

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ**

**ADRISON CARVALHO DE LORETO**

**PROPOSIÇÃO PARA O DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO PARA A  
QUANTIFICAÇÃO DO POTENCIAL DESPERDÍCIO DE ALIMENTOS NA  
AGRICULTURA**

**CURITIBA**

**2021**

**ADRISON CARVALHO DE LORETO**

**PROPOSIÇÃO PARA O DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO PARA A  
QUANTIFICAÇÃO DO POTENCIAL DESPERDÍCIO DE ALIMENTOS NA  
AGRICULTURA**

**Proposal to develop a model for the quantification of potential food waste in agriculture**

Dissertação apresentada como requisito para do título de mestre em nome do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador(a): Prof(a). Dr(a). Cássia Maria Lie Ugaya

**CURITIBA**

**2021**



Esta licença permite compartilhamento, remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es). Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



**Ministério da Educação  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná  
Campus Curitiba**



ADRISON CARVALHO DE LORETO

**PROPOSIÇÃO PARA O DESENVOLVIMENTO DE UM MODELO PARA A QUANTIFICAÇÃO DO  
POTENCIAL DESPERDÍCIO DE ALIMENTOS NA AGRICULTURA**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Ciência E Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Tecnologias E Processos Ambientais.

Data de aprovação: 24 de Agosto de 2021

Prof.a Cassia Maria Lie Ugaya, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Claudio Favarini Ruviano, Doutorado - Universidade Federal da Grande Dourados (Ufgd)

Prof.a Tamara Simone Van Kaick, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 24/08/2021.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por tudo que tem feito na minha vida, por todas as experiências vividas em relação a este projeto e por tudo que ainda virá!

Agradeço a minha família por todo suporte de sempre! Sem vocês, nada disso estaria acontecendo! Muito, muito obrigado!

Agradeço a minha orientadora, Dr. Cássia Maria Lie Ugaya, por todo o conhecimento compartilhado, por todos os ensinamentos, por não medir esforços para acompanhar o desenvolvimento do projeto e por me ensinar que sempre podemos abraçar novos desafios, afinal, o que fazemos das 3 às 7 da madrugada?

Agradeço aos colegas do Centro de Sustentabilidade do Ciclo de Vida (Gyro), por todo apoio técnico e tecnológico prestado. Sem vocês, com certeza, seria muito mais difícil.

Agradeço a todas as pessoas que têm contribuído para o desenvolvimento deste projeto, que poderá alcançar muitas pessoas, e de fato, trazer melhorias para a nossa sociedade!

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001

## RESUMO

Segundo a Organização das Nações Unidas, em 2015 foram desperdiçadas 1,3 bilhão de toneladas de alimentos, ao mesmo tempo que 800 milhões de pessoas passam fome. Além disso, em função da pandemia causada pelo COVID-19 em 2020, a produção, distribuição e vendas de alimentos foi remodelada, causando alteração na cadeia de suprimentos. Em função do cenário descrito, pesquisas relacionadas ao gerenciamento do ciclo de vida de alimentos têm sido desenvolvidas em todo o mundo, objetivando auxiliar na diminuição de perdas e maximização do equilíbrio da relação de oferta e demanda de alimentos. Uma das formas de apoio a tomada de decisão é a caracterização e quantificação dos impactos causados durante o ciclo de vida dos alimentos, visando possíveis medidas mitigadoras que possam surtir efeito no cenário atual, como o desperdício de alimentos, o qual ocorre por conta da logística inadequada, aparência e validade, resultando no aumento da produção de resíduos sem destinação correta. Tratando-se do desperdício, para a criação de medidas que possam surtir efeito na sociedade, é necessário avaliar quais são os alimentos que mais contribuem para o desperdício e propor mudanças que possam causar melhorias neste cenário. Assim, a presente pesquisa se enquadra no projeto Gyro 4 Food, pertencente ao Centro de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (GYRO), que avalia, além do desperdício, a economia circular, a inovação tecnológica e a irrigação voltadas para a gestão de alimentos. Especificamente, a presente dissertação abrange dentro deste projeto o potencial de desperdício na fase de produção. A partir de uma revisão de literatura a respeito dos modelos já existentes para a estimativa de desperdício de alimentos em vários estágios do ciclo de vida, concluiu-se que devido principalmente à complexidade e indisponibilidade de dados, a utilização dos modelos já criados ainda é limitada. Neste contexto, o presente trabalho propõe a criação de um novo modelo para a mensuração do desperdício de alimentos, utilizando variáveis influentes na eficiência de produção, sendo estas, a disponibilidade hídrica e a variação de temperatura. Sendo assim, o modelo apresenta relações diretas entre as variáveis citadas e a produtividade de alimentos, as quais são traduzidas matematicamente nas equações elaboradas. Por meio dos resultados apresentados, foi possível estimar com um grau satisfatório de confiabilidade o potencial de desperdício na produção do tomate em todo o estado de Goiás. Resultados estes que permitem a possibilidade de replicação do modelo em escala nacional e internacional, buscando compreender onde são localizadas as áreas de maiores potenciais para o desperdício de alimentos na fase de produção.

**Palavras-chave:** modelo de mensuração; gestão de alimentos; desperdício de alimentos

## ABSTRACT

According to the United Nations (UN), in 2015, 1.3 billion tons of food were wasted annually, while 800 million people are hungry. In addition, due to the pandemic caused by COVID-19 in 2020, food production, distribution and sales were altered, altering the supply chain. Due to the scenario described, a wide range of researchers has been working on measures that result in some form of improvements in food management. One of the forms of support for decision making is the characterization and quantification of the impacts caused during the life cycle of food, qualified mitigating measures that can have an effect in the current scenario, such as food waste, which occurs on account inadequate logistics, appearance and validity, preventing the increase of waste production without correct destination. About food losses, for proposing changes that influence society, it is required to know which foods contribute most to food losses and propose changes that can cause improvements in this scenario. Thus, this research is part of the Gyro 4 Food project, which belongs to the Life Cycle Sustainability Assessment Center (GYRO), which assesses, in addition to food losses, circular economics, technological innovation and irrigation aimed at water management foods. Specifically, this dissertation covers food waste, considering a production phase. Based on a literature review regarding the existing models for estimating food waste at various stages of the life cycle, it is conceived that due to the complexity and unavailability of data, the use of the models already created is still limited. In this context, this paper proposes the creation of a new model for measuring food losses, considering variables that influence the production efficiency, which are water and temperature. Thus, the model presents direct relationships between the variables and food productivity, that are mathematically translated into the equations developed. Through the results presented, it was possible to estimate with a satisfactory reliability the potential for losses in tomato production throughout the state of Goiás. Results that boost the possibility of replicating the model on a national and international scale, seeking to find the areas of greatest potential for food losses in the production phase.

**Keywords:** measurement model; food management; food losses

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1: Estimativa do desperdício de vegetais em diferentes fases do ciclo de vida .....</b>	<b>15</b>
<b>Figura 2: Desenvolvimento do modelo de Custos das perdas na cadeia de supriment...</b>	<b>20</b>
<b>Figura 3: Produção, desperdício e valor comercial de hortaliças produzidas no Brasi...</b>	<b>35</b>
<b>Figura 4: Resultado da avaliação dos modelos de desperdício.....</b>	<b>41</b>
<b>Figura 5: Etapas para elaboração de FdH.....</b>	<b>50</b>
<b>Figura 6: Área de abrangência das estações meteorológicas no Brasil .....</b>	<b>52</b>
<b>Figura 7: Diagrama triangular para classificação dos solos .....</b>	<b>59</b>
<b>Figura 8: Mapa de caracterização do solo brasileiro .....</b>	<b>60</b>
<b>Figura 9: Estações meteorológicas no estado de Goiás .....</b>	<b>64</b>
<b>Figura 10: Simulação da perda de produtividade de tomate em função FT .....</b>	<b>65</b>
<b>Figura 11: Potencial desperdício de tomate em função de <i>FT</i> .....</b>	<b>66</b>
<b>Figura 12: Volume de irrigação por estação meteorológica .....</b>	<b>67</b>
<b>Figura 13: Simulação da produtividade real de tomate no estado de Goiás.....</b>	<b>68</b>
<b>Figura 14: Simulação da produtividade de tomate em Goiás sem irrigação .....</b>	<b>68</b>
<b>Figura 15: Simulação do desperdício de tomate na fase de produção em função de FdH .....</b>	<b>69</b>

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1: Estimativa da proporção desperdiçada em diferentes grupos de alimentos....</b>	<b>21</b>
<b>Tabela 2: Exemplos de atributos considerados.....</b>	<b>22</b>
<b>Tabela 3: Exemplos de categorias de dano.....</b>	<b>23</b>
<b>Tabela 4: Produção global de alimentos em 2017.....</b>	<b>24</b>
<b>Tabela 5: Relação de produção, desperdício e custo econômico de hortaliças no Brasi..</b>	<b>34</b>
<b>Tabela 6: Critérios de avaliação dos modelos .....</b>	<b>40</b>
<b>Tabela 7: Frutificação de hortaliças em função da variação da temperatura .....</b>	<b>48</b>
<b>Tabela 8: Coeficientes de perda (Kc) para diferentes culturas .....</b>	<b>54</b>
<b>Tabela 9: Ciclo de médio de produção de diferentes culturas.....</b>	<b>55</b>
<b>Tabela 10: Classificação textural do solo com base nas porcentagens de argila, silte e areia .....</b>	<b>59</b>
<b>Tabela 11: Valores médios para massa específica dos elementos do solo .....</b>	<b>60</b>
<b>Tabela 12: Coeficientes de perda de produtividade (Ky) para diferentes culturas .....</b>	<b>62</b>
<b>Tabela 13: Produtividade média potencial (YP) de diferentes culturas no Brasil .....</b>	<b>63</b>

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 1: Suprimento global de alimentos por país.....</b>	<b>27</b>
<b>Quadro 2: Execução da etapa 1 de <i>FdH</i>.....</b>	<b>62</b>
<b>Quadro 3: Etapa 2 de <i>FdH</i>: Capacidade de água disponível (CAD).....</b>	<b>65</b>

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
CAD	Capacidade de água disponível no solo
CC	Umidade da capacidade de campo
Ci	Coefficiente de dano, conforme a categoria selecionada
Cr	Coefficiente de variação
Dg	Massa específica do solo
DI:	Distância entre linhas
Dpl	Distância entre as plantas
Etp	Evapotranspiração potencial
ETr	Evapotranspiração real
FdH	Fator de disponibilidade hídrica
Fr:	Frutificação em uma faixa específica de temperatura
ha.	Hectare
I	Índice de calor mensal
kg	Quilograma
Ks	Coefficiente de cultura
Ky	Coefficiente de perda na produção
m	Metro
P	Profundidade do sistema radicular de determinada hortaliça
PaJ	Punição de preço médio para um atributo de produto inferior na venda
Pci	Preço de venda de um produto da categoria i, para o mercado
Pideal	Preço de venda média ideal, segundo os produtores
PmP	Umidade do ponto de murcha permanente
Pr	Precipitação diária média em determinada região
Qcurchase	Quantidade vendida dos produtos em cada categoria considerada
QciSale	Quantidade comprada dos produtos em cada categoria considerada
QPH	Quantidade de toda a produção após a pré-colheita
Qprod	Quantidade de todos os produtos após a produção
s	Segundo
t.	Tonelada
Tm	Temperatura média mensal
VPH	Valor de todos os produtos após a pós-colheita
Vprod	Valor de todos os produtos após a produção
Yr	Produção real
Zr	Profundidade específica do sistema radicular da cultura (x)
A	Número de plantas por hectare
$\beta$ :	Número médio de frutos por planta
$\gamma$ :	Peso médio do fruto por planta

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO I</b> .....	<b>13</b>
<b>1. INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>14</b>
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>18</b>
2.1. Objetivo geral.....	18
2.2. Objetivos específicos.....	18
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>19</b>
<b>3.1. Modelos para estimativa de desperdício de alimentos</b> .....	<b>19</b>
3.1.1. Modelo de preço ( <i>Price</i> ).....	19
3.1.2. Modelo de Custos das perdas na cadeia de suprimentos ( <i>Costs of food waste along the value chain</i> ) .....	20
3.1.3. Modelo de atributos qualiquantitativos ( <i>Attribute method</i> ).....	22
3.1.4. Modelo de Categorias de desperdício ( <i>Category Method</i> ) .....	23
3.1.5. Modelo de questionário e entrevistas (Self reported).....	24
<b>3.2. Oferta global de alimentos</b> .....	<b>24</b>
<b>3.3. Desperdício de alimentos</b> .....	<b>31</b>
<b>CAPÍTULO II</b> .....	<b>32</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>33</b>
<b>2. METODOLOGIA</b> .....	<b>34</b>
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>35</b>
<b>4. CONCLUSÕES</b> .....	<b>36</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>36</b>
<b>CAPÍTULO III</b> .....	<b>37</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>38</b>
<b>2. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>39</b>
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>40</b>
<b>4. CONCLUSÕES</b> .....	<b>42</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>43</b>
<b>CAPÍTULO IV</b> .....	<b>45</b>
<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>46</b>
<b>2. MÉTODO</b> .....	<b>47</b>
2.1. Fator de variação de temperatura .....	47
2.2. Fator de disponibilidade hídrica .....	49
2.2.1. Balanço hídrico do solo .....	50
2.2.1.1. Precipitação total .....	53

2.2.1.2. Evapotranspiração .....	54
2.2.2. Capacidade de água disponível no solo.....	57
2.2.3. Produtividade de hortaliças em função da disponibilidade hídrica .....	62
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>63</b>
<b>3.1. Potencial desperdício de tomate em Goiás em função de <i>ft</i> .....</b>	<b>65</b>
<b>3.2. Potencial desperdício de tomate em goiás função de <i>fdh</i> .....</b>	<b>66</b>
<b>4. CONCLUSÕES .....</b>	<b>70</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>71</b>
<b>LISTA DE REFERÊNCIAS .....</b>	<b>74</b>

## CAPÍTULO I

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

Segundo a Organização das Nações Unidas (ONU, 2020), a população mundial irá crescer 13,3% nos próximos 10 anos, resultando na produção de maior demanda de alimentos. De acordo com o relatório sobre o uso da água na agricultura e na produção de alimentos, publicado pela *Food and Agriculture Organization* (FAO, 2019), nos últimos 30 anos, juntamente a um aumento de aproximadamente 35% da população mundial, houve um crescimento de 100% na produção de alimentos em escala global. E para os próximos 30 anos, estima-se ainda um acréscimo de mais 60% para atender a demanda requerida.

Dentro deste contexto, é previsto que até 2030 haverá a necessidade do aumento de 1 bilhão de toneladas na produção de cereais para suprir a demanda requerida de alimentos (FAO, 2011). Juntamente a este aumento, em 2019, devido ao gerenciamento inadequado em relação a oferta e demanda de alimentos no mundo, foi quantificado um índice médio de 17% de desperdício dos alimentos produzidos. Segundo o Relatório de Índice de Desperdício de alimentos (2021), tal índice corresponde a cerca de 931 milhões de toneladas de alimentos que foram produzidos, porém não consumidos, enquanto aproximadamente 800 milhões de pessoas passaram fome. Este problema está diretamente relacionado ao gerenciamento em todo ciclo de vida dos alimentos produzidos, considerando desde a etapa de plantio, até o consumo final. Uma vez que não haja o devido manejo em todas as etapas mencionadas, a produção de resíduos orgânicos gerados pode resultar em danos ao meio ambiente e à população (STEFFEN *et al.*, 2015). Além disso, segundo USDA (2020), a disseminação da COVID-19 no mundo tem tornado ainda mais necessária a tomada de decisões em relação ao gerenciamento da cadeia de suprimentos pelo setor alimentício, uma vez que ainda não há informações suficientes que comprovam a presença do vírus em determinados alimentos. Com base no cenário demonstrado em relação a atual gestão de alimentos, são necessárias ações que possam minimizar os impactos causados pelos problemas decorrentes no ciclo de vida de alimentos. O ciclo de vida dos alimentos abrange desde a etapa de produção até o descarte final, havendo entre estas fronteiras, as etapas de armazenamento, transporte e comercialização.

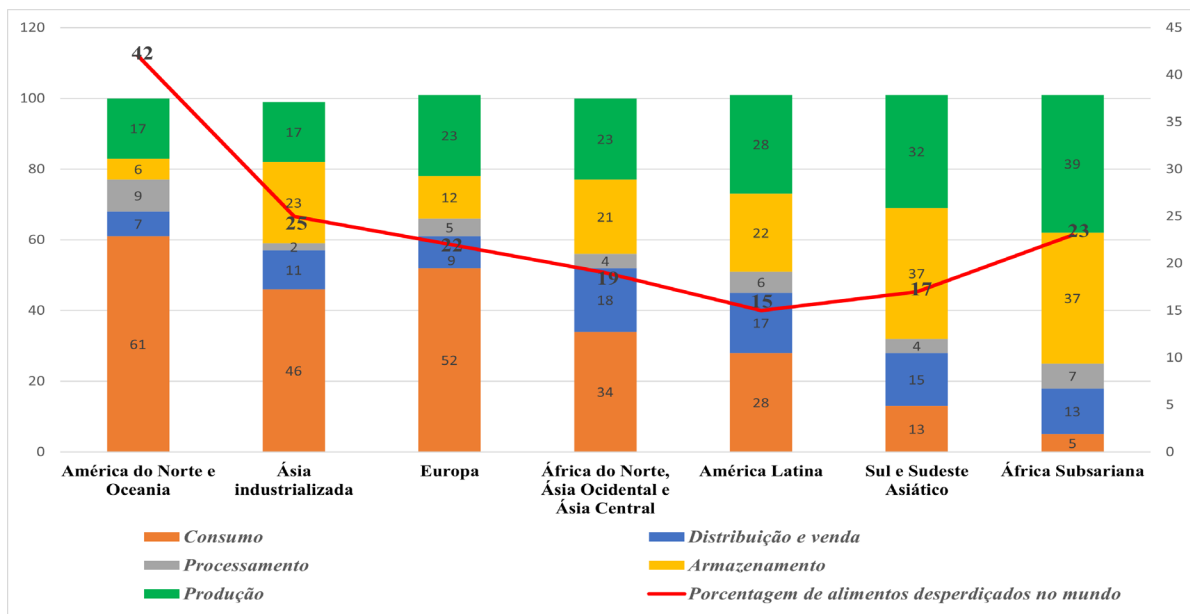
Diante disso, nos últimos anos, em função do aumento da demanda de alimentos em nível mundial, a importância da caracterização dos impactos ambientais derivados do ciclo de vida de alimentos tem sido ressaltada em vários trabalhos (FOSTER *et al.*, 2007; HAYASHI, K., 2005, 2006; HENNINGSSON *et al.*, 2004). Além disso, a indústria de alimentos no mundo, destacando principalmente a produção agrícola, utiliza de altos níveis de consumo de energia água para alcançar uma eficiência de produção que possa atender a demanda requerida, o que

muitas vezes traz como consequência uma superestimação na quantidade produzida, resultando em muitos alimentos que não são consumidos, colaborando assim com o desperdício (HEARD *et al.*, 2018; TSENG *et al.*, 2019).

Além dos impactos do ciclo de vida dos alimentos, estudos mostraram que o desperdício também é um problema diretamente relacionado à gestão estabelecida em todas as fases do ciclo de vida dos alimentos e que quanto mais adiante nos estágios do ciclo de vida, maior o impacto causado (GUSTAVSSON *et al.*, 2011; MENA *et al.*, 2011; PARFITT *et al.*, 2010). Sendo assim, melhorias nas diferentes etapas do ciclo de vida de alimentos por parte dos produtores, consumidores e governo são recomendadas, a fim de contribuir para a diminuição e controle de resíduos gerados e assim diminuir os impactos causados (THI *et al.*, 2014).

Gustavsson *et al.* (2011) demonstram uma avaliação dos impactos causados no ciclo de vida de frutas e vegetais em diferentes regiões do mundo (**Figura 1**). Segundo os autores, no ciclo de vida destes alimentos, as perdas na produção agrícola são dominantes em 42 países desenvolvidos considerados, representados nas regiões industrializadas (Europa; América do Norte e Oceania; Ásia industrializada). Isto acontece principalmente devido às exigências dos padrões de qualidade definidos pelos varejistas. Na etapa de consumo final, os resíduos também são notáveis em todas as três regiões, ganhando notoriedade na região da América do Norte e Oceania, onde contribuíram com 61% dos alimentos desperdiçados.

**Figura 1:** Estimativa do desperdício de vegetais em diferentes fases do ciclo de vida



**Fonte:** Adaptado de Gustavsson *et al.* (2011)

Em relação ao desperdício de alimentos nas etapas de produção e armazenamento, foi observada uma contribuição significativa em algumas regiões analisadas (África Subsaariana;

Sul e Sudeste Asiático; América Latina), onde contribuíram em mais de 50% do total de alimentos desperdiçados. Como explanado por Gustavsson *et al.* (2011), tal contribuição pode ser consequência da deterioração das safras perecíveis no clima quente e úmido de muitos países em desenvolvimento, bem como pela falta de controle da relação oferta e demanda, o que resulta em excesso de produção.

No contexto nacional, tratando-se da mensuração do desperdício de alimentos no ciclo de vida de alimentos, Dal' magro e Talamini (2019), apresentam uma estimativa das causas de desperdício de alimentos, a qual foi calculada baseada em dados entre 2007 e 2013 disponibilizados pela FAO. Os resultados apresentados demonstraram que aproximadamente 42% dos alimentos disponibilizados no país são desperdiçados. Os autores ressaltam que a criação de conjuntos relevantes de dados de desperdício, considerando as etapas entre a produção e o consumo de alimentos, é uma tarefa que encontra dificuldades de ser efetuada. Fato este é baseado na dificuldade de obtenção de uma amostra relevante de dados. Os autores ainda enfatizam a dificuldade de chegar nos resultados esperados devido à falta de um modelo de estimativa de desperdício de fácil replicabilidade. Levando em consideração esta dificuldade, L. Delgado *et al.* (2017) apresentam uma nova metodologia para a quantificação e qualificação do desperdício de alimentos. O modelo foi elaborado com base em trabalhos já realizados, os quais quantificaram o desperdício de alimentos com base na massa dos materiais considerados (HLPE, 2014), bem como na representação do desperdício quantificado em calorias (e.g. KUMMU *et al.*, 2012; LIPINSKI *et al.*, 2013).

Por outro lado, conforme informado por L. Delgado *et al.* (2017), devido à grande gama de dados requeridos, bem como a variação destes em função dos tipos de alimentos considerados, ainda não existe um modelo padronizado para a quantificação do desperdício de alimentos. Por esta razão L. Delgado *et al.* (2017) apresentam quatro modelos diferentes para a quantificação dos impactos na produção e comercialização dos alimentos considerados na amostra em questão.

Neste contexto, este trabalho é dividido em 4 capítulos. No **Capítulo I**, é apresentado um levantamento referente ao suprimento de alimentos, a nível global. Foram considerados ao total 62 tipos de alimentos presentes em 173 países, sendo estes demonstrados por meio de mapas, destacando os países de maior oferta e demanda.

No **Capítulo II** é apresentado um artigo o qual apresenta um levantamento da relação entre produção, taxa de desperdício e valor de mercado, concernentes às principais hortaliças consumidas no Brasil.

Sendo realizado este levantamento, é apresentado no **Capítulo III** uma seleção de modelos existentes para a estimativa de desperdício de alimentos na fase de produção, os quais ao serem avaliados a partir de critérios baseados em Ugaya *et al.* (2019), apresentaram algumas limitações para serem replicados, devido principalmente à indisponibilidade de dados. A avaliação dos modelos resultou em mais um artigo elaborado, apresentando maiores detalhes quanto aos modelos considerados.

Com base nos resultados obtidos nessa avaliação, bem como das diferentes características dos modelos considerados, é proposto no **Capítulo IV** o desenvolvimento de um modelo para a quantificação do potencial desperdício de alimentos ocorrente na fase de produção, o qual possa atender as limitações encontradas nos modelos analisados.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. Objetivo geral

- Propor o desenvolvimento de um modelo para a estimativa do desperdício de alimentos na fase de produção.

### 2.2. Objetivos específicos

- Estabelecer, a partir de revisão bibliográfica quais são as principais hortaliças consumidas no Brasil, bem como qual a relação entre produção e desperdício das mesmas – **Capítulo 2**;
- Pesquisar e avaliar os modelos utilizados para estimativa de desperdício de alimentos na fase de produção, buscando uma base para a construção do novo modelo proposto - **Capítulo 3**;
- Construir um modelo que possa permitir maior acessibilidade à eficiência de produção de áreas agrícolas por meio da estimativa do potencial de perdas na etapa de produção de alimentos, resultante de variáveis acessíveis e suficientes para tal objetivo – **Capítulo 4**.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Tendo em vista a tamanha preocupação com a capacidade do planeta em produzir alimentos para toda a população, a mensuração do desperdício se enquadra como um fator preponderante para tomadas de decisões que visem manter a produção necessária para suprir a demanda requerida de alimentos no mundo. Assim sendo, a revisão realizada consiste na apresentação de modelos utilizados para a estimativa de desperdício de alimentos, levando em consideração as diferentes concepções e variáveis utilizadas para o alcance deste objetivo. Além disso, é apresentada a caracterização do consumo global de alimentos, buscando definir os alimentos mais preponderantes de acordo com cada país.

#### 3.1. Modelos para estimativa de desperdício de alimentos

Tomando como referência um panorama da produção mundial de alimentos, estima-se que em torno de 1.3 bilhão de toneladas não são utilizadas para o suprimento da população devido a degradação, perda ou contaminação (HLPE, 2014). Além disso, ao longo dos anos foi sendo construída uma cultura onde grande parte da população teria à sua disposição grande quantidade de alimentos, os quais deveriam transparecer como “perfeitos” visualmente falando, sem quaisquer defeitos (SARLIO, 2018). Fato este que também contribui para o desequilíbrio no gerenciamento da produção de alimentos, não sendo estabelecido uma relação correta entre demanda e oferta.

Em meio a este cenário, foram criados vários modelos matemáticos, os quais abordam diferentes maneiras para a estimativa do desperdício de alimentos. Os modelos aqui apresentados foram encontrados nas bases de dados SCOPUS e Science Direct, bem como em documentos oficiais publicados pela *Food and Agriculture Organization* (FAO). Na pesquisa foram encontrados 7 modelos que apresentaram diferentes parâmetros para o objetivo proposto.

##### 3.1.1. Modelo de preço (*Price*)

Considerando fatores econômicos como base para a estimativa de desperdício de alimentos, foi elaborado o Modelo *Price* (DELGADO *et al.*, 2017). O modelo *Price* é baseado em uma relação direta entre valor de mercado e de produção dos alimentos. O modelo parte do raciocínio de que quanto maior for o valor ofertado pelo mercado por um alimento, maior é a qualidade do mesmo. Sendo assim, o modelo utiliza como base, a diferença de preço oferecido pelo mercado para a safra de determinado alimento (DELGADO *et al.*, 2017). Como

demonstrado na **Equação 1**, o valor ou massa perdida (*ValueLoosp*) em uma safra é resultante da subtração entre a quantia ideal de venda (*Videal*), e o valor real de venda após a colheita (*VPH*).

$$\mathbf{ValueLoosp = Videal - VPH \quad \text{onde:} \quad \text{(Equação 1)}}$$

**ValueLoosp:** Valor perdido em uma safra: (t.\$)

*Videal:* Produção média ideal (tonelada), multiplicado pelo valor ideal de venda, segundo os produtores: (t.\$)

*VPH:* Quantia e Valor real de venda após a colheita (t.\$)

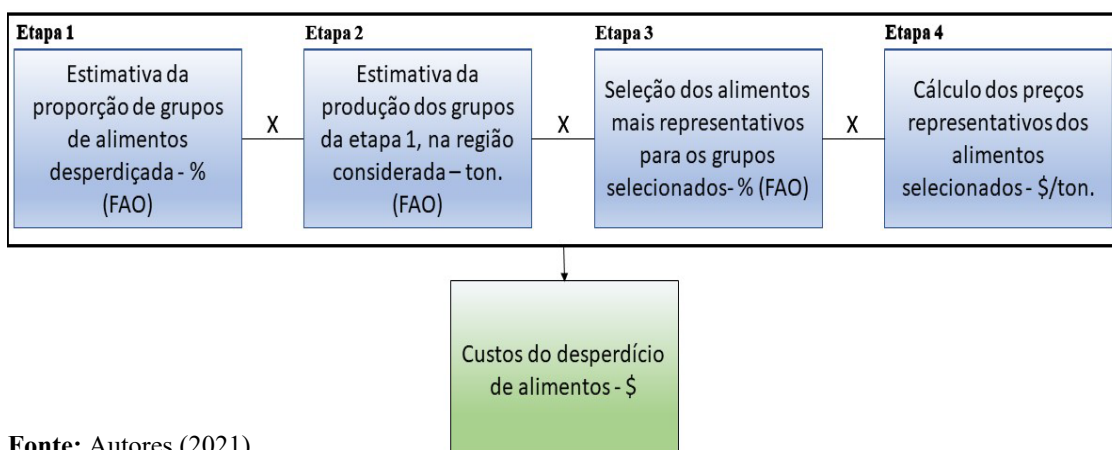
Para finalizar a estimativa do desperdício de alimentos em massa (*WeightLoss*), é proposta a divisão de *ValueLoosp*, calculado anteriormente, pelo preço ideal de venda (*Pideal*), segundo os produtores (**Equação 2**).

$$\mathbf{WeightLoss = \frac{ValueLoosp}{Pideal} \quad \text{(Equação 2)}}$$

### 3.1.2. Modelo de Custos das perdas na cadeia de suprimentos (*Costs of food waste along the value chain*)

O modelo de *Custos das perdas na cadeia de suprimentos*, apresentado por Nahman (2013), também utiliza fatores econômicos como base para a estimar o desperdício de alimentos, contudo, além da massa desperdiçada, também é estimado o custo do desperdício da amostra em questão. Outra diferença em comparação ao modelo *Price*, o modelo proposto permite uma estimativa que pode abranger todo o ciclo de vida dos alimentos, considerando-se desde a etapa de produção até o consumo final. O desenvolvimento deste modelo consiste em 4 diferentes etapas, as quais são dependentes umas das outras (**Figura 2**).

**Figura 2:** Desenvolvimento do modelo de Custos das perdas na cadeia de suprimentos



Fonte: Autores (2021)

A primeira etapa consiste na utilização do trabalho de Gustavsson *et al.* (2011), onde foi estimada a proporção desperdiçada de vários grupos de alimentos, em diferentes etapas do ciclo de vida, em 145 países. A **Tabela 1** demonstra a estimativa do desperdício de alimentos na África Subsaariana, região utilizada para a aplicação do modelo de *Custos das perdas na cadeia de suprimentos*.

**Tabela 1:** Estimativa da proporção desperdiçada em diferentes grupos de alimentos

Grupo de alimentos	Produção agrícola	Pós-colheita e armazenamento	Processamento e embalagem	Distribuição	Consumo
Cereais	6,00%	8,00%	3,50%	2,00%	1,00%
Raízes e tubérculos	14,00%	18,00%	15,00%	5,00%	2,00%
Sementes oleaginosas e leguminosas	12,00%	8,00%	8,00%	2,00%	1,00%
Frutas vegetais	10,00%	9,00%	25,00%	17,00%	5,00%
Carnes	15,00%	0,70%	5,00%	7,00%	2,00%
Peixes e frutos do mar	5,70%	6,00%	9,00%	15,00%	2,00%
Leite	6,00%	11,00%	0,10%	10,00%	0,10%

**Fonte:** Adaptado de Gustavsson *et al.* (2011)

Na etapa 2, a estimativa da quantidade de alimentos desperdiçada foi calculada através da multiplicação da quantidade de alimentos correspondentes a cada etapa do ciclo de vida, disponibilizados pela FAO, e as proporções que são desperdiçadas, conforme demonstrado na **Tabela 1**.

Seguindo na etapa 3, devem ser selecionados os grupos de alimentos mais representativos nas etapas do ciclo de vida, apresentadas na **Tabela 1**. Nesta etapa, também foram utilizados trabalhos publicados pela FAO, abordando a produção de alimentos na região considerada.

Uma vez selecionados os alimentos mais representativos em cada etapa do ciclo de vida, é realizada a multiplicação entre a massa desperdiçada calculada na etapa 2 e a contribuição de cada alimento considerado na etapa 3.

Finalizando o algoritmo do modelo em questão, na etapa 4, a estimativa da massa calculada na etapa 3 é multiplicada por preços representativos dos alimentos selecionados, na região

considerada. Como resultado, se obtém o custo do desperdício dos alimentos considerados nas etapas anteriores.

### 3.1.3. Modelo de atributos qualiquantitativos (*Attribute method*)

O modelo *Attribute* possibilita a quantificação do desperdício em determinada cultura através de avaliações de características qualiquantitativas (DELGADO *et al.*, 2017). O número de atributos a serem considerados em uma avaliação varia entre 10 e 14, de acordo com a cultura e a região analisada. Alguns exemplos dos atributos possíveis são apresentados na **Tabela 2**.

**Tabela 2:** Exemplos de atributos considerados

Atributos considerados	Característica do atributo
<b>Atributos socioeconômicos</b>	
Nível de educação dos agricultores	Qualitativa
Experiência no cultivo da cultura analisada	Qualiquantitativa
<b>Atributo econômico</b>	
Preço de mercado (\$/kg)	Qualiquantitativa
<b>Atributos na produção</b>	
Produção total (t.)	Quantitativa
Tempo de plantio (meses)	Quantitativa
Número de manutenções de campo	Quantitativa
<b>Atributos na Pós-colheita</b>	
Armazenamento	Qualiquantitativa

**Fonte:** Adaptado de (DELGADO *et al.*, 2017)

Durante a avaliação, os produtores avaliam a produção das culturas em questão e indicam a parcela da produção total que é afetada pela atributos selecionados nas etapas do ciclo de vida selecionadas. A estimativa quantitativa e qualitativa do valor (*Value Loss*) e volume (*Weight Loss*) de desperdício é realizada por meio das **equações 3 e 4**, respectivamente:

$$Value\ Loss = \sum_{j=1}^j Pa\ J * QPH + (Vprod - VPH) \quad \text{(Equação 3)}$$

$$Weight\ Loss = \sum_{j=1}^j aj * QPH + (Qprod - QPH) \quad \text{(Equação 4)}$$

sendo:

*aj*: Parcela do produto afetada pelo atributo j: (%)

*PaJ*: Punição de preço médio para um atributo de produto inferior na venda (%)

*QPH*: Quantidade de toda a produção após a pré-colheita: (t.)

**VPH:** Valor de todos os produtos após a pós-colheita: (\$)

**Qprod:** Quantidade de todos os produtos após a produção: (t.)

**VProd:** Valor de todos os produtos após a produção: (\$)

### 3.1.4. Modelo de Categorias de desperdício (*Category Method*)

Outro modelo demonstrado por Delgado *et al.* (2017) é o modelo de categoria (*Category*). Este modelo foi desenvolvido por Compton e Sherington (1999), o qual é baseado na avaliação e classificação de uma cultura por meio de categorias de qualidade. O método baseia-se no "Método de Escala Visual", desenvolvido por Compton e Sherington (1999), o qual estima a perda quantitativa e qualitativa de grãos por meio da classificação da cultura analisada em diferentes categorias estabelecidas. Delgado *et al.* (2017) enfatizam que a quantia de categorias a serem consideradas em uma avaliação, depende da cultura, região e histórico de produção. Como demonstrado na **Tabela 3**, cada categoria representa um coeficiente de danos à cultura, indicando a porcentagem da cultura que é danificada dentro de cada categoria.

**Tabela 3:** Exemplos de categorias de dano

<i>Categoria</i>	<i>Classificação</i>	<i>Descrição</i>
1	Sem dano	Sem danos na cultura
2	Dano leve	Até 20% da cultura foi danificada
3	Dano moderado - leve	Menos que 50% da cultura foi danificada
4	Dano moderado	De 50 a 90% da cultura foi danificada
5	Dano severo	Acima de 90% da cultura foi danificada
6	Dano muito severo	Produção jogada fora pelos produtores, devido a baixa qualidade

**Fonte:** Baseado em (Delgado et al. (2017); Compton e Sherington (1999))

Considerando os coeficientes descritos na **Tabela 3**, a estimativa do valor e da massa desperdiçada é calculada pelas **equações 5 e 6**.

$$\text{Value Loss} = \sum_{j=1}^j (Pideal - Pci) * Qcipj + (VProd - Vph) \quad \text{sendo:} \quad \text{(Equação 5)}$$

**Ci:** Coeficiente de dano, conforme a categoria (i) selecionada: (%)

**Pideal:** Preço de venda média ideal, segundo os produtores: (\$)

**Qcipj:** Quantidade produzida em cada categoria considerada: (t.)

**Pci:** Preço de venda de um produto da categoria i, para o mercado: (\$)

**VProd:** Valor total da produção: (\$.)

**Vph:** Valor total vendido da produção: (\$.)

$$\text{WeightLoosp} = \sum_{i=1}^n C_i * Q_{ciph} + (Q_{prod} - Q_{PH}) \text{ sendo:} \quad \text{(Equação 6)}$$

*C<sub>i</sub>*: Coeficiente de dano, conforme a categoria (i) selecionada: (%)

*Q<sub>ciph</sub>*: Quantidade produzida em cada categoria considerada: (t.)

*Q<sub>prod</sub>*: Quantidade produzida de um produto da categoria i: (t.)

*Q<sub>PH</sub>*: Quantidade vendida da produção: (t.)

### 3.1.5. Modelo de questionário e entrevistas (Self reported)

Dada a demanda de dados requerida para estimar o desperdício de alimentos, a elaboração de questionários e entrevistas diretamente com produtores do produto ou da região analisada, são muito utilizadas ((KAMINSKI AND CHISTIAENSEN, 2014); (MINTEN *et al.*, 2016<sup>a</sup>); (MINTEN *et al.*, 2016<sup>b</sup>).

## 3.2. Oferta global de alimentos

Como mencionado por Kearney (2010), nos últimos anos a taxa de produção de alimentos tem crescido significativamente devido ao alto crescimento populacional. Fato este que tem gerado várias alterações no âmbito econômico e ambiental do planeta.

Atualmente, são consumidas anualmente, aproximadamente 5,2 milhões de toneladas de alimentos, as quais não são distribuídas eficientemente entre a população mundial (FAO, 2019). Além disso, a maior parte dos alimentos são produzidos e distribuídos em regiões concentradas, fator este que contribui ainda mais para o desperdício. Tomando como base os dados de suprimento de alimentos em escala global, os quais consideram o transporte, armazenamento e processo de alimentos, disponibilizado pela FAOSTAT (2017), foram considerados 62 diferentes alimentos, separando-os em 5 grupos demonstrados na **Tabela 4**.

**Tabela 4:** Produção global de alimentos em 2017

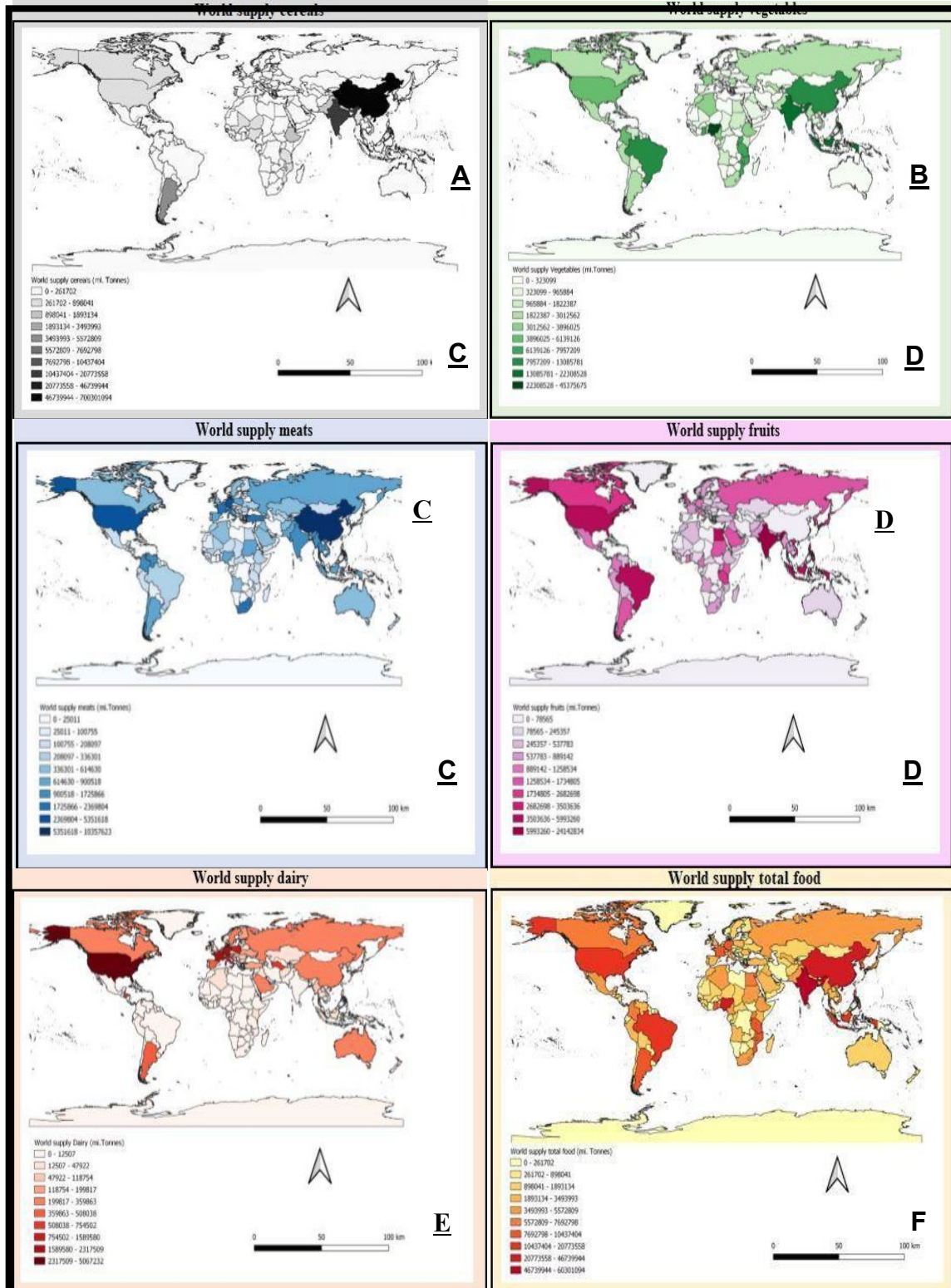
<i>Grupos de alimentos</i>	<i>Variedades de alimentos</i>	<i>Massa produzidas (Mi.t.)</i>
<i>Vegetais e legumes</i>	15	258.634.687
<i>Laticínios</i>	5	19.026.528
<i>Fritas</i>	19	110.179.468
<i>Carnes</i>	16	62.256.356
<i>Cereiais</i>	7	35.475.776

**Fonte:** FAOSTAT, (2017)

Os valores apresentados na **Tabela 4** são concernentes à 173 países, sendo estabelecido assim, uma amostra de relevância. Tomando como referência estes dados, foram elaborados

mapas de caracterização com todos os grupos de alimentos considerados, buscando um diagnóstico sobre as regiões mais contribuintes para o suprimento mundial de alimentos (Quadro 1).

**Quadro 1:** Suprimento global de alimentos por país



Fonte: Autoria própria

Analisando a oferta do suprimento mundial de alimentos (**Quadro 1**), algumas regiões se destacam. No **mapa A**, referente ao suprimento de cereais, China, Índia e Argentina se destacaram. A China é responsável pela produção de 18% de cereais no mundo, alcançando mais de 20% da população mundial (Knoema, 2021). De acordo com FAO (2021), a China possui uma área de semeadura de grãos de aproximadamente 106,7 milhões de hectares, resultando em uma produção de aproximadamente 540Kmilhões de toneladas, tornando-a assim, líder na produção mundial de cereais. Atualmente, o milho é o cereal mais produzido na China, correspondendo a 41% da produção total de cereais, sendo seguido do arroz (33%) e trigo (26 %) (WANG *et al.*, 2019), totalizando em uma produção 617 milhões de toneladas.

A Índia por sua vez, em função da necessidade do aumento da disponibilidade de alimentos condicionada pelo grande aumento populacional, aumentou em 230% a produção de cereais entre 1966 e 2009 (DAVIS *et al.*, 2018). Neste contexto, o país foi responsável em 2017 pela disponibilidade de 273,4 milhões de toneladas de cereais, sendo estes produzidos dentro de 98,5 milhões de hectares (FAOSTAT, 2017).

Também apresentando uma contribuição significativa na disponibilidade de cereais quando comparada aos demais países considerados, a Argentina contribuiu em 2017 com 4,3 milhões de toneladas (FAOSTAT, 2017). De acordo com Knoema (2021), o país aumentou em mais de 60% a produção de cereais entre 2007 e 2018, alcançando 70 milhões de toneladas produzidas. as quais são utilizados maioritariamente para exportação.

Além destes que se destacaram em relação a massa disponível de cereais, também é importante mencionar a contribuição da Nigéria na produção de cereais. A agricultura é responsável por 80% da economia do país, sendo de fundamental importância para o desenvolvimento do mesmo (OSABOHEN, *et al.*, 2020). O país é responsável por mais de 60% da produção de cereais no continente africano, onde 85% desta produção é advinda da Savana Nigeriana, abrangendo aproximadamente 67 milhões de hectares (ISMAILA *et al.*, 2010). Em contrapartida, a Nigéria enfrenta vários problemas relacionados as mudanças climáticas, as quais têm afetado o desenvolvimento econômico e a produtividade de cereais do país (IDUMAH *et al.*, 2016). Na região da Savana, mais de 70% da população sobrevive através da agricultura familiar, apresentando assim uma situação de subsistência, uma vez que não há muitas oportunidades de trabalho. Fato este resulta em baixa qualidade de vida à população, onde 40,1% da população Nigeriana se encontra em estado de pobreza (WORLD BANK, 2018). Além disso, a variação climática no país também tem corroborado para os problemas de produção, sendo representado pelo desequilíbrio do volume de precipitações no país, os grandes

períodos de secas, assim como as precipitações em épocas inesperadas, que têm afetado diretamente a qualidade da produção de cereais no país (ISMAILA *et al.*, 2010; IDUMAH *et al.*, 2016; AYANLADE e OJEBISI, 2021).

No **mapa B**, China, Índia, Nigéria, Indonésia e Brasil apresentaram os maiores suprimentos de vegetais. A China possui a maior plantação e o maior consumo de vegetais no mundo, utilizando mais de 20 milhões de hectares de área plantada, resultando em uma produção anual de mais de 700 milhões de toneladas (LI *et al.*, 2020).

A Índia, por sua vez, também contribui significativamente para a produção de vegetais no mundo. O país ganhou a segunda colocação nos quesitos de produção e consumo de vegetais em 2013, onde apresentou uma grande taxa de aumento na área utilizada para produção (DASTAGIRI, 2013). Em 2013, o país já contribuía com mais de 15% da produção de vegetais no mundo, totalizando mais de 160 milhões de toneladas produzidas (NEGI e ANAND, 2015). Em 2016 a produção continuou crescendo, em torno de 3% em relação à 2015 (R. KUMAR e S. KUMAR, 2017), e, em 2017, o país já era responsável pela produção de mais de 240 milhões de toneladas anuais (FAOSTAT, 2017).

Seguindo a Índia, a Nigéria também apresentou certa significância. Em 2017, o país produziu 45,4 milhões de toneladas de vegetais (FAOSTAT, 2017). No quesito de segurança alimentar, dentre os vegetais produzidos no país, a mandioca é o mais significativo (UGWU e UKPABI, 2002). De acordo com OTEKUNRIN; SAWICKA (2019), a partir de dados baseados em (FAOSTAT, 2017), apresentam que a Nigéria contribuiu em 2017 com 20,4% na produção mundial de mandioca.

A Indonésia também tem apresentado um histórico de contribuição no suprimento de vegetais em escala mundial. Em 2001, o país foi responsável pela gestão de 437 mil toneladas de vegetais, considerando importação e exportação (BP2HP, 2004). Em 2017, com a produção de 14,5 milhões de toneladas de vegetais, a Indonésia contribuiu em 5,6% do suprimento mundial de vegetais (FAOSTAT, 2017).

Em relação ao Brasil, o cenário de disponibilidade de vegetais foi um pouco diferente. Em 2012, o país produziu 19,5 milhões de toneladas de vegetais, atribuindo-o a sexta maior produção de vegetais no mundo (EMBRAPA HORTALIÇAS, 2016), contudo, posteriormente houve um decréscimo na produção, alcançando em 2017, 12,1 milhões de toneladas produzidas (FAOSTAT, 2017).

No **mapa C**, China, Índia, Estados Unidos e África do Sul e alguns países da União Europeia se destacaram em relação ao suprimento de carne. A China, assim como ocorreu nos vegetais e cereais, também teve grande representatividade no suprimento de carne em escala mundial. O país possui um histórico de uma dieta a base de plantas, contudo, com a grande influência do estilo de vida ocidental, passou a incluir maior volume de carnes na dieta do país (SCHNEIDER, 2011). Neste contexto, segundo USDA (2016), o país aumentou em 30% a produção de carne entre 2000 e 2016, apresentando como maior contribuinte a carne de porco, a qual corresponde a 73% da produção total. Neste contexto, em 2017, o país foi responsável pela produção de 103 milhões de toneladas de carne (FAOSTAT, 2017).

Em 2007, a disponibilidade de carne na Índia foi estimada em 6,3 milhões de toneladas, suprimindo assim, 3% da demanda mundial. Dentro do país, a carne de búfalo contribui em 31% da produção total (JABIR A., 2007). De acordo com USDA (2019), entre 1970 e 2019, a produção total de carne da Índia aumentou em mais de 75%, indo de 2,02 milhões para 8,14 milhões de toneladas.

Segundo FAO (2010), nos Estados Unidos, a carne contribui em 40% da proteína diária consumida pelos americanos. DANIEL *et al.* (2011), baseado em (FAOSTAT, 2008), apresenta o aumento do consumo de carne nos Estados Unidos entre 1961 e 2003, onde houve o aumento de aproximadamente 31% no consumo total de carnes. De acordo com USDA (2020), em 2017 houve um aumento de 4,95% no consumo total de carnes nos Estados Unidos, em relação a 2003. Apresentando assim, um crescimento constante na demanda de carnes no país.

Na África do Sul, a economia agropecuária também se faz muito presente. Isto acontece devido principalmente às características do solo, das quais favorecem o desenvolvimento da pecuária (RMRD AS, 2012). Nos últimos 20 anos, o país apresentou grande aumento no consumo de carnes, contudo, a projeção do crescimento econômico do país para a próxima década não condicionará a moderação do consumo de carnes. Em 2015, a África do Sul produziu em média 2,4 milhões de toneladas de carnes, havendo necessidade de complementação através das importações recebidas pelo Brasil, Holanda, Reino Unido e Alemanha, os quais são os principais parceiros de exportação para a África do Sul (USDA, 2015).

Em relação ao **mapa D**, onde foi apresentado o balanço do suprimento de frutas no mundo em 2017, China, Brasil, Índia, Estados Unidos, Canadá e Indonésia se destacaram dos demais países. Conforme abordado pelo levantamento de produção e consumo de frutas em

2019, conforme informado por FAOSTAT (2019), a China lidera a produção de frutas no mundo, atingindo em 2019, a produção de 137,06 milhões de toneladas.

De acordo com Autoridade de Desenvolvimento de Exportação de Produtos Alimentos Processados e Agrícolas (APEDA, 2019), na Índia, por haver uma diversidade climática significativa, se torna possível a produção de uma grande variedade de frutas. Fato este que dá ao país a segunda maior produção de frutas do mundo, totalizando 241 milhões de toneladas produzidas em 2017.

Devido à grande área territorial destinada a fruticultura e a diversidade climática em diferentes regiões, o Brasil possui a terceira maior produção de frutas no mundo, a qual segundo FAOSTAT (2020), totalizou 45 milhões de toneladas produzidas em 2019, das quais 35% são destinados ao mercado internacional.

Nos Estados Unidos, morangos, uvas, laranjas e pêssegos são responsáveis por 69% pelo mercado de frutas do país. Mercado este que é suportado maioritariamente pelo estado da Califórnia, a qual lidera a produção de frutas do país, bem como Washington, cujo é responsável por 50% do suprimento de frutas (USDA, 2019). Em 2001, o país atingiu a produção de 17 milhões de toneladas de frutas. Desde então, houve um acréscimo na produção e exportação de frutas, alcançando a demanda de 24 milhões de toneladas em 2017 (USDA, 2019; FAOSTAT, 2017).

Com uma relação de exportação e importação direta com os Estados Unidos, o Canadá também tem apresentado nos últimos anos, um grande aumento na produção e consumo de frutas. Entre 2012 e 2016 houve um aumento de 72% da quantidade de frutas comercializadas no país, alcançando a demanda de 952 mil toneladas. A taxa de produção continuou aumentando, alcançando em 2017, a produção de 2 milhões de toneladas (AGRICULTURE AND AGRI-FOOD CANADA, 2019).

A Indonésia, localizada no sudeste da Ásia, é o quarto país mais populoso do mundo, contendo 240 milhões de pessoas (FONSAH *et al.*, 2008, p. 1). De acordo com BP2HP (2004), em 2001 o país importou 241 mil toneladas de frutas, enquanto exportou 21 mil toneladas. Fato este que demonstra a significância das frutas na dieta da população. Além disso, entre 2001 e 2017, o país aumentou em 95% a produção de frutas, totalizando a produção de 2,2 milhões de toneladas (KNOEMA, 2019; FAOSTAT, 2017).

Em relação ao suprimento de laticínios (**Mapa E**), O Estados Unidos e alguns países do norte europeu apresentaram grande discrepância quando comparados aos demais países. Os

Estados Unidos possuem o título de maior produtor de leite bovino no mundo. O país triplicou a produção de leite entre 1961 e 2019, contribuindo em 2016, com 17% do leite produzido no mundo (MEKONNEN *et al.*, 2019).

Nos países da união europeia, a produção e comércio de leite contribui largamente para a economia. Em 2014 foram produzidas 159 milhões de toneladas de leite, sendo que somente 11,5 milhões foram vendidas ou processadas diretamente (EUROSTAT, 2017).

Dentre os países da união europeia, França e Alemanha se destacam na produção de leite, contribuindo em 2017 com 23,7 e 30,3 milhões de toneladas produzidas respectivamente (FAOSTAT, 2017).

Por fim, o **Mapa F** demonstra a quantidade total de alimentos produzidos nos 179 países analisados. Muito superior aos demais países, a China é a maior produtora, importadora e consumidora de alimentos do mundo. Considerando neste título, tanto vegetais, tais como arroz, trigo e brócolis, quanto carnes, representadas por porcos e galinhas (FAO, 2019).

A Índia, por sua vez, contém a segunda maior produção de alimentos do mundo (SEIXAS *et al.*, 2019). A produção agrícola tem papel essencial na economia do país, setor que, de acordo com Seixas et al. (2019), tem crescido em média de 3% ao ano nos últimos 40 anos. Segundo BMI Research, (2017a), devido ao crescimento do setor agrícola, o número de pessoas subnutridas na Índia decaiu em 19% entre 1997 e 2012, entretanto, ainda há muito o que fazer, uma vez que se estima que ainda haja 213 milhões de pessoas na Índia que vivem em condições de insegurança alimentar.

Apesar de conter uma menor mão de obra quando comparado com a China, o Estados Unidos ainda possui a maior produção agrícola do mundo. Além disso, o país domina a exportação de alimentos do mundo, tendo ligações diretas com Canadá, México, China, Japão e Alemanha (USDA, 2019).

E por fim, o Brasil também apresentou grande contribuição para o suprimento mundial de frutas. Em função da grande área destinada para agricultura do país, este é o líder mundial na produção de laranja, mamão, coco e abacaxi. Além disso, seguindo o Estados Unidos, o Brasil possui a segunda maior produção de carne bovina no mundo (USDA, 2019), trazendo-o assim, significância para o suprimento de alimentos em escala global.

### **3.3. Desperdício de alimentos**

Tomando como exemplo o Brasil, segundo uma pesquisa levantada pela Fundação Getúlio Vargas (FGV) em parceria com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), anualmente são desperdiçadas aproximadamente 37 milhões de toneladas de alimentos. De acordo com uma pesquisa realizada pela Associação Brasileira de Supermercados (Abas), em 2016 foram desperdiçados um montante de vegetais, frutas e legumes, equivalentes a R\$ 7 bilhões. Desperdício este causado por conta da logística inadequada, aparência e validade (ASSEMAE,2019).

Buscando o entendimento sobre os vegetais mais consumidos no Brasil, bem como a relação de custo e desperdício dos mesmos, foi elaborado um artigo em parceria com o Instituto Politécnico de Portugal, o qual será apresentado no 20º Congresso de Gestão do Ciclo de Vida, objetivando a demonstração do atual cenário das hortaliças no Brasil. No trabalho realizado, foram apresentadas as 10 hortaliças mais consumidas no Brasil, a partir de pesquisas realizadas por várias fontes governamentais. Além disso, foi levantado o custo médio cobrado pelo setor comercial e o desperdício médio de cada hortaliça considerada.

## CAPÍTULO II

## ***Gestão de hortaliças no Brasil***

*Adrison Carvalho de Loreto<sup>1</sup>*

*Cassia Maria Lie Ugaya<sup>2</sup>*

*Luis Ribeiro<sup>3</sup>*

*<sup>1</sup>Programa de pós-graduação em ciência e tecnologia ambiental*

*<sup>2</sup> Centro de avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida*

*<sup>3</sup> Instituto Politécnico de Portugal [Adrison2010@hotmail.com](mailto:Adrison2010@hotmail.com)*

### **Resumo**

*inúmeras ações causadas pela falta da gestão adequada durante todo o ciclo de vida de alimentos têm contribuído para o aumento de desperdício no Brasil. Fato este que tem ganhado notoriedade no mundo da pesquisa. Neste contexto, a avaliação do ciclo de vida (acv) pode ser utilizada como ferramenta para quantificar e qualificar as causas e consequências de tais ações. Assim, neste trabalho foi realizado um levantamento considerando produção, preço e desperdício das 10 principais hortaliças consumidas no Brasil, buscando compreender a correlação entre tais fatores, a qual pode contribuir para a construção da cadeia de causa efeito que resulta no aumento do desperdício.*

**Palavras-chaves:** *Inventário; Gestão de alimentos; desperdício*

### **1. INTRODUÇÃO**

A gestão de alimentos consiste nas ações tomadas para que sejam evitadas ao máximo as consequências causadas por diversos fatores que, desde a etapa de produção até o consumo final, podem ocasionar algum malefício para o alimento produzido. Além disso, em grandes centros urbanos, foi sendo construída uma cultura onde grande parte da população teria à sua disposição uma vasta quantidade de alimentos, onde sempre haveria a possibilidade de a população escolher os melhores frutos e deixar os que possuam algum defeito visual. Fato este que contribui significativamente para o desequilíbrio da produção, ocasionando assim o aumento do desperdício (SARLIO, 2018).

No Brasil, segundo uma pesquisa levantada pela Fundação Getúlio Vargas (FGV) em parceria com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), anualmente são desperdiçadas aproximadamente 37 milhões de toneladas de alimentos. De acordo com uma pesquisa realizada pela Associação Brasileira de Supermercados (ABRAS), em 2016 foram desperdiçados um montante de vegetais, frutas e legumes equivalentes a R\$ 7 bilhões. Desperdício este causado maioritariamente por conta da logística inadequada, aparência e validade.

A expansão urbana também é outro fator que necessita ser destacado. Expansão esta que tem tornado necessária o aumento da taxa de habitação em apartamentos. Atualmente, 23% da população brasileira reside em apartamentos, sendo que em São Paulo tal índice chega a 33%

(IBGE, 2018). Como consequência da urbanização das cidades, grande parte da população se distanciou das áreas rurais, perdendo totalmente o contato com o manejo de alimentos, tornando necessária hoje, uma reeducação que resulte em uma reestruturação da cultura alimentar e consciência ambiental da população brasileira (IBGE, 2018).

Neste contexto, os fatos citados têm contribuído significativamente para o desequilíbrio da produção de alimentos no Brasil, resultando no aumento da produção de resíduos sem destinação correta entre 2006 e 2018 (IBGE, 2018). Portanto, para a criação de medidas que possam surtir efeito na sociedade, é necessário avaliar criteriosamente quais são os alimentos que mais contribuem para o desperdício no Brasil.

## 2. MÉTODO

No contexto apresentado, faz-se necessário um levantamento referente à dados de produção, desperdício e custo dos alimentos consumidos no Brasil. Sendo assim, o presente trabalho apresenta um levantamento referente às principais hortaliças consumidas no Brasil, considerando dados de estimativas de produção, desperdício e custos. Segundo uma estimativa elaborada por Embrapa (2016), a partir de dados disponibilizados pela foram levantadas as hortaliças mais consumidas no país, apresentadas na **Tabela 5**.

**Tabela 5:** Relação de produção, desperdício e custo econômico de hortaliças no Brasil

<i>Hortaliça</i>	<i>Massa prod./ano (t.)</i>	<i>Taxa Desp.</i>	<i>Valor venda (R\$)</i>	<i>valor kg</i>
<i>Alface</i>	<i>1.500.000</i>	<i>42,5%</i>	<i>2.890.237.500</i>	<i>3.35</i>
<i>Batata</i>	<i>3.500.000</i>	<i>23,7%</i>	<i>6.783.070</i>	<i>2.54</i>
<i>Batata-doce</i>	<i>500.000</i>	<i>13,7%</i>	<i>1.257.510.000</i>	<i>3.34</i>
<i>Cebola</i>	<i>1120680</i>	<i>21%</i>	<i>3.302.307,756</i>	<i>3.73</i>
<i>Cenoura</i>	<i>680.523</i>	<i>20%</i>	<i>571.639,32</i>	<i>1.05</i>
<i>Chuchu</i>	<i>400.000</i>	<i>20%</i>	<i>483.200.000</i>	<i>1.51</i>
<i>Pimentão</i>	<i>18.000</i>	<i>40%</i>	<i>86.400.000</i>	<i>8.00</i>
<i>Repolho</i>	<i>295.373</i>	<i>35%</i>	<i>287.988.675</i>	<i>1.50</i>
<i>Tomate</i>	<i>3.042.603</i>	<i>40,5%</i>	<i>4.525.871.962</i>	<i>2.50</i>

**Fontes:** (IBGE, 2006); (ABCSEM, 2018); (EMBRAPA, 1993-2014 -2016); (IEA, 2017)

Para o levantamento das estimativas de produção, foram utilizados os dados disponibilizados pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2016), Associação Brasileira de Comércio de Sementes (2018), IBGE (2006) e Instituto de Economia Agrícola (2017), considerando a produção anual. As estimativas de valor médio cobrado por quilograma dos alimentos foram obtidas através da cotação anual das Centrais Estaduais de Abastecimento (Ceasa). Foi realizada uma média das cotações de 4 estados, sendo estes Paraná, São Paulo, Bahia e Minas gerais.

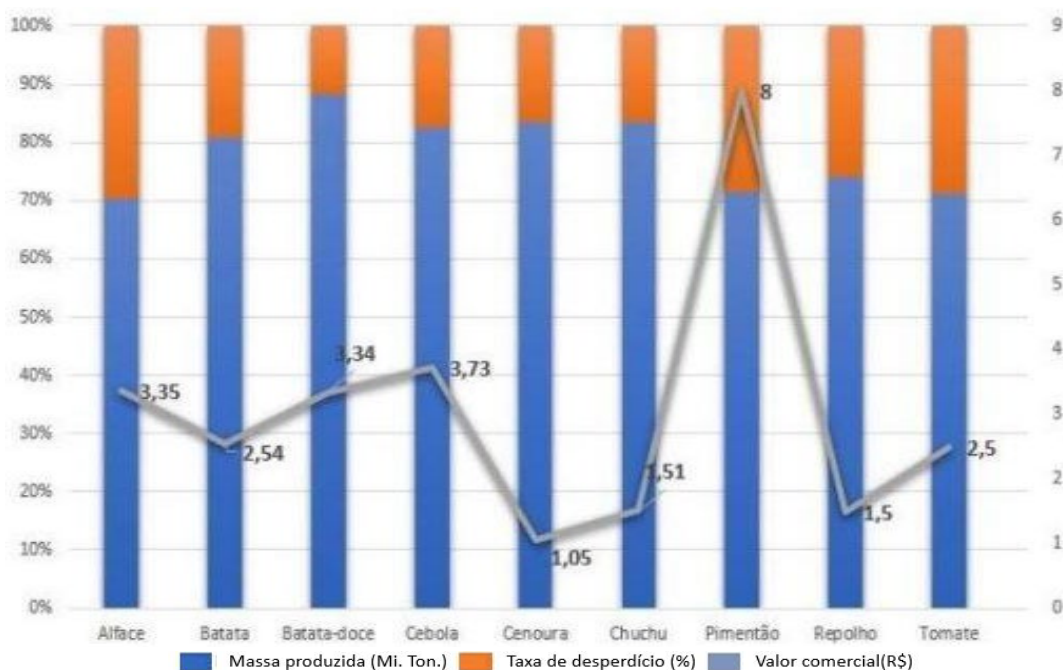
Em relação aos dados de desperdício dos alimentos considerados, foram encontradas muitas dificuldades para se encontrar dados que tivessem uma representatividade considerável a nível regional. Fato este mencionado por De Loreto e Ugaya (2020), onde foram destacadas as diferentes barreiras encontradas para a quantificação do desperdício de alimentos. Portanto, os dados de desperdício considerados foram obtidos através de estimativas disponibilizadas pela Embrapa (2018). Todas as informações citadas estão presentes na **Tabela 5**.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Tomando como referência os dados apresentados na **Tabela 5**, foi traçado um gráfico de combinação entre os fatores de produção, custo e desperdício (**Figura 3**). Em relação a massa produzida, a produção de batatas, tomates e alfaces, totalizam em mais de 8 milhões de toneladas. Uma vez que a estimativa de desperdício seja de 23,7, 40,5 e 42,5 respectivamente, estima-se um desperdício de aproximadamente 3 milhões de toneladas anuais destas hortaliças, fato este que exemplifica o desequilíbrio da gestão de produção de hortaliças no Brasil.

Como um ponto positivo nos resultados obtidos, ressalta-se a baixa taxa de desperdício da batata-doce quando comparada aos demais alimentos. Como um panorama geral, não é possível afirmar que existe uma correlação direta entre custo e desperdício. Fato este ilustrado através das informações referentes a produção de pimentão e cenoura, onde os custos médios de venda são de 8 e 1,05 reais, respectivamente. A cenoura, sendo aproximadamente 8 vezes mais barata que o pimentão, possui uma taxa de desperdício 20% mais baixa.

**Figura 3:** Produção, desperdício e valor comercial de hortaliças produzidas no Brasil



Fonte: Autores (2020)

#### 4. CONCLUSÕES

Uma vez que não há uma correlação direta entre custo e desperdício dos alimentos no Brasil, pressupõe-se que podem ser várias as causas de tantos alimentos desperdiçados, podendo estes estar relacionadas ao tempo de prateleira dos produtos na etapa de venda, à erros na relação de oferta e demanda dos alimentos nas diferentes regiões do país, ou até mesmo por demais problemas que possam ocorrer em todo o ciclo de vida dos alimentos considerados. Por fim, trazendo como exemplo a massa produzida e a taxa média de desperdício de alface, tomate e batata, são desperdiçadas mais de 2,5 milhões de toneladas de alimentos, o que torna necessária a necessidade de melhoria na gestão do ciclo de vida dos alimentos produzidos no Brasil.

#### AGRADECIMENTOS

De antemão, agradecemos a todos os revisores dos artigos do GCV 2020.

#### REFERÊNCIAS

- CEASA - Centrais Estaduais de Abastecimento (Paraná), 2019. Cotação anual de hortaliças. Disponível em: <http://www.ceasa.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=386>>. Acesso em: 25 de fevereiro de 2020.
- CEASA - Centrais Estaduais de Abastecimento (Rio de Janeiro), 2019. Cotação anual de hortaliças. Disponível em: [http://www.ceasa.rj.gov.br/ceasa\\_portal/view/ListarCotacoes.asp](http://www.ceasa.rj.gov.br/ceasa_portal/view/ListarCotacoes.asp)>. Acesso em: 25 de fevereiro de 2020.
- CEASA - Centrais Estaduais de Abastecimento (Bahia), 2019. Cotação anual de hortaliças. Disponível em: <http://www.precoceasa.com.br/cotacao.aspx>>. Acesso em: 25 de fevereiro de 2020.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2014. Acesso em: 27 de fevereiro de 2020.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. [https://www.ibge.gov.br/apps/areas\\_urbanizadas/](https://www.ibge.gov.br/apps/areas_urbanizadas/). Disponível em: . Acesso em: 23 jul. 2021.
- SARLIO, S. Towards Healthy and Sustainable Diets: Perspectives and Policy to Promote the Health of People and the Planet. Helsinki: Springer, 91 p., 2018

## CAPÍTULO III

## ***Quantificação do desperdício de alimentos: um olhar crítico aos modelos já existentes***

*Adrison Carvalho de Loreto*<sup>1</sup>

*Cassia Maria Lie Ugaya*<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA)*

<sup>2</sup>*Centro De avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (Gyro)*

[Adrison2010@hotmail.com](mailto:Adrison2010@hotmail.com)

### **Resumo**

*De acordo com a FAO (2017), 30% de toda a produção de alimentos no mundo é desperdiçada, índice este que corresponde a aproximadamente 1,3 bilhão de toneladas de alimentos desperdiçados anualmente (ONU, 2017). Este problema está diretamente relacionado à gestão e distribuição de alimentos, as quais não possuem um gerenciamento adequado (STEFFEN et al., 2015). Considerando esta situação, nos últimos anos foram elaborados modelos para estimar o desperdício de alimentos em escala regional, contudo, a quantificação do desperdício advindo das diferentes etapas do ciclo de vida e alimentos é uma tarefa difícil de ser efetuada, devido principalmente à indisponibilidade de dados que traduzam a realidade da região considerada (DAL MAGRO e TALAMINI, 2019). Além disso, as causas do desperdício variam significativamente entre as regiões consideradas. Uma vez que grande parte dos modelos já existentes utilizam base de dados para o desenvolvimento dos modelos, estas diferenças não são consideradas. Em razão da quantificação ser diretamente dependente da disponibilidade de dados, ainda não existe uma padronização de fatores de caracterização para esta função (L. DELGADO et al, 2017). Tomando este fato como referência, o presente trabalho propôs uma avaliação de modelos já publicados, os quais foram selecionados a partir de uma revisão bibliográfica na base de dados SCOPUS, bem como em relatórios publicados pela FAO. Dentro da revisão, foram encontrados 7 métodos principais, avaliados por meio de critérios selecionados com base no modelo proposto pela Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV), considerando os critérios de Robustez científica, requerimento de dados e transparência. A partir destes critérios foi atribuído uma pontuação de 1 (mais baixo) a 5 (mais alto) para cada modelo, obtendo-se assim a média de todos os critérios. Os resultados da análise apontaram que 5 dos métodos obtiveram uma pontuação abaixo de 2, principalmente devido à falta de transparência e requerimento de dados. Como considerações finais, foi possível descrever as causas pelas quais ainda não foi criado um método padronizado para a mensuração do desperdício de alimentos em escala mundial, enfatizando assim a necessidade do avanço da pesquisa na área.*

**Palavras-chaves:** *ACV, Modelagem, Desperdício de alimentos.*

### **1. INTRODUÇÃO**

Estimativas da Organização das Nações Unidas (ONU, 2020) indicam um crescimento de 19,9% da população mundial nos próximos 30 anos. Neste contexto, é previsto que até 2030 haverá a necessidade do aumento de 1 bilhão de toneladas na produção de cereais para suprir a demanda requerida de alimentos (FAO, 2017). Junto a este aumento, a falta de recursos disponíveis atrelada à má gestão dos alimentos produzidos, que por sua vez possui um índice de desperdício de 30%, poderão resultar em danos significativos à população e aos ecossistemas (ZHANG et al., 2019). Tal índice de 30% corresponde a cerca de 1,3 bilhão de toneladas de alimentos que são desperdiçados anualmente, ao mesmo tempo que 800 milhões de pessoas passam fome atualmente (FAO, 2017). Este problema está diretamente relacionado à gestão dos alimentos, a qual influencia diretamente na qualidade do planeta, afetando prioritariamente a qualidade do solo e água, integridade da biosfera e índice de produção de resíduos (STEFFEN et al., 2015). Partindo deste pressuposto, torna-se necessária a busca da quantificação e qualificação do potencial dos impactos produzidos no ciclo de vida dos alimentos, para que

possam ser tomadas decisões que contribuam para a otimização da gestão de alimentos. Neste contexto, vários estudos direcionados ao ciclo de vida de alimentos têm sido realizados, os quais maioritariamente consideram os impactos advindos das etapas de produção, distribuição e consumo, sendo estes em escala local ou regional.

Por outro lado, os impactos derivados do desperdício de alimentos na fase de produção ainda apresentam dificuldades de serem mensurados. O desperdício de alimentos ocasionado na fase de produção é representado por todos os fatores que de alguma forma possam interferir na produtividade. Uma vez que existam tanto fatores quantitativos como qualitativos que influenciam de alguma forma na produtividade dos alimentos, ainda há dificuldades na aplicação dos mesmos, devido principalmente à falta de disponibilidade de dados que traduzam a realidade da região considerada (DAL MAGRO; TALAMINI, 2019). Tomando este fato como referência, o presente trabalho propôs uma avaliação de modelos já existentes para a quantificação do desperdício de alimentos na fase de produção, objetivando estudar a possibilidade de replicá-los em escala global.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

Para a análise dos modelos de mensuração do desperdício de alimentos, primeiramente foi realizada uma revisão bibliográfica na base de dados SCOPUS e SCIENCE DIRECT, bem como em documentos oficiais publicados pela *Food and Agriculture Organization* (FAO). Na pesquisa foram encontrados 7 modelos que apresentaram diferentes parâmetros para o objetivo proposto, tais como fatores econômicos (DELGADO *et al.*, (2017); NAHMAN, (2013)), atributos quali-quantitativos (DELGADO *et al.*, 2017), análises visuais (COMPTON e SHERINGTON, 1999); R. HODGES *et al.*, 2014)) e questionários e entrevistas (KAMINSKI e CHISTIAENSEN, 2014). Ao realizar uma primeira interpretação dos modelos selecionados, é visível a diferenciação significativa entre as variáveis consideradas em cada um. Fato este é justificado pela indisponibilidade de dados em diferentes regiões em escala global, condicionando assim a utilização de variáveis específicas para a mensuração do desperdício de alimentos nas regiões consideradas. Os modelos selecionados foram submetidos a uma avaliação composta por critérios baseados em Ugaya *et al.* (2019), conforme **Tabela 6**. Os modelos foram avaliados e pontuados em cada subcritério considerado, nos quais foram adotados os valores entre **1** (mais baixo) até **5** (mais alto) para cada critério. A partir das pontuações, foi calculada a média para cada modelo selecionado.

**Tabela 6:** Critérios de avaliação dos modelos

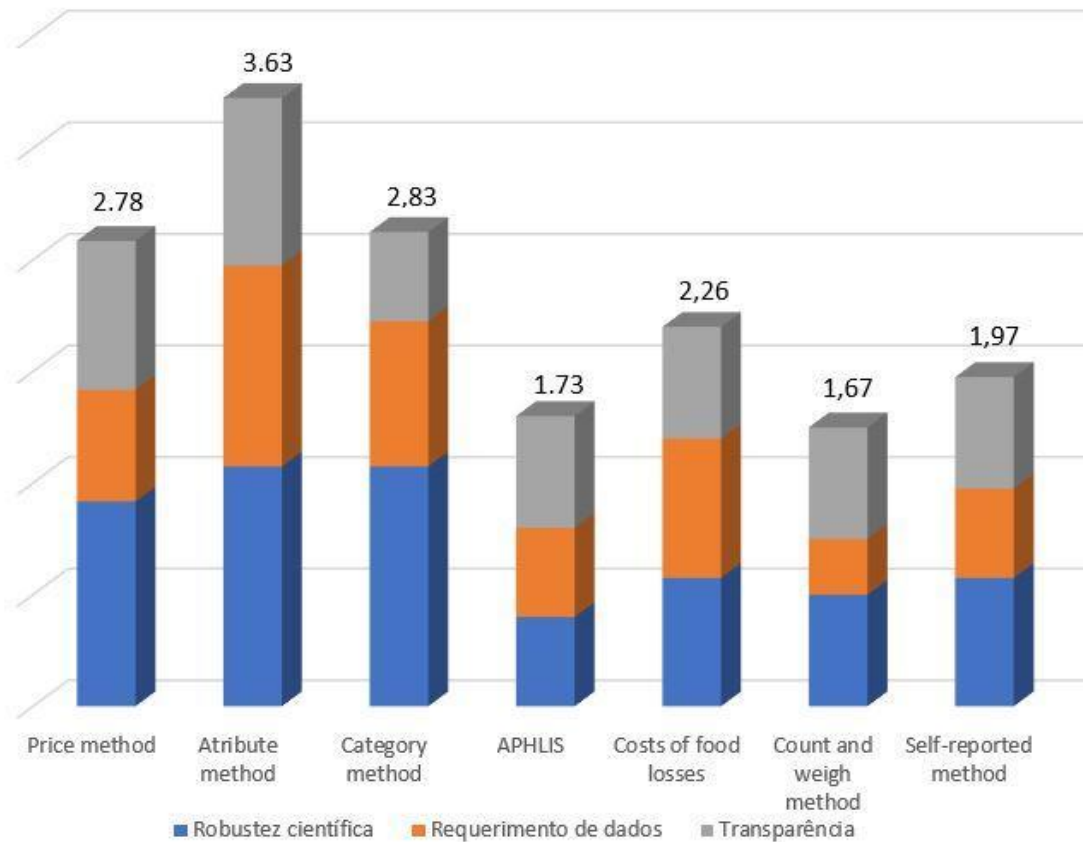
Critério	Robustez Científica	Classificação				
		Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
Subcritério	<i>Descrição dos fluxos</i>	O modelo caracteriza claramente os fluxos considerados	O modelo caracteriza boa parte dos fluxos considerados	O modelo cita os fluxos considerados	O modelo cita parte dos fluxos considerados	O modelo não justifica as razões pelas quais os fluxos foram considerados
	<i>Confiabilidade (Modelo revisado por experts, ou recomendado por instituições)</i>	Específicas revisões sobre o modelo foram publicadas	O modelo foi aplicado em mais de um trabalho publicado	O modelo foi aplicado em um trabalho publicado	O modelo foi citado em publicações	O modelo não foi citado
	<i>Apresentação da Base de Dados usada</i>	-	-	O modelo apresenta a Base de Dados utilizada	-	O modelo não utiliza Base de Dados
Critério	Requerimentos de dados	Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
Subcritério	<i>Abrangência do modelo</i>	Abrangência global com dados específicos por país	Abrangência global com dados de média global	Abrangência regional com dados específicos por região	Abrangência regional, com dados de média regional	Abrangência local
	<i>Disponibilidade de dados</i>	Dados em escala global, por país	Dados em escala global, representados por médias	Dados em escala regional por fontes governamentais ou internacionais	Dados em escala regional, por fontes secundárias	Dados disponíveis em escala local
	<i>Inclusão de variáveis no modelo</i>	Gama representativa de variáveis quali quantitativas	Inclusão de mais de 7 variáveis quantitativas	Inclusão de até 5 variáveis quantitativas	Inclusão de até 3 variáveis quantitativas	Inclusão de menos que 3 variáveis quantitativas
Critério	Transparência	Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
Subcritério	<i>Replicabilidade</i>	O Modelo pode ser replicado em escala global	O modelo por ser replicado em escala global, porém com médias de uma ...	O Modelo pode ser replicado em escala regional	O modelo por ser replicado em escala regional, porém com uma amostra local	O Modelo não pode ser replicado com os dados requeridos
	<i>Descrição das equações utilizadas no modelo</i>	O modelo descreve claramente as equações utilizadas	O modelo descreve algumas variáveis das equações utilizadas	O modelo apresenta as equações, mas não o detalhamento	O modelo apresenta de maneira incompleta as equações	O modelo não apresenta as equações utilizadas
	<i>Descrição da cadeia de causa efeito</i>	O modelo descreve todas as etapas da cadeia	O modelo descreve parcialmente as etapas da cadeia	O modelo descreve a cadeia, porém não dá detalhes	O modelo descreve parcialmente a cadeia de causa	O modelo não apresenta a cadeia de causa efeito

Fonte: Autores (2020)

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Avaliando as pontuações de cada modelo nos critérios considerados (**Figura 4**), alguns resultados importantes foram obtidos.

**Figura 4:** Resultado da avaliação dos modelos de desperdício



**Fonte:** Autores (2020)

No critério de robustez científica, dois modelos foram classificados com pontuações menores que 2, recebendo assim baixa qualificação neste critério. Um destes modelos foi o *Count and weigh* (Compton, 1999), que apresenta uma análise totalmente experimental para quantificar o desperdício de alimentos, na qual não houve a utilização de base de dados para a aplicação do modelo proposto. Sendo assim, torna-se inviável a replicação do mesmo em escala global. O outro é o *APHLIS* (R. Hodges *et al.*, 2014), que pela dificuldade de obtenção de dados para quantificar o desperdício de grãos, apresenta uma estimativa desperdício, concedida através de coeficientes construídos a partir de figuras pertencentes à publicações, bem como de imagens de satélites. Fato este que traz uma incerteza significativa para o modelo no critério de robustez científica.

Por outro lado, os modelos *Category* (Compton e Sherington, 1999), *Attribute* (L. Delgado *et al.*, 2017) e *Price* (L. Delgado *et al.*, 2017), obtiveram pontuações acima de 2. Tais modelos foram reconhecidos e aplicados pela FAO, utilizando-se dados (FAOSTAT, 2013) relacionados à produção de quatro alimentos em escala regional para serem aplicados, apresentando assim, alta robustez científica.

Os resultados referentes ao critério de Requerimento de dados foram os mais críticos quando comparados aos demais, os quais seis dos sete modelos avaliados obtiveram pontuações menores que 2. Neste contexto, no subcritério de disponibilidade de dados, os modelos *Category*, *Self reported* (Kaminski e Chstiaensen, 2014) e *Count and weigh* receberam a pontuação de 1, valor este que relata a dificuldade de aquisição de dados representativos para a aplicação dos modelos. Além disso, esta característica está diretamente ligada ao subcritério de replicabilidade, uma vez que por não existirem dados disponíveis para a aplicação dos modelos em questão, a possibilidade de replicação destes em maior escala se torna difícil de ser realizada.

Em contrapartida, o modelo *Attribute* recebeu uma pontuação maior que 2, sendo esta justificada pela gama de variáveis incluídas no modelo, as quais oferecem maior completeza ao mesmo, possibilitando uma quantificação mais próxima da realidade.

No critério de transparência, os resultados foram semelhantes aos demais, onde quatro modelos analisados obtiveram pontuações menores que 2. Fato este é justificado principalmente pelo subcritério de replicabilidade, no qual foram consideradas todas as pontuações dos outros subcritérios. Uma vez que o modelo analisado não apresenta robustez científica e não há dados disponíveis em escala global, este apresenta dificuldades em ser replicado.

De outra forma, os modelos *Attribute* e *Price* obtiveram pontuações maiores que 2. O modelo *Price*, por considerar somente a variável preço para a mensuração do desperdício de alimentos, é um modelo replicável em escala global, contudo, os resultados são muito genéricos. O modelo *Attribute* permite a inclusão de até 14 atributos diferentes como forma de incluir as possíveis causas do desperdício de alimentos de determinada região, todavia, muitos dos atributos considerados apresentaram baixa correlação com a amostra. Além disso, o acesso a dados referentes aos atributos qualitativos é de certa forma limitado, como por exemplo, nível de educação escolar dos produtores e experiência em cultivos agrícolas. Por esta razão, não há uma padronização sobre quais atributos devem ser utilizados, variando os mesmos de acordo com a região considerada. Fato este que dificulta a replicabilidade do modelo em maior escala.

#### 4. CONCLUSÕES

A partir das considerações relacionadas aos modelos analisados, observa-se que não existe a possibilidade de aplicação dos modelos analisados em escala global, devido às limitações apresentadas. Os modelos *Price* e *Attribute* se destacaram dentro dos critérios considerados, contudo, como discutido, não apresentam plenas condições para serem replicados

em escala global. Portanto, enfatiza-se a necessidade da criação de um novo modelo para a mensuração do desperdício de alimentos, que atenda as diferenciações de cada país e assim permita uma estimativa da perda de alimentos mais próxima da realidade.

### **AGRADECIMENTOS**

Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro para a elaboração do presente trabalho e ao Centro de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (GYRO) pela estrutura física.

### **REFERÊNCIAS**

COMPTON, J. A. F.; SHERINGTON, J. Rapid assessment methods for stored maize cobs: weight losses due to insect pests. *Journal of stored products Research*, v. 35, n. 1, p. 77-87, 1999.

DAL' MAGRO, Glenio Piran e TALAMINI, Edson. **Estimating the magnitude of the food loss and waste generated in Brazil**. *Waste Management & Research*, v. 37, n. 7, p. 706–716, Jul 2019.

DELGADO, Luciana e SCHUSTER, Monica e TORERO, Maximo. **The Reality of Food Losses A New Measurement Methodology**. p. 67, 2017. FAOSTAT, FAO. Database. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2013.

FAO, I. F. A. D. et al. WFP, WHO (2017) The state of food security and nutrition in the world 2017. **Building resilience for peace and food security**. FAO, Rome. HODGES, Richard; BERNARD, Marc; REMBOLD, Felix. *APHLIS-Postharvest cereal losses in Sub-Saharan Africa, their estimation, assessment and reduction*. 2014.

ONU, Transformando Nosso Mundo. *Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável*, v. 15, 2020.

STEFFEN Will et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, v. 347, n. 6223, p. 1259855, 2015. *Science*, v. 347, n. 6223, p. 1259855–1259855, 13 Fev 2015.

KAMINSKI, J., & Christiaensen, L. (2014). Post-Harvest Loss in Sub-Saharan Africa: What Do Farmers Say? *Global Food Security* 3: 149– 158.

UGAYA, Cássia Maria Lie et al. **Recomendação de modelos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para o Contexto Brasileiro**. Brasília: Ibict, 2019. 165 p.

ZHANG, Bruce Yizhe e colab. **Assessment of carbon footprint of nano-packaging considering potential food waste reduction due to shelf life extension.** Resources, conservation and Recycling, v. 149, p. 322–331, Out 2019.

## CAPÍTULO IV

## 1. INTRODUÇÃO

Tomando como referência um panorama global da oferta e demanda de alimentos, estima-se que em torno de 1.3 bilhões de toneladas produzidas não são utilizadas para o suprimento da população devido à degradação, perda ou contaminação (FAO, 2019). Além disso, ao longo dos anos foi sendo construída uma cultura em que grande parte da população teria à disposição grande quantidade de alimentos, os quais deveriam transparecer como perfeitos visualmente, sem quaisquer defeitos para poderem ser consumidos, que também contribui para o aumento do desperdício no decorrer do ciclo de vida dos alimentos (SARLIO, 2018). Para reverter o cenário demonstrado, é fundamental a análise de todas as etapas do ciclo de vida dos alimentos, para encontrar os principais pontos críticos e assim tomar decisões desde a extração e processamento dos recursos até a disposição final (ALANSARI *et al.*, 2015; BRODT *et al.*, 2013).

O desperdício na fase de produção de alimentos agrícolas é definido como a influência de fatores antrópicos e naturais que possam afetar de alguma forma a produtividade de determinada cultura durante todo o ciclo de produção (DELGADO *et al.*, 2017). Como explanado por Loreto e Ugaya (2019), já existem modelos que atribuem a perda de produtividade na produção a diferentes fatores, tais como preço de compra e venda (DELGADO *et al.*, (2017); NAHMAN, (2013)), atributos qualiquantitativos (DELGADO *et al.*, 2017), análises visuais (COMPTON e SHERINGTON, 1999; R. HODGES *et al.*, 2014) e conhecimento e técnicas de manejo empregadas (KAMINSKI e CHISTIAENSEN, 2014). De acordo com (Hatfield *et al.*, 2011, 2015; Lee *et al.*, 2011, 2016; MUELLER *et al.*, 2012), os fatores mais influentes para possíveis perdas na fase de produção são a disponibilidade hídrica, variação de temperatura, variação de radiação solar, alteração da velocidade e direção dos ventos e fertilização do solo. Segundo os autores, tais fatores devem ser levados em consideração para verificar o possível rendimento de produção antes da etapa de plantação, proporcionando assim, maior equilíbrio entre a produção e a demanda requerida, resultando assim na diminuição de perdas na fase de produção.

Assim sendo, o presente trabalho apresenta a proposição de um modelo de estimativa de desperdício na fase de produção em função de fatores independentes, sendo estes a variação de temperatura e a variação de disponibilidade hídrica no solo.

## 2. MÉTODO

O modelo proposto tem como objetivo estimar qual será o potencial desperdício de alimentos explicado pela perda de produtividade de determinada área de plantio para diferentes culturas. Para isso, o método para alcançar o objetivo proposto considerou dois fatores, sendo estes a variação de Temperatura (*FT*) e Disponibilidade Hídrica (*FdH*).

De acordo com Mechiche e Abdi (2020), para que haja disponibilidade hídrica suficiente para atender todas as necessidades das plantas, vários fatores são levados em conta, tais como a composição e umidade do solo, assim como a capacidade de armazenamento de água na região. Quando se trata da influência da temperatura na produtividade das culturas a situação é muito semelhante. Os alimentos agrícolas são mais sensíveis a grandes variações de temperatura, do que a temperatura média na região de plantio. Assim, períodos prolongados de grandes variações de temperatura podem resultar em grande perda da safra. Tais aspectos indicam que não há uma relação linear entre o clima e a vegetação, uma vez que é necessário o equilíbrio de todos os fatores citados para que haja uma eficiência na produção (MECHICHE e ABDI (2020)). Devido a esta dificuldade, a variável FT do presente modelo apresenta a estimativa de desperdício na fase de produção em função apenas da variação de temperatura, considerando que todas as necessidades hídricas das culturas analisadas são atendidas. Tratando-se de FdH, foi possível correlacionar a variável temperatura por meio da evapotranspiração das culturas, alcançando assim, maior completeza no fator elaborado.

### 2.1. Fator de variação de temperatura

Existem hortaliças que são cultivadas em climas quentes e outras que se desenvolvem em climas frios. Fato este que faz com que cada espécie se adapte de maneira específica à uma faixa de temperatura. Uma vez que haja diferença nas adaptações de hortaliças em diferentes épocas do ano em função da variação de temperatura, existe um campo vasto na pesquisa voltado para o melhoramento genético de hortaliças, buscando melhor adaptação destas em diferentes temperaturas, possibilitando assim a produção em diferentes épocas do ano (BITTENCOURT *et al.*, 2021).

Além disso, Segundo Dias *et al.* (2017), em países mais frios, em função do aumento da demanda de alimentos, tem sido mais frequente nos últimos anos, a utilização de estufas para a produção de alimentos, as quais proporcionam um ambiente com temperaturas favoráveis para o crescimento de determinadas hortaliças.

Por outro lado, apesar de tais avanços citados, ainda existe uma faixa ótima de temperatura em que cada hortaliça alcança a produtividade máxima. Uma vez que a temperatura em determinada região não esteja dentro da faixa estabelecida para determinada hortaliça, haverá o decréscimo do seu desenvolvimento, afetando diretamente a frutificação, peso dos frutos e número de frutos por planta (VIDAL *et al.*, 2013).

Neste contexto, trabalhos como (BAKKER, J. C., 1989; PEET *et al.*, 1997; LUZ, JOSÉ *et al.*, 2009) demonstram por meio de análises experimentais a influência da temperatura média na eficiência da produtividade dos alimentos, onde foram oferecidas condições ideais para o cultivo das culturas testadas, variando somente a temperatura média do período de medição. Como resultados, os autores expõem que a variação da temperatura pode afetar em até 50% a produtividade.

Peet, Mary M *et al.* (1997) avaliam a frutificação do tomate quando exposto a diferentes temperaturas, assim como Bakker, J. C. (1989), que apresenta análise similar referente ao pimentão, sendo ambos apresentados na **Tabela 7**.

**Tabela 7:** Frutificação de hortaliças em função da variação da temperatura

Produção de tomate		Produção de pimentão	
Temp. média (°C)	Média de frutificação por planta (%)	Temp. média (°C)	Média de frutificação por planta (%)
26	40,5	24	17
26	66,7	21,5	28,4
27	54,27	17,5	39,4
27,5	52	15,5	40,7
28	40,7	18	29,3

Fontes: (PEET, MARY M *et al.*, 1997; BAKKER, J. C., 1989)

Neste contexto, foi deduzida neste trabalho, a relação entre a temperatura e a taxa de frutificação das hortaliças (FT), a qual representa a estimativa da eficiência de produção de hortaliças, em função da temperatura média da região considerada (**Equação 1**).

$$fT = \alpha \cdot Fr \cdot \beta \cdot (\gamma \cdot 10^{-6}) \quad \text{Onde:} \quad \text{(Equação 1)}$$

$\alpha$ : Número de plantas por hectare:  $\frac{10000^3}{DI} * NPL/m^2$  onde:

- $NPL/m^2$ : Número de plantas em um metro linear: **Adimensional**
- **DI**: Distância entre linhas:(m)

**Fr**: Frutificação em uma faixa específica de temperatura: %

$\beta$ : Número médio de frutos por planta: **Adimensional**

$\gamma$ : Peso médio do fruto por planta: g

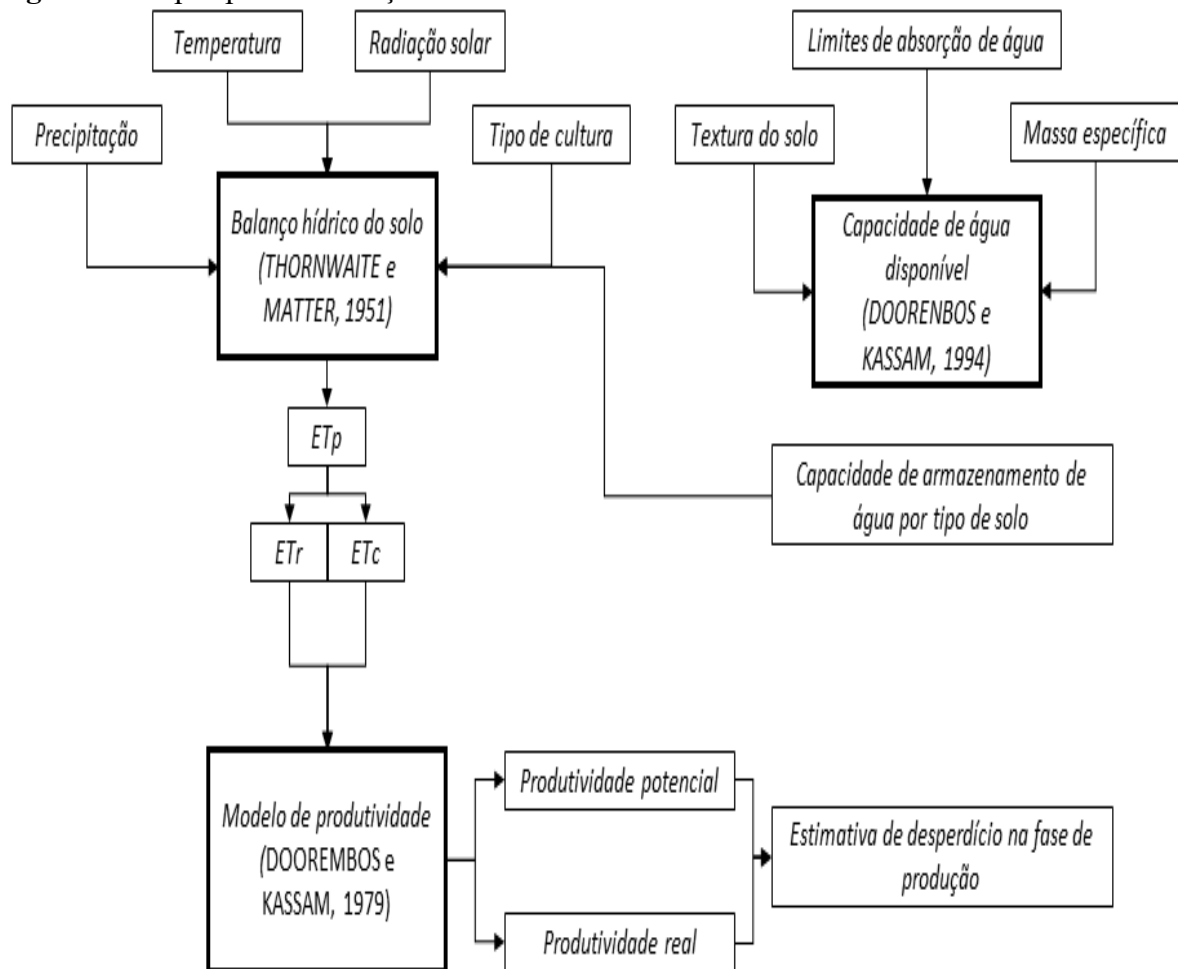
$10^{-6}$ : Fator de conversão: grama - tonelada

Devido à grande diversidade de hortaliças, dentre as variáveis consideradas, dados de frutificação (*Fr*) em função da variabilidade da temperatura ainda são escassos na literatura. Em relação às demais hortaliças, há informações quanto às faixas de temperaturas ideais para produção, não havendo distinção da frutificação em função de uma faixa específica de temperatura, conforme apresentado na **Tabela 7**.

## 2.2. Fator de disponibilidade hídrica

Além da temperatura, a umidade do solo também é responsável pela eficiência de produção de hortaliças (SANTOS *et al.*, 2010). A umidificação do solo pode ocorrer de forma natural através da precipitação, assim como por meio de sistemas de irrigação (SEGOVIA, J. e LOPES FILHO, R. 2004). Tratando-se da relação entre solo e água, para que ocorra a hidratação das plantas em todos os estágios de desenvolvimento, é necessário que a água incidente na superfície, adentre o solo até a profundidade onde é localizada o sistema radicular das hortaliças, o qual é responsável pela absorção da água presente no solo e varia de acordo com cada espécie (REINERT e REICHERT, 2006).

Neste contexto, o Fator de disponibilidade hídrica (*FdH*) considera as condições naturais da região de estudo, assim como sistemas mecanizados de irrigação. A mensuração de *FdH* acontece a partir das etapas apresentadas na **Figura 5**.

**Figura 5:** Etapas para elaboração de FdH

Fonte: Autores (2021)

### 2.2.1. Balanço hídrico do solo

Em condições naturais, a precipitação é a principal fonte de hidratação e nutrição para hortaliças, contribuindo diretamente para a eficiência de produção, entretanto, há diversas variáveis que podem afetar, ainda que de ínfima forma, a disponibilidade de água para as plantas. Neste contexto, foi criado por Thornthwaite e Mather (1955) o termo balanço hídrico, o qual é caracterizado pela contabilização das entradas e saídas de água em um sistema. O balanço hídrico do solo pode ser calculado a partir da **Equação 2**:

$$Bh_{(a)} = P_{total} + O + Ri + AC - ET - Ro - DP$$

sendo: **(Equação 2)**

**Bh<sub>(a)</sub>**: Armazenamento de água no solo (mm)

**AC**: Ascensão capilar

**P<sub>total</sub>**: Precipitação total

**ET**: Evapotranspiração

**Or**: Orvalho

**DP**: Drenagem profunda

**Ri**: Escoamento superficial

**Ro**: Escoamento superficial

A utilização do balanço hídrico no solo para a construção de FdH contribuirá para quantificar o volume de água que entrará em contato com o solo, bem como o volume que

permanecerá no solo, tornando-se disponível para as plantas ao longo de um período estabelecido. Sendo assim, foram propostas algumas mudanças na equação geral (**Equação 2**). Em um balanço hídrico, a precipitação representa a principal entrada de água em um sistema. O orvalho (Or) e a ascensão capilar (AC) são variáveis de difícil mensuração que requerem análises experimentais para serem quantificadas. Além disso, contribuem minimamente para as entradas de água no solo, podendo assim, serem considerados como desprezíveis (TOMASELLA e ROSSATO, 2005). Por este motivo, consideramos  $Or = 0$  e  $AC = 0$ . Já os fluxos superficiais horizontais de água ( $R_i$ ,  $R_o$ ), uma vez que não serão absorvidos pelas plantas, também são considerados desprezíveis, sendo  $R_i = R_o = 0$ . A drenagem profunda (DP) acontece quando há excesso de água no solo, ocasionando o escoamento por gravidade da água excedente até os mananciais e lençóis freáticos presentes na região (TOMASELLA e ROSSATO, 2005). Neste contexto, podemos assumir que a DP não faz parte do balanço hídrico proposto, o qual tem como ponto focal a água disponível para hortaliças. Portanto, foi considerado  $DP = 0$ . Sendo assim, a evapotranspiração é a principal saída de água do solo a ser considerada. Considerando as modificações citadas, a equação geral do balanço hídrico do solo (**Equação 3**) passa a ser descrita da seguinte forma:

$$Bh_{(a)} = Pef + I - ETc \quad \text{sendo:} \quad (\text{Equação 3})$$

$Pef$  = Precipitação efetiva média na região de estudo: mm

$I$  = Irrigação: mm

$ETc$  = Evapotranspiração por cultura: mm

Sendo definidas as entradas e saídas a serem consideradas no balanço hídrico proposto, será explicado como as variáveis consideradas e foram utilizadas para o desenvolvimento de  $FdH$ .

#### 2.2.1.1. Precipitação total

A precipitação total ( $P_{total}$ ) incidente em uma região pode ser dividida em 2 frações, as quais são definidas como precipitação superficial ( $Ps$ ) e precipitação efetiva ( $Pef$ ). Segundo Patwardhan *et al.* (1990), a precipitação efetiva é considerada como a porção da precipitação total que de fato percola o solo e se torna disponível para ser absorvida pelos sistemas radiculares das plantas. Para estimar precisamente a precipitação efetiva em uma região, é necessária uma grande demanda de dados, considerando características do solo, do vento e dados históricos de precipitação total. Sendo assim, foi criado o método USDA (USDA, 1967), um modelo empírico construído a partir de diferentes quantificações de balanços hídricos,

utilizando dados climáticos históricos de 50 anos, abrangendo 22 estações nos Estados Unidos. Uma vez que o método (USDA, 1967) necessita somente da variável precipitação para ser aplicado (**Equações 4 – 5**), é amplamente utilizado no mundo para a quantificação da precipitação efetiva.

$Se P_{total} < 250 \text{ mm}: P_{ef} = P_{total} / 125 \times (125 - 0.2 \times P_{total}): \text{mm}$  (**Equação 4**)

$Se P_{total} \geq 250 \text{ mm}: P_{ef} = (125 + 0.1 \times P_{total}): \text{mm}$  (**Equação 5**)

sendo:

**$P_{total}$** : Precipitação total considerada nos dias de medição: mm

**$P_{ef}$** : Precipitação efetiva: mm

No Brasil, é disponibilizado pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), dados diários históricos de precipitação total entre 2011 e 2020. Tomando estes dados como referência, foi elaborado um mapa utilizando a ferramenta de polígonos de Voronoi no software Qgis, onde foram calculadas as áreas de abrangência de 236 estações meteorológicas espalhadas pelo Brasil, como demonstrado na **Figura 6**.

**Figura 6:** Área de abrangência das estações meteorológicas no Brasil



Fonte: Autores (2021)

Assim, sendo identificada a área de estudo para a aplicação de  $FdH$ , a estimativa de  $P_{ef}$  será feita a partir dos dados médios históricos de precipitação total dos meses desejados pertencentes à estação meteorológica responsável pela área em questão.

### 2.2.1.2. Evapotranspiração

O fenômeno de evapotranspiração (ET) representa a saída de água a partir da evaporação natural da água do solo, bem como pela transpiração das plantas (GOMES, 2005). Sendo assim, é uma variável que de fato contribui para o balanço hídrico no solo, afetando diretamente o volume de água armazenado.

A evaporação representa a ação de diferentes fatores físicos, tais como radiação solar, temperatura, pressão e umidade do ar, que propiciam a evaporação da água do solo (CAMARGO e CAMARGO, 2000). Já a transpiração consiste na evaporação da água do solo por meio da ação fisiológica dos vegetais. As plantas, por meio dos sistemas radiculares, captam a água disponível no solo para cumprirem atividades vitais, tais como hidratação e nutrição (CAMARGO e CAMARGO, 2000). A taxa de transpiração das plantas é diretamente proporcional ao volume de água armazenado no solo (PEREIRA *et al.*, 2002).

Neste contexto, Thornthwaite e Wilm (1944), apresentam o conceito de Evapotranspiração Potencial. A evapotranspiração potencial ( $ET_p$ ) caracteriza-se como a perda de água para a atmosfera, sem a presença de restrição hídrica, ou de qualquer outro fator que possa afetar a transpiração das plantas e a evaporação natural de água no solo (CAMARGO e CAMARGO, 2000).

Podemos entender a partir da definição de  $ET_p$ , que há uma relação direta entre a evapotranspiração e o armazenamento de água no solo. Uma vez que, por diversos fatores climáticos presentes em uma região, haja alterações na precipitação ou na absorção de água pelo solo, um menor volume de água será proporcionado assim um déficit hídrico (DEF) para as plantas. Tais características trarão dificuldades para a transpiração das plantas e consequentemente afetarão no desenvolvimento das mesmas. Neste caso, temos então a evapotranspiração real ( $ER$ ), onde  $ER < ET_p$  (PEREIRA *et al.*, 1997).

Além disso, há um terceiro tipo de evapotranspiração, a qual é diretamente relacionada ao tipo de cultivo a ser plantado. A evapotranspiração por cultura ( $ET_c$ ) considera toda a possível penalidade mencionada na  $ER$  em um único coeficiente atribuído para cada cultura. Os coeficientes de cultura ( $K_c$ ) foram desenvolvidos a partir de inúmeras análises experimentais do comportamento da evapotranspiração, considerando o desenvolvimento de várias culturas em diferentes graus de escassez hídrica (ALLEN *et al.*, 1998).

Como resultados destas análises, Allen *et al.* (1998) apresentam os coeficientes de perdas (Kc) para diferentes culturas, considerando os diferentes estágios fenológicos, os quais variam em quantidade de dias, dependendo da cultura analisada (**Tabela 8**).

**Tabela 8:** Coeficientes de perda (Kc) para diferentes culturas

<b>Cultura</b>	<b>Estágio 1</b>	<b>Estágio 2</b>	<b>Estágio 3</b>	<b>Estágio 4</b>
<b>Abóbora</b>	0,4	0,65	0,9	0,7
<b>Aipo</b>	0,3	0,7	1	0,9
<b>Alface</b>	0,4	0,7	0,95	0,9
<b>Batata</b>	0,4	0,7	1,05	0,7
<b>Berinjel</b>	0,3	0,7	0,95	0,8
<b>Beterra</b>	0,4	0,75	1,05	0,6
<b>Cebola</b>	0,4	0,7	0,95	0,75
<b>Cenoura</b>	0,3	0,7	1	0,7
<b>Espinafr</b>	0,4	0,7	0,95	0,9
<b>Feijão</b>	0,2	0,7	1,01	0,9
<b>Melanci</b>	0,4	0,7	0,95	0,65
<b>Melão</b>	0,4	0,7	0,95	0,65
<b>Milho</b>	0,3	0,7	1,05	0,95
<b>Pepino</b>	0,4	0,65	0,9	0,7
<b>Pimenta</b>	0,3	0,60	0,95	0,8
<b>Rabanet</b>	0,3	0,55	0,8	0,75
<b>Repolho</b>	0,4	0,7	0,95	0,8
<b>Tomate</b>	0,4	0,7	1,05	0,6
<b>Vagem</b>	0,3	0,65	0,95	0,85

Fonte: (ALLEN *et al.*, 1998)

Analisando o comportamento da evapotranspiração de diferentes culturas em diferentes lugares do mundo, Doorenbos e Pruitt (1977) destacam a percepção sobre diferentes fases bem definidas desde o plantio até colheita das hortaliças, as quais foram classificadas como estágios fenológicos. Segundo Doorenbos e Pruitt (1977), os estágios fenológicos são classificados da seguinte forma:

- **Estágio inicial** - Abrange o início do desenvolvimento da cultura, onde o solo não está completamente coberto (cobertura do solo < 10%);
- **Estágio de desenvolvimento vegetativo** - Abrange a cobertura do solo de 10% até a 80% por uma cultura;

- **Estágio de florescimento** - Abrange desde o início da cobertura total do solo pela cultura, até o início da maturação, a qual é indicada pela descoloração ou queda das folhas;
- **Estágio de maturação** - Abrange desde o início da maturação até o ponto de colheita.

Analisando os diferentes ciclos, Doorenbos e Pruitt (1977), apresentam a duração média de cada ciclo em dias para diferentes culturas (**Tabela 9**), os quais irão influenciar no cálculo da evapotranspiração por cultura, onde será alterado o valor de Kc conforme o estágio em andamento.

**Tabela 9:** Ciclo de médio de produção de diferentes culturas

Cultura	Duração média total dos ciclos	Percentual de duração de cada um dos ciclos
Alface	75 a 140	(27-37-26-10)
Algodão	180 a 195	(16-27-31-26)
Amendoim	130 a 140	(22-26-34-18)
Batata	105 a 145	(21-25-33-21)
Berinjela	130 a 140	(22-32-30-16)
Beterraba	70 a 90	(25-35-28-12)
Cebola (seca)	150 a 210	(10-17-49-24)
Cebola (verde)	70 a 95	(28-45-18-9)
Cenoura	100 a 150	(19-27-39-15)
Couve-flor	80 a 95	(26-37-25-12)
Feijão-vagem	75 a 90	(21-34-33-12)
Feijão	95 a 110	(16-25-40-19)
Girassol	125 a 130	(17-27-36-20)
Melão	120 a 160	(20-28-37-15)
Milho-doce	80 a 110	(23-29-37-11)
Milho (grãos)	125 a 180	(17-28-33-22)
Pepino	105 a 130	(19-28-38-15)
Rabanete	35 a 40	(20-27-40-13)
Tomate	100 a 140	(21-28-33-18)
Trigo	120 a 150	(13-20-43-24)

**Fonte:** Doorenbos e Pruitt (1977)

Existem diferentes métodos para determinar ET<sub>p</sub>, sendo classificados como métodos empíricos ((BLANEY e CRIDDLE, 1950); (THORNTHWAITE, 1948)) e métodos físicos ((ALLEN *ET AL.*, 1998); (PENMAN, 1948); (MONTHEITH, 1981)). A variação destes métodos é representada pela quantidade de informações requeridas, bem como pela precisão obtida nos resultados. No cenário atual, o método Penman Montheith (1948) é considerado como o ideal para estimativa de ET<sub>p</sub> na agricultura (MORATIEL *et al.*, 2020), entretanto, é um método que exige grande quantidade de dados, o que pode trazer dificuldades de replicação em regiões com déficit de informações.

Neste contexto, Back (2008), apresenta um estudo comparativo entre diferentes métodos para estimativa de ETP, tomando como base, o método Penman Montheith. Dos 9 métodos analisados durante 1 ano, os resultados obtidos pelo método de Thornthwaite (1948) apresentaram uma semelhança de 98,9% com Penman Montheith, sendo requerida menor quantidade de informações para a estimativa de ETP. O método de Thornthwaite (1948) considera a variação de ETP em função da variação de temperatura no local de estudo (**Equações 6 - 7**), considerando que o mês de medição tenha 30 dias e uma média de fotoperíodo de 12 horas por dia. Além disso, para temperaturas médias mensais acima de 26,5 °C, a quantificação de ETP segundo Thornthwaite é dada pela **Equação 8**.

Para tornar o método de Thornthwaite utilizável em qualquer mês do ano, considerando diferentes fotoperíodos, é incluído um fator de correção (*Cr*), permitindo assim, maior usabilidade do modelo proposto (**Equação 9**). Assim, na etapa 1 de *FdH*, foi utilizado o modelo de Thornthwaite (1948) para a estimativa de ETP. Como o *FdH* tem como objetivo principal a estimativa do desperdício na fase de produção, quantificado a partir da perda de produtividade em função da variação de água disponível, torna-se necessária a utilização de *ETc* para a cultura analisada. Assim, *ETc* (**Equação 10**) é quantificada pela multiplicação entre *ETP* e o coeficiente de perda da cultura analisada (**Tabela 8**) (ALLEN *et al.*, 1998).

$$ETp: T < 26,5^{\circ}C = 16 \left( \frac{10T}{I} \right)^a \quad \text{sendo:} \quad \text{(Equação 6)}$$

**ETp < 26,5°C** = Evapotranspiração potencial mensal para T abaixo de 26,5 °C: mm

*T* = temperatura média mensal no mês (i): °C

*N* = duração média mensal do fotoperíodo (h)

*Kc* = Coeficiente de cultivo (adimensional)

$a = 6,75 \times 10^{-7} \times I^3 - 7,71 \times 10^{-5} \times I^2 + 1,79 \times 10^{-2} \times I + 0,49239$

*I* = índices de calor mensal, calculados por:

$$I = \sum_{i=1}^{12} \left( \frac{T_i}{5} \right)^{1,514} \quad \text{sendo:} \quad \text{(Equação 7)}$$

*T<sub>i</sub>* = Temperatura média mensal no mês *i*.

$$ETp: T > 26,5^{\circ}C Cr = -415,85 + (32,24 * Tm(i)) - (0,43 * Tm(i)^2) \quad \text{(Equação 8)}$$

sendo:

*Tm(i)* = Temperatura média no mês (i): C°

$$Cr = \frac{N \cdot Nd}{12 \cdot 30} \quad \text{Sendo:} \quad \text{(Equação 9)}$$

*Cr*: Fator de correção de ETP: Adimensional

*N*: Período desejado de medição: Adimensional

*Nd*: Fotoperíodo médio do período *N* selecionado: Adimensional

$$ETc = ETP * Kc \quad \text{sendo:} \quad \text{(Equação 10)}$$

**ETp**: Evapotranspiração Potencial: mm

**Kc**: Coeficiente de perda: Tabelado, segundo (Allen et al., 1998)

Assim, finalizando a etapa de balanço hídrico, utilizando o cálculo de  $P_{ef}$ , teremos a estimativa do volume de água que percolará o solo, o qual possui um potencial de se tornar disponível para as plantas localizadas na área de estudo. Quanto à retirada de água do solo, quantificamos inicialmente a  $ET_p$  e  $ET_c$ , considerando os valores de  $K_c$  para cada ciclo definido na **Tabela 9**. A partir dos resultados obtidos, conclui-se a etapa 1 de  $FdH$  com as equações complementares propostas por Thornwaite e Matter (1955), apresentadas no **Quadro 2**. A partir dessa complementação, é possível a quantificação da água que poderá ser armazenada no solo durante os períodos de medição ( $ARM_{(a)}$ ), assim como da alteração de água no solo devido à variação de precipitação ( $Alt$ ) e o possível déficit hídrico ocasionado nos dias de medição ( $Def$ ).

**Quadro 2:** Execução da etapa 1 de  $FdH$

Objetivo	Cálculo	Fontes
Contabilização de entradas e saídas de água no solo	$Bh_{(a)} = P_{ef} - ET_p$	(THORNWAITE E MATTER, 1955)
Contabilização da evapotranspiração por cultura	$ET_c = ET_p \cdot K_c$	((THORNWAITE, 1948); (CAMARGO
Contabilização da evapotranspiração real	Se $Bh_{(a)} > 0$ : $ET_r = ET_p$ Se $Bh_{(a)} < 0$ : $ET_r = P +  Alt $	(THORNWAITE E MATTER, 1955)
Contabilização da alteração do volume de água armazenado ( $Alt$ )	$Alt = ARM_{(a)i} - ARM_{(a)f}$	(THORNWAITE E MATTER, 1955)
Contabilização do déficit hídrico	$DEF = ET_p - ET_r$	(THORNWAITE E MATTER, 1955)

**Fonte:** Autores (2021)

Sendo finalizada a etapa do balanço hídrico do solo, é preciso identificar quanto do volume de  $P_{ef}$  pode ser de fato armazenado no solo e se tornar disponível para as plantas. Para isso, na segunda etapa de  $FdH$ , foi utilizada a mensuração da Capacidade de água disponível no solo ( $CAD$ ).

### 2.2.2. Capacidade de água disponível no solo

O solo pode ser caracterizado como um reservatório de armazenamento de água, onde dependendo de características texturais, será armazenado um diferente volume de água. A quantificação da capacidade de armazenamento de água em determinado solo é chamada de Capacidade de água disponível (**CAD**) (SENTELHAS ANGELOCCI, 2009). Para a estimativa

da CAD em função de características físico-hídricas do solo, será utilizado como base o modelo proposto por (DOORENBOS e KASSAM, 1994) (**Equação 11**).

$$CAD = [(CC - PmP)/100] * dg * Zr \quad \text{sendo:} \quad (\text{Equação 11})$$

*CC* = Umidade da capacidade de campo: %

*PmP* = Umidade do ponto de murcha: %

*dg* = Massa específica do solo: g/cm<sup>3</sup>

*Zr* = Profundidade específica do sistema radicular da cultura (x): mm

A capacidade de campo é definida como a quantidade necessária de água disponível no solo para que haja uma hidratação adequada para o desenvolvimento de plantas (RAB *et al.*, 2011).

Os limites de armazenamento de água para que seja permitida a hidratação das plantas são chamados de Capacidade de campo (*CC*) e Ponto de murcha permanente (*PmP*). O ponto de murcha permanente ocorre quando, pela baixa quantia de água armazenada, as folhas das culturas presentes no solo ressecam de tal forma que se torna impossível o retorno às condições naturais, o que afeta diretamente na eficiência de produção (HOHENEGGER e STEVENS, 2018). Para cada textura de solo existem percentuais de água específicos para alcançar os pontos *CC* e *PmP*, os quais são mensurados experimentalmente a partir da relação de umidade e massa do solo. Neste contexto, Fernandes *et al.* (2018) apresentam as chamadas equações de pedotransferência (**Equações 7 - 8**) para a estimativa de *CC* e *PmP*. As equações de pedotransferência têm ganhado notoriedade na pesquisa em ciência dos solos, sendo utilizadas para a estimativa de características que até então, necessitam de análises experimentais para serem quantificadas. Estas equações são definidas por modelos de regressões, possibilitando a transferência de informações específicas de diferentes tipos de solos coletadas experimentalmente, para outras informações desconhecidas ((BUDIMAN *et al.*, 2003); (GREGORICH, 2006); (PACHEPSKY E RAWLS, 2004)).

As equações para estimativa de *CC* e *PmP* são apresentadas por GREGORICH (2006), e foram baseadas em análises laboratoriais de 559 amostras de solo, juntamente a um procedimento de regressão linear. Nos resultados da elaboração das equações foram obtidos  $R^2 = 0,9238$  para a **Equação 12** e  $R^2 = 0,9425$  para a **Equação 13**.

$$CC = 0,00807 + 0,004291. (\% \text{Argila}) + 0,003186. (\% \text{Silte}) + 0,000506. (\% \text{Areia fina}): \% \quad (\text{Equação 12})$$

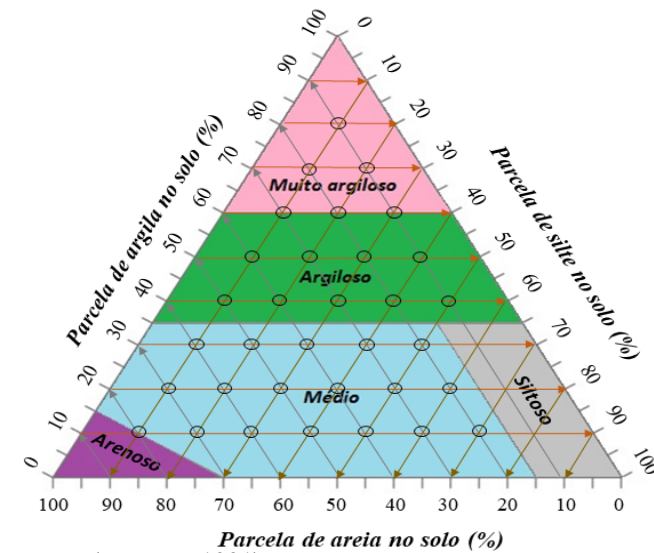
$$PmP = 0,004705 + 0,00299. (\% \text{Argila}) + 0,000642. (\% \text{Silte}) - 0,000156. (\% \text{Areia fina}): \% \quad (\text{Equação 13})$$

As porcentagens de argila, silte e areia em uma amostra definida de solo, classificam-no em uma determinada textura. Para cada relação entre as partículas grosseiras (areia), médias (silte) e finas (argila) médias e finas, existe uma classificação específica (OLIVEIRA, 2004). Segundo Oliveira (2004), as partículas são caracterizadas como:

- **Areia:** diâmetros entre 2 mm e 0,05 mm;
- **Silte:** diâmetros entre 0,05 mm e 0,002 mm;
- **Argila:** diâmetros menores que 0,002 mm.

Sabendo-se a proporção entre areia, silte e argila em uma amostra de solo, este pode ser classificado em uma das texturas apresentadas no diagrama triangular (**Figura 7**) (COSTA, 1991).

**Figura 7:** Diagrama triangular para classificação dos solos



Fonte: (COSTA, 1991)

Como demonstrado na **Figura 7**, a classificação do solo no diagrama triangular é feita por meio da intersecção das retas que representam cada elemento. Sendo assim, existem diferentes percentuais de argila, silte e areia para cada classificação. Visando facilitar as informações relacionadas às porcentagens de argila, silte e areia para cada tipo de solo, foram calculadas as médias percentuais de cada componente para cada tipo de solo (**Tabela 10**), considerando todas as combinações em um intervalo de 10% para cada tipo de solo (**Figura 7**).

**Tabela 10:** Classificação textural do solo com base nas porcentagens de argila, silte e areia

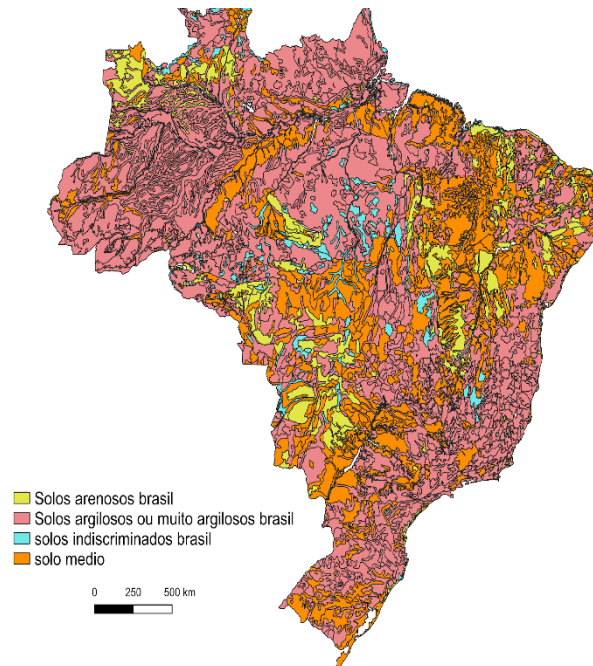
<i>Classificação textural do solo</i>	<i>Média de argila no solo (%)</i>	<i>Média de silte no solo (%)</i>	<i>Média de areia no solo (%)</i>
<i>Solo muito argiloso</i>	67%	17%	17%
<i>Solo argiloso</i>	44%	28%	28%
<i>Solo médio</i>	19%	38%	43%
<i>Solo arenoso</i>	10%	20%	70%

Fonte: Autores (2021)

Segundo um estudo realizado e disponibilizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o solo brasileiro é caracterizado em diferentes classes, tomando como base o triângulo textural dos solos. Cada agrupamento, em função de diferentes características texturais, recebe uma denominação, como demonstrado na **Figura 8**.

Sendo assim, uma vez selecionada a região para a estimativa da CAD, a textura do solo é identificada conforme demonstrado na **Figura 8** e os percentuais médios de argila, silte e areia são obtidos a partir da **Tabela 10**.

**Figura 8:** Mapa de caracterização do solo brasileiro



Fonte: (IBGE, 2006)

Por fim, é necessária a informação da massa específica do solo utilizado para a quantificação da CAD. Considerando os três elementos utilizados para a classificação do solo, foram utilizados como padrão os valores apresentados na literatura, demonstrados na **Tabela 10** (JOPPERS, 2007; MELLO *et al.*, 2004). Para a estimativa da CAD (**Equação 11**), a massa específica do solo considerado (**Equação 14**) será calculada a partir da proporção de argila, silte e areia obtida na **Tabela 10**, juntamente com os valores padrões apresentados na **Tabela 11**.

**Tabela 11:** Valores médios para massa específica dos elementos do solo

Elemento	Massa específica (g/cm <sup>3</sup> )
Areia	1,478083588
Argila	1,732925586
Silte	1,799383282

Fonte: (MELLO *et al.*, 2004); (JOPPERS, 2007)

$$dg(x) = Me(\% \text{ argila}(x)). 1,732925586 \frac{g}{cm^3} + Me(\% \text{ silte}(x)). 1,799383282 \frac{g}{cm^3} + Me(\% \text{ areia}(x)). 1,478083588 \frac{g}{cm^3} \quad (\text{Equação 14})$$

sendo:

$dg(x)$ : Massa específica no solo (x): g/cm<sup>3</sup>

$Me(\% \text{ argila}(x))$ : Média da porcentagem de argila no solo (x): % (Tabela 10)

$Me(\% \text{ silte}(x))$ : Média da porcentagem de silte no solo (x): % (Tabela 10)

$Me(\% \text{ areia}(x))$ : Média da porcentagem de areia no solo (x): % (Tabela 10)

**1,732925586**: Massa específica da argila:  $\frac{g}{cm^3}$

**1,799383282**: Massa específica do silte:  $\frac{g}{cm^3}$

**1,478083588**: Massa específica da areia:  $\frac{g}{cm^3}$

Assim, tomando como base o método de Doorenbos e Kassam (1994), calculado juntamente com as equações complementares apresentadas, completa-se a etapa 2 de *FdH* (Quadro 3), a qual permite a quantificação do volume de água quantificado na etapa 1 que de fato poderá ser armazenado no solo. Por fim, é preciso entender como pode ser estimado o desperdício de uma cultura a partir dos resultados obtidos nas etapas anteriores.

**Quadro 3:** Etapa 2 de *FdH*: Capacidade de água disponível (CAD)

Objetivo	Equação	Fontes
Quantificação de entradas e saídas de água no solo ( $Bh_{(a)}$ )	$Bh_{(a)} = Pef + I - ETc$	(THORNWAITE E MATTER, 1955)
Quantificação da evapotranspiração por cultura ( $ETc$ )	$ETc = ETp * Kc$	(THORNWAITE, 1948); (PEREIRA <i>et al.</i> , 1997)
Quantificação da evapotranspiração real ( $ETr$ )	Se $Bh_{(a)} > 0$ : $ETr = ETc$ Se $Bh_{(a)} < 0$ : $ETr = Pef +  Alt $	(THORNWAITE E MATTER, 1955)
Quantificação da alteração do volume de água armazenado ( $Alt$ )	$Alt = ARM_{(a)} - ARM_{(anterior)}$	(THORNWAITE E MATTER, 1955)
Quantificação do negativo acumulado ( $Nac$ )	Se $Bh_{(a)} > 0$ e $ARM_{(anterior)} = CAD$ : $Nac = 0$ Se $Bh_{(a)} > 0$ e $ARM_{(anterior)} < CAD$ : $Nac = CAD \cdot \ln\left(\frac{ARM_{(ant.)}}{CAD}\right)$	(THORNWAITE E MATTER, 1955)
Quantificação do volume de água armazenado no solo ao longo do ciclo produtivo ( $ARM_{(a)}$ )	Se $Bh_{(a)} > 0$ e $Bh_{(a)} + ARM_{(anterior)} > CAD$ : $ARM_{(a)} = CAD$ Se $Bh_{(a)} > 0$ e $Bh_{(a)} + ARM_{(anterior)} < CAD$ : $ARM_{(a)} = ARM_{(ant.)} + Bh_{(a)}$	(THORNWAITE E MATTER, 1955)

Fonte: Autores (2021)

### 2.2.3. Produtividade de hortaliças em função da disponibilidade hídrica

Desde os primeiros estudos sobre evapotranspiração, a reação das plantas aos diferentes estágios fenológicos representada pela relação  $Er/ETc$  é considerada como um indicador de produtividade ((CORSI & SHAW, 1971); (MASON *et al.*, 1980); (NIX e FITZPATRICK, 1969); (YAO, 1974)). Esta relação assume que quanto maior o volume de água disponível para as plantas transpirem, mais próxima  $Er$  chegará de  $ETc$ , o que indica que todas as necessidades hídricas das plantas serão atendidas, não havendo déficit hídrico e, conseqüentemente não afetando a produtividade. Tomando essa relação como referência, Doorenbos e Kassam (1979) propõem a estimativa da diminuição da produtividade por meio da **Equação 15**.

$$Yr = Yp \left( 1 - \left[ ky_i \cdot \left( 1 - \frac{ETr}{ETc} \right) \right] \right) \quad \text{sendo:} \quad \text{(Equação 15)}$$

$$Yr = \text{Produção real: } \frac{Ton}{He}$$

$ETr$  = Evapotranspiração real: mm

$$Yp = \text{Produção potencial: } \frac{Ton}{He}$$

$ETc$  = Evapotranspiração de cultura: mm

$Ky_i$  = Coeficiente de perda no estágio (i): adimensional

O coeficiente de perda de produtividade ( $Ky_i$ ) descreve a redução da produtividade de acordo com a redução de  $ETc$  causada pela escassez de água no solo. No documento FAO N ° 33 (DOOREMBOS e KASSAM, 1979) os valores de  $Ky$  são especificados por cultura e podem variar a cada estágio fenológico, como demonstrado na **Tabela 12**.

**Tabela 12:** Coeficientes de perda de produtividade ( $Ky$ ) para diferentes culturas

Cultura	Estágio 1	Estágio 2	Estágio 3	Estágio 4
algodão	0,2	0,5	-	0,25
banana	0,7	0,7	0,7	0,7
batata	0,8	-	0,7	0,2
cana de	0,75	-	0,5	0,1
castanha	0,2	0,8	0,6	0,2
cebola	0,45	-	0,8	0,3
feijão	0,2	1,1	0,75	0,2
girassol	0,3	0,55	0,6	-
melancia	0,7	0,8	0,8	0,3
milho	0,4	1,5	0,5	0,2
soja	0,2	0,8	1	-
sorgo	0,2	0,55	0,45	0,2
tomate	0,4	1,1	0,8	0,4
trigo	0,2	0,6	0,5	-
uva	0,85	0,85	0,85	0,85

Fonte: (DOOREMBOS e KASSAM, 1979)

Os dados de produtividade potencial de diferentes culturas no Brasil ( $Y_p$ ) são apresentados do portfólio de produtividade de culturas (VIDAL *et al.*, 2013), disponibilizado pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), o qual considera as características climáticas do Brasil para produção (**Tabela 13**).

**Tabela 13:** Produtividade média potencial (YP) de diferentes culturas no Brasil

Cultura	Produtividade média (t./ha.)
Alface	7,1
Alho	16,75
Batata-doce branca	25
Beringela	120
Cebola	30
Cenoura	30
Couve brócolis	18
Cenoura	30
Ervilha	2
Lentilha	1,5
Mandioca salsa	30
Melão	40
Milho doce	12
Pepino	158,5
Pimenta	35,5
Repolho	12,6
tomate	93,8

Fonte: (VIDAL *et al.*, 2013)

Assim, considerando todos os resultados obtidos nas etapas 1 e 2, é possível a estimativa do potencial de desperdício em função da variação de disponibilidade hídrica, ocasionado na etapa de produção (**Equação 16**).

$$FdH = Yr - Yp \quad \text{sendo:} \quad \text{(Equação 16)}$$

$Yr$  = Produção real obtida pela **equação 15**: t./ha.

$Yp$  = Produção potencial da região considerada: t./há.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

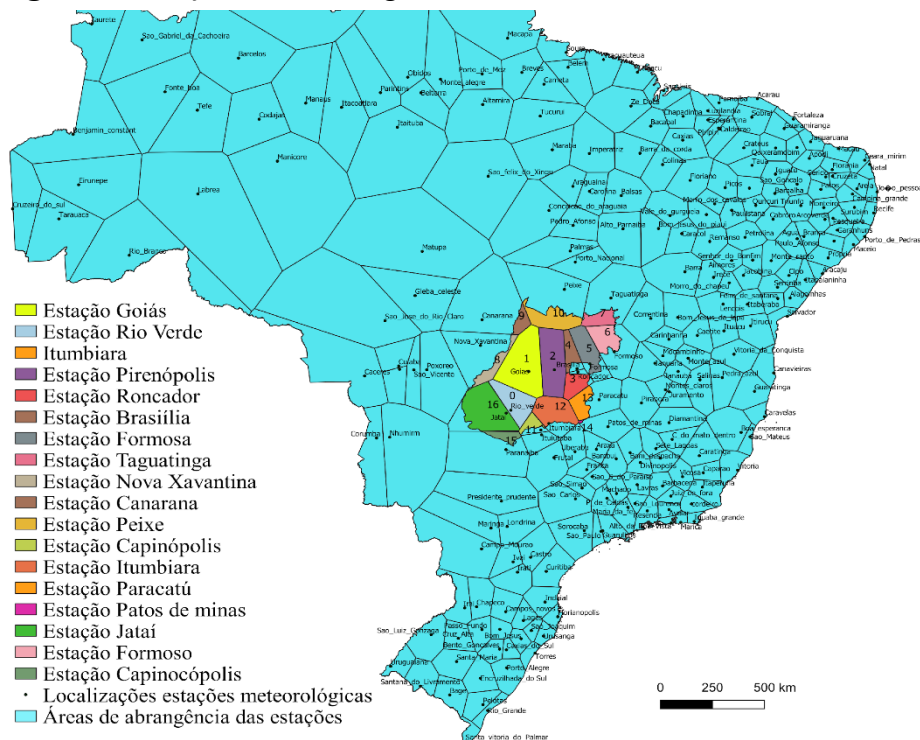
Como validação do modelo proposto, foi feita a aplicação do mesmo para a estimativa do desperdício do tomate no estado de Goiás em função da variação da temperatura independente de outras variáveis (FT), assim como em função da variação de disponibilidade hídrica (FdH), que por meio da Evapotranspiração.

Disponível o ano todo, o tomate é cultivado em grande parte do território brasileiro, tendo em destaque as regiões Sudeste, Sul e Centro-Oeste, onde ocorrem as maiores produções. De acordo com Faostat database (2018), o Brasil ocupa a 9ª posição na produção de tomate, contribuindo com 2,5% da produção mundial. Em 2016, segundo o Instituto Brasileiro de

Geografia e Estatística (IBGE), a área destinada para o cultivo de tomates no Brasil foi de aproximadamente 64 mil hectares, alcançando a produção de 4,2 milhões de toneladas. Em escala nacional, o estado de Goiás se tornou o líder na produção nacional de tomate, ganhando destaque em 2016, quando foi responsável por mais de 30% da produção nacional (IBGE, 2014), (TREICHEL *et al.*, 2016). Sendo assim, aplicando o modelo proposto em função de *FT* e *FdH*, foram consideradas as seguintes informações:

- ✓ Região de aplicação do modelo proposto: Estado de Goiás, Brasil.
- ✓ Espaçamento entre linhas: 0,55m.
- ✓ Espaçamento entre plantas: 1,2m.
- ✓ Número de plantas por hectare: 16.665.
- ✓ Período médio do ciclo de plantio: 100 dias.
- ✓ Época de plantio: fevereiro a abril.
- ✓ Dados médios históricos diários entre 2010 e 2020 de temperatura máxima, mínima e precipitação, por área de abrangência de cada estação (INMET, 2021).
- ✓ Porcentagem de frutificação do tomate em função de diferentes temperaturas: (PEET *et al.*, 1997)
- ✓ Produtividade média de tomate em Goiás de 90 t./ha. (IBGE, 2018). Como demonstrado na **Figura 9**, o estado de Goiás abrange áreas de 16 estações meteorológicas do INMET, as quais foram utilizadas para os cálculos de *FT* e *FdH*.

**Figura 9:** Estações meteorológicas no estado de Goiás



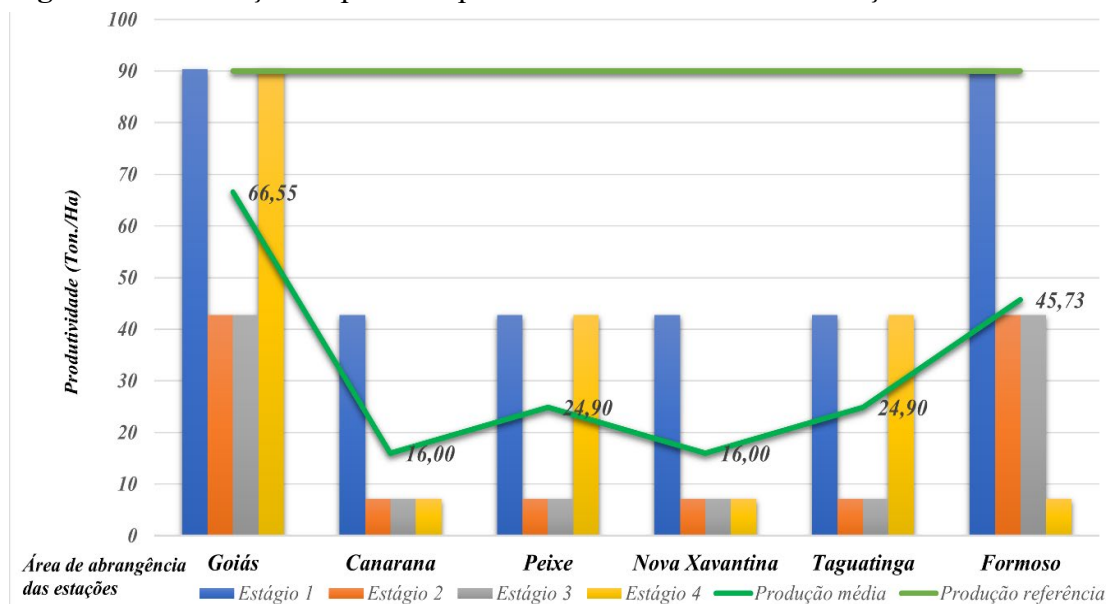
Fonte: Autores (2021)

### 3.1. Potencial desperdício de tomate em goiás em função de *ft*

Calculando a produtividade do tomate em Goiás em função da variação da temperatura nas regiões abrangidas pelas 16 estações mostradas na **Figura 9**, assim como todas as informações mencionadas na seção 3.0, observou-se que para períodos em que as áreas abrangidas pelas estações apresentaram temperaturas médias durante os estágios de desenvolvimento de aproximadamente 26 °C, a produção estimada foi de 90,39 em t./ha. (**Figura 10**), valor este que apresentou uma semelhança de 99,5% com a média produzida no estado de Goiás em 2018, a qual alcançou uma produtividade média de 90 t./ha., conforme informado por (IBGE, 2018). Por outro lado, quando as temperaturas médias nos diferentes estágios aumentaram para 27 e 28°C, ao aplicar as porcentagens de frutificação nestas temperaturas, houve um decaimento na estimativa de produtividade de 47,67 e 83,03%, respectivamente. Fato este pode ser devido a diferença da atual capacidade de frutificação do tomate em diferentes variações de temperatura, quando comparado com os valores apresentados por Peet *et al.* (1997), os quais apresentaram uma grande variação na porcentagem de frutificação, número de frutos e massa de frutos por planta quando os tomateiros foram expostos às temperaturas de 27 e 28 °C.

Além disso, não foi possível a estimativa de produtividade em regiões que apresentaram temperaturas médias abaixo de 26°C durante os estágios de desenvolvimento. Tal fato aconteceu pois somente são apresentados por Peet, Mary M *et al.* (1997), os dados da frutificação do tomate em função de temperaturas médias maiores que 26°C. Neste contexto, abre-se um vasto campo de pesquisa voltado às análises de produtividade de diferentes culturas em função da variação de temperatura, dados estes de baixa disponibilidade até o momento.

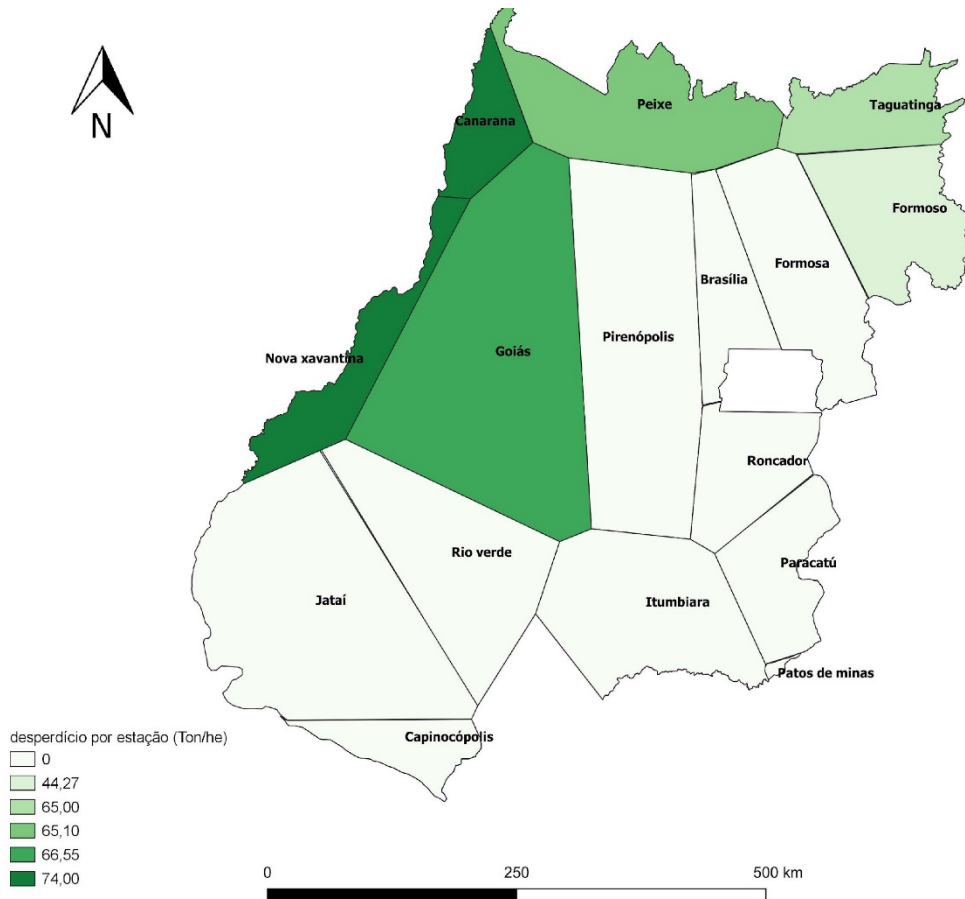
**Figura 10:** Simulação da perda de produtividade de tomate em função FT



Fonte: Autores (2021)

Levando em conta todas as considerações apresentadas, a estimativa do desperdício do tomate em função de *FT* (**Figura 11**) foi superestimada, o que pode ser resolvido a partir de dados mais atuais sobre a variação da frutificação do tomate em função de diferentes temperaturas.

**Figura 4:** Potencial desperdício de tomate em função de *FT*



Fonte: Autores (2021)

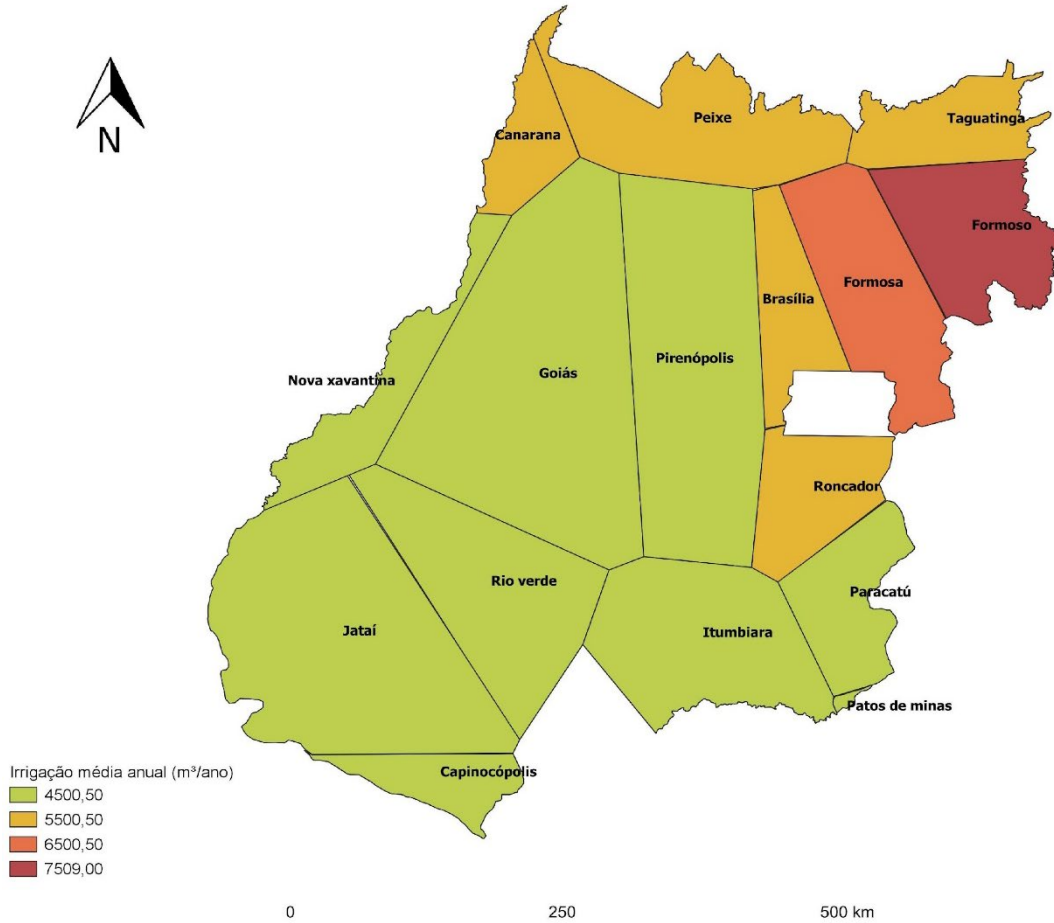
### 3.2. Potencial desperdício de tomate em goiás em função de *fdh*

Seguindo as três etapas de FdH informadas na **seção 2.2**, inicialmente, foi simulada a produtividade do tomate em Goiás, considerando a infiltração de água no solo por meio da precipitação e irrigação. Conforme apresentado por Júnior (2017), o volume de água utilizado para irrigação em Goiás varia entre diferentes regiões do estado. Sendo assim, o volume de irrigação por área pertencente a cada estação (**Figura 12**) foi definido a partir dos dados apresentados por Júnior (2017).

Segundo informações disponibilizadas pelo Climate Data Org (2021), o estado de Goiás possui uma média de precipitação acima de 100mm entre janeiro e abril, assim como entre setembro e dezembro. Por outro lado, entre os meses de maio e julho, a média de precipitação

mensal é 11,4mm. Neste contexto, o volume de irrigação por região (**Figura 12**) foi distribuído entre maio e junho.

**Figura 5:** Volume de irrigação por estação meteorológica

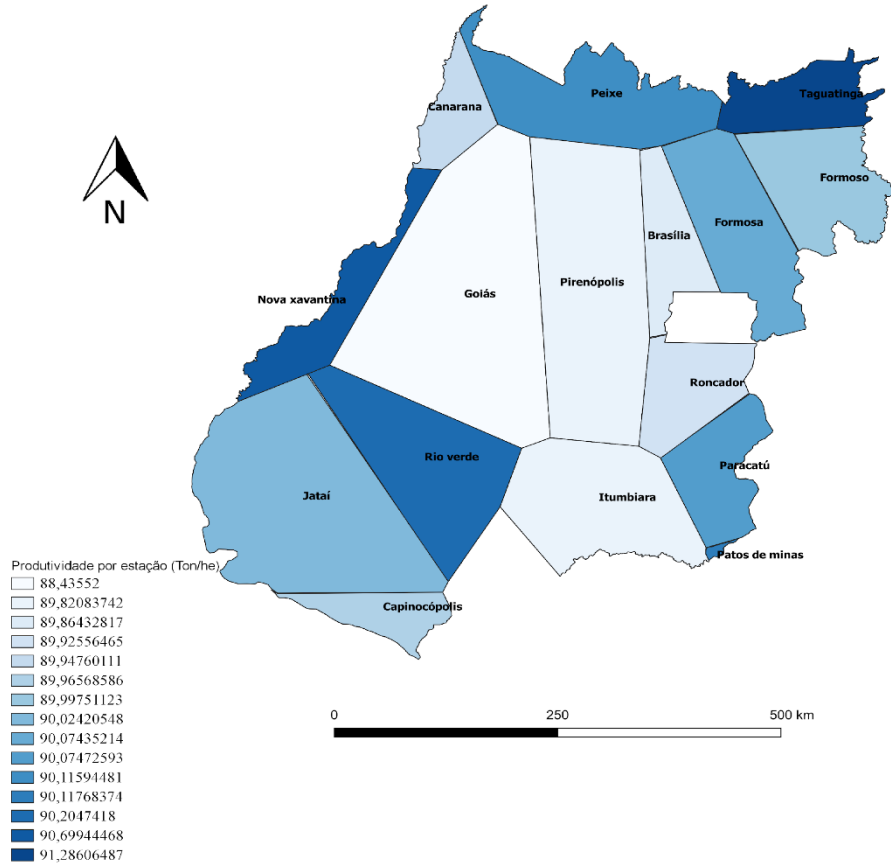


Fonte: Autores (2021)

Assim, estimando a produtividade de tomate em Goiás em função das três etapas de *FdH*, foi quantificada uma produção média de produção de 90,028 t./ha., variando entre 88,43 na área abrangida pela estação Goiás e 91,29 t./ha. na área da estação Taguatinga (**Figura 13**), valor este que apresenta uma semelhança de 99,97% com a média de 90 t./ha. alcançada no estado em 2018, como informado por (IBGE, 2018).

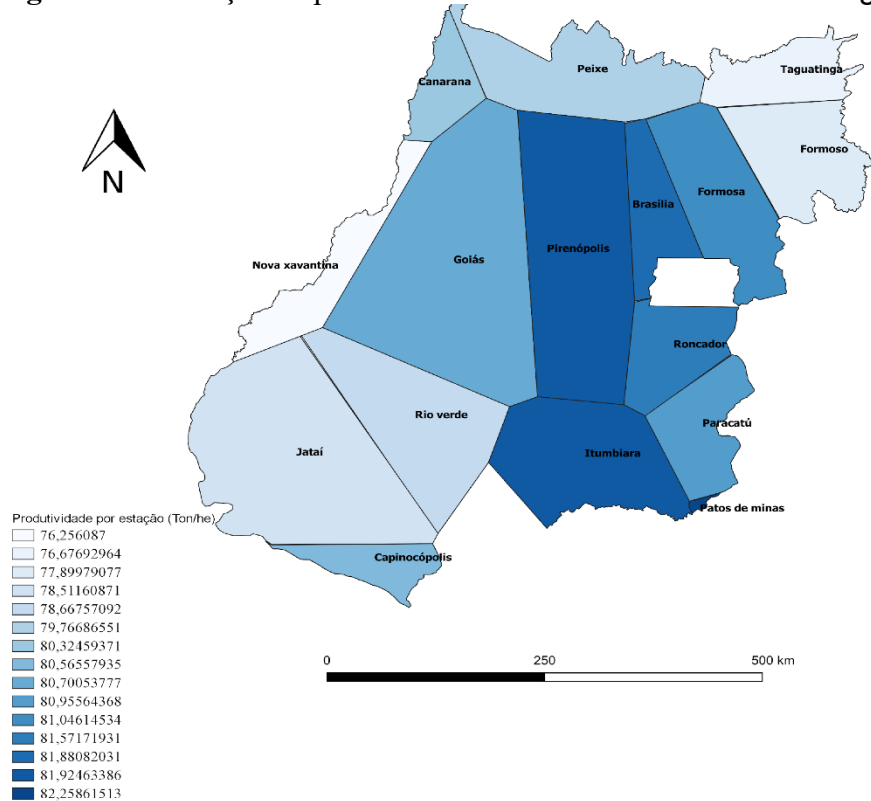
Posteriormente, foi simulada a produtividade do tomate em Goiás sem a utilização de irrigação. Assim, foi possível quantificar a perda de produtividade em função da diminuição de água disponível. Nestas condições, a produtividade média variou entre 76,25 e 82,26 t./ha.

**Figura 6:** Simulação da produtividade real de tomate no estado de Goiás



Fonte: Autores (2021)

**Figura 7:** Simulação da produtividade de tomate em Goiás sem irrigação

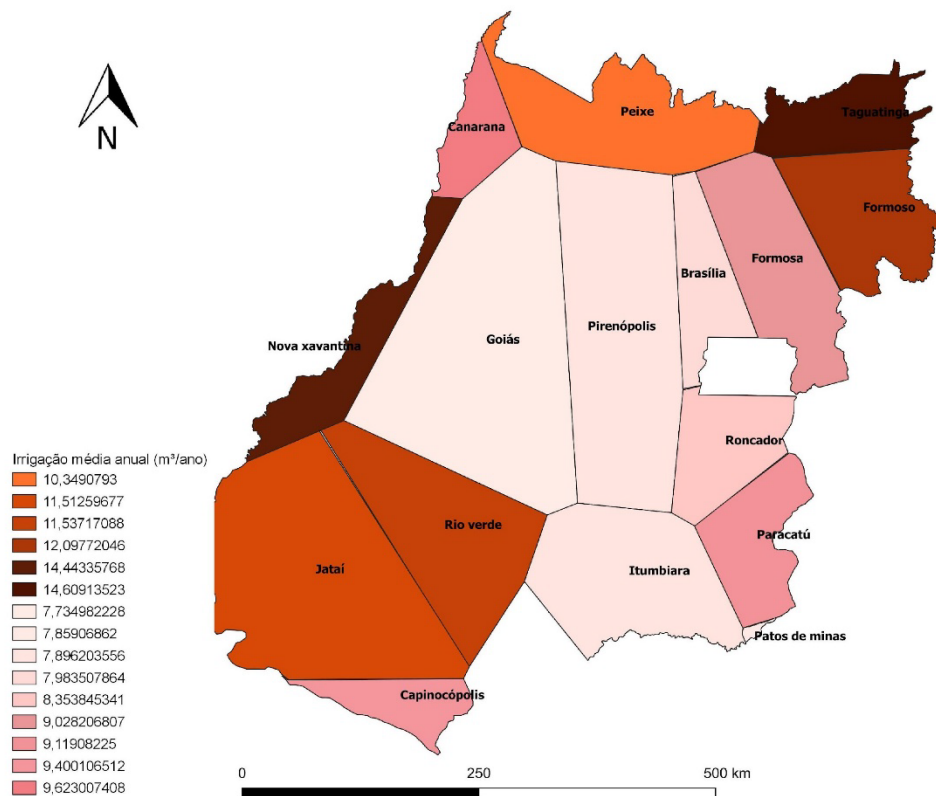


Fonte: Autores (2021)

Uma vez feita a simulação das condições reais de plantio de tomate em Goiás, assim como o cenário que representa a possível escassez hídrica no ciclo produtivo, é possível quantificar *FdH* calculando a diferença entre a simulação real (cultivo com irrigação) e a simulação sem irrigação.

Realizando estes procedimentos, conforme demonstrado na **Figura 15**, em função de um possível déficit hídrico no estado de Goiás, é possível ser desperdiçada na fase de produção a média de 9,96 t./há., destacando as regiões das estações Taguatinga e Nova Xavantina, onde foram contabilizados perda de produtividade ou desperdícios na produção de 14,4 e 14,6 t./ha., respectivamente. Somando a perda simulada nas diferentes áreas, em situações de escassez hídrica, o estado de Goiás poderia perder ou desperdiçar 159,44 toneladas em um ciclo produtivo.

**Figura 8:** Simulação do desperdício de tomate na fase de produção em função de *FdH*



**Fonte:** Autores (2021)

Por fim, ressalta-se a similaridade entre *FT* e *FdH* em relação a área abrangida pelas estações Nova Xavantina e Taguatinga, as quais foram as regiões de Goiás com maior potencial de desperdício tanto em função da variação de temperatura (*FT*), como em função da diminuição de disponibilidade hídrica no solo (*FdH*).

#### 4. CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos a partir do modelo elaborado, observou-se alguns itens que devem ser destacados. Em relação ao *FT*, foi possível simular uma produção muito semelhante às condições reais do estado do Paraná em temperaturas médias de 26°C. Por outro lado, foi simulada uma diminuição de mais de 80 t./ha. na produtividade em função do aumento de apenas 2°C na temperatura média (**Figura 10**). Fato este pode ter ocorrido devido aos dados de porcentagem de frutificação utilizados. Como mencionado anteriormente, nos últimos anos foram realizados diversos procedimentos de melhoramento genético nas culturas, objetivando uma melhor adaptabilidade das mesmas em diferentes condições climáticas. Uma vez que os dados de porcentagens de frutificação utilizados foram obtidos em 1997, pode haver uma diferença considerável na adaptabilidade do tomate em diferentes temperaturas, o que resulta em diferentes porcentagens de frutificação, número de frutos por planta e massa de frutos por planta quando comparados com as condições atuais. Assim, abre-se uma linha de pesquisa na área de avaliação do desempenho de produção de diferentes culturas em função da variação da temperatura. Uma vez havendo a disponibilidade destes dados, o fator *FT* poderá ser aplicado em diferentes regiões, considerando diferentes tipos de hortaliças.

Quanto a *FdH*, os resultados foram extremamente positivos. Por meio do fator elaborado foi possível simular a situação real do estado de Goiás e prever o possível desperdício de alimentos nas diferentes regiões do estado. Pensando em todo o ciclo da produção, a possível solução para diminuir o desperdício em função da disponibilidade hídrica seria aumentar o volume de irrigação nas regiões que apresentaram maior potencial de desperdício. Como consequência, dependendo do volume de água utilizado para a diminuição do desperdício na fase de produção, também poderão ocorrer diminuição da disponibilidade hídrica em outras atividades no estado, tais como abastecimento público e vazão mínima requerida para o mantimento da qualidade da água nos recursos hídricos do estado.

Como próximos passos, pretende-se aplicar o modelo em escala nacional e internacional, avaliando o potencial de desperdício na fase de produção em diferentes regiões do Brasil e do mundo.

## REFERÊNCIAS

- ALLEN, Richard G. et al. Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. **Fao, Rome**, v. 300, n. 9, p. D05109, 1998.
- BACK, Álvaro José. Desempenho de métodos empíricos baseados na temperatura do ar para a estimativa da evapotranspiração de referência em urussanga, SC. **Irriga**, v. 13, n. 4, p. 449-466, 2008.
- BITENCOURT, Blenda Marques et al. Melhoramento genético participativo de tomateiro em propriedades de agricultores agroecológicos no município de Monte Carmelo-MG. 2021.
- BUDIMAN, M.; McBRATNEY, A.B.; SANTOS, M.L.M. & SANTOS, H.G. Revisão sobre funções de pedotransferência (PTFs) e novos métodos de predição de classes e atributos do solo. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003. 50p.
- Disponível em <http://www.cnps.embrapa.br/solosbr/pdfs/pedotransferencia.pdf>. Acesso em 18 Mai 2021.
- Blaney, H. F. and Criddle, W. D.: 1950, *Determining Water Requirements in Irrigated Area from Climatological Irrigation Data*, US Department of Agriculture, Soil Conservation Service, Tech. Pap. No. 96, 48 pp.
- BRASIL, I. B. G. E. Instituto Brasileiro de geografia e Estatística. **Censo demográfico**, v. 2010, 2010.
- CAMARGO, ÂNGELO PAES DE; CAMARGO, MARCELO BENTO PAES DE. Uma revisão analítica da evapotranspiração potencial. **Bragantia**, v. 59, n. 2, p. 125-137, 2000.
- DA PRODUÇÃO PECUÁRIA, Estatística. Indicadores IBGE. 2018.
- DIAS, Goretty M. et al. Life cycle perspectives on the sustainability of Ontario greenhouse tomato production: Benchmarking and improvement opportunities. **Journal of Cleaner Production**, v. 140, p. 831-839, 2017.
- DOORENBOS, J.; KASSAM, A. H. Effect of water on crop yield. **Campina Grande, PB: UFPB**, 1994.
- DOS SANTOS, Humberto Gonçalves et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2018., 2018.

FERNANDES, Raphael Bragança Alves; RUIZ, Hugo Alberto; CRUSOÉ, Genelício. Funções de pedotransferência para a estimativa da capacidade de campo e ponto de murcha permanente em solos, 2018.

GOMES, Sigifrid. Ajuste e avaliação de um modelo de balanço hídrico decendial e estudo dos limites de sua utilização em algumas localidades no Estado do Paraná. 2005.

HOHENEGGER, Cathy; STEVENS, Bjorn. The role of the permanent wilting point in controlling the spatial distribution of precipitation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 22, p. 5692-5697, 2018.

MARTINS, Minella Alves. Estimativa de produtividade das culturas do milho e do sorgo a partir de modelos agrometeorológicos em algumas localidades da região nordeste do Brasil. **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-INPE.(Dissertação de Mestrado)**, 2012.

MECHICHE-ALAMI, Altaaf; ABDI, Abdulhakim M. Agricultural productivity in relation to climate and cropland management in West Africa. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 1-10, 2020.

Monteith, J. L. 1981. Evaporation and surface temperature. *Q.J.R. Meteorol. Soc.* 107:1-27

MORATIEL, Rubén et al. Estimation of evapotranspiration by the Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO) Penman–Monteith temperature (PMT) and Hargreaves–Samani (HS) models under temporal and spatial criteria—a case study in Duero basin (Spain). **Natural Hazards and Earth System Sciences**, v. 20, n. 3, p. 859-875, 2020.

NEIRA, David Pérez et al. Energy use and carbon footprint of the tomato production in heated multi-tunnel greenhouses in Almeria within an exporting agri-food system context. **Science of The Total Environment**, v. 628, p. 1627-1636, 2018.

PACHEPSKY, I & RAWLS, W.J. (Eds.) Development of pedotransfer functions in soil hydrology. Elsevier, Amsterdam, 512p. 2004. (Developments in Soil Science, 30)

PATWARDHAN, Avinash S.; NIEBER, John L.; JOHNS, Eldon L. Effective rainfall estimation methods. **Journal of irrigation and Drainage Engineering**, v. 116, n. 2, p. 182-193, 1990.

Penman, H. L.: 1948, 'Natural Evaporation from Open Water, Bare Soil and Grass', *Proc., Royal Soc., London* **193**, 120–145.

RAB, M. A. et al. Modelling and prediction of soil water contents at field capacity and permanent wilting point of dryland cropping soils. **Soil Research**, v. 49, n. 5, p. 389-407, 2011.

- SARLIO, S. *Towards Healthy and Sustainable Diets: Perspectives and Policy to Promote the Health of People and the Planet*. Helsinki: Springer, 91 p., 2018
- SEGOVIA, J. F. O.; LOPES FILHO, R. P. Irrigação de hortaliças no Estado do Amapá. **Embrapa Amapá-Circular Técnica (INFOTECA-E)**, 2004.
- SENTELHAS, P. C.; ANGELOCCI, L. R. Balanço hídrico climatológico normal e sequencial de cultura e para manejo da irrigação. **Piracicaba, ESALQ/USP**, 2009.
- TOMASELLA, Javier; ROSSATO, Luciana. Balanço hídrico. **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São Paulo**, 2005.
- Thornthwaite, C.W. 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geograph. Rev.*, 38:55-94.
- Thornthwaite, C. W., and J. R. Mather 1955. *The Water Balance*, Publications in Climatology VIII (1): 1-104, Drexel Institute of Climatology, Centerton, New Jersey.
- USDA. Irrigation water requirements. Tech. Release No. 21, United States Dept. of Agr., Soil Manage. 1967;59:67-75.
- VANUYTRECHT, Eline et al. AquaCrop: FAO's crop water productivity and yield response model. **Environmental Modelling & Software**, v. 62, p. 351-360, 2014.
- VIDAL, M. C. et al. Portfólio de tecnologias de agricultura orgânica e agroecologia da Embrapa Hortaliças. **Embrapa Hortaliças-Documentos (INFOTECA-E)**, 2013.

## LISTA DE REFERÊNCIAS

- ADISSI, Paulo et al. **Gestão ambiental de unidades produtivas**. Elsevier Brasil, 2013.
- ALI, Jabir. Productivity and efficiency in Indian meat processing industry: a DEA approach. **Indian Journal of Agricultural Economics**, v. 62, n. 902-2016-66785, 2007.
- AYANLADE, Ayansina; OJEBISI, Stephen M. Climate variability and change in Guinea Savannah ecological zone, Nigeria: assessment of cattle herders' responses. **Handbook of climate change resilience**, p. 729-747, 2020.
- ASSEMAE. Associação Nacional dos Serviços Municipais. Apenas 1% do lixo orgânico é reaproveitado no Brasil. Brasília, 2019. Disponível em: <http://www.assemae.org.br/noticias/item/4494-apenas-1-do-lixo-organico-e-reaproveitado-nobrasil>. Acesso em: 20 jul. 2021.
- A OTEKUNRIN, Olutosin e SAWICKA, Barbara. **Cassava, a 21st Century Staple Crop: How can Nigeria Harness Its Enormous Trade Potentials?** Acta Scientific Agriculture, v. 3, n. 8, p. 194–202, 25 Jul 2019.
- BMI RESEARCH. **India: Agribusiness Report Q1 2018: includes 5 years forecasts to 2021**. 2017a. Disponível em: <<http://www.bmiresearch.com>>. Acesso em: 24 jul. 2021
- C.J.S. Pannu, S. Singh, M.D. Singh, S. Singh **Energy use pattern for a selected village in the cotton-belt of Punjab** Energy, 18 (11) (1993), pp. 1113-1117
- CRENNA, E. e SINKKO, T. e SALA, S. **Biodiversity impacts due to food consumption in Europe**. Journal of Cleaner Production, v. 227, p. 378–391, Ago 2019.
- DAL' MAGRO, Glenio Piran e TALAMINI, Edson. **Estimating the magnitude of the food loss and waste generated in Brazil**. Waste Management & Research, v. 37, n. 7, p. 706–716, Jul 2019.
- DANIEL, Carrie R e colab. **Trends in meat consumption in the USA**. Public Health Nutrition, v. 14, n. 4, p. 575–583, Abr 2011.
- DASTAGIRI, M. B. **Indian Vegetables: Production Trends, Marketing Efficiency and Export Competitiveness**. American Journal of Agriculture and Forestry, v. 1, n. 1, p. 1, 2013.
- DAVIS, Kyle Frankel e colab. **Alternative cereals can improve water use and nutrient supply in India**. Science Advances, v. 4, n. 7, p. eaao1108, Jul 2018.

DELGADO, Luciana; SCHUSTER, Monica; TORERO, Maximo. Reality of Food Losses: A New Measurement Methodology. 2017.

Ekvall, T., Person, L., Ryberg, A., Widheden, J., Frees, N., Nielsen, P.H., Wesnas, M.S., 1998. Life cycle assessment on packaging systems for beer and soft drinks (Environmental Project 399). The Danish Environmental Protection Agency, Ministry of Environment and Energy, Denmark.

FAOSTAT (2020). FAO Statistics, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Disponível em: <http://faostat.fao.org/> (Acessado 24 de Agosto de 2021)

FONSAH, Esendugue Greg e colab. **The Fruits and Vegetables Industry in Indonesia: Production and Limited Access to Market.** 2008.

United Nations Environment Programme. Food Waste Index Report 2021. 2021. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/report/unep-food-waste-index-report-2021> (acessado em 15 de julho de 2021).

FOSTER, Chris et al. Environmental impacts of food production and consumption: final report to the Department for Environment Food and Rural Affairs. 2007.

GUSTAVSSON, Jenny et al. Global food losses and food waste. 2011.

Hayashi, K., 2005. Environmental indicators for agricultural management: the problem of integration. *Advances in Safety and Reliability: ESREL 2005*. Taylor & Francis Group, London, UK. pp. 821–829.

Hayashi, K., 2006. Environmental indicators for agricultural management: integration and decision making. *International Journal of Materials & Structural Reliability* 4 (2), 115–127

HATFIELD, Jerry L.; WALTHALL, Charles L. Meeting global food needs: realizing the potential via genetics× environment× management interactions. *Agronomy Journal*, 2015, 107.4: 1215-1226.

Heard, B.R., Taiebat, M., Xu, M., Miller, S.A., 2018. Sustainability implications of connected and autonomous vehicles for the food supply chain. *Resour. Conserv. Recycl.* 128, 22–24.

Henningsson, S., Hyde, K., Smith, A., Campbell, M., 2004. The value of resource efficiency in the food industry: a waste minimization project in East Anglia, UK. *Journal of Cleaner Production* 12 (5), 505–512.

HENZ, Gilmar Paulo; DE ALCANTARA, F. A.; RESENDE, Francisco Vilela. **Produção orgânica de hortaliças: o produtor pergunta, a Embrapa responde**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, Embrapa Hortaliças, 2007., 2007.

ISMAILA, U e colab. **Cereals production in Nigeria: Problems, constraints and opportunities for betterment**. p. 10, [S.d.].

KEARNEY, John. **Food consumption trends and drivers**. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 365, n. 1554, p. 2793–2807, 27 Set 2010.

KUCUKVAR, Murat e colab. Exploring the Social, Economic and Environmental Footprint of Food Consumption: A Supply Chain-linked Sustainability Assessment. In: 2019 IEEE 6TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON INDUSTRIAL ENGINEERING AND APPLICATIONS (ICIEA), Abr 2019, Tokyo, Japan. Anais... Tokyo, Japan: IEEE, Abr 2019. p. 733–742. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/document/8715234/>>. Acesso em: 25 jun 2019.

LUZ, José Magno Q. et al. Performance of carrot cultivars in the Summer and Autumn-Winter, in Uberlândia, Brazil. **Horticultura Brasileira**, v. 27, n. 1, p. 96-99, 2009.

LI, Youzhu e colab. **Investigation in the influences of public opinion indicators on vegetable prices by corpora construction and WeChat article analysis**. *Future Generation Computer Systems*, v. 102, p. 876–888, Jan 2020.

MENA, Carlos; ADENSO-DIAZ, Belarmino; YURT, Oznur. The causes of food waste in the supplier–retailer interface: Evidences from the UK and Spain. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 6, p. 648-658, 2011.

MEKONNEN, Mesfin M. e colab. **Water productivity in meat and milk production in the US from 1960 to 2016**. *Environment International*, v. 132, p. 105084, Nov 2019.

MOHAREB, Eugene e colab. **Considerations for reducing food system energy demand while scaling up urban agriculture**. *Environmental Research Letters*, v. 12, n. 12, p. 125004, 1 Dez 2017.

NEGI, Saurav e ANAND, Neeraj. **Issues and Challenges in the Supply Chain of Fruits & Vegetables Sector in India: A Review**. *International Journal of Managing Value and Supply Chains*, v. 6, n. 2, p. 47–62, 30 Jun 2015.

- PARFITT, Julian; BARTHEL, Mark; MACNAUGHTON, Sarah. Food waste within food supply chains: quantification and potential for change to 2050. **Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences**, v. 365, n. 1554, p. 3065-3081, 2010.
- PEET, Mary M.; WILLITS, D. H.; GARDNER, R. Response of ovule development and post-pollen production processes in male-sterile tomatoes to chronic, sub-acute high temperature stress. **Journal of experimental botany**, v. 48, n. 1, p. 101-111, 1997.
- RMRD SA, 2012. Research and development plan for the large and small stock meat industries in South Africa, 2012–2013. [www.rmrdsa.co.za](http://www.rmrdsa.co.za)
- SEIXAS, Mário; CONTINI, Elisio; SOARES, Cleber Oliveira. Índia: o despertar de um gigante do agronegócio. **Revista de Política Agrícola**, v. 27, n. 3, p. 95-113, 2019.
- STEFFEN, W. e colab. **Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet**. *Science*, v. 347, n. 6223, p. 1259855–1259855, 13 Feb 2015.
- Tseng, M.L., Chiu, A.S., Chien, C.F., Tan, R.R., 2019. Pathways and barriers to circularity in food systems. *Resour. Conserv. Recycl.* 143, 236–237.
- THI, Ngoc Bao Dung; KUMAR, Gopalakrishnan; LIN, Chiu-Yue. An overview of food waste management in developing countries: Current status and future perspective. **Journal of environmental management**, v. 157, p. 220-229, 2015.
- UGWU, B.O. e UKPABI, U.J. **Potential of Soy-Cassava Flour Processing to Sustain Increasing Cassava Production in Nigeria**. *Outlook on Agriculture*, v. 31, n. 2, p. 129–133, Jun 2002.
- World Bank. (2018) – Nigéria statistics. Disponível em: <https://data.worldbank.org/country/NG>  
Acessado em 26 de agosto de 2021
- ZHANG, Bruce Yizhe e colab. **Assessment of carbon footprint of nano-packaging considering potential food waste reduction due to shelf-life extension**. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 149, p. 322–331, Out 2019