^{-1}$ );
- Unit\_uptake é a unidade Captada ( $\text{KgN} \cdot \text{tonproduto}^{-1}$ );
- Y é o rendimento da cultura ( $\text{ton produto} \cdot \text{ha}^{-1}$ ).

## 9 Emissões de Fósforo para água

As emissões de fósforo para água aqui estimadas ocorrem por meio dos processos de lixiviação, escoamento e erosão do solo pela água (NEMECEK E SCHNETZER, 2011):

### 9.1 Emissões pela lixiviação de fosfato para águas subterrâneas:

$$P_{gw} = P_{gwl} * F_{gw}$$

Onde:

- $P_{gw}$  é a quantidade de P lixiviado para águas subterrâneas ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ );
- $P_{gwl}$  é a quantidade média de P lixiviado para águas subterrâneas pela categoria
- Mudança no uso da terra, cujo valor é:
  - 0,07  $\text{kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ , para terras aráveis, e
  - 0,06  $\text{kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ , para pastos e campos permanentes.
- $F_{gw}$  é o valor de correção para fertilização para o lodo:

$$F_{gw} = 1 + \frac{0,2}{80 * P_{2O_5 sl}}$$

Onde:

- $P_{2O_5 sl}$  = Quantidade de  $P_2O_5$  contida no lodo ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ).

## 9.2 Emissões pelo escoamento de fosfato para águas superficiais

$$P_{ro} = P_{rol} * F_{ro}$$

Onde:

- $P_{ro}$  é a quantidade de P perdido por meio do escoamento para rios ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ );
- $P_{rol}$  é a quantidade média de P perdido por meio do escoamento para a categoria mudança no uso da terra, cujo valor é:
  - $0,175 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ , para terras abertas aráveis,
  - $0,25 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ , para pastos e campos permanentes intensivos, e
  - $0,15 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ , para pastos e campos permanentes extensivos.
- $F_{ro}$  é o fator de correção para fertilização com P, calculado pela seguinte equação:

$$F_{ro} = 1 + \frac{0,2}{80 * P_{2O_{5min}}} + \frac{0,7}{80 * P_{2O_{5sl}}} + \frac{0,4}{80 * P_{2O_{5man}}}$$

Onde:

- $P_{2O_5 \text{ min}}$  é a quantidade de  $P_{2O_5}$  contida nos fertilizantes minerais ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ );
- $P_{2O_5 \text{ sl}}$  é a quantidade de  $P_{2O_5}$  contida no lodo ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ );
- $P_{2O_5 \text{ man}}$  é a quantidade de  $P_{2O_5}$  contida no esterco sólido ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ).

Para a cultura do manga  $P_{rol} = 0,175 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ , e  $P_{2O_5 \text{ sl}}$  não se aplica.

## 9.3 Emissões de fosfato para águas superficiais por meio da erosão pela água.

$$P_{er} = S_{er} * P_{sc} * F_r * F_{erw}$$

Onde:

- $P_{er}$  é a quantidade de P emitida para rios por meio da erosão ( $\text{kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ );
- $S_{er}$  é a quantidade de solo erodido ( $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ );
- $P_{sc}$  é o conteúdo de fósforo no solo superior ( $\text{kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ )

- Fr é o fator de enriquecimento para P (-). Este fator considera a ocorrência de que as partículas do solo erodidas contém mais P do que o solo médio;
- F<sub>erw</sub> é a fração de solo erodido que atinge o rio. Foi usado o valor médio de 0,2.

Adotou-se o valor médio de  $P_{sc} = 0.00095 \text{ KgP.kg solo}^{-1}$ . O valor médio de 1,86 para Fr foi utilizado (WILKE & SCHAUB 1996 apud NEMECEK E SCHNETZER, 2011). Utilizou-se  $F_{erw} = 0,2$ .

A Quantidade de Solo Erodido ( $A = S_{er}$ ) pode ser calculada pela Equação Universal de Perda de Solo (USLE) (WISCHMEIER e SMITH, 1978 apud EMMENEGGER et al., 2009), expressa por:

$$A = R * k * LS * c_1 * c_2 * P_{ra}$$

**Onde:**

- $A=(S_{er})$  é o potencial perda de solo anual em longo prazo ( $t. (ha.ano)^{-1}$ );
- R é o fator de erosividade ( $MJ \text{ mm } (ha. h.ano)^{-1}$ );
- K é o fator de erodibilidade ( $t \text{ h } (MJ.mm)^{-1}$ );
- LS é o fator de inclinação;
- $C_1$  é o fator de produção (colheita);
- $C_2$  é o fator de cultivo;
- $P_{ra}$  é o fator de ação.

Segundo Emmenegger (2009), para as características da cultura, tipo de solo da região de produção, e tipo de cultivo da área em estudo, têm-se:  $k = 0,033 \text{ t h } (MJ.mm)^{-1}$ ,  $C_2 = 0,1$ , e  $P = 0,25$ , pois não há práticas anti-erosão. O valor de  $C_1$  foi obtido de acordo com Ontario Ministry of Agriculture (2013), e é de 0,25 para horticulturas de distribuição sazonal, como o melão. Segundo Renard and Freimund (1994) apud Emmenegger et al. (2009), há uma relação entre o fator de erosividade e a média anual pode ser calculado pela equação seguinte (EMMENEGGER et al., 2009):

$$R = \begin{cases} 0.0483 * P^{1.61} & \text{se } P \leq 850 \text{ mm} \\ 587.8 - 1.219 * P + 0.004105 * P^2 & \text{se } P > 850 \text{ mm} \end{cases}$$

Onde:

- R é o fator de erosividade (MJ mm (ha. h.ano)<sup>-1</sup>);
- P é a precipitação anual (mm.ano<sup>-1</sup>), que é calculada:

$$P = \text{precipitação} + \text{irrigação} * 0.1$$

Para regiões onde não há uma distribuição da precipitação ao longo do ano (por exemplo: região em que há no mínimo um mês em que a precipitação média corresponde a 15% da precipitação média anual), recomenda-se a correção do fator de erosividade. Logo, pela equação a seguir corrigida têm-se o fator final de erosividade (R'):

$$R' = 0.1 * R$$

Onde:

- R' é o fator final de erosividade (MJ mm (ha. h.ano)<sup>-1</sup>);
- R é o fator de erosividade calculado (MJ mm (ha. h.ano)<sup>-1</sup>).

O fator de declive é calculado com base na equação original descrita por Wischmeier e Smith (1978) apud Emmenegger et al. (2009):

$$\bullet \quad LS = \begin{cases} \left(\frac{L*3.28083}{72.6}\right)^{0,2} * (65.41 * \left(\sin\left(\frac{S}{100}\right)\right)^2 + 4.56 * \left(\sin\left(\frac{S}{100}\right)\right) + 0.065) & \text{se } S < 1\% \\ \left(\frac{L*3.28083}{72.6}\right)^{0,3} * (65.41 * \left(\sin\left(\frac{S}{100}\right)\right)^2 + 4.56 * \left(\sin\left(\frac{S}{100}\right)\right) + 0.065) & \text{se } 1\% \leq S < 3.5\% \\ \left(\frac{L*3.28083}{72.6}\right)^{0,4} * (65.41 * \left(\sin\left(\frac{S}{100}\right)\right)^2 + 4.56 * \left(\sin\left(\frac{S}{100}\right)\right) + 0.065) & \text{se } 3.5\% \leq S < 5\% \\ \left(\frac{L*3.28083}{72.6}\right)^{0,5} * (65.41 * \left(\sin\left(\frac{S}{100}\right)\right)^2 + 4.56 * \left(\sin\left(\frac{S}{100}\right)\right) + 0.065) & \text{se } S > 5\% \end{cases}$$

Onde:

- LS é o fator de declive (adimensional);
- L é o comprimento do declive (m);
- S é o declive (%).

Nesse estudo, considerou-se  $L = 100\text{m}$ , tendo em vista que a área de estudo é de 1 hectare ( $100\text{m} \times 100\text{m}$ ), e considerou-se  $S = 3\%$ .

## 10 Emissões de Metais Pesados

Segundo Nemecek e Schnetzer (2011), três tipos de emissões devem ser consideradas no cálculo das emissões de metais pesados: pela lixiviação, pela erosão e para o solo.

### 10.1 Emissões pela lixiviação

$$M_{leach\ i} = m_{leach\ i} * A_i$$

Onde:

- $M_{leach\ i}$  são as emissões, relacionadas à agricultura, do metal pesado  $i$  ( $\text{mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ );
- $m_{leach\ i}$  é a quantidade média emitida do metal pesado  $i$  ( $\text{mg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ );
- $A_i$  é o fator de alocação para o compartilhamento das entradas totais do metal pesado  $i$  pelo uso de insumos agrícolas (adimensional).

Os valores das quantidades médias de metal pesado lixiviado ( $m_{leach\ i}$ ) para águas subterrâneas são expresso no trabalho de Wolfensberger e Dinkel (1997), apud Nemecek and Schnetzer (2012). Já o Fator de Alocação ( $A_i$ ) pode ser calculado pela seguinte equação:

$$A_i = M_{agro\ i} / (M_{agro\ i} + M_{deposition})$$

**Onde:**

- $A_i$  é o fator de alocação para o compartilhamento das entradas totais do metal pesado  $i$  pelo uso de insumos agrícolas (adimensional);
- $M_{agro\ i}$  corresponde a entrada total do metal pesado pela produção agrícola ( $mg.(ha.ano)^{-1}$ ) incluindo fertilizantes, sementes e pesticidas;
- $M_{deposition\ i}$  corresponde a entrada total do metal pesado pela deposição atmosférica ( $mg.(ha.ano)^{-1}$ ).

Os valores das quantidades médias de metal pesado depositado ( $M_{deposition\ i}$ ) foram levantados por Freieimuth (2006) apud Nemecek and Schnetzer (2012).

**10.2 Emissões pela erosão**

$$M_{erosion\ i} = c_{tot\ i} * B * a * f_{erosion} * A_i$$

**Onde:**

- $M$  são as emissões, relacionadas à agricultura, do metal pesado por meio da erosão ( $kg.(ha.ano)^{-1}$ );
- $C_{tot\ i}$  é o conteúdo total de metal pesado no solo ( $kg/kg$ );
- $B$  é a quantidade de solo erodido, segundo Oberholzer et al. (2006) ( $kg.(ha.ano)^{-1}$ );
- $a$  é o fator de acumulação: 1.86, segundo Prasuhn (2006) (adimensional);
- $f_{erosion}$  é o fator de erosão, com um valor médio de 0,2, considerando a distância de rio ou lagos (pondera apenas a fração do solo que atinge o corpo d'água, o resto é depositado no campo) (adimensional);
- $A_i$  é o fator de alocação para o compartilhamento das entradas totais do metal pesado  $i$  pelo uso de insumos agrícolas (adimensional).

Os valores de metais pesados presentes no solo ( podem variar segundo o tipo de uso da terra. Keller & Desaulles (2001) apud Nemecek and Schnetzer (2012) levantou os principais valores para áreas de campos permanentes, terras aráveis e cultivo intensivo.

### 10.3 Emissões para o solo

As emissões para os solos agrícolas são calculadas por meio do balanço entre todas as entradas (fertilizantes, pesticidas, sementes e deposição) e saídas (biomassa exportada, lixiviação e erosão), multiplicados pelo fator de alocação.

$$M_{soil\ i} = (\sum inputs_i - \sum outputs_i) * A_i$$

**Onde:**

- $M_{soil\ i}$  são as emissões para o solo;
- $\sum inputs_i$  é o somatório de todas as entradas de metais pesados (kg.(ha.ano)<sup>-1</sup>);
- $\sum outputs_i$  é o somatório de todas as saídas de metais pesados (kg.(ha.ano)<sup>-1</sup>);
- $A_i$  é o fator de alocação para o compartilhamento das entradas totais do metal pesado  $i$  pelo uso de insumos agrícolas. (adimensional).

### 11 Emissões de pesticidas para solos agrícolas

Segundo Nemecek and Schnetzer (2012), as emissões de pesticidas para o solo devem ser calculadas considerando todos os produtos utilizados na produção agrícola, e considerando que toda quantidade de produto utilizada torna -se emissão para o solo. Todos os produtos devem ser inventariados segundo seu ingrediente ativo. Caso não haja estudos de ACV para o ingrediente ativo de cada item utilizado, eles devem ser agrupados e inventariados segundo sua classe química que possua estudo de ACV. Para produtos não especificados, entretanto, não se pode atribuir um fluxo de emissão.

