

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA**

**DESCARTE DE GRÃOS DE MILHO: COMPARAÇÃO DAS POSSÍVEIS
DESTINAÇÕES E ANÁLISE DE CUSTOS PARA IMPLANTAÇÃO DE USINA DE
PRODUÇÃO DE ETANOL**

Carolina Fialho Martins

Trabalho de Graduação apresentado ao
Departamento de Engenharia Química da
Universidade Federal de São Carlos

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Gabriela Cantarelli Lopes

São Carlos – SP

2018

BANCA EXAMINADORA

Trabalho de Graduação apresentado no dia 18 de junho de 2018 perante a seguinte banca examinadora:

Orientador: Gabriela Cantarelli Lopes, DEQ/UFSCar

Convidado: Paula Rúbia Ferreira Rosa, DEQ/UFSCar

Professor da Disciplina: José Maria Corrêa Bueno, DEQ/UFSCar

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, Adriana e Marcos, por todos os ensinamentos ao longo da minha vida, pelo gosto herdado pelo conhecimento e pelo incentivo em todos os momentos que precisei. Ao meu irmão, pelas miniaulas de matemática e física. Aos meus avós pelo amor que transborda quaisquer palavras. A toda a minha família por essa saudade boa, que me encoraja a viver na ponte aérea São Paulo – Vitória.

Aos meus amigos e colegas de time, por me ajudar a manter a sanidade nos momentos mais incertos durante a graduação. Vocês são a minha segunda família, a que eu escolhi.

Aos professores, pelas orientações nas dificuldades e amor à profissão. Vocês são fonte de inspiração. Em especial à Professora Gabriela, por ter aceitado o desafio de me orientar neste trabalho.

Minha mais sincera gratidão a todos vocês.

RESUMO

O agronegócio brasileiro vem se expandindo a cada ano, e o Brasil já figura como terceiro maior produtor mundial de milho – o segundo grão mais produzido pelo país, perdendo apenas para a soja. O milho é utilizado para alimentação humana e animal, além de segmentos industriais e energia. O crescimento da demanda agrícola traz as sementes para o centro das discussões sobre produtividade, abordando assuntos como tratamento químico e melhoramento genético. Como toda atividade industrial, a produção de sementes gera resíduos. Grãos não conformes são descartados em várias etapas, desde a colheita e secagem até o beneficiamento. Encontrar uma destinação ambientalmente correta, economicamente viável e que reduza os riscos via corresponsabilidade é um dos desafios enfrentados pelo agronegócio. Grãos quimicamente tratados descartados da produção de milho podem ser destinados a aterros sanitários, incineração, compostagem, coprocessamento em fornos de cimentos e produção de etanol. Propõe-se, com este trabalho, estudar e comparar as possíveis destinações para grãos de descarte da produção de sementes de milho visando o desenvolvimento sustentável. Para tanto, foram utilizadas metodologias de gerenciamento de projetos para decidir a melhor alternativa para destinação dos grãos. As possíveis destinações foram comparadas inicialmente em seus aspectos ambientais, através da revisão de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida, descartando-se o envio a aterro sanitário e coprocessamento nesta etapa, devido aos grandes impactos potenciais negativos ao meio ambiente. Posteriormente, foi analisado o custo-benefício para a empresa geradora de sementes, com base no preço a ser pago por cada serviço e no risco por corresponsabilidade na destinação do resíduo. Nesta etapa, concluiu-se que a compostagem e a incineração não são alternativas atrativas para a empresa geradora de resíduo. Sendo assim, a alternativa que apresentou melhores resultados foi a produção de etanol. Finalmente, fez-se uma análise de custos preliminar para implantação de usina de produção de etanol de milho. Os resultados indicaram R\$ 409 milhões de custo de capital total e R\$ 109 milhões anuais de custos de produção. O tempo de retorno obtido para o investimento calculado foi de 17 anos. Concluiu-se, portanto, que projeto precisa passar por revisão e aprofundamento dos dados antes de ser implantado, a fim de tornar-se mais atrativo economicamente.

Palavras-chave: *milho, descarte, avaliação do ciclo de vida, custo*

ABSTRACT

Brazilian agribusiness is expanding yearly, and Brazil is already world's third largest corn producer country. Corn is Brazil's second largest produced grain, losing only to soybean. Corn is used not only for human and animal feeding, but also in the industrial and energy segments. Increase in grains demand has brought seeds to play a key role in debates about productivity, related to industrial chemical treatment and plant breeding. As in all other industrial activities, seed production generates waste. Nonconforming grains are discarded along the process, from harvesting to processing. Finding an environmentally and economically viable destination to the discarded grains, as well as reducing risks from co-responsibility are important challenges faced by agribusiness. Chemically treated grains discarded from corn production can be sent to landfills, incineration, composting, co-processing in cement kilns and ethanol production. This paper analyses and compares the alternatives for chemically treated grains handling, focusing on sustainable development. Projects management methodologies were used to help guiding decisions towards finding the best destination for the grains. The alternatives were firstly compared on their environmental aspects, through the review of Life Cycle Assessment studies. By the end of this session, sending the grains do landfill and co-processing were considered inadequate due to its great negative potential impacts to the environment. Subsequently, the cost benefit for the seed manufacturer company was analyzed, considering the price of which alternative and the risk by co-responsibility. Composting and incineration were found not attractive to the seeds manufacturer. The best destination among the alternatives was sending the discarded grains to ethanol production. Finally, a preliminary cost analysis was carried out for the implementation of the corn ethanol production plant. The results pointed to a capital cost of R\$ 409 million and yearly production cost of R\$ 109 million. The payoff time calculated for the investment was 16 years. To increase economic attractiveness, the project must go through further analysis and data revision before being implemented.

Key-words: corn, disposal, life cycle assessment, cost

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 Representação dos pilares do desenvolvimento sustentável	2
Figura 2.1 Representação de zonas de tensão entre as "placas" social, econômica e ambiental	3
Figura 2.2 Esquema simplificado das etapas do processo produtivo de sementes de milho.....	4
Figura 2.3 Esquema de secador de sementes de milho em espiga.	7
Figura 2.4 Esquema de debulhadora de milho.	7
Figura 2.5 Esquema de equipamento para classificação de sementes de milho.....	8
Figura 2.6 Esquema de equipamento para tratamento químico de sementes.	9
Figura 2.7 Ordem de prioridade para gerenciamento de resíduos sólidos.....	11
Figura 2.8 Fluxograma para tomada de decisão no gerenciamento de resíduos sólidos.	12
Figura 2.9 Processos de produção de etanol a partir do amido de milho.	19
Figura 3.1 Metodologia <i>Stage-Gate</i>	21
Figura 3.2 Metodologia <i>Front-End Loading</i> (FEL)	22
Figura 3.3 Esquema simplificado das etapas do ciclo de vida de um produto.....	23
Figura 3.4 Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida.....	24
Figura 3.5 Resultados obtidos na Análise de Inventário e possíveis categorias de impactos potenciais.....	26
Figura 3.6 Fluxograma proposto para a produção de etanol de milho.	31
Figura 4.1 Infográfico para comparação das destinações.....	45
Figura 4.2 Fluxo de caixa	49

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 Estágios de desenvolvimento do milho.	5
Quadro 2.2 Descartes gerados em cada etapa produtiva de sementes de milho.....	10
Quadro 2.3 Percentual de perdas no processo produtivo do milho.	10
Quadro 2.4 Temperatura e tempo mínimos para período termofílico da compostagem.	14
Quadro 2.5 Produção mundial de etanol	16
Quadro 2.6 Composição de diferentes biomassas utilizadas na produção de etanol.....	16
Quadro 2.7 Aspectos relevantes de diferentes biomassas utilizadas na produção de etanol....	17
Quadro 3.1 Categorias de impacto e indicadores analisados.....	27
Quadro 3.2 Características de alguns gases do efeito estufa.	28
Quadro 3.3 Classes de estimativa de custos	30
Quadro 3.4 Resumo das etapas de separação etanol-água.....	32
Quadro 3.5 Referência para estimativa dos custos de capital.....	33
Quadro 3.6 Referência para estimativas dos custos de produção.....	34
Quadro 4.1 Matriz multicritério para comparação das destinações.....	44
Quadro 4.2 Produtividade e custos dos equipamentos	46
Quadro 4.3 Custos de capital.....	46
Quadro 4.4 Custos de matéria-prima.....	47
Quadro 4.5 Custos de utilidades	47
Quadro 4.6 Custos de produção.....	48

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1	PROCESSO PRODUTIVO DAS SEMENTES DE MILHO	4
2.1.1	ETAPAS DE CAMPO	4
2.1.2	ETAPAS DE BENEFICIAMENTO	6
2.1.3	ETAPAS DE DISTRIBUIÇÃO	9
2.2	A PRODUÇÃO DE DESCARTE NO PROCESSO PRODUTIVO DO MILHO	9
2.3	DESTINAÇÃO DE RESÍDUOS	10
2.3.1	ATERRO INDUSTRIAL	12
2.3.2	INCINERAÇÃO	13
2.3.3	COMPOSTAGEM	13
2.3.4	COPROCESSAMENTO EM FORNOS DE PRODUÇÃO DE CIMENTO	14
2.3.5	PRODUÇÃO DE ETANOL	15
3	METODOLOGIA	21
3.1	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	22
3.2	ANÁLISE DE CUSTOS PARA IMPLANTAÇÃO DE USINA DE ETANOL DE MILHO	29
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	36
4.1	SEGUNDA TOMADA DE DECISÃO: COMPARAÇÃO ENTRE DESTINAÇÕES	36
4.1.1	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	36
4.1.2	CUSTO-BENEFÍCIO PARA A EMPRESA GERADORA	42
4.1.3	MATRIZ MULTI-CRITÉRIO	43
4.2	TERCEIRA TOMADA DE DECISÃO: ANÁLISE DE CUSTOS PARA IMPLANTAÇÃO DA MELHOR ALTERNATIVA	45
4.2.1	CUSTOS DE EQUIPAMENTO	45
4.2.2	CUSTOS DE CAPITAL	46
4.2.3	CUSTOS DE PRODUÇÃO	47
4.2.4	RETORNO DO INVESTIMENTO	48

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	50
SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	52
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53

1 INTRODUÇÃO

Segundo a Companhia Nacional de Abastecimento (2018), o Brasil foi, entre os anos-safra 2007/08 e 16/17, o terceiro maior produtor mundial de milho, ficando atrás apenas de Estados Unidos e China e sendo responsável por 9,1% da produção mundial em 16/17. Neste mesmo período, a produção brasileira de milho cresceu 66,8%, alcançando 42,1% da produção total de grãos do país na safra 16/17, figurando como o segundo grão mais produzido em terras brasileiras, atrás apenas da soja.

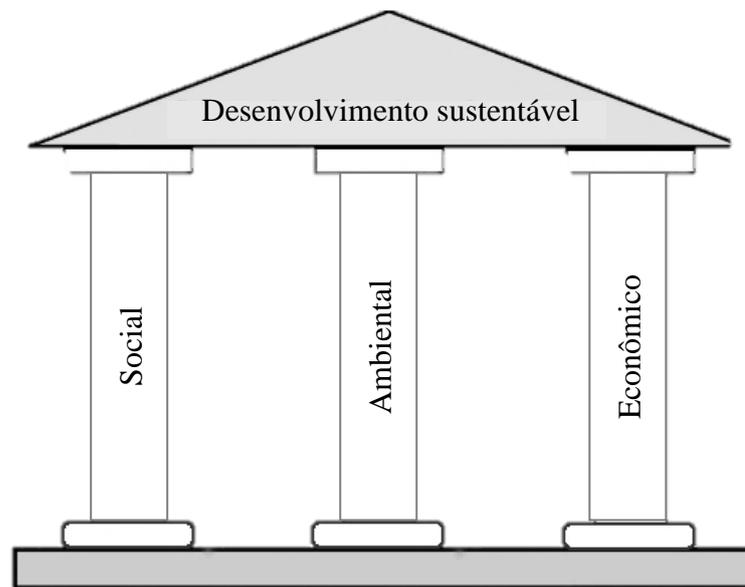
A semente tem papel de destaque na garantia da produtividade das lavouras e consequente lucratividade do setor agrícola, uma vez que é o principal insumo para implantação de uma cultura e representa apenas uma pequena parcela do custo total de produção (MARTIN et al., 2007).

O milho é utilizado em diversos segmentos: alimentação humana e animal, mas também nos ramos industriais e de energia (VISÃO AGRÍCOLA, 2015). A expansão do setor agrícola demanda sementes cada vez mais resistentes e produtivas, trazendo o melhoramento das mesmas para o centro das discussões. No caso do milho, o processo para obtenção de organismos híbridos foi descrito em 1909 por Shull (apud MARTIN et al., 2007), combinando-se características de progenitores distintos rapidamente nas linhagens. Outra opção para melhoramento de sementes é a utilização da tecnologia Bt, que associa genes do *Bacillus thuringiensis*, que ocorre naturalmente no solo e em diversos outros habitats, às sementes de milho, tornando-as resistentes a algumas variedades importante de insetos (CARNEIRO et al., 2009).

Silva (2016) destaca que defensivos agrícolas também vêm sendo amplamente utilizados para proteção de cultivos em seus estágios iniciais. Segundo o autor, o tratamento químico de sementes pelo próprio agricultor vem sendo substituído pelo tratamento industrial, aumentando a preocupação com a destinação dos resíduos gerados.

Conforme a Agenda 2030 (Organização das Nações Unidas, Resolução 70/1), que define as diretrizes do desenvolvimento sustentável, as três dimensões - ambiental, social e econômica - funcionam de maneira integrada para o desenvolvimento.

Heijungs, Huppés e Guinée (2010) comentam sobre uma metáfora popular representada na Figura 1.1 para a relação de integração das dimensões do desenvolvimento sustentável. Nela, cada uma das dimensões representa um pilar. O desenvolvimento sustentável apoia-se igualmente sobre os três pilares, que devem ser projetados simultaneamente.

Figura 1.1 Representação dos pilares do desenvolvimento sustentável

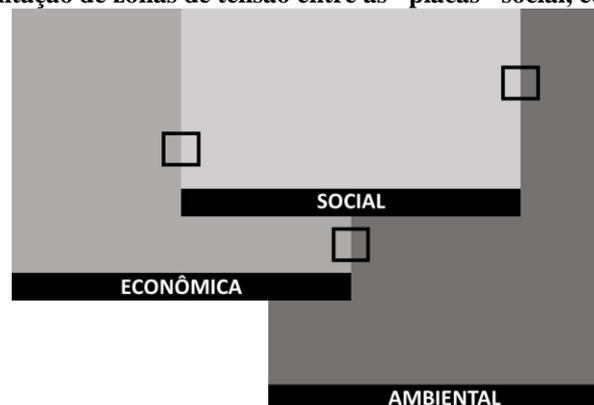
Fonte: adaptado de Sustainability-ed (2018)

Diante da expansão do agronegócio brasileiro, este trabalho visa o estudo das possíveis destinações para grãos quimicamente tratados e descartados do processo de produção de sementes de milho, com enfoque nos pilares do desenvolvimento sustentável.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Elkington (1997) aponta que o desenvolvimento sustentável deve ser assunto central nas organizações assim como os balanços financeiros, teoria conhecida como *Triple Bottom Line*. O autor compara os três pilares do desenvolvimento sustentável com as placas tectônicas do planeta Terra. As “placas” do desenvolvimento sustentável movem-se devido a ciclos e conflitos políticos, econômicos, sociais e ambientais, então atingir o desenvolvimento sustentável é mais complexo do que atingir a sustentabilidade em apenas uma das esferas. Conforme as placas vão se movimentando de maneira independente, surgem regiões de desequilíbrio e tensão social, econômica e/ou ambiental, que o autor compara com terremotos. A Figura 2.1 traz uma representação da metáfora proposta por Elkington.

Figura 2.1 Representação de zonas de tensão entre as "placas" social, econômica e ambiental



Fonte: adaptado de Elkington (1997)

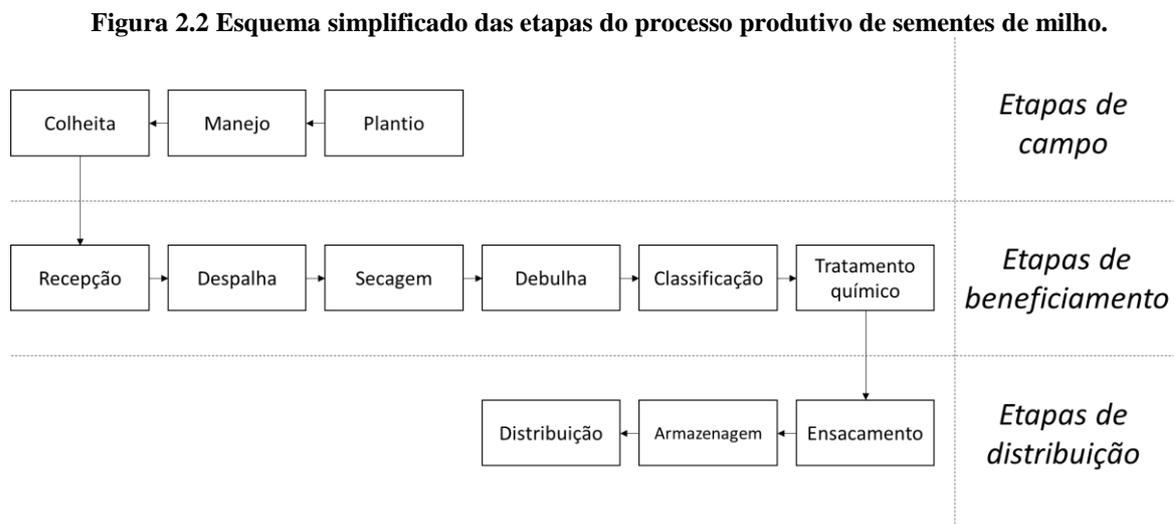
Na Figura 2.1 estão destacadas as principais zonas de tensão propostas por Elkington (1997). Entre as “placas” econômica e ambiental surge a ecoeficiência, que consiste em entregar produtos/serviços que atendam às necessidades do consumidor por um preço competitivo, e progressivamente reduzindo os impactos ambientais do mesmo. Entre os pilares social e ambiental localiza-se a justiça ambiental, segundo a qual diferentes grupos não podem arcar de maneira desigual com os impactos ambientais de um processo produtivo/serviço. Por último, tem-se a ética do negócio, localizada entre as “placas” social e econômica, relacionada à responsabilidade social do produto ou serviço.

Segundo o Decreto número 5153 (BRASIL, 2004), o processo de produção de sementes tem início na inscrição do campo produtivo junto ao órgão fiscalizador da unidade da federação em que se encontra, e é finalizado com a emissão da nota fiscal de venda. Neste capítulo, serão abordadas as etapas compreendidas entre a sementeira e a distribuição das sementes, visando o

entendimento dos aspectos quantitativos das perdas no processo produtivo e da destinação adequada para os descartes. Etapas de regulamentação não serão consideradas.

2.1 Processo produtivo das sementes de milho

A Figura 2.2 ilustra as principais etapas do processo produtivo do milho divididas em três grandes fases: a de campo, a de beneficiamento e a de distribuição.



Fonte: adaptado de Peske, Rosenthal e Rota (2003) e Carvalho (2000)

2.1.1 Etapas de campo

O milho é uma planta monoica, ou seja, possui estruturas reprodutivas referentes a ambos os sexos no mesmo indivíduo (MOREIRA et al., 2010), sendo a estrutura masculina representada pelo pendão e a estrutura feminina pela espiga. Mesmo sendo uma planta alógama (PESKE; ROSENTHAL; ROTA, 2003), ou seja, sua reprodução em condições naturais é majoritariamente proveniente de fecundação cruzada, para produção de sementes de híbridas, algumas práticas devem ser seguidas no campo de maneira a evitar a autofecundação.

A semeadura deve ser realizada de maneira a resultar na proporção de 25 machos para cada 75 fêmeas (PESKE; ROSENTHAL; ROTA, 2003). Além disso, deve-se garantir o amadurecimento simultâneo das estruturas reprodutivas dos machos e das fêmeas, o que pode levar à necessidade de diferentes momentos de semeadura (MARTIN et al., 2007).

Quando utilizado milho com tecnologia Bt, é boa prática adotar-se área de refúgio de 5% a 10% de lavoura de plantas sem a tecnologia. Essa estratégia visa diminuir a probabilidade de

cruzamento entre indivíduos resistentes à tecnologia, retardando o desenvolvimento de espécies que apresentem resistência ao milho Bt (ZANCANARO et al., 2012).

O crescimento dos indivíduos pode ser acompanhado de acordo com seu estágio de desenvolvimento, separados sob duas nomenclaturas: estágios vegetativos e reprodutivos. Durante os estágios vegetativos, há o surgimento das folhas e do pendão. O estágio reprodutivo tem início com o “embonecamento” da espiga, representado pelo aparecimento dos estilos estigmas, popularmente conhecidos como “cabelos de milho”, e termina com a maturidade da planta (MAHANNA et al., 2014). O Quadro 2.1 apresenta os estágios de desenvolvimento do milho. A duração média de cada estágio varia conforme a variedade de híbrido.

Quadro 2.1 Estágios de desenvolvimento do milho.

Estágios Vegetativos		Estágios Reprodutivos	
V _E	Emergência	R ₁	Embonecamento
V ₁	Primeira folha	R ₂	Bolha d'água
V ₂	Segunda folha	R ₃	Leitoso
V ₃	Terceira folha	R ₄	Pastoso
V _n	Enésima folha	R ₅	Dente
V _T	Pendoamento	R ₆	Maturidade
Duração média: 60 – 65 dias		Duração média: 60 – 70 dias	

Fonte: DuPont Pioneer (2018)

Segundo Peske, Rosenthal e Rota (2003), uma das etapas mais críticas no manejo das culturas de milho voltado para sementes é o despendoamento, que consiste na retirada do pendão dos indivíduos fêmea antes do início da liberação de pólen – ou seja, entre os estágios VT e R1 – a fim de estimular a polinização cruzada. Ainda segundo os autores, como o aparecimento do pendão não se dá ao mesmo tempo para todos os indivíduos, faz-se necessária, usualmente, a realização do despendoamento de 3 a 4 vezes por safra. O despendoamento é feito manualmente.

A polinização ocorre no estágio R1. Segue-se, então, o aparecimento de grãos nas espigas. Ao longo dos estágios reprodutivos, os grãos aumentam de massa, enquanto a umidade dos mesmos diminui (DUPONT PIONEER, 2018). A maturidade fisiológica das sementes ocorre no estágio R6, momento no qual “elas possuem o máximo peso seco, germinação e vigor” (MARTIN et al., 2007). Nesse estágio, as sementes possuem 35% de umidade (PESKE; ROSENTHAL; ROTA, 2003). A ainda alta umidade das sementes aumenta a incidência de injúria mecânica por amassamento durante a colheita (CARVALHO, 2000) e, por isso, segundo Peske, Rosenthal e Rota (2003), é aconselhável colher o milho em espigas e debulhá-lo posteriormente, após secagem.

Apenas os indivíduos fêmea podem ser utilizados para produção de sementes, pois não há garantia de polinização cruzada nos machos. Sendo assim, para evitar misturas, deve-se iniciar a colheita pelos indivíduos macho – às vezes logo após o período de polinização (PESKE; ROSENTHAL; ROTA, 2003) - e pela área de refúgio.

No Brasil, tradicionalmente, ocorrem duas safras anuais de milho. A primeira, usualmente denominada “safra” ou “safra verão”, tem plantio entre outubro e dezembro. Já a segunda, popularmente conhecida como “safrinha” ou “safra inverno”, tem plantio entre os meses de janeiro e março (COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO, 2016).

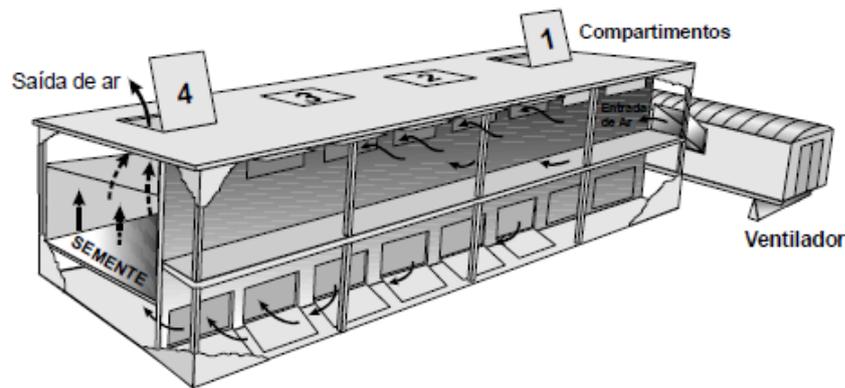
2.1.2 Etapas de beneficiamento

Operações de beneficiamento, de acordo com a Lei N° 10.711 (BRASIL, 2003), são aquelas “efetuadas mediante meios físicos, químicos ou mecânicos, com o objetivo de aprimorar a qualidade de um lote de sementes”.

As espigas de milho são transportadas até a Unidade de Tratamento de Sementes (UBS) por caminhões, que descarregam o material em uma moega (CARVALHO, 2000). Essa etapa é conhecida como “recepção”. Segundo Peske, Rosenthal e Rota (2003), também acontece, na recepção, a identificação e amostragem dos lotes de sementes, conforme legislação.

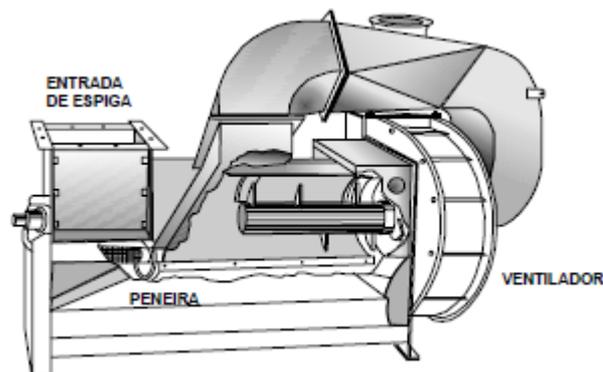
As espigas seguem, então, para as operações de despalha e de seleção. A seleção é realizada manualmente (PESKE; ROSENTHAL; ROTA, 2003), por safristas que retornam para o início da operação as espigas que não foram despalhadas adequadamente ou descartam espigas fora de conformidade.

As espigas despalhadas seguem, finalmente, para secagem. Segundo Peske, Rosenthal e Rota (2003), é importante que as etapas anteriores à secagem sejam realizadas em curto período, pois “o elevado teor de água das sementes, no período compreendido entre a colheita e a secagem, contribui para acelerar o processo deteriorativo em razão da elevada atividade metabólica”. Ainda segundo os autores, a secagem das espigas acontece usualmente em secadores de alvenaria, dotados de compartimentos para saída de ar. As principais desvantagens desse tipo de secador são a utilização de energia adicional para a secagem do sabugo, as grandes dimensões do equipamento e o significativo tempo de secagem. Utiliza-se normalmente ar de secagem a 40°C por períodos de 48 a 72h. A Figura 2.3 traz um esquema desse tipo de secador.

Figura 2.3 Esquema de secador de sementes de milho em espiga.

Fonte: Peske, Rosenthal e Rota (2003)

As espigas deixam o secador com umidade de aproximadamente 14%, ideal para a debulha, etapa na qual a semente é solta do sabugo por meio da fricção, entre a espiga e a parede do equipamento, causada por um molinete cilíndrico dentado; e peneiras e ventiladores separam os sabugos das sementes (PESKE; ROSENTHAL; ROTA, 2003). Segundo Carvalho (2000), com esse teor de umidade, a incidência de injúrias mecânicas é mínima. A Figura 2.4 apresenta um esquema de uma debulhadora de milho com ventilador.

Figura 2.4 Esquema de debulhadora de milho.

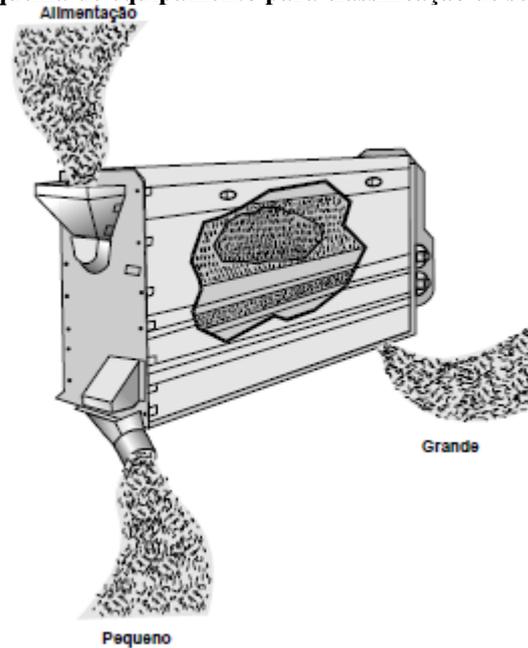
Fonte: Peske, Rosenthal e Rota (2003)

As sementes seguem por mais etapas de limpeza, passando por diferentes combinações de peneiras e ventiladores, para separação das últimas impurezas, com base em forma, comprimento e outras características. Dessa forma, as etapas de limpeza visam a eliminação de sujeiras, sementes danificadas e sementes de plantas indesejáveis (CARVALHO, 2000).

As sementes limpas vão, então, para a etapa de classificação. Nessa etapa, as sementes são separadas em lotes menores, aumentando a uniformidade dos mesmos (CARVALHO,

2000). A classificação das sementes de milho é feita usualmente com base na largura e espessura, em separadores constituídos de peneiras cilíndricas. A Figura 2.5 mostra um classificador de sementes de milho.

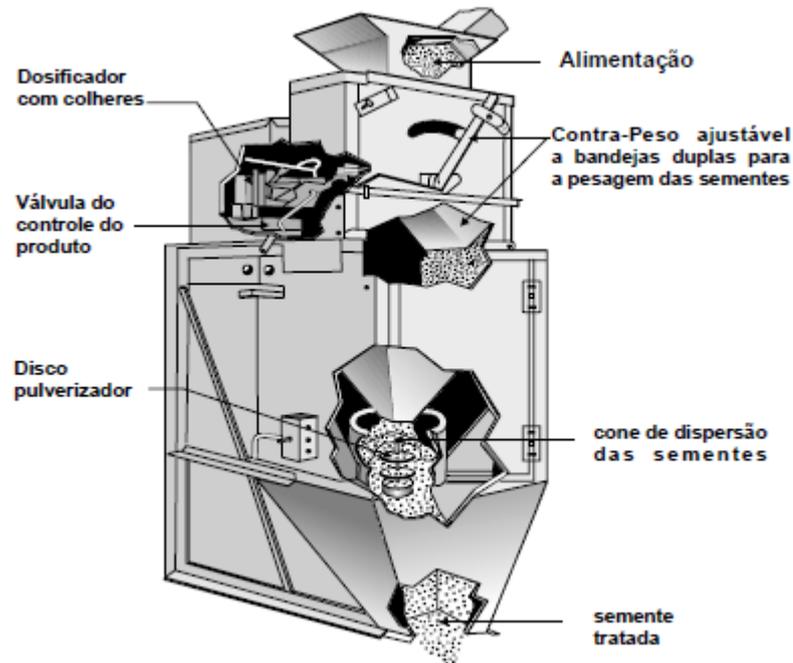
Figura 2.5 Esquema de equipamento para classificação de sementes de milho.



Fonte: Peske, Rosenthal e Rota (2003)

Após a classificação, as sementes recebem tratamento químico a fim de aumentar sua resistência contra insetos e microrganismos durante o armazenamento e semeadura (Associação Brasileira de Sementes e Mudas, 2015). Segundo Peske, Rosenthal e Rota (2003), o tratamento químico é usualmente realizado com produtos líquidos, em equipamentos que bombeiam a calda química em dosagem adequada à quantidade de semente alimentada. A Figura 2.6 apresenta o esquema de uma tratadora de sementes.

Figura 2.6 Esquema de equipamento para tratamento químico de sementes.



Fonte: Peske, Rosenthal e Rota (2003)

2.1.3 Etapas de distribuição

Encerradas as etapas de beneficiamento, as sementes devem ser ensacadas e armazenadas, até o envio para o cliente. Segundo Peske, Rosenthal e Rota (2003), o milho tem sementes de vida longa, apresentando longevidade de 37 anos quando em armazém seco.

2.2 A produção de descarte no processo produtivo do milho

A produção de sementes de milho, desde o campo até a distribuição, gera diversos resíduos. Na agroindústria, costuma-se chamá-los de descarte.

O Quadro 2.2 apresenta os principais descartes do processo produtivo da semente de milho.

Quadro 2.2 Descartes gerados em cada etapa produtiva de sementes de milho.

Etapas	Descartes gerados
Colheita	<ul style="list-style-type: none"> • Indivíduos macho e da área de refúgio
Despalha	<ul style="list-style-type: none"> • Palha • Grãos não tratados
Debulha	<ul style="list-style-type: none"> • Sabugo • Grãos não tratados
Classificação	<ul style="list-style-type: none"> • Grãos não tratados
Tratamento químico	<ul style="list-style-type: none"> • Calda química
Armazenamento	<ul style="list-style-type: none"> • Grãos quimicamente tratados • Embalagem
Distribuição	<ul style="list-style-type: none"> • Grãos quimicamente tratados (devolução) • Embalagem

Fonte: Elaboração própria

Em termos de quantidade, como já citado anteriormente, 10% da área de plantio corresponde a indivíduos utilizados em área de refúgio, e 25% da área destinada ao plantio de híbridos Bt será de indivíduos macho. Além disso, perdem-se sementes também pela ação de insetos e microrganismos na lavoura, armazéns e transporte; além de sementes danificadas por injúria mecânica durante a colheita. Santos e Mantovani (1997) avaliaram as principais perdas percentuais na produção do milho desde o período entre a maturação do grão e a colheita (pré-colheita) até a armazenagem, conforme Quadro 2.3.

Quadro 2.3 Percentual de perdas no processo produtivo do milho.

Fonte de perdas	Porcentagem de perdas
Pré-colheita	4,04%
Colheita mecânica	4,03%
Transporte	0,5%
Armazenagem em espigas	6,75%

Fonte: Santos e Mantovani (1997)

A produtora de sementes também recebe os grãos devolvidos pelos clientes. Essas devoluções correspondem a grãos quimicamente tratados que, por diversos motivos, não atendem às expectativas dos clientes para uso como semente ou a projetos de logística reversa.

2.3 Destinação de resíduos

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) estabelece diretrizes para a redução, tratamento e destinação final dos resíduos sólidos, inclusive industriais, organizando as ações na ordem de prioridade apresentada na Figura 2.7.

Figura 2.7 Ordem de prioridade para gerenciamento de resíduos sólidos.
destinação final



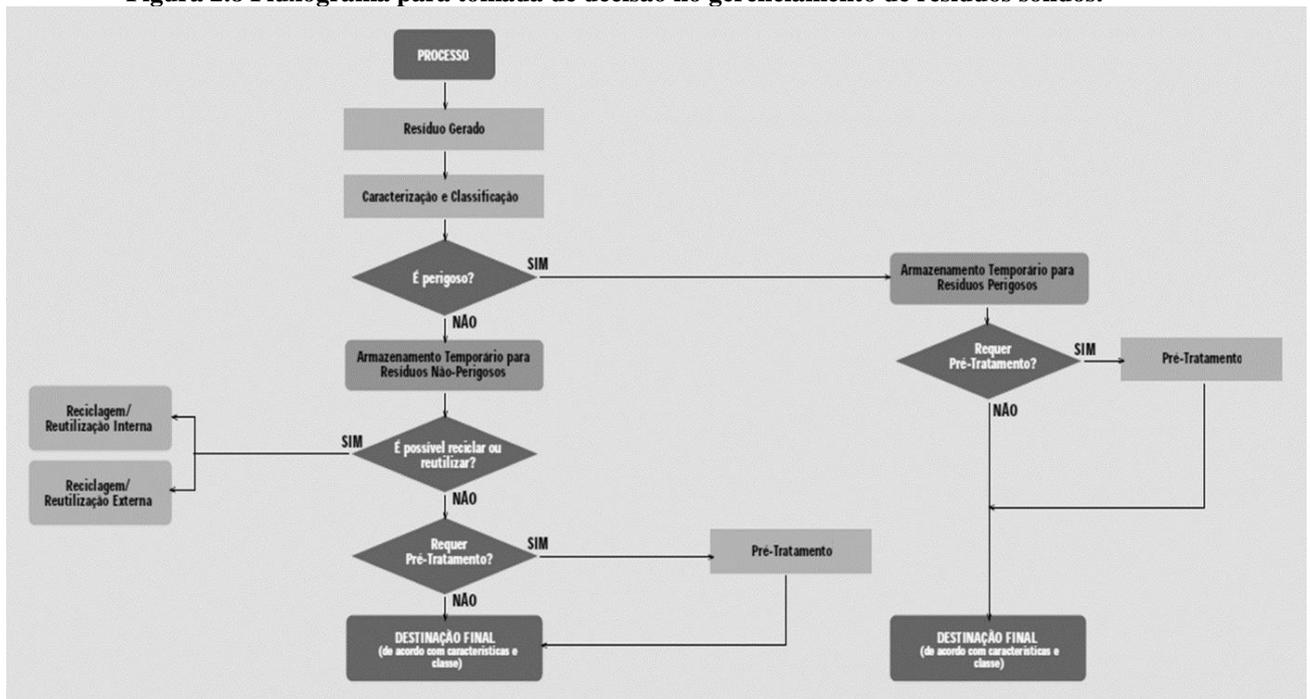
Fonte: Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (2015a)

Segundo a Política, os passos da Figura 2.7 devem ser seguidos apenas após todas as alternativas possíveis dos passos anteriores terem sido esgotadas. Sendo assim, deve-se priorizar sempre a não geração de resíduos. Quando não for possível, os resíduos devem ser produzidos na menor quantidade praticável. Por fim, os resíduos seguem para disposição final adequada apenas quando todas as alternativas de reutilização, reciclagem e tratamento forem esgotadas.

De acordo com a NBR 10.004 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004), classificam-se como resíduos Classe I – Perigoso aqueles com “características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade”. Os demais, são classificados como Classe II – Não Perigosos, podendo ainda ser não-inerte (Classe IIA) ou inerte (Classe IIB). Sendo assim, dos descartes apresentados no Quadro 2.2, tem-se que a palha, o sabugo, as embalagens e os grãos (tratados e não tratados quimicamente) são resíduos de Classe IIA. Já a calda química é considerada resíduo de Classe I.

Para atendimento da Política Nacional de Resíduos Sólidos, as indústrias devem elaborar planos para o gerenciamento dos resíduos sólidos. A Figura 2.8 apresenta o fluxograma com as etapas que devem guiar um Plano de Gestão de Resíduos.

Figura 2.8 Fluxograma para tomada de decisão no gerenciamento de resíduos sólidos.



Fonte: Federação das Indústrias de Estado do Rio de Janeiro (2006)

A Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro (2006) aponta como opções de pré-tratamento a centrifugação, separação gravitacional, redução de partículas, neutralização, inertização e lavagem; e de destinação final o tratamento térmico, biológico e aterros.

Grãos não tratados quimicamente podem ser destinados para a produção de ração animal (BRASIL, 2004), enquanto os grãos quimicamente tratados devem ser destinados apenas para fermentação em usina de álcool, coprocessamento em fornos de cimento, fermentação em processos de compostagem, incineração ou aterro industrial (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SEMENTES E MUDAS, 2015). Vale ressaltar que, legalmente, a geradora do resíduo agrícola é corresponsável pelo mesmo até sua completa destruição (FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2006).

2.3.1 Aterro industrial

A Lei Nº 12.300 (SÃO PAULO, 2006) define como aterro sanitário

técnica de disposição final de resíduos sólidos perigosos ou não perigosos, que utiliza princípios específicos de engenharia para seu seguro confinamento, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, e que evita a contaminação de águas superficiais, pluviais e subterrâneas, e minimiza os impactos ambientais.

Os aterros industriais devem apresentar sistema de drenagem, remoção e tratamento dos líquidos que percolam os resíduos, sistema de monitoramento e tratamento de gases, monitoramento de águas subterrâneas e “impermeabilização com camadas de argila e material polimérico de alta densidade” (FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2006).

Os aterros industriais apresentam baixo custo de instalação e operação e podem ser utilizados para diversos resíduos provenientes do tratamento de sementes, mas ocupam grandes áreas e o resíduo pode levar um longo tempo até sua completa destruição (FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2006). Os aterros industriais podem ser a destinação final de resíduos gerados em outras operações de tratamento de resíduos sólidos.

2.3.2 Incineração

A incineração é uma opção de tratamento térmico de resíduos sólidos, cujas diretrizes de operação são estabelecidas pela NBR 11.175 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1990). Nesse processo, ocorre a oxidação do resíduo à alta temperatura, visando sua destruição. As unidades de incineração devem conter sistemas de tratamento de emissões de gases e partículas (SO_x e NO_x), de efluentes líquidos e das cinzas e escórias (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2002). A eficiência mínima de destruição do principal composto orgânico perigoso (PCOP) deve ser, no mínimo, de 99,99%.

Segundo a Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro (2006), a incineração de resíduos sólidos garante a completa destruição dos mesmos, e é aplicável a diversos tipos de resíduos. Contudo, as emissões atmosféricas devem ser rigidamente controladas, e as cinzas geradas devem ser destinadas de maneira correta, usualmente em aterros industriais. Além disso, é uma operação de alto custo.

2.3.3 Compostagem

De acordo com a Resolução nº 481 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2017), a compostagem consiste no

processo de decomposição biológica controlada dos resíduos orgânicos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições aeróbias e termofílicas, resultando em material estabilizado, com propriedades e características completamente diferentes daqueles que lhe deram origem.

Olinto et al. (2013) discorrem sobre as vantagens da utilização da compostagem para tratamento de resíduos orgânicos, estabilizando os compostos carbonáceos passíveis de degradação e humificando-os, além de formar composto aplicável à agricultura. O autor destaca que essa é uma alternativa de baixo custo para tratamento de resíduos orgânicos agrícolas.

As unidades de compostagem devem adotar medidas de controle de lixiviados, emissão de odores e chorume, além de apresentar sistema de impermeabilização (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2017). A decomposição aeróbia da matéria orgânica causa elevação na temperatura, e o período termofílico deve obedecer aos limites apresentados no Quadro 2.4, de forma a garantir a redução de agentes patogênicos.

Quadro 2.4 Temperatura e tempo mínimos para período termofílico da compostagem.

Sistema de Compostagem	Temperatura	Tempo
Sistemas abertos	> 55°C	14 dias
	> 65°C	3 dias
Sistemas fechados	> 60°C	3 dias

Fonte: Conselho Nacional do Meio Ambiente (2017)

Segundo Torres e Tarifa (2012), alguns fatores são determinantes para a obtenção de um composto de boa qualidade. Deve-se manter a umidade entre 40% e 60%, de forma a não prejudicar a atividade microbiana ou a aeração do composto. Partículas muito pequenas aumentam a compactação e dificultam a aeração, enquanto partículas muito grandes não retêm umidade suficiente. A proporção entre carbono e nitrogênio na matéria orgânica deve ser de 26/1 a 35/1, favorecendo a eficiência de absorção pelos microrganismos.

2.3.4 Coprocessamento em fornos de produção de cimento

O processo de fabricação de cimento envolve calcinação a altas temperaturas – usualmente de 1200°C a 1500°C, de minerais, para formação do clínquer, demandando grande quantidade de energia, tradicionalmente obtida a partir de combustíveis fósseis (MILANEZ; FERNANDES; PORTO, 2009). Um meio para substituição desses combustíveis é o coprocessamento, definido pela Resolução Nº 264 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 1999) como a “técnica de utilização de resíduos sólidos industriais a partir do processamento desses como substituto parcial de matéria-prima e / ou de combustível no sistema forno de produção de clínquer, na fabricação de cimento”.

Para serem utilizados nos fornos, os resíduos são misturados em um composto conhecido como “*blend*”, a fim de obter-se propriedades favoráveis à queima, principalmente o poder

calorífero, que deve ser próximo ao dos combustíveis tradicionais (MILANEZ; FERNANDES; PORTO, 2009). O “*blend*” também pode agir como substituto de matérias primas, e as cinzas geradas são incorporadas ao clínquer (FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2006).

O coprocessamento é uma alternativa que traz vantagens ambientais e econômicas, promovendo a redução do uso de combustíveis fósseis e o aproveitamento energético de resíduos provenientes de outros processos produtivos (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND, 2016), minimizando custos de operação da unidade produtora de cimento (MILANEZ; FERNANDES; PORTO, 2009) e sem causar acréscimo significativo às emissões atmosféricas ou geração de novos resíduos do processo (ETI, 1992 apud SIQUEIRA, 2005).

2.3.5 Produção de etanol

O etanol tem papel de destaque na busca pela diminuição da utilização de combustíveis fósseis, tanto por motivos econômicos quanto por motivos ambientais (KARUPPIAH et al., 2008), e sua produção vem crescendo nos últimos anos. Segundo dados da Renewable Fuels Association, houve crescimento de 10% na produção mundial de etanol entre os anos de 2014 e 2017, sendo Estados Unidos e Brasil os principais produtores. O Quadro 2.5 traz dados da produção mundial de etanol nos últimos anos.

Quadro 2.5 Produção mundial de etanol

Região	2014		2015		2016		2017	
	Milhões de litros	% da produção mundial	Milhões de litros	% da produção mundial	Milhões de litros	% da produção mundial	Milhões de litros	% da produção mundial
Estados Unidos	54.181	58%	56.051	58%	58.027	58%	59.809	58%
Brasil	23.432	25%	26.850	28%	27.615	27%	26.725	26%
União Europeia	5.470	6%	5.250	5%	5.213	5%	5.356	5%
China	2.404	3%	3.078	3%	3.199	3%	3.312	3%
Canadá	1.931	2%	1.650	2%	1.650	2%	1.703	2%
Tailândia	1.173	1%	1.264	1%	83	1%	1.495	2%
Argentina	606	1%	799	1%	999	1%	1.173	1%
Índia	587	1%	799	1%	852	1%	1.060	1%
Outros	3.274	4%	1.480	2%	1.855	2%	1.760	2%

Fonte: Renewable Fuels Association (2018)

O bioetanol é obtido a partir da fermentação de açúcares presentes na biomassa. As fontes ricas em sacarose, como a cana-de-açúcar, já apresentam açúcar em forma disponível para fermentação e não passam pela hidrólise. Já para utilização de biomassas ricas em amido (por exemplo, grãos de milho) ou celulose (por exemplo, palha), faz-se necessária a hidrólise dos polissacarídeos, transformando-as em açúcares solúveis. A principal matéria-prima do etanol norte americano é o milho, enquanto o Brasil produz majoritariamente a partir da cana-de-açúcar (MILANEZ et al., 2014). O Quadro 2.6 apresenta a composição das diferentes biomassas em relação aos carboidratos fermentescíveis para produção de etanol.

Quadro 2.6 Composição de diferentes biomassas utilizadas na produção de etanol

	Amido (%)	Sacarose (%)	Hemicelulose (%)	Celulose (%)
Cana-de-açúcar (colmo)	3	35	41	20
Cana-de-açúcar (palha)	1,6	2,8	53	35
Milho (grão)	74	2,1	Sem informação	8,2
Milho (palha)	24	11	28	35

Fonte: Souza et al., (2013)

Souza et al. (2013) aponta as características ideais da biomassa para produção de etanol: alta produtividade de biomassa por hectare, baixa demanda de energia, baixo custo de produção, baixos níveis de contaminantes e baixa demanda de nutrientes. A cana-de-açúcar, quando comparada com o milho, demanda mais água, energia e tempo em seu ciclo produtivo, mas é apontada como a fonte mais favorável para produção de etanol (MILANEZ et al., 2014), principalmente por conta de sua alta produtividade de biomassa e de biocombustível por hectare (SOUZA et al., 2013). O Quadro 2.7 traz as principais variáveis para produção de etanol a partir de diferentes fontes.

Quadro 2.7 Aspectos relevantes de diferentes biomassas utilizadas na produção de etanol

	Sacarose de cana-de-açúcar	Sacarose de beterraba	Amido de milho	Miscanthus lignocelulósico
Ciclo de colheita (meses)	12-18	5-11	4	10-12
Rendimento (t/ha)	80	60,8	8,65	25-41
Necessidades de água (mm colheita de ciclo ⁻¹)	150-250	64,7-88,5	50-80	75-120
Entrada de energia (kcal x 1000/ha)	13,5-19	40-100	2,4-19	250-550
Custos de colheita (US\$/ha)	2.200 – 2.650	237-321	917	1.025-2.380
Produção de combustível (L/ha)	6.000-7.000	5.400	3.800	4.600-12.400

Fonte: Milanez et al., (2014)

Do ponto de vista ambiental, segundo relatório emitido pela Environmental Protection Agency (2016), o etanol de cana-de-açúcar reduz, em seu ciclo de vida, as emissões de gases causadores do efeito estufa em 61% quando comparado a combustíveis fósseis, enquanto o etanol de milho traz 21% de redução. Ainda de acordo com o relatório, o etanol de cana-de-açúcar emite 80,7% menos gases do efeito estufa na categoria de mudanças indiretas no cultivo da terra quando comparado ao milho. Já na etapa de produção do biocombustível, utilizar a cana-de-açúcar tem impacto de valor negativo nas emissões de dióxido de carbono equivalente, ou seja, há créditos para emissão de carbono. A União da Agroindústria Canavieira (2018) destaca a contribuição, para esse resultado, da grande captura de carbono pela cultura canavieira quando comparada a outras culturas alimentícias, além do balanço energético bastante positivo - de 9,3 unidades de energia produzidas para cada unidade de energia de combustível fóssil utilizada na produção do etanol de cana.

A cana-de-açúcar, contudo, não pode ser estocada, impactando a produção de etanol nos períodos de entressafra. A possibilidade de estocagem do milho, por sua vez, viabiliza a produção de etanol durante todo o ano (MILANEZ et al., 2014). Nesse cenário, o milho surge

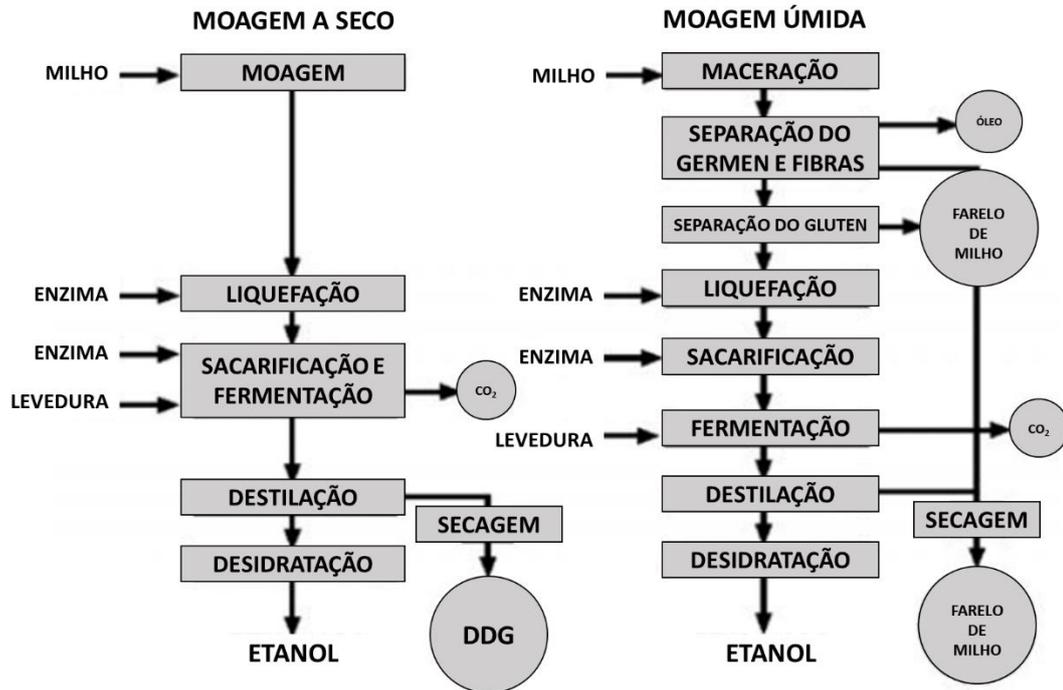
como alternativa para produção de etanol durante a entressafra da cana-de-açúcar em usinas *flex*.

O aumento da produção brasileira de milho, principalmente na safrinha, e a queda nos preços dessa commodity, fomentaram estudos sobre a produção de etanol a partir do grão no Brasil. Já se mostrou economicamente viável a operação de usinas de etanol de milho no Mato Grosso (FEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DO ESTADO DE MATO GROSSO, 2017) e, no ano passado, foi inaugurada a primeira usina do Brasil a utilizar apenas o grão na produção de etanol.

Os subprodutos da produção de etanol de milho são os grãos de destilaria (em inglês, dried distillers grains – DDG) e o óleo de milho. Conforme aponta Milanez et al. (2014), pode-se adicionar parte da fração líquida separada durante a destilação, após desidratação, ao DDG, originando o DDGS (dried distillers grain with solubles). España-Gamboa et al. (2011) esclarecem que a vinhaça do processo produtivo do etanol de milho é composta pelo DDGS e o xarope. Os grãos de destilaria são ricos em aminoácidos e contém diversos minerais, sendo comercializados para alimentação animal (CARDONA; SÁNCHEZ; GUTIÉRREZ, 2010). Quando utilizados grãos de milho quimicamente tratados para a fermentação, os subprodutos não podem ser utilizados para alimentação humana ou animal (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SEMENTES E MUDAS, 2015).

O etanol pode ser produzido a partir do amido de milho por dois processos diferentes, que envolvem moagem úmida ou a seco. As principais etapas de ambos os processos são apresentadas na Figura 2.9.

Figura 2.9 Processos de produção de etanol a partir do amido de milho.



Fonte: adaptado de Schrilla (2015)

Segundo Schrilla (2015), o processo de moagem úmida permite a separação dos componentes do milho (gérmen, fibra, gluten e amido), gerando mais subprodutos rentáveis, mas exigindo maior investimento inicial e energia. Por ser mais simples e necessitar de menores custos de investimento e energia, o processo de moagem a seco é utilizado em cerca de 75% das plantas de etanol dos Estados Unidos, sendo escolhido para a análise realizada neste trabalho.

No processo de moagem a seco, os grãos são moídos tipicamente por moinhos de martelo até atingirem cerca de 3mm de tamanho: grãos maiores diminuem a produtividade de etanol, enquanto grãos menores dificultam a separação dos grãos de destilaria (BIOMEDICAL BUSINESS INTERNATIONAL, 2003).

Kelsall e Lyons (2003) relatam que os grãos moídos seguem para o tanque de liquefação, onde a enzima alfa-amilase, cujo pH ótimo encontra-se na faixa de 6 a 6,5 e temperatura ótima entre 80°C e 90°C, é responsável pela hidrólise do amido em cadeias menores (dextrinas). Ainda segundo os autores, para obtenção das moléculas de glicose, as dextrinas são hidrolisadas pela enzima gluco-amilase na etapa de sacarificação, que ocorre em pH entre 4 e 5 e temperatura de 70°C a 75°C. Sendo assim, o meio deve ser acidificado e resfriado entre as etapas de liquefação e sacarificação.

A mistura é resfriada segue para a fermentação, onde a levedura é adicionada para conversão da glicose em etanol e gás carbônico, a uma temperatura de 32°C (SCHRILLA, 2015). Kelsal e Lyons (2003) destacam que algumas plantas adicionam a gluco-amilase direto ao fermentador, em etapa conhecida como *Simultaneous Saccharification and Fermentation* (SSF). Recomenda-se, nos estágios iniciais de operação da planta, não utilizar a propagação de levedura na unidade (BIOMEDICAL BUSINESS INTERNATIONAL, 2003).

Segundo Schrilla (2015), o produto do fermentador passa por uma coluna inicial, na qual ocorre a separação das fases gasosa e líquida. A corrente gasosa segue para uma coluna de absorção com água, liberando gás carbônico para a atmosfera enquanto a mistura de água e etanol é reciclada para a fermentação. A corrente líquida do fermentador segue por duas etapas consecutivas de destilação, obtendo-se, no topo das colunas, uma corrente rica em etanol de concentração 45% em massa na primeira e 91% na segunda (McALOON et al., 2000), momento no qual a mistura etanol-água forma um azótropo.

O etanol anidro (99% em massa) é obtido após mais uma etapa de separação etanol-água, chamada desidratação. Emprega-se, usualmente, a destilação extrativa nessa etapa, embora já sejam amplamente utilizadas, nos Estados Unidos, peneiras moleculares (BIOMEDICAL BUSINESS INTERNATIONAL, 2003).

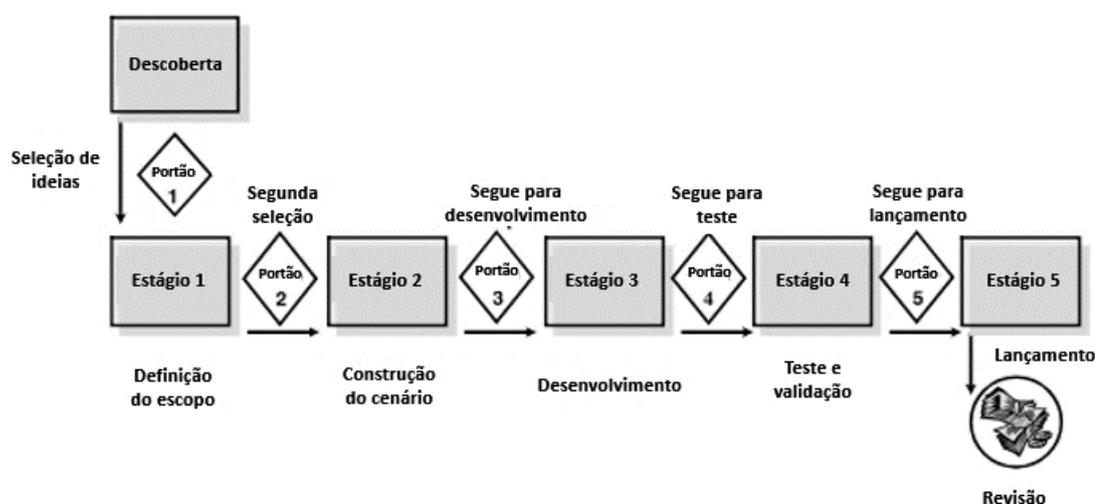
O produto de fundo da primeira coluna de destilação passa por etapas de centrifugação e evaporação, obtendo-se os grãos de destilaria.

3 METODOLOGIA

Neste capítulo, é descrita a metodologia utilizada para comparação das possíveis destinações para os grãos de descarte, bem como para a análise de custos para implantação da usina de etanol de milho. Foram utilizadas metodologias de gerenciamento de projeto para guiar e validar a escolha da melhor alternativa.

A metodologia do tipo *Stage-Gate*, desenvolvida na década 1990 e revisada em 2008, tem o objetivo de guiar o desenvolvimento de novos produtos desde a concepção da ideia até seu lançamento e revisões pós-lançamento (COOPER, 2008), e é utilizada no auxílio de tomadas de decisão no gerenciamento de projetos. A Figura 3.1 traz o esquema da metodologia em questão.

Figura 3.1 Metodologia *Stage-Gate*



Fonte: Cooper (2008)

Em cada um dos portões da metodologia *Stage-Gate*, de acordo com seu criador (COOPER, 2008), deve-se tomar a decisão de seguir com o projeto, descartá-lo, deixá-lo em espera ou revisá-lo. No Portão 3, por exemplo, o autor sugere basear o processo decisório em 6 fatores, entre eles a adequação à estratégia da empresa, viabilidade técnica e retorno financeiro.

A *Independent Project Analysis* (IPA) desenvolveu, também, uma metodologia de gerenciamento de projetos baseada em estágios e decisões, chamada de *Front-End Loading* (FEL). A Figura 3.2 apresenta o esquema da metodologia FEL, na qual cada losango entre as etapas representa um ponto de tomada de decisão quanto ao avanço do projeto em direção à operação.

Figura 3.2 Metodologia *Front-End Loading* (FEL)

Fonte: Independent Project Analysis (2018)

Segundo Oliveira et al. (2016), na *FEL 1* ocorre a identificação da oportunidade, com levantamento das possíveis alternativas de projeto e detalhamento inicial, que pode incluir análise de custos preliminar. Ainda segundo os autores, na *FEL 2* os projetos conceituais das alternativas são desenvolvidos e comparados com base em avaliações econômico-financeiras, enquanto na *FEL 3* é realizado o projeto básico das alternativas selecionadas após a etapa anterior, culminando com a autorização da implantação do projeto.

Para o presente estudo, a primeira tomada de decisão (Portão 1 ou FEL 1) consiste em filtrar as possíveis alternativas para a destinação do descarte de sementes tratadas com base na legislação: aterro, incineração, coprocessamento, compostagem e produção de etanol.

Já a segunda tomada de decisão (Portão 2 ou FEL 2) foi embasada nos aspectos ambientais do desenvolvimento sustentável, além do custo-benefício para a empresa geradora do resíduo. Para tanto, realizou-se pesquisa bibliográfica sobre Avaliação do Ciclo de Vida, preço das alternativas e riscos por corresponsabilidade, obtendo-se uma matriz multi-critério para comparação das alternativas. Apenas a melhor alternativa com base nestes critérios seguiu para o “portão” seguinte.

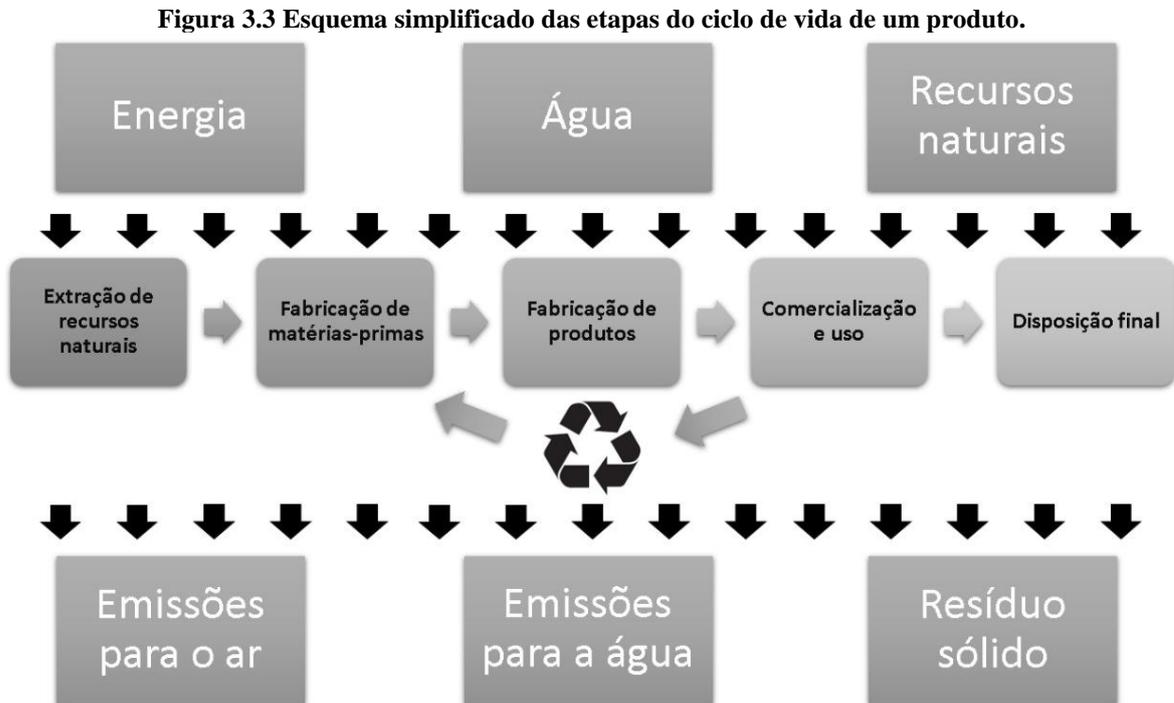
Já a terceira tomada de decisão (Portão 3 ou FEL 3) foi tomada com base em uma análise de custos preliminar.

3.1 Avaliação do Ciclo de Vida

Segundo Ayres (1995), a ACV é fundamentada no princípio de que todo produto vai, eventualmente, tornar-se resíduo e, portanto, devem ser avaliados os impactos de todos os processos envolvidos “do berço ao túmulo” do mesmo. Sendo assim, a ACV é uma ferramenta para a elaboração de um panorama geral dos potenciais impactos ambientais relativos à produção e consumo de um produto, contemplando todas as etapas compreendidas desde a extração da matéria-prima até a disposição final dos resíduos (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2001). De acordo com Heijungs, Huppes e Guinée (2010), é

coerente utilizar-se de uma perspectiva de ciclo de vida no balizamento de decisões relacionadas à sustentabilidade, já que esse é um conceito global.

A Figura 3.3 apresenta um esquema simplificado das etapas envolvidas no ciclo de vida de um produto, seus requerimentos e emissões para o ambiente.

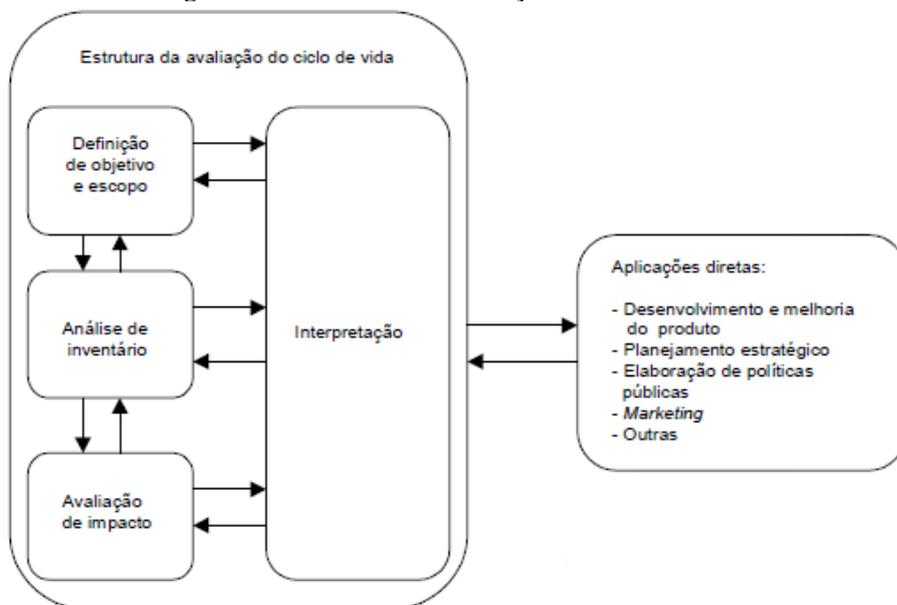


Fonte: adaptado de Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (2015a)

Claudino e Talamini (2013) discutem a terminologia do método, uma vez que “a ACV é uma análise ao detalhar os fluxos de um sistema de produto e é uma avaliação ao interpretar os fluxos”, sendo a denominação *análise* a mais popular no Brasil. Neste trabalho, contudo, será utilizada *avaliação*, terminologia adotada no título da norma brasileira referente a ACV.

No Brasil, a norma que padroniza os estudos de ACV é a NBR ISO 14040 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2001) que recomenda a utilização dessa ferramenta, entre outros, nos processos de tomada de decisão e identificação de oportunidades de melhorias nas indústrias e organizações. Ainda segundo a Norma, as etapas da ACV são divididas conforme a Figura 3.4.

Figura 3.4 Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida.



Fonte: Associação Brasileira de Normas Técnicas (2001)

Roy et al. (2009) destaca a importância da primeira fase da ACV, pois nesse momento são estabelecidas as condições que balizarão todas as etapas da análise. Segundo McDougall et al. (2001), a definição do objetivo do estudo indica quais cenários serão comparados e qual a aplicação planejada para os resultados. Ainda de acordo com os autores, o escopo deve ser definido de acordo com o objetivo, estabelecendo os parâmetros do estudo, a unidade funcional, o sistema a ser estudado e seus limites, indicadores e metodologias.

Segundo Song, Wang e Li (2013), ao final da etapa de análise de inventário deve-se obter um levantamento das intervenções ambientais provocadas pelo sistema ou processo, classificando e quantificando as entradas de matéria prima e energia, e saídas em forma de emissões atmosféricas e líquidas e de geração de resíduos sólidos.

De acordo com Roy et al. (2009), a análise de inventário é a etapa mais trabalhosa e demorada de uma ACV, por conta da coleta de dados. Claudino e Talamini (2013) destacam que a coleta de dados para uma ACV completa é um processo longo e complexo, exigindo consulta a banco de dados e colaboração de clientes e fornecedores. Existem bancos de dados públicos e privados, mas deve-se atentar às suposições e considerações que envolvem as bases a serem utilizadas. Além disso, apesar de certas etapas do ciclo de vida poderem ser avaliadas com dados de processos genéricos (produção de energia, extração de matéria prima, transporte), outras exigem dados específicos, como produção, distribuição e gerenciamento de resíduos (MCDUGALL et al., 2001). Vale ressaltar que a utilização de modelos químicos e termodinâmicos nem sempre traduz com fidelidade a realidade (AYRES, 1995).

O objetivo da presente análise é avaliar as diferentes destinações possíveis para os grãos descartados da produção de sementes de milho. Não serão avaliados os impactos ambientais do processo produtivo e consumo das sementes, apenas das etapas de destinação final e reutilização/reciclagem dos grãos.

Os cenários propostos envolvem o envio das sementes descartadas para diferentes unidades: aterro industrial, de compostagem, incineradora de resíduos, fábrica de cimento para coprocessamento e produção de etanol. Serão avaliados o balanço energético dos cenários, as emissões atmosféricas e de efluentes líquidos, e a produção e destinação de resíduos sólidos.

A análise foi realizada com base em revisão da literatura para cenários semelhantes aos propostos, de maneira qualitativa, e, por isso, não será definida uma unidade funcional. Vale ressaltar que, conforme destacado por Ripa et al. (2017), uma análise de inventário completa e assertiva para sistemas de gerenciamento de resíduos exige dados específicos de localidade, uma vez que existe uma complexidade de aspectos técnicos locais que deve ser levada em consideração.

Segundo a NBR ISO 14040 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2001), a etapa de avaliação de impacto ainda está em fase inicial de elaboração e deve-se lançar mão da interpretação para aplicação pertinente dos dados obtidos na análise de inventário. É nesta etapa que as entradas e saídas levantadas na análise de inventário e seus valores são associados a impactos ambientais individualizados (MCDUGALL et al., 2001).

Roy et al. (2009) esclarecem que a avaliação de impacto é comumente realizada em quatro passos: classificação, caracterização, normalização e ponderação. Ainda segundo os autores, a classificação consiste na separação e alocação inicial dos dados da análise de inventário em categorias comuns de impacto potencial. A escolha das categorias de impacto deve estar relacionada com os objetivos e escopo do estudo, definidos na primeira etapa da ACV. Uma mesma entrada/saída levantada na análise de inventário pode ser alocada em mais de uma categoria. Silva (2006) apud Santos et al. (2011) propõe as correlações apresentadas na Figura 3.5 entre os itens levantados na análise de inventário e potenciais impactos ambientais.

Figura 3.5 Resultados obtidos na Análise de Inventário e possíveis categorias de impactos potenciais.

Fonte: Silva (2006) apud Santos et al. (2011)

Na etapa de caracterização é realizada a conversão dos dados do inventário em indicadores para cada uma das categorias de impacto (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2001). A normalização consiste na tradução dos dados de impactos potenciais de maneira que possam ser comparados entre cenários, e na ponderação são atribuídas categorias numéricas de relevância a cada impacto, permitindo que eles sejam agrupados em um ou mais resultados (ROY et al., 2009).

McDougall et al. (2001) sugerem, como exemplo das etapas de avaliação de impacto, a classificação das emissões de gases do efeito estufa na categoria de impacto “mudanças climáticas” e a caracterização dessas emissões no indicador equivalente de dióxido de carbono ($\text{kg CO}_{2\text{eq}}$). Os autores recomendam precaução nas etapas de normalização e ponderação, devido à subjetividade inerente a estas fases.

As categorias de impacto e os indicadores analisados neste trabalho são apresentados no Quadro 3.1, propostos por Mersoni e Reichert (2017).

Quadro 3.1 Categorias de impacto e indicadores analisados

<i>Categoria de impacto ambiental</i>	<i>Resultado da análise de inventário</i>	<i>Indicador</i>
Mudanças climáticas	Emissões para a atmosfera CO ₂ , N ₂ O, CH ₄	kg CO _{2,eq}
Formação de foto-oxidantes	Emissões para a atmosfera CO, CH ₄ , NO _x , SO ₂	kg C ₂ H _{4,eq}
Acidificação	Emissões para a atmosfera NH ₃ , NO _x , SO ₂	kg SO _{2,eq}
Eutrofização	Emissões para a atmosfera NH ₃ , NO _x Emissões para a água amônio, DQO, Nitrato, Fosfato	kg PO _{4,eq}
Toxicidade humana	Emissões para atmosfera NH ₃ , arsênico, cádmio, cromo, cobre, dioxinas, HCl, HF, chumbo, mercúrio, níquel, NO _x , SO ₂ , zinco Emissões para a água arsênico, bário, cádmio, cromo, cobre, dioxinas, fluoreto, chumbo, mercúrio, níquel, fenóis, zinco	kg C ₆ H ₄ Cl _{2,eq}
-	Balanco energético	GJ _{eq} /ano
-	Disposição de resíduos sólidos em aterro	%

Fonte: Mersoni e Reichert (2017)

Segundo McDougall et al. (2001), categoria de impacto Mudanças Climáticas culmina com o aumento da temperatura global e é representada, na etapa de análise de inventário, pelas emissões de gases do efeito estufa – como CO₂, CH₄, CFCs, etc.

O fator de conversão utilizado para esta categoria é o Potencial de Aquecimento Global (*GWP – Global Warming Potential*), que mede a capacidade do gás em contribuir para o aquecimento global e depende de três fatores: o tempo de vida e o forçamento radiativo desse gás na atmosfera, e o tempo de análise (MIRANDA, 2012). O GWP aponta o tempo que determinado gás (ou mistura de gases) do efeito estufa permanece na atmosfera e a sua capacidade de absorver radiação térmica infravermelha emitida pela superfície terrestre, em relação ao CO₂ (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2007).

O Quadro 3.2 traz o forçamento radiativo, o tempo de vida e o fator GWP em diferentes períodos de tempo para os principais gases do efeito estufa. O Protocolo de Quioto é baseado no GWP ao longo de 100 anos (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2007).

Quadro 3.2 Características de alguns gases do efeito estufa.

Gás	Forçamento radiativo (W/m ²)	Tempo de vida (anos)	GWP Horizonte de Tempo		
			20 anos	100 anos	500 anos
Dióxido de carbono - CO ₂	1,66	*	1	1	1
Metano - CH ₄	0,48	12	72	25	7,6
Óxido nitroso - N ₂ O	0,16	114	289	298	153
HFC-23 - CHF ₃	0,0033	270	12.000	14.800	12.200
Tetrafluorometano - CF ₄	0,0036	50.000	5.210	7.390	11.200
Hexafluoreto de enxofre - SF ₆	0,0029	3.200	16.300	22.800	32.600

Fonte: Intergovernmental Panel on Climate Change (2007) apud Miranda (2012)

O indicador desta categoria de impacto é obtido multiplicando-se a massa de cada um dos gases por seu GWP, obtendo-se assim a massa equivalente de CO₂ que teria o mesmo efeito sobre o aquecimento global.

As emissões gasosas de compostos foto-oxidantes (NO_x, VOCs, CO) são responsáveis, na presença de luz, pela formação de ozônio troposférico, ou seja, próximo à superfície terrestre, dando origem à poluição fotoquímica (MA et al., 2012). A poluição fotoquímica é um dos principais resultados da emissão de poluentes em áreas urbanas (CUCHIARA; POCHMAN; CARVALHO, 2011) e tem efeitos sobre a saúde humana aumentando, por exemplo, a incidência e gravidade de casos de asma e dificuldades respiratórias (MCDOUGALL et al., 2001). Reduzir as emissões dos precursores oxidantes do ozônio é um fator crucial para melhorar a qualidade do ar (DERWENT et al., 2003).

A chuva cujo pH é inferior a 5,6 é considerada ácida e, quando em contato com a superfície terrestre, causa a destruição de florestas, empobrecimento do solo e corrosão de monumentos e edificações (VASCONCELOS et al., 2009). Além disso, a chuva ácida também causa a acidificação de corpos d'água, impactando a vida aquática (MCDOUGALL et al., 2001). Mersoni e Reichert (2017) sugerem a associação dessa categoria de impacto às emissões de SO₂, NO_x e NH₃ levantadas na etapa de análise de inventário, mas Sodré, Silva e Monteiro (2016) ressaltam a influência das emissões atmosféricas de CO₂ para acidificação dos oceanos. De acordo com os autores, quando o dióxido de carbono atmosférico é absorvido pelas águas marinhas, acontece a formação de HCO₃ que, por ser um ácido instável, ocasiona a elevação de íons H⁺ nos oceanos. Ainda segundo os autores, a acidificação leva a um deslocamento de equilíbrio químico no sentido de os íons carbonato ligarem-se aos íons H⁺ e tornarem-se menos disponíveis para que diversos organismos marinhos produzam suas partes duras.

A eutrofização é causada pela concentração em excesso de nutrientes fosfatados e nitrogenados e matéria orgânica nos corpos d'água, incentivando a proliferação de algas e macrófitas aquáticas, além da multiplicação de bactérias (MORAES, 2009). McDougall et al.

(2001) apontam que abundância dos seres fotossintetizantes acarreta a diminuição do oxigênio dissolvido na água e traz impactos à biodiversidade aquática. Moraes (2009) destaca ainda a produção de toxinas por certos tipos de algas e bactérias, que prejudicam a vida aquática e a saúde humana.

McDougall et al. (2001) destacam que emissões líquidas e atmosféricas têm grande impacto na saúde humana, podendo acarretar pequenas irritações na pele e olhos e o agravamento de doenças respiratórias, além de trazer efeitos para o sistema reprodutivo e desenvolvimento de câncer. Ainda segundo os autores, não existe consenso quanto ao indicador utilizado para a categoria de Toxicidade Humana: alguns estudos reúnem todos os efeitos em um único indicador, enquanto outros atribuem pesos aos diferentes impactos sobre a saúde humana.

O indicador de balanço energético visa a avaliação do requerimento energético e da possibilidade de produção de energia em cada um dos cenários (MENGUE, 2015); além de uma discussão das fontes de energia utilizadas. Já o último indicador tem o objetivo de avaliar, em cada cenário, se e quanto de resíduo resta após o tratamento e qual a sua destinação final.

3.2 Análise de custos para implantação de usina de etanol de milho

A AACE International separa as estimativas de custos em 5 classes, de acordo com o nível de definição do projeto a ser estudado. O Quadro 3.3 traz as principais características de cada classe de estimativa.

Quadro 3.3 Classes de estimativa de custos

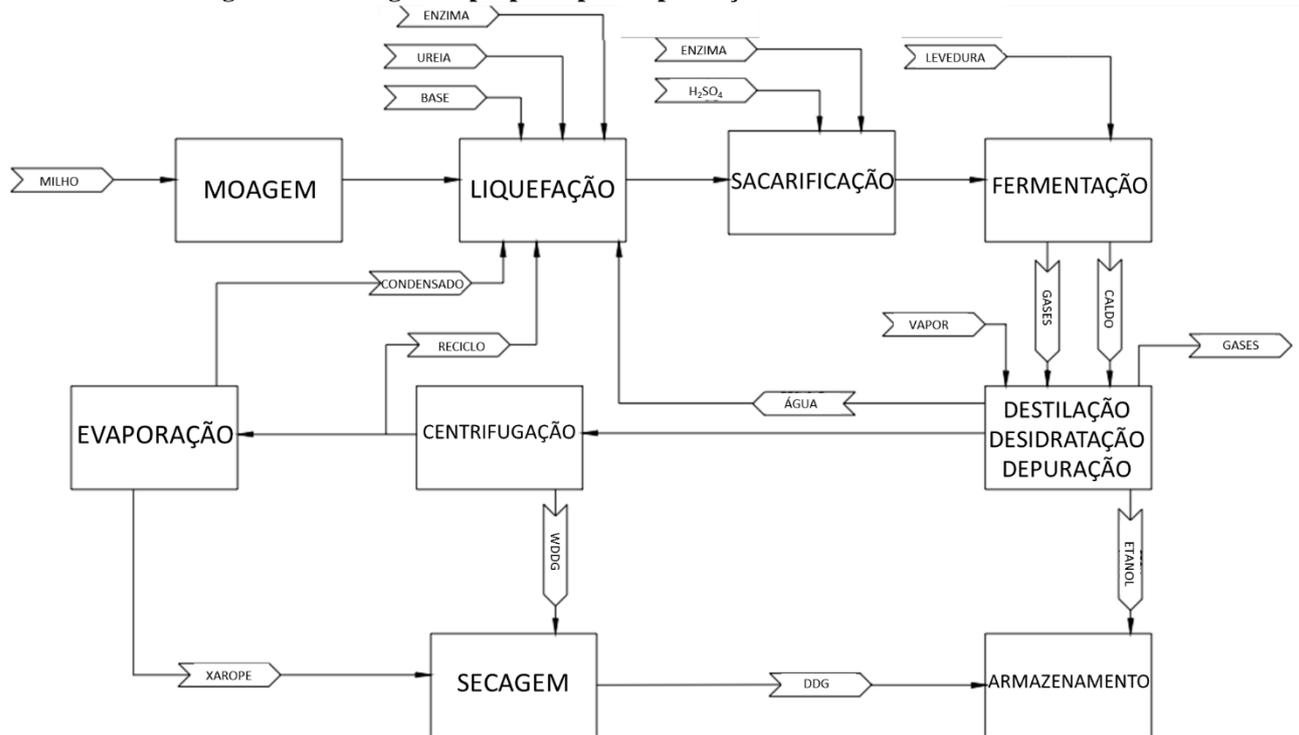
<i>Classe de Estimativa</i>	<i>Nível de maturidade do projeto</i>	<i>Uso final</i>	<i>Metodologia</i>	<i>Faixa de precisão esperada</i>	<i>Esforço</i>
Classe 5	0% a 2%	Análise de adequação ou viabilidade	Estocástica	4 a 20	1
Classe 4	1% a 15%	Estudo conceitual ou viabilidade	Principalmente estocástica	3 a 12	2 a 4
Classe 3	10% a 40%	Autorização ou controle de orçamento	Mista, mas principalmente estocástica	2 a 6	3 a 10
Classe 2	30% a 75%	Controle ou licitação/proposta	Principalmente determinística	1 a 3	5 a 20
Classe 1	65% a 100%	Verificação da estimativa ou licitação/proposta	Determinística	1	10 a 100

Fonte: AACE International (2011)

Com base nas classes estabelecidas pela AACE International (2011), a Classe 5 está associada ao nível mais inicial de definição do projeto, enquanto a Classe 1 está mais próxima da maturidade total do mesmo, e sucessivas estimativas devem ser realizadas ao longo do andamento das fases.

A complexidade das informações utilizadas nas estimativas também cresce conforme caminha-se da Classe 5 para a Classe 1, e a metodologia vai gradativamente migrando de métodos estocásticos para determinísticos, ou seja, de modelagem entre custos e parâmetros técnicos/programáticos para medidas diretas, aumentando a precisão da estimativa. Os índices de precisão esperada e esforço são referentes à estimativa de Classe 1 de cada tipo de indústria. Para o presente trabalho, foi realizada uma análise de custos de Classe 4 para embasar a tomada de decisão do Portão 3 (ou FEL 3).

Foram utilizadas informações da planta de etanol de milho proposta por McAloon et al. (2000). As principais etapas do processo proposto pelos autores são apresentadas na Figura 3.6.

Figura 3.6 Fluxograma proposto para a produção de etanol de milho.

Fonte: McAloon et al. (2000)

Os grãos são recepcionados na planta e armazenados em silos, até serem enviados para moagem. A moagem é realizada por dois moinhos de martelo, além de um equipamento sobressalente.

A farinha de milho segue para a etapa de liquefação contínua, onde é misturada com condensado e reciclo proveniente dos evaporadores e centrifugas de DDG, e é adicionada a alfa-amilase. A temperatura de 88°C é mantida utilizando-se vapor para aquecimento do condensado, enquanto o pH 6 é obtido pelo acréscimo de hidróxido de sódio e cal industrial. Também é adicionada ureia, que proverá nitrogênio para a levedura na fermentação. Eleva-se a temperatura da mistura para 110°C por 20 minutos, seguido por resfriamento até 60°C e envio para a próxima etapa. A sacarificação ocorre em tanque contínuo agitado, no qual são adicionados ácido sulfúrico para controle do pH e gluco-amilase. O tempo de residência é de 6 horas.

A mistura é, então, resfriada a 32°C e enviada para 4 fermentadores contínuos consecutivos, totalizando tempo de residência de 46 horas. A agitação nos fermentadores é promovida através do reciclo dos gases produzidos no processo que passam por um compressor. O produto da fermentação passa por sucessivas etapas de separação, resumidas no Quadro 3.4, onde cada operação está exemplificada por seu equipamento.

Quadro 3.4 Resumo das etapas de separação etanol-água.

Equipamento	Alimentação	Produtos	Destino
<i>Desgaseificador</i>	Corrente de saída da fermentação	Topo: corrente rica em CO ₂ gasoso e vapor de etanol Fundo: produtos líquidos da fermentação	Topo: coluna de absorção Fundo: coluna de Destilação 1
<i>Coluna de absorção</i>	Corrente de topo do desgaseificador e água	Topo: CO ₂ gasoso Fundo: mistura líquida de etanol e água	Topo: atmosfera Fundo: reciclo para o fermentador
<i>Coluna de Destilação 1</i>	Corrente líquida do desgaseificador	Topo: mistura etanol-água, 45% em massa etanol Fundo: vinhaça (<0,1% em massa de etanol)	Topo: fundo da Coluna Retificadora Fundo: evaporação para obtenção de DDG
<i>Coluna Retificadora</i>	Correntes do topo da Coluna de Destilação 1 e do topo das Peneiras moleculares	Topo: mistura etanol água, 91% em massa de etanol Fundo: corrente líquida com traços de etanol	Topo: topo da peneira molecular ativa Fundo: topo do stripper
<i>Peneiras moleculares</i>	Corrente de topo da Coluna Retificadora	Ativa: etanol anidro (99% em massa) Regeneração: vapor com traços de etanol	Ativa: condensação e armazenamento Regeneração: condensação e reciclo para a Coluna Retificadora
<i>Stripper</i>	Corrente de fundo da Coluna Retificadora	Mistura água-etanol, <0,1% em massa de etanol	Reciclo para a etapa de liquefação

Fonte: baseado em McAloon et al. (2000)

O produto de fundo da primeira coluna de destilação passa por etapas para remoção de água e obtenção dos grãos de destilaria. Primeiramente, ocorre a evaporação de parte da água em 3 estágios de evaporação à vácuo, com posterior separação por centrifugação, obtendo-se uma fase líquida e grãos úmidos, com concentração de 35% em sólidos. Parte da fase líquida obtida da centrífuga é reciclada para a etapa de liquefação, enquanto o restante é enviado para mais 3 estágios de evaporação à vácuo, obtendo-se um xarope com concentração de 55% em massa de sólidos. O xarope obtido ao final dos 6 estágios de evaporação e os grãos úmidos são misturados e secos em secador rotativo, obtendo-se os grãos de destilaria (DDG) com 9% em massa de umidade.

Os autores ressaltam que esse processo foi pensado de maneira a minimizar os resíduos gerados a virtualmente zero. Não é gerada água residuária, e a adição de água ao processo acontece apenas nas etapas de resfriamento e de absorção do CO₂.

As estimativas de custos de capital e operação foram baseadas em Peters, Timmerhaus e West (2002).

Os custos de capital representam o investimento inicial realizado para instalação da planta. Peters, Timmerhaus e West (2002) dividem essa categoria em custos fixos de capital e capital de giro. Os custos fixos e capital englobam os custos diretos, ou seja, aqueles envolvidos na instalação efetiva da planta, e custos indiretos. Já o capital de giro é o investimento necessário para a continuidade da operação (estoque, dinheiro guardado para despesas operacionais, etc). O Quadro 3.5 traz as contribuições médias de cada item que compõe os custos de capital para uma planta com unidades de processamento de sólidos e fluidos.

Quadro 3.5 Referência para estimativa dos custos de capital

		% do valor dos equipamentos
Custos diretos	Equipamentos (adquiridos e entregues)	100 %
	Instalação dos equipamentos	39 %
	Innstrumentação e controle (instalados)	26 %
	Tubulação (instalada)	31 %
	Sistemas elétricos (instalados)	10 %
	Edifícios (incluindo serviços)	29 %
	Preparação do local	12 %
	Instalações	55 %
	Terreno	6 %
Custos indiretos	Engenharia e design	32 %
	Construção	34 %
	Despesas legais	4 %
	Taxa do empreiteiro	19 %
	Contingência	37 %
Capital de giro	15% dos Custos de Capital	
Custos de Capital	Custos fixos (diretos + indiretos) + capital de giro	

Fonte: Peters, Timmerhaus e West (2002)

Os custos com equipamentos foram estimados utilizando a Equação 3.1, que relaciona o custo C_1 de um equipamento 1 de capacidade S_1 conhecida, com o custo conhecido C_2 de um equipamento semelhante e capacidade S_2 , utilizando um fator de potência p – usualmente igual a 0,6 - e um fator de correção t para localidade e data (TSAGKARI et al., 2016).

$$\frac{C_1}{C_2} = \left(\frac{S_1}{S_2}\right)^p \times t \quad (3.1)$$

Peters, Timmerhaus e West (2002) ressaltam que a Equação 1 é amplamente aplicada para estimativas de custos de equipamentos e até para custos totais de processo, mas que deve ser utilizada com cautela para grandes variações de tamanho nos equipamentos, além de observar sempre a similaridade dos equipamentos em variáveis pertinentes. Gallagher, Brubaker e Shapouri (2005) analisaram os custos de diferentes plantas de produção de etanol a partir da moagem a seco de grãos de milho nos Estados Unidos e concluíram que o expoente adequado para a Equação 1 é igual a 0,836.

O fator de correção t foi utilizado com base no Chemical Engineering Plant Cost Index dos anos analisados, além da correção por localidade sugerida por Towler e Sinnott (2013).

Os custos de produção foram calculados com base em estimativas apresentadas por Peters, Timmerhaus e West (2002) com excessão da mão de obra (operação e manutenção), que teve como referência McAloon et al. (2000). O Quadro 3.6 apresenta as informações utilizadas nos cálculos dos custos de produção.

Quadro 3.6 Referência para estimativas dos custos de produção

		Item	Referência
Custos diretos		Matéria prima	Calculado
		Mão de obra	3 operários / turno
		Supervisão	20% do custo de mão de obra
		Utilidades	Calculado
		Manutenção: material	1,8% dos custos de capital fixo
		Manutenção: mão de obra	1 operário por turno
		Suprimentos operacionais	0,75 dos custos de capital fixo
		Controle de qualidade	20% do custo de mão de obra
Custos Indiretos	Fixos	Depreciação	Calculado
		Taxas	2% dos custos de capital fixo
		Seguro	1% dos custos de capital fixo
	Gerais	Overhead	72% dos custos de mão de obra e supervisão
		Administrativas	4,5% do custo de produção total
		Marketing	2% do custo de produção total
	Pesquisa	5,75% do custo de produção total	
Custo de produção depreciável		Custos de produção total - depreciação	
Custo de produção total		Custos de produção diretos + indiretos	

Fonte: adaptado de Peters, Timmerhaus e West (2002)

A depreciação dos equipamentos foi calculada pelo método linear, por um prazo de vida útil de 10 anos (RECEITA FEDERAL DO BRASIL, 2017). Os custos com matéria prima e utilidades foram calculados com base nos requerimentos da planta.

A receita anual foi calculada pela multiplicação da produção anual de etanol pelo valor unitário de venda. O lucro bruto após depreciação foi obtido pela subtração das parcelas do

valor anual da depreciação e dos custos de produção depreciáveis da receita anual. O lucro bruto após depreciação é utilizado para o cálculo do imposto de renda a ser aplicado, calculado com base nas regras da Receita Federal do Brasil (2018) que, após desconto, gera o lucro líquido. O fluxo de caixa a cada ano foi obtido pela soma do fluxo de caixa no ano anterior com o lucro líquido e depreciação naquele ano. As indicações para cálculo do fluxo de caixa são de Peters, Timmerhaus e West (2002).

De posse do fluxo de caixa anual, calculou-se a Taxa Interna de Retorno como forma de avaliar a atratividade do investimento neste projeto, através da Equação 3.2, na qual VF é o valor futuro, r' é a taxa interna de retorno, e t é o tempo decorrido do investimento inicial.

$$\sum_{n=1}^{n=t} \frac{VF}{(1 + r')^n} = 0 \quad (3.2)$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos a partir da metodologia proposta, desde a comparação entre as possíveis alternativas para destinação dos grãos quimicamente tratados e a escolha da melhor alternativa conforme os critérios adotados, até a análise de custos da melhor alternativa.

Vale relembrar que a primeira tomada de decisão foi tomada com base na legislação já citada nas seções anteriores, restando as cinco destinações legalmente viáveis: aterro sanitário, compostagem, incineração, coprocessamento em fornos de cimento e produção de etanol.

4.1 Segunda tomada de decisão: comparação entre destinações

4.1.1 Avaliação do Ciclo de Vida

Nesta seção, as alternativas de destinação do resíduo são comparadas com base na Avaliação do Ciclo de Vida, considerando as categorias de impactos apresentadas na metodologia.

Mudanças climáticas

Belboom et al. (2013) compararam diferentes cenários para gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) na Bélgica, dentre eles o envio para aterro sanitário e a incineração de parte e de todo o RSU, em relação a seus impactos ambientais. Quanto às alterações climáticas, incinerar 50% do RSU levou a uma diminuição de 17% nesta categoria de impacto, enquanto a incineração de todo o RSU apresentou impacto 46% menor quando comparada ao envio do RSU a aterro sanitário.

Mengue et al. (2015) analisaram da perspectiva da ACV alternativas para o gerenciamento de RSU para o município de Três Cachoeiras, no Rio Grande do Sul. O primeiro cenário contemplou o envio de todo o RSU para aterro controlado, método considerado inadequado; o segundo cenário considerou a destinação em aterro sanitário; o terceiro cenário incluiu as etapas de triagem e reciclagem de materiais antes do envio para aterro sanitário, e o quarto cenário introduziu ao cenário 3 a compostagem de 50% da matéria orgânica do RSU. O cenário 1 apresentou o maior impacto em mudanças climáticas, uma vez que não há a coleta e

tratamento dos gases emitidos em aterros controlados. Houve uma redução de 65% em emissões de CO_{2eq} no cenário 2. A inclusão da reciclagem no cenário 3 acarretou uma diminuição de 78% no resultado. Considerar a compostagem ocasionou uma redução de 89% em comparação com o cenário 1.

Cherubini e Ulgiati (2010) estudaram o uso de diferentes resíduos de agricultura em biorrefinaria, desde o campo até a distribuição do bioetanol. As etapas industriais da produção contribuíram com menos de 3% das emissões de gases do efeito estufa. Donke et al. (2016) destaca a contribuição não significativa de emissões de gases do efeito estufa nas etapas industriais da produção de etanol a partir do milho.

Li, Nitivattananon e Li (2015) compararam a disposição de RSU em aterro sanitário, a incineração com recuperação de energia e a compostagem da fração orgânica do RSU com envio de inertes para o aterro. O último cenário apresentou o menor impacto em mudanças climáticas, havendo aumento de 70% no potencial de aquecimento global para os outros cenários.

Turner, Williams e Kemp (2016) discutiram diferentes cenários para a disposição de RSU, envolvendo diversas destinações dentro de cada um deles. Os maiores impactos em mudanças climáticas ocorreram nas etapas aterramento sanitário e tratamento térmico dos resíduos. As etapas de tratamento biológico e reutilização de frações do RSU tiveram contribuições de valor negativo para o aquecimento global, ou seja, possuem balanço benéfico de emissão de gases do efeito estufa.

Mersoni e Reichert (2017) analisaram diferentes cenários para o tratamento de RSU da cidade de Garibaldi, no Rio Grande do Sul. Quanto às mudanças climáticas, os cenários são gradativamente melhores conforme acontece a diminuição da quantidade de RSU enviada para aterro, aumento da fração de RSU reciclada e aumento da fração de RSU tratada por outros meios. Entre os tratamentos sugeridos, o térmico apresentou o pior resultado nessa categoria, seguido pelo tratamento biológico apenas por compostagem. O melhor cenário com relação às emissões de gases do efeito estufa foi o que combinou tratamento biológico por digestão anaeróbia seguida por compostagem, grande quantidade de resíduos reciclados e pouco RSU enviado para aterro sanitário.

Rezende et al. (2017) citam Ruiz-Santaquiteria et al. (2009) e Scrivener et al. (2008) para destacar o potencial impacto ambiental da produção de cimento: para cada tonelada de clínquer produzido, são lançados até 870kg de CO₂ para a atmosfera, e a indústria cimenteira é responsável por 5% a 8% das emissões de CO₂ no planeta. Rocha, Lins e Espírito Santo (2011)

destacam o papel do coprocessamento para redução de emissões de gases do efeito estufa pela indústria do cimento.

Formação de foto-oxidantes

Em seu estudo, Mersoni e Reichert (2017) constatam que o tratamento biológico, seja por compostagem ou por digestão anaeróbia, acarreta grandes reduções na formação de foto-oxidantes quando comparado ao envio para o aterro sanitário. O tratamento térmico dos resíduos também tem resultado positivo, porém mais discreto, quando comparado à utilização de aterro.

Os resultados de Li, Nitivattananon e Li (2015) para a cidade de Zhangqiu, na China, por outro lado, apontam para um cenário mais benéfico quanto à formação de foto-oxidantes na incineração quando comparada à compostagem. Os autores ressaltam a relevância da matriz energética local, apoiada fortemente na queima do carvão, para chegar-se a este resultado na ACV. Sendo assim, a recuperação energética na queima de RSU compensa a grande emissão de foto-oxidantes pelo carvão. O envio do RSU para aterro sanitário apresentou os piores resultados, emitindo 71% mais foto-oxidantes quando comparado ao cenário que inclui a compostagem.

Belboom et al. (2013) constataram aumento nos indicadores de formação de foto-oxidantes quando parte do RSU deixou de ser enviado a aterro sanitário e passou a ser incinerado. Esse resultado é consequência da queima do biogás formado no aterro sanitário estudado, enquanto a unidade de incineração não possuía tratamento satisfatório das emissões gasosas. A incineração de todo o RSU em unidade com tratamento adequado de gases apresentou redução de mais de 20% nos potenciais impactos de formação de foto-oxidantes quando comparada ao envio para aterro sanitário.

Cherubini e Ulgiati (2010) apontam redução de mais de 80% na emissão de foto-oxidantes quando todo o ciclo do bioetanol é comparado ao ciclo de utilização de combustíveis fósseis. As emissões acontecem, em sua maior parte, nas etapas de campo, não consideradas nesse trabalho.

Rocha, Lins e Espírito Santo (2011) destacam o uso, no Brasil, de pneus inservíveis no coprocessamento em fornos de clínquer, podendo levar à emissão de enxofre contido na estrutura da borracha.

Acidificação

Mengue et al. (2015) apontaram uma redução de 20% no potencial de acidificação quando o tratamento biológico por compostagem é utilizado para tratar parte do RSU em comparação com o cenário em que todo o RSU é enviado para aterro sanitário. Já Mersoni e Reichert (2017) apontaram melhora de 81% nessa categoria de impacto na comparação entre o cenário onde a compostagem é utilizada juntamente com o aterro sanitário e a reciclagem, enquanto a inserção da incineração do RSU após a compostagem acarretou redução de menos de 3% comparada ao cenário onde apenas o tratamento biológico foi considerado.

Belboom et al. (2013) constataram menor potencial de acidificação no cenário de envio de todo o RSU para aterro sanitário com queima do biogás quando comparado ao cenário em que parte do RSU foi incinerado, devido à maior quantidade de emissões atmosféricas na segunda alternativa. A substituição do aterro sanitário pela incineração de todo o RSU em unidade com tratamento adequado dos gases acarretou diminuição de quase 20% no potencial de acidificação.

A produção de etanol gera CO₂, tendo impacto potencial na acidificação dos oceanos. Contudo, conforme discutido na seção sobre mudanças climáticas, as emissões de dióxido de carbono equivalente nas etapas industriais da produção de etanol não são significativas. A emissão de compostos de enxofre no coprocessamento de resíduos também já foi discutida.

Eutrofização

Li, Nitivattananon e Li (2015) apontam grande impacto potencial de eutrofização quando do envio de RSU para aterro sanitário, com redução de 7% nessa categoria de impacto para utilização da compostagem e de mais de 400% quando utilizada a incineração. Novamente, os autores frisam a relevância de dados locais para estes resultados.

Tarantini et al. (2009) apud Mengue et al. (2015) ressaltam que o lixiviado de aterros sanitários apresenta alta concentração de amônia e nitratos mesmo quando devidamente tratados e, por isso, o envio de RSU para aterro sanitário tem grande impacto potencial de eutrofização. Os autores constataram uma redução de 35% nas emissões equivalentes de PO₄ apenas com a inserção da triagem e reciclagem no gerenciamento de RSU, diminuindo a quantidade enviada para aterro sanitário. A utilização da compostagem acarretou diminuição de apenas 5,5% em comparação ao cenário anterior.

Mersoni e Reichert (2017) também comprovaram a importância da triagem e reciclagem – e consequente diminuição da quantidade de RSU enviada a aterro – para melhoria nos indicadores de potencial de eutrofização. A utilização de compostagem acarretou diminuição de cerca de 80% nos potenciais impactos por eutrofização quando comparada ao melhor cenário da combinação triagem + reciclagem + aterro. Já a incineração de parte do RSU ocasionou melhora de 6% no indicador em comparação com o cenário da compostagem.

Belboom et al (2013) constataram melhora de quase 100% no potencial de eutrofização de água doce e de 80% na eutrofização dos oceanos no cenário em que o aterro sanitário é substituído pela incineração de todo o RSU.

España-Gamboa et al. (2011) apontam a grande concentração de compostos fosfatados e nitrogenados no DDGS e xarope – as vinhaças do etanol de milho, que normalmente são destinados a alimentação animal. Como a comercialização de subprodutos de grãos quimicamente tratados não pode ser voltada para alimentação humana ou animal, os grãos de destilaria deverão ser encaminhados para outro tipo de disposição final. Donke et al. (2014) encontraram resultados não significativos de potenciais impactos de eutrofização na produção de etanol a partir do milho, mesmo considerando todo o ciclo de vida, desde as etapas de campo, quando há a possibilidade de impactos por lixiviação nos corpos hídricos.

Toxicidade humana

Mesmo com tratamento não satisfatório das emissões gasosas quando parte do RSU foi enviado para incineradora, Belboom et al. (2013) constataram redução de mais de 50% no impacto sobre a saúde humana quando comparado à destinação em aterro sanitário. Já quando todo o RSU foi incinerado em unidade com tratamento adequado dos gases, a redução nos indicadores de toxicidade humana foi maior que 100%.

Mengue et al. (2015) constataram melhora de cerca de 30% e 1100% nas emissões atmosféricas e líquidas, respectivamente, tóxicas a seres humanos na inclusão da compostagem para parte do RSU, ao invés de enviá-lo diretamente a aterro sanitário.

Mersoni e Reichert (2017) destacam a importância da triagem e reciclagem do RSU antes do envio ao aterro. A otimização da quantidade de resíduo enviada ao aterro ocasionou uma redução de impactos sobre os indicadores de toxicidade humana de 216% em relação ao cenário base. A introdução da compostagem no gerenciamento de RSU reduziu em mais 32% em comparação ao cenário inicial. Já a utilização da incineração para parte do RSU resultou em

piora de 0,1% em relação ao cenário da compostagem, representando, ainda assim, melhoria de 248% dos níveis de toxicidade humana.

Milanez, Fernandes e Porto (2008) realizaram ampla pesquisa a respeito dos impactos do coprocessamento de resíduos na produção de cimento sobre a saúde dos trabalhadores das unidades fabris e população próxima. Os autores citam diversos estudos que apontam maior incidência de doenças respiratórias nos operários das cimenteiras, além de enfermidades relacionadas à aspiração e ingestão de metais pesados, nascimentos prematuros e câncer de pulmão e bexiga em indivíduos que vivem próximos às fábricas. Os resultados apontados pelos autores foram observados tanto em países periféricos quanto desenvolvidos, levando-os a concluir que “um maior controle operacional do processo não garante um eficaz controle dos riscos”.

Não é observada emissão relevante de substâncias tóxicas na produção de etanol a partir do milho. Além disso, Cherubini e Ugliati (2010) apontam redução de cerca de 80% nos potenciais impactos de toxicidade humana quando o bioetanol é comparado a combustíveis fósseis.

Balanco energético

Rodríguez-Iglesias et al. (2003) compararam o balanço energético de 19 cenários para o gerenciamento de RSU na cidade de Asturias (Espanha), envolvendo o aterramento sanitário com recuperação de biogás, a incineração com recuperação de energia e a compostagem. Os autores concluíram que a diminuição da quantidade de resíduo sólido gerada e enviada ao aterro acarretou em melhoria no balanço energético do gerenciamento de resíduos, enquanto o acréscimo da etapa de compostagem ocasionou maior gasto energético. Os melhores cenários do uso de energia foram observados na incineração, devido à grande quantidade de energia recuperada.

Mersoni e Reichert (2017) apontaram melhoria de mais de 300% no balanço energético no manejo de RSU com otimização de reciclagem e compostagem quando comparado à destinação direta a aterro sanitário. A recuperação de energia através da incineração de parte dos resíduos levou a uma economia de mais 6%.

Rocha, Lins e Espírito Santo (2011) ressaltam o grande potencial de economia de energia associada ao coprocessamento quando utilizados materiais de alto poder calorífico, uma vez que a fabricação do cimento exige altas temperaturas. Milanez, Fernandes e Porto (2008) destacam

que a utilização de resíduos industriais diminui a dependência das fábricas de cimento por combustíveis fósseis.

Salla et al. (2010) analisaram o balanço energético da produção de etanol de milho desde o plantio até a finalização do processamento industrial. As etapas industriais para a produção de etanol apresentaram custo energético de 11,8MJ por litro de etanol produzido. Os autores comparam a energia utilizada no processo com a energia contida no biocombustível, de 23,6MJ/L, e obtiveram balanço energético positivo de 2:1 nas etapas industriais. Vale ressaltar a participação do bioetanol na diminuição da dependência de combustíveis fósseis na matriz energética brasileira.

Disposição de resíduos sólidos

Como exposto ao longo dessa discussão, a diminuição da quantidade de resíduo enviada a aterro sanitário acarreta melhoria em diversos indicadores e impactos potenciais ao meio ambiente. Sendo assim, o envio dos grãos de descarte para aterro sanitário é o pior cenário para esse indicador.

O processo de incineração gera cinzas, que são destinadas a aterro industrial (FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2006), enquanto no coprocessamento não há geração de novos resíduos, já que as cinzas são incorporadas ao clínquer (ROCHA; LINS; ESPÍRITO SANTO, 2011).

A produção do etanol a partir do milho gera grãos de destilaria que, por serem provenientes de grãos quimicamente tratados, não podem ser comercializados para alimentação humana ou animal (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SEMENTES E MUDAS, 2015). A compostagem é uma alternativa para a destinação final desses grãos, evitando que sejam enviados a aterro industrial.

4.1.2 Custo-benefício para a empresa geradora

O custo-benefício para a empresa geradora das sementes é aqui avaliado de acordo com dois quesitos: o custo para a destinação do resíduo e os riscos inerentes a cada destinação.

Rocha, Lins e Espírito Santo (2011) destacam que o coprocessamento em fornos de clínquer constitui uma fonte de adicional de renda para a indústria de cimento que não só deixa de pagar pela utilização de combustíveis, como passa a faturar para receber resíduos de outras indústrias. Sendo assim, o coprocessamento é uma opção de alto custo para a geradora do

resíduo. A incineração, por conta de seu alto gasto energético, é uma opção de destinação de alto custo para a produtora de sementes de milho (FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2006).

A destinação dos grãos descartados para empresas destinadas a compostagem é uma alternativa de custo intermediário. Já o envio para aterro industrial constitui uma opção de baixo custo para a produtora de sementes (FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2006). A destinação dos grãos para produção de etanol, por sua vez, é a melhor opção em termos de custo para a geradora do resíduo: a produtora de etanol compra os grãos, que são sua matéria prima, enquanto a produtora de sementes deixa de ter gastos com a destinação de grãos de descarte.

Quanto à corresponsabilidade pelos resíduos, a destruição rápida e completa dos grãos nos processos de tratamento térmico (FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2006) constituem o melhor cenário quanto aos riscos para a empresa geradora do resíduo. Já a transformação de milho em etanol transfere os riscos inerentes à responsabilidade pelo novo produto para a empresa que comprou os grãos. O envio do descarte para aterro sanitário é o pior cenário, já que o grão de milho pode demorar um longo período até sua completa destruição.

4.1.3 Matriz multi-critério

Com base na discussão dessa seção, organizou-se uma matriz multicritério para comparação das destinações propostas. Cada cenário foi classificado de 1 a 5, sendo 1 a pior opção e 5 a melhor alternativa para cada critério adotado. Os critérios foram divididos entre os eixos X e Y. No eixo X, avaliou-se o custo-benefício para a empresa geradora do resíduo e, no eixo Y, os impactos ambientais. A matriz obtida com as respectivas classificações é apresentada no Quadro 4.1.

Quadro 4.1 Matriz multicritério para comparação das destinações.

	<i>Eixo X</i>			<i>Eixo Y</i>							
	Corresp.	Custo	MÉDIA	Mudanças climáticas	Foto oxidantes	Acidif.	Eutrof.	Tox. Humana	Energia	Disp. Resíduos	MÉDIA
<i>Aterro</i>	1	4	2,50	1	2	1	1	2	2	1	1,43
<i>Comp.</i>	2	3	2,50	4	4	4	5	4	1	4	3,71
<i>Coproc.</i>	5	1	3,00	2	1	1	2	1	3	5	2,14
<i>Inciner.</i>	5	2	3,50	3	3	3	3	3	4	2	3,00
<i>Etanol</i>	3	5	4,00	5	5	5	4	5	5	3	4,57

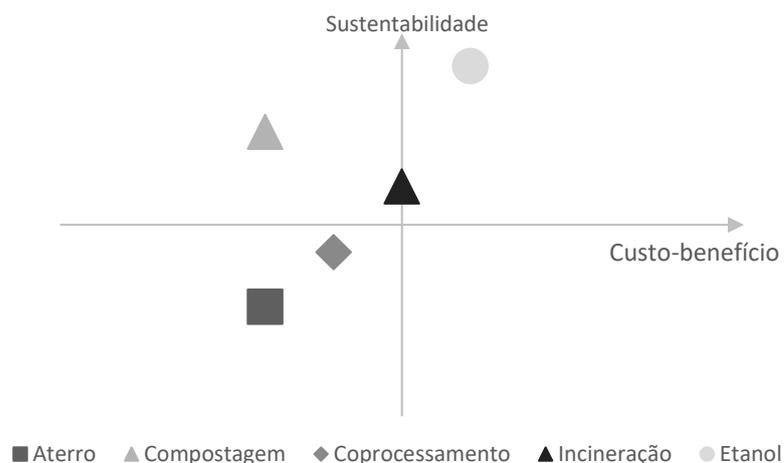
Fonte: Elaboração própria

O envio para aterro sanitário foi considerado a pior alternativa nas categorias mudanças-climáticas, acidificação, eutrofização, disposição final de resíduos e riscos por corresponsabilidade, recebendo nota 1 em todos estes critérios. Os motivos que justificam os piores cenários nesses critérios são as altas emissões de metanos, lixiviação e demora para destruição completa do resíduo. Contudo, por ser uma alternativa de baixo custo, recebeu nota 4 nessa categoria, perdendo nesse critério apenas para a produção de etanol, que não é uma despesa para a empresa produtora de sementes.

O coprocessamento em fornos de cimentos recebeu nota 1 nos critérios emissão de foto-oxidantes, acidificação e toxicidade humana, devido à grande emissão de dioxinas e compostos de enxofre. Além disso, é uma alternativa de alto custo para a empresa geradora de sementes. Entretanto, o coprocessamento é a única alternativa a não gerar nenhum tipo de resíduo sólido, recebendo nota 5 nesse critério. A incineração apresenta emissões ligeiramente mais limpas que o coprocessamento, e por isso tem resultados um pouco melhores. As duas destinações destroem rapidamente o material, sendo as melhores alternativas quanto aos riscos por corresponsabilidade.

A compostagem é considerada uma alternativa promissora para o tratamento de grãos quimicamente tratados, mas não apresenta balanço energético favorável segundo as ACVs. Já a produção de etanol é uma fonte limpa de energia.

A partir do resultado obtido na matriz, foi gerado um infográfico para melhor visualização e comparação dos cenários, dividindo-o em quatro quadrantes. A Figura 4.1 apresenta essa comparação.

Figura 4.1 Infográfico para comparação das destinações

Fonte: Elaboração própria

Na Figura 4.1, valores menores para o eixo X representam custos e riscos mais altos para a geradora do resíduo, enquanto valores menores para Y representam forte impacto ambiental. Em uma primeira comparação, pode-se notar que o envio do resíduo para aterro sanitário ou coprocessamento apresenta altos impactos potenciais negativos ao ambiente, não atendendo ao requisito ambiental do desenvolvimento sustentável. A compostagem e a incineração, apesar de apresentarem bons resultados quanto aos aspectos ambientais, não apresentam custo-benefício atrativo para a empresa geradora do resíduo. Pode-se concluir que a alternativa com a melhor combinação de indicadores é a produção de etanol, apresentando o melhor custo-benefício para a produtora de sementes e o menor impacto ambiental, e seguindo para o próximo estágio de gerenciamento de projeto.

4.2 Terceira tomada de decisão: análise de custos para implantação da melhor alternativa

Nesta seção é apresentada a análise de custos para implantação de usina de etanol de milho, melhor alternativa com base nos critérios estabelecidos.

4.2.1 Custos de equipamento

Os custos de equipamento para a planta proposta foram calculados com base na Equação 3.1 de economia de escala. Para tanto, estabeleceu-se como meta processar 30% da produção brasileira de sementes de milho, que totalizou cerca de 480.000 toneladas de sementes segundo último levantamento Associação Brasileira de Sementes e Mudanças (2016). McAloon et al. (2000)

apresentaram os custos dos equipamentos já instalados e, através da relação proposta por Peters, Timmerhaus e West (2002), assumiu-se que o mesmo era igual a 39% do custo para aquisição e entrega dos equipamentos. O Quadro 4.2 apresenta os resultados obtidos para a quantidade milho processada, a produtividade de etanol e de subprodutos e o custo dos equipamentos.

Quadro 4.2 Produtividade e custos dos equipamentos

		McAloon et al. (2000)	Proposta
Matéria prima	Milho (kg/h)	28.116	18.170
	Milho (ton/ano)	222.679	143.904
Produtividade	Etanol (m ³ /ano)	89.931	58.117
	Etanol (kg/h)	8.959	5.790
	Etanol (ton/ano)	70.955	45.854
Subprodutos	CO ₂ (ton/ano)	68.278	44.124
	DDG (ton/ano)	72.904	47.113
Custo de Equipamentos	Horas de atividade (h/ano)	7920	7920
	Equipamentos	\$ 20.071.942,45	R\$ 81.284.282,79
	Equipamentos instalados	\$ 27.900.000,00	R\$ 112.985.153,07

Fonte: elaboração própria

4.2.2 Custos de capital

Os custos de capital foram calculados com base nas orientações de Peters, Timmerhaus e West (2002), conforme apresentado no capítulo de Metodologia.

O Quadro 4.3 apresenta os investimentos de capital necessários para instalação da planta.

Quadro 4.3 Custos de capital

	Item	Custo	
Custos diretos	Equipamentos	R\$	81.284.282,79
	Instalação dos equipamentos	R\$	31.700.870,29
	Instrumentação e controle	R\$	21.133.913,52
	Tubulação	R\$	25.198.127,66
	Sistemas elétricos	R\$	8.128.428,28
	Edifícios	R\$	23.572.442,01
	Preparação do local	R\$	9.754.113,93
	Instalações	R\$	44.706.355,53
	Total	R\$	245.478.534,01
Custos indiretos	Engenharia e design	R\$	26.010.970,49
	Construção	R\$	27.636.656,15
	Despesas legais	R\$	3.251.371,31
	Taxa do empreiteiro	R\$	15.444.013,73
	Contingência	R\$	30.075.184,63
	Total	R\$	102.418.196,31
Custo fixo inicial		R\$	347.896.730,32
Terreno		R\$	4.877.056,97
Capital de giro		R\$	61.393.540,65
Custo capital total		R\$	409.290.270,97

Fonte: elaboração própria

4.2.3 Custos de produção

Para o cálculo dos custos de produção, é preciso quantificar as matérias primas e utilidades necessárias para operação da planta.

O Quadro 4.4 apresenta os custos das matérias primas envolvidas na produção de etanol a partir do amido de milho. O custo total foi, quando pertinente, corrigido pela inflação do período, obtida pela Calculadora do cidadão (BANCO CENTRAL DO BRASIL, 2018). Supôs-se que a empresa produtora de sementes estabeleceu acordo de fornecimento dos grãos descartados sem custo, uma vez que ela está deixando de ter despesa com o envio para aterro.

Quadro 4.4 Custos de matéria-prima

Matéria Prima	Quantidade	Valor unitário	Fonte	Total
Milho	143.904 ton/ano	R\$ 0,00 /ton	-	-
NaOH	752,4 ton/ano	R\$ 930,00 /ton	Grippa (2012)	R\$ 985.488,80 /ano
Alfa amilase	102,4 ton/ano	R\$ 11.920,00 /ton	Grippa (2012)	R\$ 1.718.532,15 /ano
Gluco amilase	148,4 ton/ano	R\$ 6.980,00 /ton	Grippa (2012)	R\$ 1.459.166,44 /ano
Ácido sulfúrico	296,9 ton/ano	R\$ 1.130,00 /ton	Grippa (2012)	R\$ 472.452,17 /ano
Ca(OH) ₂	179,1 ton/ano	R\$ 365,00 /ton	Fornecedor	R\$ 65.385,29 /ano
Ureia	296,9 ton/ano	R\$ 1.181,90 /ton	Instituto de Estudos Pecuários (2017)	R\$ 494.151,52 /ano
Levedura	30,7 ton/ano	R\$ 12.900,00 /ton	Grippa (2012)	R\$ 557.946,26 /ano

Fonte: elaboração própria

O Quadro 4.5 apresenta os custos das utilidades necessárias na produção de etanol. A quantidade foi calculada com base nos requerimentos de McAloon (2000).

Quadro 4.5 Custos de utilidades

Utilidade	Quantidade	Valor unitário	Fonte	Total
Vapor - pressão moderada	141.678 ton/ano	\$29,59 /ton	Turton et al. (2012)	R\$ 13.719.516,35 /ano
Água resfriamento	6.708.014 ton/ano	\$0,0148 /ton	Turton et al. (2012)	R\$ 324.899,15 /ano
Água processo	45.603,36 ton/ano	R\$ 3,89 /m ³	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2018)	R\$ 177.397,07 /ano
Eletricidade	16.173 MWh/ano	R\$ 390,00 /MWh	Departamento de Gestão do Setor Elétrico (2017)	R\$ 6.307.329,60 /ano
Gás natural	278.081 MMBtu/ano	\$16,84 /MMBtu	Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro (2011)	R\$ 15.325.181,16 /ano

Fonte: elaboração própria

De posse dos custos e matérias-primas e utilidades, os custos de produção foram calculados e são apresentados no Quadro 4.6. Os salários dos operadores foram obtidos da página Love Mondays (2018).

Quadro 4.6 Custos de produção

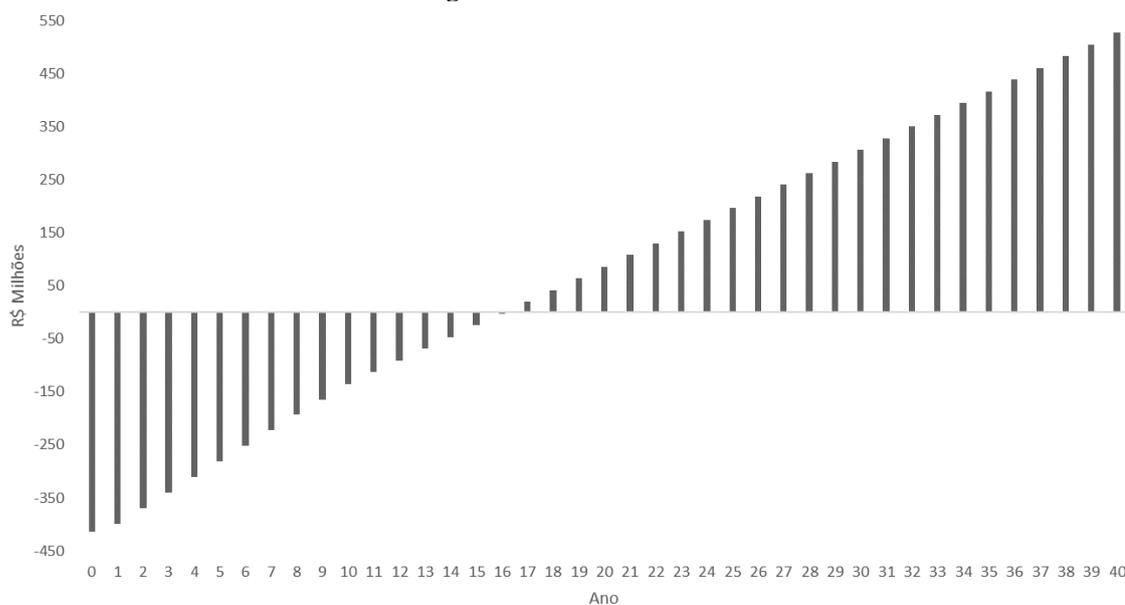
		Item	Custo
Custos diretos		Matéria prima	R\$ 5.753.122,64 /ano
		Mão de obra	R\$ 243.108,00 /ano
		Supervisão	R\$ 48.621,60 /ano
		Utilidades	R\$ 35.854.323,33 /ano
		Manutenção: material	R\$ 6.262.141,15 /ano
		Manutenção: mão de obra	R\$ 6.753,00 /ano
		Suprimentos operacionais	R\$ 2.609.225,48 /ano
		Controle de qualidade	R\$ 48.621,60 /ano
	Total	R\$ 50.825.916,79 /ano	
Custos Indiretos	Fixos	Depreciação	R\$ 34.789.673,03 /ano
		Taxas	R\$ 6.957.934,61 /ano
		Seguro	R\$ 3.478.967,30 /ano
		Total	R\$ 45.226.574,94 /ano
	Gerais	Overhead	R\$ 210.045,31 /ano
		Administrativas	R\$ 4.936.540,36 /ano
		Marketing	R\$ 2.194.017,94 /ano
	Pesquisa	R\$ 6.307.801,57 /ano	
Custo de produção depreciável			R\$ 74.911.223,89 /ano
Custo de produção total			R\$ 109.700.896,92 /ano

Fonte: elaboração própria

4.2.4 Retorno do investimento

A receita anual foi calculada multiplicando-se a produção anual pelo valor médio de venda do etanol anidro em 2017 de R\$1,7950/L (CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA, 2018). Não são consideradas receitas da venda dos grãos de destilaria, uma vez que foram utilizadas sementes quimicamente tratadas como matéria-prima.

Para análise do retorno do investimento feito para instalação e operação da planta, calculou-se o fluxo de caixa da mesma para um horizonte hipotético de 40 anos. Os resultados são apresentados na Figura 4.2.

Figura 4.2 Fluxo de caixa

Fonte: elaboração própria

Pode-se notar que o fluxo de caixa da planta é negativo até o 17º ano de operação, ou seja, a operação só se torna economicamente lucrativa após 16 anos. Calculou-se, para o mesmo horizonte de 40 anos, a taxa interna de retorno, resultando em 2,41% ao ano - valor 96% menor que a taxa SELIC.

O processo proposto por McAloon (2000) e utilizado como base para o presente estudo foi desenhado para operar nos Estados Unidos, levando em consideração a matriz energética americana. O processo é altamente dependente de gás natural, que custa em média US\$5,09/MMBtu nos Estados Unidos. O custo do gás natural no Brasil é mais que o triplo do americano (FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, 2011), aumentando consideravelmente os custos com utilidade. De todos os custos de operação depreciáveis, as utilidades têm representatividade de 48%.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo visou a sugestão de uma destinação ambiental e economicamente sustentável para os grãos descartados do processo de produção de sementes de milho. Foram apresentadas metodologias de gerenciamento de projetos para guiar as tomadas de decisões com relação às destinações possíveis.

De acordo com as metodologias propostas, os projetos são iniciados com a identificação da demanda e proposta de alternativas. As destinações possíveis para grãos quimicamente tratados são o envio para aterro, a incineração, o coprocessamento em fornos de cimento, a compostagem e a produção de etanol, sendo esse o primeiro portão da metodologia *Stage-Gate*.

Para análise do aspecto ambiental das destinações, foram realizados estudos com base em Avaliações do Ciclo de Vida de cenários semelhantes aos propostos. Após essa primeira análise, já foi possível notar que envio para aterro e coprocessamento em fornos de cimento não apresentam vantagens ambientais satisfatórias, e já poderiam ser descartadas nas primeiras tomadas de decisão (Portão 1 e *FEL 1*).

A análise do custo-benefício para a empresa produtora de sementes mostrou que a produção de etanol a partir dos grãos descartados é a melhor alternativa dentre as ainda disponíveis. Isso porque a produção de etanol não gera despesas e nem passivo ambiental para a produtora de sementes. Sendo assim, a incineração e a compostagem são descartadas no ainda no Portão 2 e *FEL 2*.

Para julgar se a produção de etanol a partir dos grãos passa pela *FEL 3* e pelo Portão 3, realizou-se uma análise econômica preliminar, com base em uma planta semelhante cotada nos Estados Unidos. O projeto apresentou R\$ 409 milhões de custo de capital total e R\$ 109 milhões anuais de custos de produção, resultando em tempo de retorno de 17 anos e taxa de retorno, para um horizonte de 40 anos, de 2% - números que não tornam a instalação da planta atrativa. Sendo assim, apesar de ter se mostrado técnica e economicamente viável, o projeto precisaria passar por revisão antes de seguir para a etapa de implantação.

Uma grande limitação nas análises, tanto de custos quanto na ACV, é relacionada à localidade. A planta de etanol utilizada como referência foi projetada para operar com utilidades pertinentes à matriz energética americana, e não muito apropriada para o Brasil. A falta de informações sobre as poucas usinas brasileiras de etanol de milho dificulta a eliminação desse obstáculo. Mesmo com alguns estudos já mostrando a viabilidade da produção de etanol de milho em alguns estados brasileiros, é possível que isso não se aplique a todas as localidades.

Já na ACV, estudos mostram a importância de dados locais para as análises, sendo, diversas vezes, uma alternativa viável para uma certa localidade, mas inviável para outra. Outra limitação da metodologia aplicada para o estudo e comparação das ACVs foi a impossibilidade de comparar os cenários propostos. Coprocessamento, por exemplo, costuma constar em ACVs comparando com o processo regular de produção de cimento, e não com outras destinações de resíduos orgânicos. Já a produção de etanol é usualmente comparada com a utilização da gasolina na matriz energética, aspecto que não tem tanta influência para esse trabalho. As demais destinações são comparadas para destinação de resíduo sólido urbanos, e não para resíduo agroindustrial. Sendo assim, as comparações de ACVs foram pertinentes para tomadas de decisões iniciais, mas, para estudos mais aprofundados, precisariam ser desenvolvidas ACVs que comparassem especificamente os cenários propostos entre si.

SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Para trazer a análise de custos da planta de etanol para a realidade brasileira, sugere-se alterar a matriz energética. Uma opção seria, por exemplo, utilizar outros resíduos agrícolas (palha, bagaço) para geração de vapor em caldeiras, diminuindo a dependência do gás natural. Existe, inclusive, a possibilidade de geração de energia elétrica e venda do excedente, aumentando a atratividade para investimento no projeto.

Uma outra possibilidade para aumento dos lucros é a venda dos grãos de destilaria. Para tanto, seria necessário utilizar grãos não-tratados e grãos quimicamente tratados em linhas distintas da planta, uma vez que os resíduos dos grãos tratados não podem ser destinados a consumo humano ou animal.

Além disso, outros resíduos agrícolas da produção de sementes também têm potencial para serem utilizados como matéria-prima para produção de etanol: grãos de sorgo, palha, bagaço, etc.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AACE International. **Prática recomendada nº 17R-97**: Sistema de classificação para estimativa de custos. [s.l.]: AACE International, 2011. 9 p. Disponível em: <<http://brasil-aacei.org/praticas-recomendadas/>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND. **Panorama do coprocessamento**: Brasil 2016. São Paulo: ABCP, 2016. 20 p. E-book. Disponível em: <http://coprocessamento.org.br/cms/wp-content/uploads/2017/01/Panorama_coprocessamento_2016-1.pdf>. Acesso em: 13 abr. 2018.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14040**: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2001.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 11175**: Incineração de resíduos sólidos perigosos - Padrões de desempenho. Rio de Janeiro, 1990.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SEMENTES E MUDAS. **Guia ABRASEM de boas práticas de tratamento de sementes**. Brasília: ABRASEM, 2015. 124 p. Disponível em: <http://www.abrasem.com.br/wp-content/uploads/2013/09/Anuario_ABRASEM_2016_SITE.pdf>. Acesso em: 01 maio 2018.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SEMENTES E MUDAS. **Anuário 2016**. Brasília: ABRASEM, 2015. 28 p. Disponível em: <<http://www.abrasem.com.br/wp-content/uploads/2014/12/Guia-TSI-completo.pdf>>. Acesso em: 20 mar. 2018.
- AYRES, Robert U. Life cycle analysis: A critique. **Resources, Conservation and Recycling**, [s.l.], v. 14, n. 3-4, p.199-223, set. 1995. Elsevier BV. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/0921-3449\(95\)00017-d](http://dx.doi.org/10.1016/0921-3449(95)00017-d)>. Acesso em: 02 maio 2018.
- BANCO CENTRAL DO BRASIL. **Calculadora do cidadão**. Disponível em: <<https://www3.bcb.gov.br/CALCIDADA0/jsp/index.jsp>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- BELBOOM, Sandra et al. Comparing technologies for municipal solid waste management using life cycle assessment methodology: a Belgian case study. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 18, n. 8, p.1513-1523, 4 jun. 2013. Springer Nature. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0603-3>>. Acesso em: 05 maio 2018.
- BIOMEDICAL BUSINESS INTERNATIONAL. **Ethanol Plant Development Handbook**. 4. ed. Colorado: BBI International, 2003. 100 p.
- BRASIL. Decreto nº 5153, de 23 de julho de 2004. Aprova o Regulamento da Lei nº 10.711, de 5 de agosto de 2003, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Sementes e Mudanças -

Referências Bibliográficas

- SNSM, e dá outras providências. **DOU**. Brasília, DF, 26 jul. 2004. p. 6. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2004/decreto/d5153.htm>. Acesso em: 10 abr. 2018.
- BRASIL. Lei nº 10711, de 05 de agosto de 2003. Dispõe sobre o Sistema Nacional de Sementes e Mudanças e dá outras providências. **DOU**. Brasília, DF, 06 ago. 2003. p. 1. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/2003/L10.711.htm>. Acesso em: 03 maio 2018.
- BRASIL. Lei nº 12305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **DOU**. Brasília, DF, 03 ago. 2010. p. 2. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>>. Acesso em: 03 maio 2018.
- CARDONA, C. A.; SÁNCHEZ, O. J.; GUTIÉRREZ, J. F. **Process synthesis for fuel ethanol production**. [s.l.]: Crc Press, 2010. 389 p. (Biotechnology and bioprocessing series).
- CARNEIRO, Andréa Almeida et al. **Milho Bt: Teoria e Prática da Produção de Plantas Transgênicas Resistentes a Insetos-Praga**. Sete Lagoas: Embrapa, 2009. 25 p. (Circular Técnica 135). Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/CNPMS-2010/22708/1/Circ-135.pdf>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- CARVALHO, Nelson Moreira de. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. 4. ed. Jaboticabal: Funep, 2000. 588 p.
- CENTRO DE ESTUDOS AVANÇADOS EM ECONOMIA APLICADA. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - Universidade de São Paulo. **INDICADOR SEMANAL DO ETANOL ANIDRO**. Disponível em: <<https://www.cepea.esalq.usp.br/br/indicador/etanol.aspx>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- CHERUBINI, Francesco; ULGIATI, Sergio. Crop residues as raw materials for biorefinery systems – A LCA case study. **Applied Energy**, [s.l.], v. 87, n. 1, p.47-57, jan. 2010. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.024>>. Acesso em: 05 maio 2018.
- CLAUDINO, Edison S.; TALAMINI, Edson. Análise do Ciclo de Vida (ACV) aplicada ao agronegócio: uma revisão de literatura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental - Agriambi**, [s. l.], v. 17, n. 1, p.77-85, jan. 2013. Disponível em: <<https://doaj.org/article/49ea5e86569e43faacf76a2c15468e6d>>. Acesso em: 05 maio 2018.
- COMPANHIA NACIONAL DO ABASTECIMENTO. **A cultura do milho: análise dos custos de produção e da rentabilidade nos anos-safra 2007 a 2017**. Brasília: Conab, 2018. 50 p. (Compêndio de estudos CONAB). V.14. Disponível em: <<https://www.conab.gov.br/index.php/institucional/publicacoes/compendio-de-estudos-da-conab/item/7013-compendio-de-estudos-da-conab-v14-a-cultura-do-milho-analise-dos-custos>>. Acesso em: 19 mar. 2018.

- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 481, de 09 de outubro de 2017. Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências. **DOU**. Brasília, DF, 04 out. 2017. Seção 1, p. 51. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=728>>. Acesso em: 12 abr. 2018.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 316, de 29 de outubro de 2002. Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. **DOU**. Brasília, DF, 20 nov. 2002. n. 224, p. 92-95. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=338>>. Acesso em: 20 mar. 2018.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 264, de 26 de agosto de 1999. Licenciamento de fornos rotativos de produção de clínquer para atividades de coprocessamento de resíduos. **DOU**. Brasília, DF, 20 mar. 2000. n. 54, p. 80-83. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=262>>. Acesso em: 13 abr. 2018.
- COOPER, Robert G. Perspective: The Stage-Gate® Idea-to-Launch Process—Update, What's New, and NexGen Systems. **Journal Of Product Innovation Management**, [s.l.], v. 25, n. 3, p.213-232, maio 2008. Wiley.. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1540-5885.2008.00296.x>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- CUCHIARA, Gustavo Copstein; POCHMAN, Ludmila; CARVALHO, Jonas da Costa. Modelagem da poluição fotoquímica por fontes móveis na região metropolitana de Porto Alegre, RS - Brasil. In: **WORKSHOP BRASILEIRO DE MICROMETEOROLOGIA**, 7., 2011, Santa Maria. **Ciência e Natura Ed. Suplementar**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, 2011. p. 295 - 298. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/view/9443/5594>>. Acesso em: 09 maio 2018.
- Departamento de Gestão do Setor Elétrico. **INFORMATIVO GESTÃO DO SETOR ELÉTRICO**. [s.l.]: Ministério de Minas e Energia, 2017. 66 p. Disponível em: <<http://www.mme.gov.br/documents/10584/3210408/Informativo+Tarifário+-+Ano+2017/4e0e6873-b110-4818-a0cb-3a1ad307285b?version=1.0>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- DERWENT, R.G. et al. Photochemical ozone formation in north west Europe and its control. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 37, n. 14, p.1983-1991, maio 2003. Elsevier BV. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310\(03\)00031-1](http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(03)00031-1)>. Acesso em: 09 maio 2018.
- DONKE, Ana Cristina Guimarães et al. Avaliação do desempenho ambiental do etanol de milho para o Brasil. In: **CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO PELO CICLO DE VIDA**, 4., 2014, São Bernardo do Campo. **Separata**. São Paulo: Associação Brasileira de Ciclo de Vida, 2014. p. 487 - 492. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1007477/avaliacao-do-desempenho-ambiental-do-etanol-de-milho-para-o-brasil>>. Acesso em: 20 mar. 2018.

- DONKE, Ana Cristina Guimarães et al. Usina Flex: Comparação dos desempenhos ambiental e energético de etanol de cana-de-açúcar, milho e sorgo. In: CONGRESSO BRASILEIRO EM GESTÃO DO CICLO DE VIDA, 5., 2016, Fortaleza. **Separata**. São Paulo: Associação Brasileira de Ciclo de Vida, 2016. p. 364 - 370. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1064075/usina-flex-comparacao-dos-desempenhos-ambiental-e-energetico-do-etanol-de-cana-de-acucar-milho-e-sorgo>>. Acesso em: 20 mar. 2018.
- DUPONT PIONEER. **Fenologia do Milho**. Disponível em: <<http://www.pioneersementes.com.br/milho/fenologia-do-milho>>. Acesso em: 18 mar. 2018.
- ELKINGTON, John. **Cannibals with forks: The triple bottom line of 21st century business**. Oxford: Capstone, 1997. 394 p.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Summary Lifecycle Analysis Greenhouse Gas Results for the U.S. Renewable Fuels Standard Program**. 2016. Disponível em: <<https://www.epa.gov/fuels-registration-reporting-and-compliance-help/lifecycle-greenhouse-gas-results>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- ESPAÑA-GAMBOA, Elda et al. Vinasses: characterization and treatments. **Waste Management & Research**, [s.l.], v. 29, n. 12, p.1235-1250, dez. 2011. SAGE Publications. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1177/0734242x10387313>>. Acesso em: 10 maio 2018.
- FEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DO ESTADO DE MATO GROSSO (Org.). Usinas de etanol de milho são viáveis em Mato Grosso. **Famato em Campo: Jornal do sistema FAMATO**. Cuiabá, p. 06-07. out. 2017. Disponível em: <http://www.famato.org.br/arquivos/jornal_impreso/10102017054130.pdf>. Acesso em: 14 abr. 2018.
- FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO (Org.). **Quanto custa o gás natural para a indústria no Brasil?** Rio de Janeiro: Firjan, 2011. 33 p. (Estudos para o desenvolvimento do Estado do Rio de Janeiro). Disponível em: <<http://www.firjan.com.br/lumis/portal/file/fileDownload.jsp?fileId=2C908A8F4EBC426A014EC144CB142B50>>. Acesso em: 01 maio 2018
- FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO (Org.). **Manual de gerenciamento de resíduos: guia de procedimento passo a passo**. 2. ed. Rio de Janeiro: GMA, 2006. 27 p. Autora: Maroun, C.A.. Colaboração: SEBRAE/RJ. Disponível em: <<http://www.firjan.com.br/publicacoes/manuais-e-cartilhas/gerenciamento-de-residuos.htm#pubAlign>>. Acesso em: 19 mar. 2018.
- GALLAGHER, Paul W.; BRUBAKER, Heather; SHAPOURI, Hosein. Plant size: Capital cost relationships in the dry mill ethanol industry. **Biomass And Bioenergy**, [s.l.], v. 28, n. 6, p.565-571, jun. 2005. Elsevier BV.. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.01.001>>. Acesso em: 01 maio 2018.

- GRIPPA, Mario José Cacho. **Planta Flex no Mato Grosso**. 2012. 61 f. Curso de Pós-graduação MBA – Gestão do Agronegócio, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/1884/44422>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- HEIJUNGS, Reinout; HUPPES, Gjalt; GUINÉE, Jeroen B. Life cycle assessment and sustainability analysis of products, materials and technologies. Toward a scientific framework for sustainability life cycle analysis. **Polymer Degradation and Stability**, [s.l.], v. 95, n. 3, p.422-428, mar. 2010. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2009.11.010>>. Acesso em: 02 maio 2018.
- INDEPENDENT PROJECT ANALYSIS. **Capital Project Risk Analysis & Benchmarking**. Disponível em: <<https://www.ipaglobal.com/services/risk-analysis-and-benchmarking>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- INSTITUTO DE ESTUDOS PECUÁRIOS (Maringá). **Cotação – Ureia Agrícola**. 2017. Disponível em: <<http://iepec.com/cotacao-ureia-agricola/>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (Org.). **Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, United Kingdom And New York, Usa: Cambridge University Press, 2007. 996 p. (Climate Change 2007: The Physical Science Basis). Edição de: Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K.; Tignor, M.B.; Miller, H.L. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg1_report_the_physical_science_basis.htm>. Acesso em: 08 maio 2018.
- KELSALL, Dave R; LYONS, T Pearse. Grain dry milling and cooking procedures: extracting sugars in preparation for fermentation. In: A JACQUES, K; LYONS, T P; KELSALL, D R (Ed.). **The alcohol textbook: A reference for the beverage, fuel and industrial alcohol industries**. 4. ed. Bath: Nottingham University Press, 2003. Cap. 2. p. 9-21.
- KARUPPIAH, Ramkumar et al. Energy optimization for the design of corn-based ethanol plants. **AIChE Journal**, [s.l.], v. 54, n. 6, p.1499-1525, 2008. Wiley-Blackwell. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1002/aic.11480>>. Acesso em: 27 mar. 2018.
- LI, Hua; NITIVATTANANON, Vilas; LI, Peng. Developing a Sustainability Assessment Model to Analyze China's Municipal Solid Waste Management Enhancement Strategy. **Sustainability**, [s.l.], v. 7, n. 2, p.1116-1141, 22 jan. 2015. MDPI AG. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.3390/su7021116>>. Acesso em: 05 maio 2018.
- LOVE MONDAYS. **Salários de Operador Industrial**. Disponível em: <www.lovemondays.com.br>. Acesso em: 01 maio 2018.
- MA, Jianzhong et al. A review of atmospheric chemistry research in China: photochemical smog, haze pollution, and gas-aerosol interactions. **Advances in Atmospheric Sciences**, [s.l.], v. 29, n. 5, p.1006-1026, 12 ago. 2012. Springer Nature. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s00376-012-1188-7>>. Acesso em: 09 maio 2018.

- MAHANNA, Bill et al. **Silage Zone Manual**. Johnston, Ia: Dupont Pioneer, 2014. 108 p. Disponível em: <https://ca.pioneer.com/east/media/1274/2014_silage_zone_manual-2.pdf>. Acesso em: 11 abr. 2018.
- MENGUE, Deivis Machado et al. Diagnóstico e avaliação do ciclo de vida do gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos do município de Três Cachoeiras - RS. **Tecnológica**, [s.l.], v. 19, n. 2, p.69-77, 16 jul. 2015. APESC - Associação Pro-Ensino em Santa Cruz do Sul. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.17058/tecnolog.v19i2.5815>>. Acesso em: 05 maio 2018.
- MARTIN, Thomas Newton et al. Questões relevantes na produção de sementes de milho - Primeira parte. **Revista da Faculdade de Zootecnia, Veterinária e Agronomia**, Uruguaiana, v. 14, n. 1, p.119-138, 2007. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Disponível em: <<http://revistaseletronicas.pucrs.br/ojs/index.php/fzva/article/view/2483/1942>>. Acesso em: 11 abr. 2018.
- MCALOON, Andrew et al. **Determining the Cost of Producing Ethanol from Corn Starch and Lignocellulosic Feedstocks**. Colorado: National Renewable Energy Laboratory, 2000. 35 p. Disponível em: <<https://www.nrel.gov/docs/fy01osti/28893.pdf>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- MCDUGALL, Forbes R et al. **Integrated Solid Waste Management: a Life Cycle Inventory**. 2. ed. [s.l.]: Blackwell Science, 2001. 513 p.
- MERSONI, Cristina; REICHERT, Geraldo Antônio. Comparação de cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica da Avaliação do Ciclo de Vida: o caso do município de Garibaldi, RS. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 22, n. 5, p.863-875, out. 2017. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017150351>>. Acesso em: 30 abr. 2018.
- MILANEZ, Bruno; FERNANDES, Lúcia de Oliveira; PORTO, Marcelo Firpo de Souza. A coincineração de resíduos em fornos de cimento: riscos para a saúde e o meio ambiente. **Ciência & Saúde Coletiva**, [s.l.], v. 14, n. 6, p.2143-2152, dez. 2009. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/s1413-81232009000600021>>. Acesso em: 13 abr. 2018.
- MILANEZ, Artur Yabe et al. A produção de etanol pela integração do milho-safrinha às usinas de cana-de-açúcar: avaliação ambiental, econômica e sugestões de política. **Revista do BNDES**, Rio de Janeiro, n. 41, p.147-207, jul. 2014. Disponível em: <<http://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2496>>. Acesso em: 20 mar. 2018.
- MIRANDA, Mariana Maia de. **Fator de emissão de gases de efeito estufa da geração de energia elétrica no Brasil**: implicações da aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.11606/D.18.2012.tde-22012013-112737>>. Acesso em: 08 mai. 2018.

- MOREIRA, Joserlan N et al. Effect of detasseling on baby corn, green ear and grain yield of two maize hybrids. **Horticultura Brasileira**, [s.l.], v. 28, n. 4, p.406-411, dez. 2010. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/s0102-05362010000400005>>. Acesso em: 11 abr. 2018.
- OLINTO, Francisco Ariclones et al. Compostagem de Resíduos Sólidos. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [s.l.], v. 7, n. 5, p.40-44, mar. 2013. Disponível em: <<https://doaj.org/article/a100c74c78d7487c9cee6d941c9c4cea>>. Acesso em: 12 abr. 2018.
- OLIVEIRA, Geiza Lima de et al. Metodologia TECLIM para uso racional de água na indústria: o banco de ideias no contexto da metodologia front-end loading. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [s.l.], v. 21, n. 4, p.753-764, dez. 2016. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016109240>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (Org.). **Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development**. New York: ONU, 2015. 41 p. Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld/publication>>. Acesso em: 02 maio 2018.
- PESKE, Silmar Teichert; ROSENTHAL, Mariane D'avila; ROTA, Gladis Rosane Medeiros (Ed.). **Sementes: fundamentos científicos e tecnológicos**. Pelotas, 2003. 415 p.
- PETERS, Max S; TIMMERHAUS, Klaus D.; WEST, Ronald E.. Analysis of Cost Estimation. In: PETERS, Max S; TIMMERHAUS, Klaus D.; WEST, Ronald E.. **Plant Design and Economics for Chemical Engineers**. 5. ed. Nova Yorque: Mcgraw Hill Higher Education, 2002. Cap. 6. p. 226-278
- PIONEER DUPONT (Org.). **Silage Zone Manual**. [s.l.]: Pioneer Dupont, 2014. 108 p. Disponível em: <https://ca.pioneer.com/east/media/1274/2014_silage_zone_manual-2.pdf>. Acesso em: 11 abr. 2018.
- Receita Federal do Brasil. **IRPJ (Imposto sobre a renda das pessoas jurídicas)**. Disponível em: <<http://idg.receita.fazenda.gov.br/acesso-rapido/tributos/IRPJ>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- RECEITA FEDERAL DO BRASIL. **INSTRUÇÃO NORMATIVA RFB Nº 1700, DE 14 DE MARÇO DE 2017**: I. Brasília: Dou, 2017. Disponível em: <<http://normas.receita.fazenda.gov.br/sijut2consulta/link.action?visao=anotado&idAto=81268#1706802>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- RENEWABLE FUELS ASSOCIATION (Eua). **World Fuel Ethanol Production**. Disponível em: <<http://www.ethanolrfa.org/resources/industry/statistics/>>. Acesso em: 18 mar. 2018.
- REZENDE, Mariana Felicetti et al. Substituição parcial do cimento Portland pela cinza de bagaço de cana-de-açúcar em habitações de interesse social. **Revista Agrogeoambiental**, [s.l.], v. 9, n. 1, p.87-89, 12 abr. 2017. IFSULDEMINAS (Instituto

- Federal do Sul de Minas).. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v9n12017914>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- RIPA, M. et al. The relevance of site-specific data in Life Cycle Assessment (LCA). The case of the municipal solid waste management in the metropolitan city of Naples (Italy). **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 142, p.445-460, jan. 2017. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.149>>. Acesso em: 05 maio 2018.
- ROCHA, Sônia Denise Ferreira; LINS, Vanessa de Freitas Cunha; ESPÍRITO SANTO, Belinazir Costa do. Aspectos do coprocessamento de resíduos em fornos de clínquer. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.l.], v. 16, n. 1, p.1-10, mar. 2011. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522011000100003>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- RODRÍGUEZ-IGLESIAS, Jesús et al. Life cycle analysis of municipal solid waste management possibilities in Asturias, Spain. **Waste Management & Research**, [s.l.], v. 21, n. 6, p.535-548, dez. 2003. SAGE Publications. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1177/0734242x0302100606>>. Acesso em: 11 maio 2018.
- ROY, Poritosh et al. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. **Journal of Food Engineering**, [s.l.], v. 90, n. 1, p.1-10, jan. 2009. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2008.06.016>>. Acesso em: 06 maio 2018.
- SALLA, Diones Assis et al. Estudo energético da produção de biocombustível a partir do milho. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 40, n. 9, p.2017-2022, set. 2010. Disponível em: <<https://doaj.org/article/64057015fade45b7be4ffacd54b51067>>. Acesso em: 19 mar. 2018.
- SANTOS, Jamilton Pereira dos; MANTOVANI, Evandro Chartuni. **Perdas de grãos na cultura do milho: pré-colheita, colheita, transporte e armazenamento**. Sete Lagoas: EMBRAPA- CNPMS, 1997 40p. (Circular Técnica, 24). Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/478847/perdas-de-graos-na-cultura-do-milho-pre-colheita-colheita-transporte-e-armazenamento>>. Acesso em: 08 abr. 2018.
- SANTOS, Maria Fernanda Nóbrega dos et al. Importância da avaliação do ciclo de vida na análise de produtos: possíveis aplicações na construção civil. **Gestão da Produção, Operações e Sistemas**, [s.l.], v. 6, n. 2, p.57-73, abr./jun. 2011. Disponível em: <<http://revista.feb.unesp.br/index.php/gepros/article/view/882>>. Acesso em: 02 maio 2018.
- SÃO PAULO (Estado). Lei nº 12300, de 16 de março de 2006. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e define princípios e diretrizes. **DOE**. São Paulo, SP, 17 mar. 2006. p. 1. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2006/lei-12300-16.03.2006.html>>. Acesso em: 12 abr. 2018.
- SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS (Org.). **Gestão de resíduos sólidos**. 2. ed. Cuiabá: Sebrae, 2015a. 36 p. (Sustentabilidade nos pequenos negócios). Disponível em:

- <[http://sustentabilidade.sebrae.com.br/Sustentabilidade/Para sua empresa/Publicações/Sebrae_Cartilha2ed_Gestao_Residuos.pdf](http://sustentabilidade.sebrae.com.br/Sustentabilidade/Para_sua_empresa/Publicações/Sebrae_Cartilha2ed_Gestao_Residuos.pdf)>. Acesso em: 19 mar. 2018.
- SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS (Org.). **Sustentabilidade**. 2. ed. Cuiabá: Sebrae, 2015b. 28 p. (Sustentabilidade nos pequenos negócios). Disponível em: <[http://sustentabilidade.sebrae.com.br/Sustentabilidade/Para sua empresa/Publicações/Cartilhas/Sebrae_Cartilha2ed_Sustentabilidade.pdf](http://sustentabilidade.sebrae.com.br/Sustentabilidade/Para_sua_empresa/Publicações/Cartilhas/Sebrae_Cartilha2ed_Sustentabilidade.pdf)>. Acesso em: 19 mar. 2018.
- SCHRILLA, John. **DESIGN OF AN ETHANOL FERMENTATION PLANT**. [s.l.]: S, 2015. 21 p. Disponível em: <http://ksmladership.com/wp-content/uploads/2015/06/Schrilla_J_Spring_2015.pdf>. Acesso em: 01 maio 2018.
- SILVA, Claudio Manuel da. A compostagem como destinação ambientalmente adequada para descarte de sementes tratadas com defensivos agrícolas. **Abrasem**: Anuário 2016, Brasília, p.36-41, dez. 2016. Disponível em: <http://www.abrasem.com.br/wp-content/uploads/2013/09/Anuario_ABRASEM_2016_SITE.pdf>. Acesso em: 01 maio 2018.
- SIQUEIRA, Ligia Cristina Gonçalves de. **Avaliação do impacto das emissões de metais geradas no coprocessamento de resíduos em fábricas de cimento**. 2005. Dissertação (Mestrado em Saúde Ambiental) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.11606/D.6.2005.tde-10092008-144735>>. Acesso em: 13 abr. 2018.
- Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **SNIS - Série Histórica**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/aplicacao-web-serie-historica>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- SODRÉ, Camilla Fernanda Lima; SILVA, Yuri Jorge Almeida da; MONTEIRO, Isabella Pearce. Acidificação dos Oceanos: fenômeno, consequências e necessidade de uma Governança Ambiental Global. **Revista Científica do Centro de Estudos em Desenvolvimento Sustentável da UNDB**, [s.l.], v. 1, n. 4, jan./jul. 2016. Semanal. Disponível em: <www.undb.edu.br/ceds/revistadoceds>. Acesso em: 10 maio 2018.
- SONG, Qingbin; WANG, Zhishi; LI, Jinhui. Environmental performance of municipal solid waste strategies based on LCA method: a case study of Macau. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 57, p.92-100, out. 2013. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.042>>. Acesso em: 05 maio 2018.
- SOUZA, Amanda P. de et al. Sugarcane as a Bioenergy Source: History, Performance, and Perspectives for Second-Generation Bioethanol. **Bioenergy Research**, [s.l.], v. 7, n. 1, p.24-35, 29 ago. 2013. Springer Nature. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s12155-013-9366-8>>. Acesso em: 14 abr. 2018.
- SUSTAINABILITY-ED. **Principles of sustainability**: People, planet and profits. Disponível em: <<http://www.sustainability-ed.org.uk/pages/what3-1.htm>>. Acesso em: 01 maio 2018.

- TORRES, Guilherme Arf; TARIFA, Luiz Renato Marques. **Dossiê Técnico: Aproveitamento de resíduos agrícolas**. [s.l.]: Universidade de São Paulo, 2012. 22 p. Disponível em: <<http://respostatecnica.org.br/dossie-tecnico/downloadsDT/NTcwMQ>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- TOWLER, Gavin; SINNOTT, Ray. **Chemical Engineering Design: Principles, Practice and Economics of Plant and Process Design**. 2. ed. [s.l.]: Butterworth-Heinemann (Elsevier), 2013.
- TSAGKARI, Mirela et al. Early-Stage Capital Cost Estimation of Biorefinery Processes: A Comparative Study of Heuristic Techniques. **Chemsuschem**, [s.l.], v. 9, n. 17, p.2284-2297, 3 ago. 2016. Wiley. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1002/cssc.201600309>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- TURNER, David A.; WILLIAMS, Ian D.; KEMP, Simon. Combined material flow analysis and life cycle assessment as a support tool for solid waste management decision making. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 129, p.234-248, ago. 2016. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.077>>. Acesso em: 05 maio 2018.
- TURTON, R et al. **Analysis, synthesis and design of chemical processes**. 2. ed. Prentice Hall, 2012.
- UNIÃO DA AGROINDÚSTRIA CANAVIEIRA. **Brazilian sugarcane ethanol reduces greenhouse gas emissions by up to 90%**. Disponível em: <<http://english.unica.com.br/download.php?idSecao=17&id=10472692>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- VASCONCELOS, Laura Cristina da Silva et al. A chuva ácida e a climatologia geográfica no ensino médio. **Geo UERJ**, [s.l.], v. 2, n. 19, p.44-78, jun. 2009. Disponível em: <<http://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/geouerj/issue/view/152>>. Acesso em: 09 maio 2018.
- VISÃO AGRÍCOLA**. Piracicaba: USP ESALQ, v. 13, 2015. Mensal. Disponível em: <<http://www.esalq.usp.br/visaoagricola/edicoes/milho>>. Acesso em: 01 maio 2018.
- ZANCANARO, Paolo Orlando et al. Avaliação de tecnologias de refúgio no cultivo de milho transgênico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [s.l.], v. 47, n. 7, p.886-891, jul. 2012. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2012000700002>>. Acesso em: 11 abr. 2018.