



CUSTOS SOCIOAMBIENTAIS DOS AGROTÓXICOS E VALORAÇÃO DE SEUS IMPACTOS

**DOCUMENTO
DE TRABALHO**



Junho de 2021

Wagner Lopes Soares

Leonardo Bakker

Pedro Gasparinetti



DOCUMENTO DE TRABALHO
JUNHO 2021

CUSTOS SOCIOAMBIENTAIS DOS AGROTÓXICOS E VALORAÇÃO DE SEUS IMPACTOS

Autoria

Wagner Lopes Soares

Leonardo Bakker

Pedro Gasparinetti

Formatação

Victor Araújo

Revisão ortográfica

Daniely Lima

Foto da Capa: Aqua Mechanical/Flickr

ÍNDICE

RESUMO EXECUTIVO	6
CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO	8
Por que agrotóxicos são usados?	9
Falácias sobre o uso de agrotóxicos	9
Mercado de agrotóxicos no Brasil	10
Agrotóxicos mais vendidos no Brasil e a permissão ou proibição no mercado internacional	14
CAPÍTULO 2 - CATEGORIAS DE IMPACTO DA UTILIZAÇÃO DE AGROTÓXICOS	21
Impacto dos agrotóxicos na saúde humana	23
Efeitos dos agrotóxicos na Vizinhança	25
Valoração Econômica dos Impactos de Agrotóxicos	26
CAPÍTULO 3 - AGROTÓXICOS E O VALOR DE SEUS CUSTOS SOCIAIS NO BRASIL	33
Intoxicação Aguda	34
Efeitos Crônicos	35
Custos Ambientais	40
Custos com Regulação	44
Modelagem espacial do impacto de agrotóxicos: O estudo de caso no Paraná, Brasil.	47
Considerações Finais	49
CAPÍTULO 4 - INSTRUMENTOS DE GESTÃO E ALTERNATIVAS	51
Pulverização Aérea - Por que proibir	52
Prevenir (regular) vs. Remediar (compensar)	55
Objetivos da taxação pigouviana: Arrecadar ou mudar comportamento?	58
Alternativas e recomendações ao uso de agrotóxicos	58
As políticas de regulação em 2021 e o futuro dos agrotóxicos no Brasil	60
Considerações Finais	63
BIBLIOGRAFIA	65

LISTA DE FIGURAS E QUADROS

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Uso médio de pesticidas por área plantada no Brasil (2000-2017)	11
Figura 2 - Percentual de estabelecimentos que utilizam agrotóxicos por município	13
Figura 3 - Primeiras medidas restritivas sobre organoclorados (Brasil, EUA e UE)	15
Figura 4 - Agrotóxicos mais comercializados no Brasil no ano de 2018	16
Figura 5 - Disposição a pagar pela redução de risco da utilização de agrotóxicos	22
Figura 6 - Custo social e ambiental dos impactos de pesticidas nos EUA.....	28
Figura 7 - Custo médio de intoxicação por pessoa, para o Brasil, Sri Lanka, Chile e Equador Erro! Indicador não definido.	
Figura 8 - DAP dos estudos levantados por pessoa/ano, em US\$2000 (escala logarítmica)	30
Figura 9 - DAP por categoria de impacto	31

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1- Despesa com agrotóxicos do estabelecimento agropecuário, classificado segundo a sua atividade principal - Brasil, 2017.....	14
Tabela 2 - Limite Máximo de Resíduo do glifosato na União Europeia e no Brasil.....	17
Tabela 3 - Limite Máximo de Resíduo do 2,4 - D na União Europeia e no Brasil	18
Tabela 4 - Limite Máximo de Resíduo do mancozebe na União Europeia e no Brasil	19
Tabela 5 - Limite Máximo de Resíduo do atrazina na União Europeia e no Brasil.....	20
Tabela 6 - Limite Máximo de Resíduo do acefato na União Europeia e no Brasil	20
Tabela 7 - Revisão dos estudos da literatura sobre associações entre tipos cânceres e a exposição a agrotóxicos	36
Tabela 8 - Lista de ingredientes ativos de grande consumo no Brasil com autorização da Anvisa e sua relação com cânceres	37
Tabela 9 - Custo com tratamento e produção sacrificada com cânceres associados ao uso de agrotóxicos, Brasil - 2018	39
Tabela 10 - Valor das vendas (mil reais) para as 2.158.914 caixas de colmeias dos estabelecimentos agropecuários com apicultura no Brasil - 2017	43
Tabela 11 - Percentual de Amostras Insatisfatório no PARA	45
Tabela 12 - Estimativas de perdas econômicas por produtos agrícolas em desconformidade com os padrões de segurança para o consumo.....	47
Tabela 13 - Cenários de custo com intoxicações agudas	48

BOXES

Box 1: Definição e Categorias de Agrotóxicos

Box 2: Observações das DAPs

Box 3: Externalidades

Box 4: Valor da vida estatística

Box 5: Grupo Bayer perde recurso nos EUA, em caso de câncer envolvendo o herbicida RoundUp

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABRALE - Associação Brasileira de Linfoma e Leucemia
ABRASCO - Associação Brasileira de Saúde Coletiva
ADI - Ação Direta de Inconstitucionalidade
AHS - Agricultural Health Study
ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária
CNA - Confederação Nacional de Agricultura e Pecuária
CNPO - Cadastro Nacional de Produtos Orgânicos
COFINS – Contribuição para Financiamento da Seguridade Social
COI – Custo da Doença
CONFAZ - Conselho Nacional de Política Fazendária
DAP - Disposição a Pagar
EUA – Estados Unidos da América
FAO - Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura
IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMS - Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços
IPCA – Índice de Preços ao Consumidor Amplo
IPI – Imposto sobre Produtos Industrializados
LMR – Limite Máximo de Resíduos
MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MPF – Ministério Público Federal
MS – Ministério da Saúde
OCDE - Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
OIT - Organização Internacional do Trabalho
OPAS - Organização Panamericana de Saúde)
PARA – Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimento
PIS – Programa de Integração Social
PL - Projeto de Lei
PL – Projeto de Lei
PNAD - Pesquisa por Amostra de Domicílio
PNARA - Política Nacional de Redução dos Agrotóxicos
POF – Pesquisa de Orçamentos Familiares
PSOL - Partido Socialismo e Liberdade
REBIPP - Rede Brasileira de Interações Planta-Polinizador
SINAN - Sistema de Informações de Agravos de Notificação (Sinan).
SINITOX - Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas
STF - Supremo Tribunal Federal
SUS – Sistema Único de Saúde
TCU – Tribunal de Contas da União
UE – União Europeia
USDA - Departamento de Agricultura dos Estados Unidos da América
VSL – Valor Estatístico da Vida



Foto: CIAT/Flickr

RESUMO EXECUTIVO

Os agrotóxicos são substâncias desenvolvidas para contribuir para o crescimento da produtividade agrícola. Entretanto, essas substâncias são motivo de preocupação por conta de seus efeitos colaterais ambientais e na saúde humana. Este estudo visa contribuir para o entendimento e discussão sobre os custos sociais e ambientais de seus efeitos indiretos, muitas vezes invisíveis à primeira vista. Essa discussão se faz especialmente importante no atual momento, de crescente flexibilização de seu uso, para contribuir com o embasamento de decisões relacionadas à sua regulação, assim como no contexto de proposta de reforma tributária para o uso dos instrumentos econômicos de regulação para produtos geradores de externalidades negativas, como o caso dos agrotóxicos, considerando assim a ponderação de todos seus custos e benefícios.

Este relatório está estruturado em quatro capítulos. Primeiramente, partimos para apresentação dos principais usos de agrotóxicos no Brasil, fazendo uma comparação com os níveis de permissão e uso em outros países. No capítulo seguinte, seus impactos são descritos segundo diferentes efeitos sobre a saúde humana e degradação ambiental, com destaque também sob o potencial de danos sobre a vizinhança das áreas em que são aplicados. Ressaltamos o esforço da ciência econômica na tentativa de atribuir uma magnitude de valor monetário a danos não-monetários ao bem-estar social, destacando as metodologias disponíveis de valoração econômica dos impactos dos agrotóxicos sobre a saúde humana e o meio ambiente. São apresentados exemplos de estudos de caso internacionais e brasileiros que trazem estimativas de custos socioambientais que devem ser considerados para formulação de políticas públicas, desde decisões de proibição, até de regulações para evitar, mitigar e compensar danos em diferentes níveis.

No terceiro capítulo, conduzimos quatro exercícios de valoração dos impactos econômicos dos agrotóxicos no Brasil, separados segundo tipos de externalidades: intoxicação aguda, efeitos crônicos à saúde, custos ambientais e custos com regulação dos agrotóxicos. Como resultado, temos valores bastante expressivos e inéditos para o caso brasileiro.

Por fim, trazemos uma discussão teórica sobre diferentes possibilidades de regulação do uso de agrotóxicos, seguido da apresentação do panorama atual das políticas de regulação e as perspectivas para o futuro dos agrotóxicos no Brasil. Concluímos que para se avançar numa agenda de pesquisa mais ampla sobre agrotóxicos e seus impactos no país, é importante incorporar ao debate a valoração econômica dos custos sociais dos agrotóxicos. Assim, a avaliação da relação custo-benefício desses produtos pode apoiar os responsáveis pelas políticas públicas para a percepção de que incentivos estatais ao uso dos agrotóxicos devem passar por uma perspectiva social, e não exclusivamente privada.

A valoração econômica dos custos sociais dos agrotóxicos pode servir como ferramenta de apoio de forma mais direta, como, por exemplo, municiando o Ministério Público Federal em avaliações pecuniárias das perdas e danos dos agentes impactados. No entanto, isso somente é possível desde que busquemos o melhoramento dos dados dos agrotóxicos no país e, em casos mais específicos, fomentando a aplicação de pesquisas especialmente desenhadas para esse fim.



Foto: Kevin Bubriski,
UNDP/Flickr

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

Por que agrotóxicos são usados?

A maior utilização de agrotóxicos se iniciou na Revolução Verde da década de 1960, quando houve uma intensificação do uso de insumos químicos e maior mecanização da produção (FERREIRA, 2013). Quando criados, os agrotóxicos químicos foram difundidos como um símbolo do progresso agrícola, que garantiam, no curto prazo, aumentos na produtividade agrícola a partir do controle de pragas que traziam prejuízos evitáveis de até 40% da produção agrícola bruta no mundo (PRETTY et al, 1999 apud FERREIRA, 2013). Tais perdas econômicas resultariam na consequente elevação dos preços e maior dependência a produtos importados (Godoy et al, 2004, apud Ferreira, 2013).

Sob a ótica do produtor rural, diversos autores (FEDER, 1979; REICHELDERFER, 1980; WETZSTEIN, 1981) justificam a utilização dos agrotóxicos como um seguro agrícola, considera os efeitos da incerteza nas decisões de uso de agrotóxicos por parte de agricultores avessos ao risco – de modo que quanto mais o agricultor for avesso ao risco, maior será a aplicação de agrotóxicos na produção. Cabe ressaltar que essa aplicação independe do tamanho da população de pragas e do custo marginal para controle.

Os defensores dos agrotóxicos argumentam que sua utilização contribui para o cumprimento de exigências sanitárias na saúde, já que combatem pragas e doenças. Além disso, minimizam a necessidade de mão de obra quando comparada a produções orgânicas (COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS, 2002 apud Ferreira, 2013). Este argumento é utilizado, por exemplo, para justificar incentivos fiscais para a redução do preço do produto agrícola convencional (com agrotóxico), sob a prerrogativa de menor custo em relação aos produtos advindos de sistemas orgânicos e agroecológicos.

Falácias sobre o uso de agrotóxicos

Os autores Soares et al (2020) discutem algumas falácias na argumentação de que os agrotóxicos são os responsáveis pelo menor preço de produtos convencionais. Em relação a produção orgânica, por exemplo, ressaltam que existem dificuldades em na redução de preços por questões relacionadas à sua baixa escala e menor oferta, e não por baixa produtividade por hectare. Além disso, os instrumentos creditícios e fiscais que apoiam a indústria química geram um efeito perverso na produção agrícola, tornando os produtores rurais dependentes de agrotóxicos no longo prazo. Tal efeito em uma larga escala temporal acaba reduzindo o retorno econômico da produção convencional, tendo em vista que aplicações contínuas de defensivos aumentam a resistência das pragas, exigindo o uso mais frequentes desses produtos e em dosagens maiores as anteriormente recomendadas. Soma-se a isso, o surgimento de novas espécies, o que concorre para acelerar a descoberta de moléculas mais eficientes, mas normalmente mais caras.

Outro ponto discutido é que a redução nos custos não se sustenta no longo prazo, pois sua efetividade decai ao longo do tempo, e em muitos casos, não é percebido pelo agricultor. Por exemplo, dados dos censos agropecuários revelam que nos estabelecimentos cuja classificação da atividade econômica principal é “algodão”, para gerar um valor da produção de R\$1 gastava-se (em 2006) R\$0,01 com agrotóxicos, ao passo que em 2017 esse valor saltou para R\$0,15, um

aumento de mais de 1200%. Nos que possuem classificação como soja, aumentou-se 588%, passando de R\$0,02 para R\$0,14, e na cana-de-açúcar, teve-se um aumento de 102%, com R\$0,04 em 2006, e R\$0,08, em 2017 (ABRASCO, 2020).

Ao estudar individualmente as maiores culturas agrícolas no país, Bombardi (2018) afirma que não há aumento de produtividade, nem mesmo no curto prazo, e que essas produções tendem apenas ao incremento da área plantada, que tem como principal consequência o desmatamento. Essa hipótese pode ser justificada pela ótica econômica chamada de paradoxo de Jevons, pois a implantação de uma tecnologia que supostamente aumente a produtividade acaba por produzir uma expectativa de crescimento de rentabilidade com os agrotóxicos, que por fim, causa um efeito perverso de aumento da área ocupada (LIM et al, 2016¹; ASSUNÇÃO & SOUZA, 2020). Esse mesmo efeito pode ser exemplificado com a implementação de técnicas que aumentem a intensificação da pecuária, fato este que gerará um efeito perverso com o aumento da área ocupada por essa atividade (LIM et al, 2016).

Mercado de agrotóxicos no Brasil

O mercado global de agrotóxicos é estimado em quase US\$ 51 bilhões ao ano em 2011, e tem o Brasil como o país com maior participação na demanda mundial, com 19% (ou US\$ 9 bilhões) (SINDAG, 2012 apud ABRASCO, 2015), seguido pelos Estados Unidos com 17% (ANVISA; UFPR, 2012 apud ABRASCO, 2015).

A participação do Brasil vem crescendo ano após ano e, segundo dados do IBAMA, 2019¹, o consumo de agrotóxicos no país passou de 162 mil toneladas em 2000 para 549 mil toneladas em 2018, ou seja, teve um crescimento de mais de 3 vezes em 18 anos. Outro fator preocupante é o uso em termos de kg/ha de área plantada, que mais do que duplicou nos últimos anos (FAO, 2018). O Ministério da Saúde (2018) estima que a comercialização de agrotóxicos por área plantada corresponde a 16,87 kg/ha (base de dados do IBGE e Agrofit).

¹ <http://www.ibama.gov.br/agrotóxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotóxicos#boletinsanuais>

Box 1: Definição e Categorias de Agrotóxicos

Agrotóxicos são definidos no Brasil pela Lei nº. 7.802/1989, no artigo 2º, como:

a) os produtos e os agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou implantadas, e de outros ecossistemas e de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos;

b) substâncias e produtos, empregados como desfolhantes, dessecantes, estimuladores e inibidores de crescimento; II - componentes: os princípios ativos, os produtos técnicos, suas matérias-primas, os ingredientes inertes e aditivos usados na fabricação de agrotóxicos e afins.

Os agrotóxicos podem ser classificados, segundo com ABRASCO (2015), de acordo com: tipos de praga que controlam (inseticidas, fungicidas, herbicidas, entre outros), grau de toxicidade (extremamente tóxico - I, altamente tóxico - II, medianamente tóxico - III e pouco tóxico - IV), classificação ambiental (Altamente perigoso, muito perigoso, perigoso, pouco perigoso e sem classificação) e por grupos químicos (organoclorados, organofosforados, difenóis, entre outros). Algumas dessas classificações são estabelecidas pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA, como o grau de toxicidade. De forma complementar, a ANVISA também determina Limites Máximos de Resíduos (LMR) e Ingestão Diária Aceitável (IDA) para cada produto, de modo a estabelecer o risco que cada um apresenta para o ambiente e para a saúde humana.

Sexton et al (2007) demonstra uma projeção mais conservadora para o mercado global, mas ainda assim dramática, na qual considera as tendências de produção, regulamentação e inovação das últimas décadas. Em suas estimativas, a produção global de agrotóxicos será 2,7 vezes maior em 2050 do que em 2000, expondo os seres humanos e o meio ambiente a níveis consideravelmente mais altos de agrotóxicos.

Dentre as classes de agrotóxicos, os herbicidas representam cerca de 45% do total de agrotóxicos comercializados no país (ABRASCO, 2015), e são caracterizados pelo combate a plantas daninhas prejudiciais ao desempenho de certas culturas como a soja. Grande parte do incremento observado dos agrotóxicos nas duas últimas décadas se deve ao herbicida glifosato, resistente a soja transgênica, introduzida no país neste mesmo período. Somente esse herbicida representou 38,7% do total de vendas com agrotóxicos no país em 2019 (IBAMA, 2019).

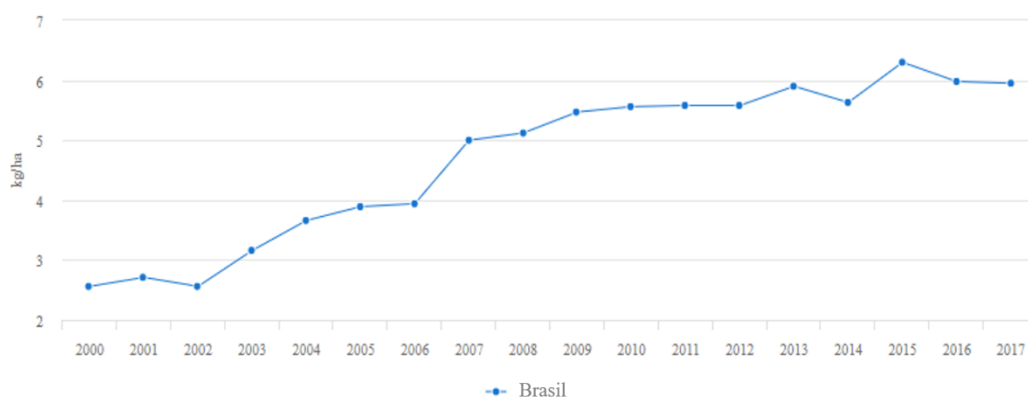


Figura 1 - Uso médio de pesticidas por área plantada no Brasil (2000-2017)

Fonte: FAO

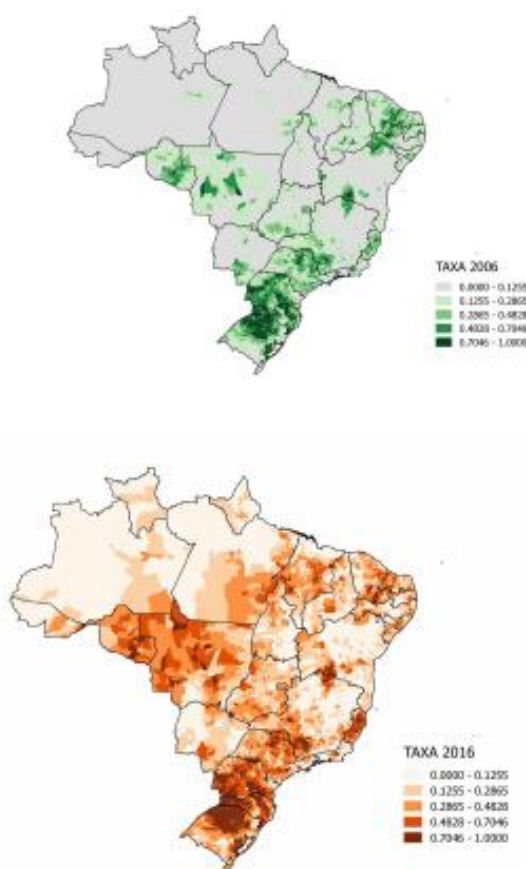
Os fungicidas, representantes de 14% do total de agrotóxicos comercializados em território nacional, visam o combate aos fungos de plantas. Segundo ABRASCO (2015), cerca de 20% dos ingredientes ativos de fungicidas são destinadas aos cultivos de hortaliças, representando assim, um importante insumo para essa categoria. Por fim, os inseticidas são responsáveis por 12% dos agrotóxicos comercializados nacionalmente, e tem sua ação em insetos nocivos às culturas de interesse econômico

Segundo estudo da INDEA/MT (2011) *apud* ABRASCO (2015), a média de uso de agrotóxicos no Brasil corresponde a 12 litros/hectare por ano, sendo a cultura de algodão a que mais utiliza tais substâncias com 28 l/ha. A cultura da soja, por exemplo, utiliza em média 12 litros/hectare por ano. Outra métrica importante consiste na exposição média ambiental/ ocupacional/alimentar de 4,5 litros de agrotóxicos por habitante no Brasil (IBGE/SIDRA, 1998- 2011; SINDAG, 2011; ABRASCO, 2015), o que não significa que as pessoas irão consumir litros de agrotóxicos no ano, pois estes acabam sendo escoados para o meio ambiente. Todavia, tais números dão a dimensão do impacto que isto gera na saúde e no ambiente (BOMBARDI, 2018).

Segundo o Censo agropecuário de 2017, 36% dos estabelecimentos relataram usar agrotóxicos, ao passo que esse número chegou a 50% entre aqueles com mais de 500 ha. de área. Entre o Censo 2006 e 2017, houve um crescimento de cerca de 20,4% no uso de estabelecimentos que utilizaram agrotóxicos no país. As despesas efetuadas com agrotóxicos somaram cerca de R\$32 bilhões no último levantamento censitário, e sofreram um incremento de cerca de 26,4% (R\$13,4 bi em 2006, que corrigidos pelo IPCA/IBGE chegam a R\$25,3 bilhões em 2017).

No mapa 1, observa-se o uso dos agrotóxicos sob o ponto de vista espacial e verifica-se um perfil semelhante de uso nos dois anos censitários.

Mapa 1: Percentual de estabelecimentos que utilizam agrotóxicos segundo municípios brasileiros (Censo Agropecuário de 2006 e 2017 (dados preliminares)).



Fonte: elaboração do autor com base nos dados preliminares do Censo Agropecuário de 2017, divulgados em 26/07/2018, e Censo Agropecuário 2006. <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2017>>

Figura 2 - Percentual de estabelecimentos que utilizam agrotóxicos por município

Fonte: Soares, 2019

Na tabela 1, observa-se que apenas cinco commodities agrícolas são responsáveis por cerca de 80% das despesas com agrotóxicos utilizadas pelos estabelecimentos em todas as suas atividades agropecuárias. Tal fato decorre do modelo baseado em monocultivos de grande extensão muito presente nessas culturas, o que torna inevitável a dependência de agroquímicos.

Os estabelecimentos classificados como atividade principal a soja responde por quase 56% das despesas com agrotóxicos no Brasil, seguidos daqueles que tem a cana de açúcar e o algodão como atividades econômicas principais, com 11,7% e 4,2%, respectivamente. Esses números revelam que possíveis mudanças no campo da regulação dos agrotóxicos, tanto do ponto de vista dos instrumentos econômicos ou de comando e controle, tenderiam a ter impactos econômicos significativos no setor agroexportador brasileiro, por isso a grande resistência desse setor por medidas restritivas que desincentivem o uso dessas substâncias.

Tabela 1- Despesa com agrotóxicos do estabelecimento agropecuário, classificado segundo a sua atividade principal - Brasil, 2017

Classificação da atividade econômica principal do estabelecimento ²	Despesa com agrotóxicos	%
Algodão	1.378.244.406	4,2
Cana-de-açúcar	3.795.965.517	11,7
Soja	18.153.464.333	55,9
Café	1.063.155.454	3,3
Cultivo de cereais	1.784.515.669	5,5
Outros produtos	6.294.379.101	19,4
Total (todas atividades agropecuárias)	32.469.724.480	100,0

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do Censo agropecuário (IBGE, 2017).

Dado que o Brasil é um mercado relevante de agrotóxicos, é preciso verificar quais são os agrotóxicos mais consumidos no país, verificando seus efeitos negativos à saúde e ao meio ambiente. Destacamos que grande parte dos insumos químicos comprados no país são proibidos nos seus respectivos países de origem (LUI et al, 2020). Por isso, a seção a seguir também aborda a diferença paradoxal de tratamento na utilização de agrotóxicos em países desenvolvidos e em desenvolvimento.

Agrotóxicos mais vendidos no Brasil e a permissão ou proibição no mercado internacional

Atualmente, existem padrões duplos que se aplicam ao comércio internacional e à produção de agrotóxicos nos países produtores e consumidores (PORTO et al, 2010). A figura 1, extraída de Porto et al. (2010), mostra uma linha de tempo que reconhece as primeiras medidas regulatórias sobre organoclorados adotadas no Brasil, na Europa e nos EUA. Segundo os autores, houve em média um atraso na primeira medida regulatória adotada pelo Brasil em 8,5 e 3,4 anos quando comparada as restrições ocorridas nos EUA e Europa, respectivamente. A política de regulação americana norteou as ações das demais agências regulatórias e, essa defasagem temporal, às vezes é suficiente para que os estoques e a própria produção sejam transferidos para países de grande fragilidade institucional no campo da regulação, considerados verdadeiros “paraísos da poluição” (Brito & Soares, 2016).

² Deve-se ressaltar que o Censo Agropecuário perguntou as despesas com agrotóxicos realizadas pelo estabelecimento em todas as suas atividades produtivas, de modo que o valor reportado das despesas com agrotóxicos não é totalmente gasto com a atividade econômica principal do estabelecimento, mas pode estar também relacionado as atividades econômicas marginais nos estabelecimentos agropecuários.

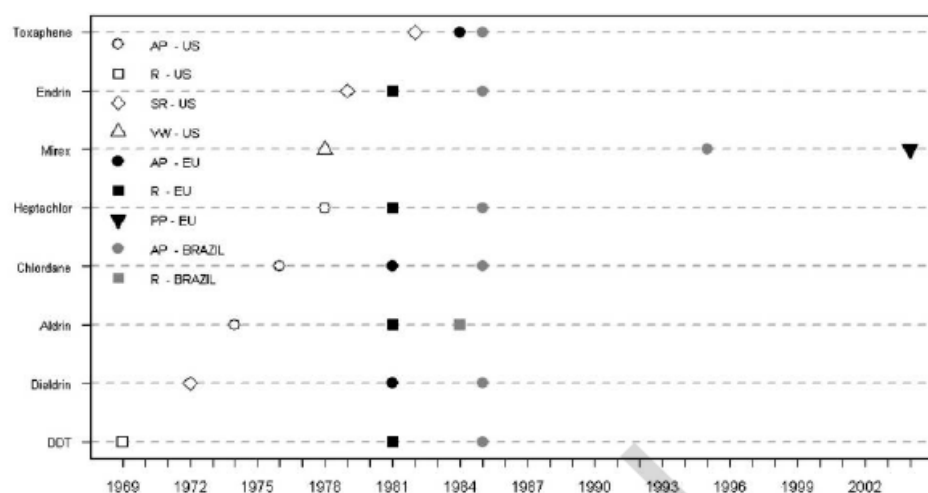


Figure 1— First restrictive measure on organochlorines (US, EU, and Brazil).

AP (Agricultural use prohibited): It is not permitted to market agricultural products that contain a given active ingredient. Both in US and the EU, this restriction only refers to the domestic market.

R (Restricted): Use permitted only for a few crops.

SR (Severely restricted): In the case of the US, only some references provided this information. For Brazil and the EU, this term was applied when a pesticide could only be used such that it did not disperse in the environment (for example, for processing wool or roots by dipping).

VW (Voluntary withdrawal): Companies opt to withdraw their registration for producing a given product.

PP (Production banned): The product cannot be manufactured in the country.

Figura 3 - Primeiras medidas restritivas sobre organoclorados (Brasil, EUA e UE)

Fonte: Porto et al. (2010)

Conforme destaca Teixeira (2019, *apud* Inkota, 2020), são marcantes as diferenças entre a regulação de agrotóxicos no Brasil e na UE. A seguir serão apresentados os 5 ingredientes ativos mais comercializados no Brasil em 2018, sua classificação:

Posição	Ingrediente Ativo	Vendas (ton)	Classe
1	Glifosato	195.056	Herbicida
2	2, 4-D	48.921	Herbicida
3	Mancozebe	40.549	Fungicida/ Acaricida
4	Atrazina	28.799	Herbicida
5	Acefato	24.656	Inseticida/ Acaricida

Figura 4 - Agrotóxicos mais comercializados no Brasil no ano de 2018

Fonte: IBAMA

A seguir, serão apresentadas as diferenças sobre os limites máximos aceitos para cada um destes agrotóxicos.

Glifosato

O glifosato é da classe organofosforado, e é considerado como pouco tóxico, de acordo com a ANVISA (2019). Ele funciona como um herbicida não seletivo, afetando um amplo espectro de plantas daninhas. Ademais, possui aplicação a nível de agricultura, silvicultura, uso urbano e doméstico (GUYTON et al., 2015). Sua ação se dá no impedimento da síntese de aminoácidos fundamentais para o crescimento da planta (fenilalamina, tirosina e triptofano), além do estímulo da produção de etileno, que favorece o amarelecimento das folhas e sua posterior morte (BRITO & YADA, 2018; MELHORANÇA, 2002). Acredita-se que popularidade no Brasil se deva ao seu potencial de ação (amplo espectro) e sua classificação de toxicidade, que o considera como pouco tóxico para animais e ao ser humano (TEÓFILO, 2003; MELHORANÇA, 2002).

Seu uso é expressivo na cultura da soja, que tem expandido por todo o território nacional, fato que contribui para o aumento no consumo desse produto (ABRASCO, 2015). Também são amplamente utilizados em sistemas de plantio direto. Os herbicidas são importantes nesse tipo de manejo por conta da dessecação, ou manejo de plantas de daninhas. Uma vez que a gradagem se torna inviável nessa categoria produtiva, herbicidas (como o glifosato e o 2, 4 – D) se tornam a solução para o controle dessas. Nesses casos, sua persistência no solo é menor, por conta dos compostos orgânicos presentes.

O glifosato possui elevada solubilidade em água, podendo formar espécies iônicas com facilidade (SOUSA, 2019), possuindo lenta degradação em solos arenosos, além de se aderir

fortemente às partículas do solo (SOUSA, 2019). Contudo, apesar de sua classificação como pouco tóxico, adversidades oriundas uso desse produto tem sido vistas na literatura, dentre elas: toxicidade hepática, renal, neurotoxicidade, toxicidade reprodutiva (BRITO & YADA, 2018; KUPSKE, 2018³; MARCELINO et al, 2019⁴; ZHANG et al, 2019⁵). Ademais, segundo a Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer, da OMS, o glifosato é um provável agente carcinogênico (VAN STRAALLEN & LEGLER, 2018).

Segundo Bombardi (2018), o consumo desse agrotóxico no Brasil é de 5 a 19 kg/ha, enquanto nos países da União Europeia, esse mesmo valor é de 0 a 2kg/ha. Para exemplificação das diferenças de uso e restrições do produto, no caso da soja, os resíduos de glifosato na cultura podem ser de 10 mg/kg no Brasil, enquanto o valor permitido na União Europeia é de 0,05 mg/kg (BOMBARDI, 2018).

Tabela 2 - Limite Máximo de Resíduo do glifosato na União Europeia e no Brasil

Região	Limite Máximo de Resíduo – LMR (µ/L)
União Europeia	0,1
Brasil	500

Fonte: Bombardi, 2017

Além dos efeitos causados nos seres humanos, também existem consequências em outros organismos. O estudo de Motta et al (2018)⁶ expôs as abelhas a níveis da substância encontrados em jardins e plantações e descobriu que, quando ingerido pelas abelhas, o glifosato afeta o microbioma intestinal dos insetos e diminuiu sua capacidade de combater infecções. Assim, após a contaminação, abelhas expostas a um parasita comum morreram com mais frequência do que as que tinham um microbioma saudável por não terem sido expostas ao herbicida. Outra consequência do uso desse produto em território nacional é o favorecimento no surgimento de plantas resistentes ao produto, o que leva a um aumento na quantidade de glifosato aplicado por hectare, bem como o seu uso associado a outros herbicidas (ABRASCO., 2015).

2, 4 – D

É um herbicida de ação hormonal, do grupo fenoxiacético e é considerado altamente tóxico segundo a classificação da ANVISA (2019). É utilizado em todo o mundo, principalmente para o controle de plantas daninhas, em especial às resistentes ao glifosato (JÚNIOR et al., 2017). Durante o período da guerra do Vietnã, foi utilizado pela força aérea norte-americana como agente desfolhante (o “agente laranja”), junto a outras substâncias. Ao final da guerra, foi

3 KUPSKE, C. (2018) Exposição ao glifosato e incidência de câncer em agricultores familiares do município de Cerro Largo - RS.

4 MARCELINO, A. et al (2019) Are Our FarmWorkers in Danger? Genetic Damage in Farmers Exposed to Pesticides. Int. J. Environ. Res. Public Health 2019, 16, 358; doi:10.3390/ijerph16030358

5 ZHANG, L. et al (2019) Exposure to glyphosate-based herbicides and risk for non-Hodgkin lymphoma: A meta-analysis and supporting evidence. Mutation Research-Reviews in Mutation Research 781 (2019) 186–206

6 <https://www.pnas.org/content/115/41/10305>

determinado seu potencial agronômico, e assim, foi utilizado como base para os primeiros agrotóxicos a serem produzidos e comercializados mundialmente (AMARANTE JUNIOR et al., 2003; JÚNIOR et al., 2017). Seu uso diminuiu a necessidade da capina manual e mecânica, promovendo um aumento na produtividade.

Por conta do seu alto nível de toxicidade, possui diversos impactos para a saúde humana e para o meio ambiente. Segundo Cantú et al., (2007), o 2, 4 – D é considerado um agente carcinogênico, além de afetar o fígado, o coração e o sistema nervoso central. Por ser altamente solúvel, esse agente é transportado com facilidade através do solo, podendo contaminar corpos hídricos subterrâneos. Ademais, diversos estudos constatarem perdas na produtividade por conta do seu uso. Com a deriva desse agrotóxico durante sua aplicação (JÚNIOR et al., 2017), as plantas de interesse comercial podem ser atingidas por ele, resultando em sua contaminação. Em alguns casos, as perdas na produção chegam a 85% (OLIVEIRA JÚNIOR et al., 2007).

Tabela 3 - Limite Máximo de Resíduo do 2,4 - D na União Europeia e no Brasil

Região	Limite Máximo de Resíduo – LMR (µg/L)
União Europeia	0,1
Brasil	180

Fonte: Bombardi, 2017

Segundo estudo de Goddman et al (2015)⁷, é difícil interpretar estimativas de risco associadas à exposição ao 2,4-D devido a coexposições altamente correlacionadas com o 2,4-D. Trabalhadores agrícolas são geralmente expostos a muitos compostos agrícolas, incluindo diversos herbicidas, inseticidas e fungicidas, e alguns trabalhadores. Apesar da probabilidade de coexposições importantes, poucos estudos epidemiológicos em 2,4-D foram ajustados para exposição a outros agentes químicos; aqueles que demonstraram que o ajuste quase sempre atenuou as estimativas de risco. Este estudo consiste em uma meta-análise estatisticamente significativa que observou evidências epidemiológicas disponíveis para câncer gástrico e câncer de próstata e sintetizamos quantitativamente os resultados de 12 estudos publicados. As meta-análises aumentaram o poder estatístico sobre estudos individuais, mas não foi encontrado nenhuma associação geral entre 2,4-D e qualquer desfecho de câncer.

Mancozebe

É um ingrediente ativo do grupo alquilenobis, fungicida e acaricida. É utilizado em um amplo espectro de culturas, e sua toxicidade é de classe III, medianamente tóxico (ANVISA, 2018). Sua função se dá combate de fungos foliares e no tratamento de sementes, interrompendo a germinação de esporos na planta (BALARDIN et al., 2017). O agrotóxico se destaca pelo controle de *Phakopsora pachyrhizi*, o fungo asiático da soja, que vem causando várias perdas de produtividade para essa cultura (SOUZA, 2019). Acredita-se que o composto seja um dos mais

⁷ <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.1016/j.annepidem.2015.04.002>

comercializados no Brasil por conta do seu baixo custo de investimento e sua eficácia (RODRIGUES, 2006)

O agrotóxico possui grande potencial de contaminação de ambientes aquáticos, tendo assim capacidade de afetar organismos que vivem nesses locais (ATAMANIUK et al., 2014; ZIZZA et al., 2017; SILVA, 2018). Além dos efeitos sobre ecossistemas aquáticos, o agrotóxico possui consequências sobre a saúde humana. Goldner et al., (2010) verificou o potencial da substância em causar problemas na tireoide, e problemas sob sistema reprodutor e efeitos neurotóxicos foram vistos por Axelstad et al., (2011).

Tabela 4 - Limite Máximo de Resíduo do mancozebe na União Europeia e no Brasil

Região	Limite Máximo de Resíduo – LMR (µg/L)
União Europeia	0,1
Brasil	180

Fonte: Bombardi, 2017

Atrazina

É um ingrediente ativo herbicida, introduzido em 1957, do grupo triazina e de classe III, medianamente tóxico. No Brasil, seu uso é permitido nas seguintes culturas: abacaxi, cana-de-açúcar, milho, milheto, pinus, seringueira, sisal, sorgo (ANVISA, 2019). Segundo Bethsass & Colangelo (2006), sua aplicação é conhecida, principalmente, na monocultura de milho (85% do uso da substância nos EUA se dá nessa cultura). A atrazina atua, quimicamente, na inibição da fotossíntese de plantas daninhas.

Apesar de ser considerada como medianamente tóxica, por conta de sua rápida assimilação e eliminação por parte de indivíduos do solo (VONBERG et al., 2015), ela apresenta riscos para a integridade de ecossistema aquáticos. Isso se deve por conta de sua mobilidade e grande persistência nesses locais. A falta de organismos que degradem essa substância em ambientes aquáticos (uma vez que necessitam de oxigênio e carbono orgânico, escassos em corpos subterrâneos) para degradação dessa substância representa um potencial de contaminação desses locais (VONBERG et al., 2015). Por conta dessa característica, a atrazina é nociva para a integridade da água destinada ao consumo humano. Por essa razão, a União Europeia proíbe o uso desse produto desde 2004 (BOMBARDI, 2018), e a Alemanha desde 1991 (VONBERG et al., 2015). Isso também se deve pela política desses países de limitar os resíduos de qualquer agrotóxico em água para o consumo e em corpos subterrâneos a 0,1 µg/L. Ademais, segundo Vonberg et al., (2015), o produto também possui elevada persistência em solos, e foi visto em grandes concentrações em amostras de corpos hídricos subterrâneos alemães, mesmo 20 anos após a proibição de seu uso no país.

Tabela 5 - Limite Máximo de Resíduo do atrazina na União Europeia e no Brasil

Região	Limite Máximo de Resíduo – LMR (µg/L)
União Europeia	0,1
Brasil	2

Fonte: Bombardi, 2017

Acefato

É um princípio ativo de inseticidas e acaricidas, organofosforado e de classe III, medianamente tóxico. O acefato é indicado para o tratamento de sementes, e para uso foliar no controle de pragas (COSTA et al., 2018). Sua popularidade se deve pela eficiência no combate de insetos, e o amplo espectro de atuação do mesmo (AN et al., 2018). Ele atua na inibição da enzima acetilcolinesterase, que tem ação na sinapse nervosa dos insetos, levando o indivíduo à fadiga e sua posterior morte (SILVA, 2011). É comercializado sob a forma sólida e, segundo ANVISA (2018), é utilizado nas seguintes culturas: algodão, amendoim, batata, citros, feijão, melão, milho, soja e tomate.

Apesar de sua média toxicidade, efeitos adversos foram observados em sua aplicação. Apesar da baixa mobilidade nesses ambientes, o acefato foi associado a mudanças em corpos hídricos e sua fauna (YEN et al., 2000; VIRGENS, 2015). Ademais, existem evidências sobre sua ação negativa em seres humanos: efeitos neurotóxicos (característica vista também em outros organofosforados), impactos sobre o sistema endócrino, reprodutor e uma possível ação carcinogênica do composto (COSTA et al., 2018; SILVA et al., 2011; TEMEROWSKI & STAAY, 2005; SILVA 2011). Principalmente por conta de sua neurotoxicidade e das suspeitas de carcinogenicidade, o uso do produto na União Europeia foi proibido em 2003 (GONÇALVES, 2016).

Tabela 6 - Limite Máximo de Resíduo do acefato na União Europeia e no Brasil

Região	Limite Máximo de Resíduo – LMR (µg/L)
União Europeia	0,1
Brasil	Sem limite estabelecido

Fonte: Bombardi, 2017



Foto: Ibadah Mimpi / Unsplash

CAPÍTULO 2 - CATEGORIAS DE IMPACTO DA UTILIZAÇÃO DE AGROTÓXICOS

Uma forma de classificar os impactos da utilização de agrotóxicos de uso agrícola no Brasil e no mundo pode ser feita a partir dos danos à saúde humana e a degradação ambiental. Há significativa heterogeneidade porque os alvos, mecanismos de exposição e pontos finais variam, além das especificidades de cada região. A partir da revisão de literatura, utilizamos a taxonomia definida por Florax et al (2005) para estudos sobre a disposição a pagar (DAP) pela redução dos riscos da utilização de agrotóxicos, que pode ser vista pela figura a seguir.

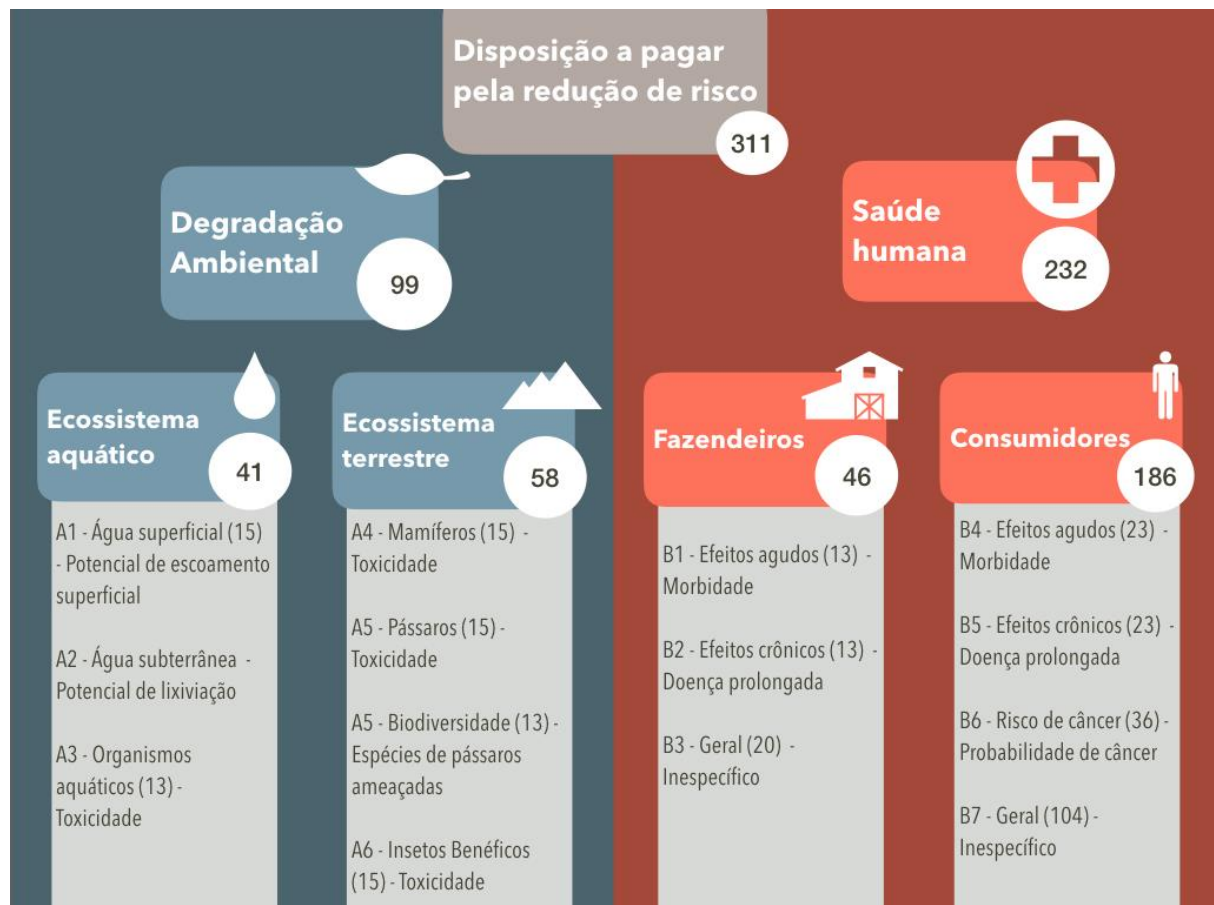


Figura 5 - Disposição a pagar pela redução de risco da utilização de agrotóxicos

Florax et al (2005) divide a temática de degradação ambiental nos efeitos causados no ecossistema aquático (FUNARI et al., 1995) e terrestre (PIMENTEL & GREINER, 1997; MASON et al., 1986; MURRAY, 1985; LUHDHOLM, 1987).

Outra divisão, relativa aos efeitos da saúde humana é feita para fazendeiros/trabalhadores e consumidores. A divisão na saúde humana se explica pela forma de intoxicação em cada caso, podendo ser de forma direta ou indireta. A exposição direta incide sobretudo nos trabalhadores que manuseiam a produção agrícola (SIVAYOGANATHAN et al., 2000) e comunidades indígenas (HUMAN RIGHTS WATCH, 2018), seja no campo ou na indústria, enquanto a exposição indireta ocorre seja na forma do consumo de alimentos (PIMENTEL et al., 1992) como também em áreas vizinhas 8 onde o agrotóxico é aplicado (SPADOTTO, 2006).

Box 2: Observações das DAPs

Do total de 15 estudos que forneciam valores de disposição a pagar pela redução de risco causado pelos agrotóxicos, foram extraídas 311 observações de DAPs, distribuídas segundo as diferentes categorias de impacto: Isto significa dizer que em parênteses estão os números de observações dos valores das DAPs em cada sub-temática, assim como os valores ao lado de cada temática. Destacam-se o número de observações de DAP para reduzir os riscos à saúde humana, em especial à dos consumidores. Isso revela que a grande maioria dos estudos da literatura tem se debruçado em compreender mais a percepção do risco sobre à saúde do que os danos ambientais.

Ao observamos os diferentes possíveis impactos na utilização de agrotóxicos devemos destacar também que mesmo uma categoria de impacto como, por exemplo, os impactos na saúde humana de trabalhadores rurais podem ter dimensões diferentes a partir da forma de aplicação dos agrotóxicos. Dito isso, as duas seções a seguir destacam tal problema, primeiramente, pelos efeitos causados em comunidades que habitam próximas a áreas de aplicação desses produtos, e em seguida, os impactos negativos para trabalhadores rurais e consumidores, resultante da aplicação via pulverização aérea.

Impacto dos agrotóxicos na saúde humana

O uso indiscriminado de agrotóxicos pode apresentar riscos ao meio ambiente, por conta do impacto dessas substâncias aos ecossistemas. Contudo, seu efeito não se limita apenas ao contexto ambiental. Diversos estudos procuraram descrever os impactos da exposição a agrotóxicos na saúde humana (ABRASCO, 2015). Ademais, o Ministério da Saúde (MS) estima que, no Brasil, anualmente, existam mais de quatrocentas mil pessoas contaminadas por agrotóxicos e cerca de quatro mil mortes por ano (MOREIRA; JACOB; PERES, 2002). Assim, segundo classificação de (DOMINGUES et al., 2004), três tipos de intoxicação por essas substâncias são conhecidos:

⁸ Há um box específico para mostrar o impacto em áreas vizinhas.

1. **Intoxicação aguda:** sintomas ocorrem horas após a exposição, e por um curto período, podendo ocorrer de forma leve, moderada ou grave, a depender da quantidade absorvida. Exemplos de sintomas: problemas respiratórios, convulsões e náuseas
2. **Intoxicação subaguda:** ocorre através da exposição leve ou moderada a produtos de toxicidade média ou alta, e possui aparecimento lento. Os sintomas tendem a ser subjetivos. Exemplos de sintomas: fraqueza, mal-estar, dores de cabeça
3. **Intoxicação crônica:** é caracterizada pelo surgimento tardio dos sintomas (meses ou anos após a exposição), através de um período curto ou longo de contato. Pode causar danos irreversíveis. Exemplos de sintomas: alterações cromossômicas, paralisias, neoplasias e câncer

São inúmeros os estudos que relacionam o uso de agrotóxicos e seus impactos à saúde humana (ALAVANJA, 1999; COLOSSO; TIRAMANI; MARONI, 2003; PERES; MORIERA, 2003; SANTOS, 2003). Assim, se faz importante destacar a dificuldade em dimensionar os impactos na saúde humana em função dos efeitos desses produtos no longo prazo (LYZNICKI, 1997). Dentre os problemas relacionados à essa exposição, podem ser citados: problemas oculares, no sistema respiratório, cardiovascular, neurológico, efeitos cutâneos, gastrointestinais e alguns tipos de cânceres (PINGALI; MARQUEZ; PALIS, 1994, CRISSMAN, 1994; COLE; CARPIO; LÉON, 2000; CHRISMAN et al, 2009).

Box 3: Externalidades

Externalidades são efeitos (positivos ou negativos) da ação de um indivíduo sobre outros indivíduos, que não são levados em consideração (internalizados) por aquele que realiza a ação. A poluição é uma externalidade negativa, pois prejudica ou gera custos a pessoas que estão fora da relação privada de produção e consumo do produto que gerou a poluição. A preservação de uma floresta gera externalidades positivas, pois contribui para outros indivíduos além daquele que tomou a decisão de preservação

A nível internacional, segundo a Organização Internacional do Trabalho (OIT), estima-se que os agrotóxicos causam anualmente 70 mil intoxicações agudas e crônicas, que evoluem para óbito e um número muito maior de doenças agudas e crônicas não fatais (OIT, 2005 apud FERREIRA, 2013). Para compreensão desse problema, é preciso mencionar a dificuldade em se estabelecer associações entre agrotóxicos e os problemas crônicos à saúde, e as subnotificações das intoxicações agudas (principalmente nos países em desenvolvimento). Como consequência, as estatísticas dos impactos à saúde obtidas nos registros administrativos nacionais não revelam a real magnitude do problema. Em 2014, o Brasil registrou a maior incidência de notificação de intoxicações por agrotóxicos no Brasil: 6,26 casos para cada 100 mil habitantes, segundo o Sistema de Informações de Agravos de Notificação (Sinan).

Diferentemente das intoxicações agudas, estabelecer uma relação de causa-efeito entre a exposição e um problema crônico de saúde não é uma tarefa trivial, requer dados longitudinais e acompanhamento de cortes que possibilitam estabelecer essas associações. No caso de desenvolvimento de câncer, há estudos na literatura específica que estabelecem essas relações, embora muitos não sejam conclusivos. Muitos estudos têm encontrado alta incidência e

mortalidade de cânceres específicos entre pessoas expostas ocupacionalmente a agrotóxicos, incluindo produtores, aplicadores e familiares (TAGO et al, 2014).

A base de dados mais utilizada para avaliar efeitos crônicos à saúde, ocasionada por exposição à agrotóxicos é o estudo de corte prospectivo AHS (Agricultural Health Study), que acompanha (desde os anos 90) cerca de 89 mil aplicadores e seus cônjuges em dois estados Americanos, Carolina do Norte e Iowa. Essa é a base mais antiga utilizada para avaliar efeitos crônicos à saúde devido a exposição aos agrotóxicos, e são várias as pesquisas internacionais que fazem uso dela para estabelecer relações de causa-efeito (ALAVANJA et al. 2004; ANDREOTTI et al. 2009; BEANE et al. 2005; LEE et al. 2007).

Efeitos dos agrotóxicos na Vizinhança

O objetivo do produtor durante a aplicação de agrotóxicos é a destinação eficaz de quantidades específicas dos produtos no alvo. Contudo, variáveis ambientais e as diversas formas de realização dessa operação (SPADOTTO, 2006) fazem com que parte desses produtos sejam perdidos para o ambiente, afetando áreas vizinhas até mesmo em grandes distâncias. O processo de transporte pode se dar por deriva, volatilização, lixiviação, sorção, carreamento superficial, além da interação desses elementos (SPADOTTO, 2006; SPADOTTO et al., 2010; LEITE et al., 2013; AMÉRICO et al., 2015).

Um dos processos importantes de transporte é a deriva de agrotóxicos, causada pelo vento. De acordo com simulações realizadas por (CUNHA, 2008), essas gotículas podem chegar a 14,4 m e 38,3m de distância do ponto de aplicação. Cabe ressaltar que os valores mudam conforme altura da aplicação e o tamanho das gotas. De forma complementar, as gotas mais finas podem ficar suspensas no ar (por conta da temperatura e da estabilidade atmosférica) e serem dispersas por vários quilômetros do local de aplicação (SPADOTTO, 2006), aumentando significativamente o raio do impacto.

Segundo Spadotto (2006), o volume, a intensidade e a frequência das chuvas possuem grande influência no transporte desses produtos, que podem se dar através de escoamento superficial e da percolação da água no solo. Através de técnicas de modelagem, Meite et al (2018) verificou que esses fatores são mais determinantes para o fluxo, pois alteram de forma mais significativa a compactação do solo. Cabe ressaltar que a presença de água na forma de orvalho também é danosa, podendo provocar diluição do agrotóxico e seu eventual escoamento (SPADOTTO et al., 2010).

Quando aplicado, mesmo o produto que entrou em contato com a planta é infiltrado no solo pela ação da chuva e dos ventos. De acordo com Meite et al., (2018), o solo superficial (0 a 5 cm) é a camada onde ocorre o maior fluxo desses poluentes, e sua constituição e características hidrodinâmicas influenciam seu deslocamento. Sob essa condição, a substância pode permanecer na água do solo, ser volatilizada, ser absorvido pelas raízes das plantas ou pela fauna edáfica, ser lixiviada ou carregada (SPADOTTO, 2006). Assim, os resíduos que permanecem no solo não só poluem o mesmo, mas são responsáveis por grande parte da poluição de corpos hídricos (WU et al., 2017; MEITE et al., 2018).

Os problemas decorrentes da movimentação dessas substâncias são diversos. Estudos observaram a eutrofização de corpos hídricos (PELTZER et al., 2008; BRODIE et al., 2011), e a perda de biodiversidade em ambientes aquáticos (BRODIE et al., 2011), advindas das alterações químicas da inserção dos agrotóxicos nestes espaços. Além dos efeitos em ambientes aquáticos, impactos na fauna edáfica também foram descritos (PENA, 2003). Ademais, alguns estudos evidenciaram impactos em comunidades vegetais perto das áreas de aplicação (BRITTAİN et al., 2009; MARRS et al., 1989; FLORENCIA et al., 2017), promovendo sintomas de letalidade e sub letalidade em alguns indivíduos. Essa situação tem como consequência a sobrevivência de plantas mais resistentes e tolerantes à essas alterações, e assim, redução da diversidade genética (FLORENCIA et al., 2017). Desse modo, espécies e habitantes de áreas vizinhas aos locais de aplicação são os alvos mais vulneráveis à essa exposição (PENA & SPERLING, 2003).

No final de 2019, um proprietário rural e a empresa de aviação que realizava pulverização aérea no Mato Grosso do Sul, no município de Caarapó, foram condenados a indenizar, de forma inédita 150 mil reais à comunidade indígena Tey Jusu pelos efeitos causados do despejo de agrotóxicos próximo à comunidade indígena. No episódio, o fungicida “Nativo” foi aplicado a uma distância inferior a 30 metros da comunidade, o que provocou sintomas nos atingidos, como dor de cabeça e de garganta, disenteria e febre (CIMI, 2019; LUIG et al, 2020).

Valoração Econômica dos Impactos de Agrotóxicos

Nesta seção, apresentaremos alguns estudos que evidenciem impactos negativos, a partir da ótica econômica. Há uma variedade de métodos no campo da valoração das externalidades, mas que sofrem com a limitação na obtenção de dados sobre agrotóxicos.

A maioria dos estudos utilizam o método de produtividade marginal, em são levados em consideração a perda da produtividade temporária de trabalhadores pela necessidade de se ausentar do trabalho, e o com o custo de reposição, que são as despesas necessárias para o tratamento dos consumidores e trabalhadores impactados (AJAYI, 2000; ATREYA, 2005; ROLA & PINGALI, 1993; SOARES & PORTO, 2009). Quanto aos impactos sobre o ambiente, esse método também é empregado pelos custos possíveis para restaurar uma área e retomar as funções ecológicas que existiam antes da introdução dos agrotóxicos. Esses métodos têm a peculiaridade de trabalharem a valoração *ex-post* ao dano. Entretanto, dada a dificuldade já relatada de se estabelecer as relações de causa-efeito (exposição e impacto), principalmente para os problemas de saúde, uma maneira de se valorar tais efeitos sob a saúde é estimar a percepção de risco dos expostos aos agrotóxicos, via método de valoração contingente. Nesse método são auferidos valores com base na declaração de indivíduos sobre suas preferências quando optam por usar um determinado agrotóxico, mesmo em detrimento de um maior risco a sua saúde (PALIS et al. 2006; KHAN, 2009).

Por exemplo, os custos externos com agrotóxicos, como os oriundos de tratamento de saúde e subsídios governamentais à agrotóxicos, variam anualmente na Tailândia de US\$ 18 milhões a US\$ 241 milhões. No contexto da produção de arroz no Vietnã, o custo com a saúde por conta do uso de agrotóxicos em US\$ 7 por domicílio (JUNGBLUTH, 1996). No Zimbábue, custos diretos e indiretos da intoxicação aguda na cultura do algodão variam de US\$ 4,74 e US\$ 8,31 e afetam significativamente a rentabilidade de sua produção, já que os gastos com saúde representam

cerca de 45%-83% da receita anual com agrotóxicos (MAUMBE & SWINTON, 2003). Na Costa do Marfim, os custos à saúde com a utilização de agrotóxicos eram de US\$ 2-5, incorridos por famílias que cultivam algodão e arroz, sendo que 20% dos produtores de algodão sofrem pelo menos um efeito adverso à saúde (AJAYI, 2000).

Os autores Pingali et al (2005) mostram que, na produção de arroz, o custo com a saúde associado a problemas crônicos e agudos é de US\$ 1,1 bilhão e a hospitalização e perda de trabalho representam apenas 2,4% e 0,2% desses custos, sendo 81% referentes ao tratamento de cânceres. No Brasil, Soares et al (2003) indicaram que os custos com a saúde do trabalhador representam cerca de 25% dos benefícios do uso de agrotóxicos nas culturas do milho e do feijão em nove municípios do estado de Minas Gerais. Tais estudos demonstram que o investimento em agrotóxicos pode gerar custos significativos à sociedade e ao setor privado, podendo, em alguns casos, inviabilizar a atividade agrícola.

No contexto nacional, há estimativas do impacto econômico causado pelos agrotóxicos como realizada por Soares e Porto (2012), que estimou os custos associados à intoxicação. Em dois cenários (conservador e pessimista) o custo total varia de US\$ 260 até US\$ 1.098 por estabelecimento agropecuário. Além dessa informação o estudo divide em dois grupos de perfis distintos de risco dos estabelecimentos: “Tipo I” (todos os fatores de risco presentes) e “Tipo II” (todos os fatores de risco ausentes). As probabilidades de intoxicação por agrotóxicos em estabelecimentos rurais podem variar de 77% na presença dos fatores de risco e 0,2% na ausência desses fatores. Sob a ótica do cenário conservador (US\$ 260), a multiplicação da probabilidade com o custo de tratamento corresponde ao custo esperado de intoxicação no valor de US\$ 201 ($77\% \times \text{US\$ } 260$), enquanto na ausência dos fatores de risco, tal montante reduz significativamente para US\$ 3 ($0,2\% \times \text{US\$ } 260$), o que significa um benefício líquido social de US\$ 198. Em uma hipótese de que 176 mil estabelecimentos rurais no estado do Paraná tivessem a mesma característica, haveria um custo de intoxicação de US\$ 35 milhões ($201 \times 176 \text{ mil}$) no cenário conservador e US\$ 149 milhões ($\text{US\$ } 848,99 \times 176 \text{ mil}$) no cenário pessimista. Sabendo que o custo médio para agrotóxicos, segundo o Censo Agropecuário de 1995/96, o Estado teria como despesa US\$ 116 milhões ($\text{US\$ } 663 \times 176 \text{ mil}$). Portanto, o estudo demonstra que para cada dólar comprado em agrotóxicos, há um custo de US\$ 0,3 e US\$ 1,28 com tratamento de intoxicação no primeiro e segundo cenário, respectivamente.

Os autores Soares et al (2020), a partir de estudos internacionais como Pimentel (2005) e Steiner et al (1995), realizaram a contabilização de quatro categorias de custos sociais a preços de 2013 para os Estados Unidos.



Figura 6 - Custo social e ambiental dos impactos de pesticidas nos EUA

Fonte: Pimentel, (2014)

Como resultado temos um custo total cerca de US\$ 11,6 bilhões somando os gastos defensivos, despesas com regulação e custos com saúde e ambiente devido ao uso dos agrotóxicos nos EUA. Nesse país, cerca de 500 milhões de quilos de agrotóxicos são aplicados anualmente ao custo de US\$ 10 bilhões. Cada dólar gasto em agrotóxico, portanto, retorna US\$ 4 devido a proteção contra insetos, ervas daninhas e doenças em plantas e animais. Dessa maneira, Pimentel (2005) estima que o benefício dos agrotóxicos para os EUA é de aproximadamente US\$ 40 bilhões, o que significa que o uso dos agrotóxicos geraria um lucro de US\$ 30 bilhões no país. Isso significa dizer que se fosse construído um imposto pigouviano (ver nota de rodapé nº 2) seria possível compensar os problemas à saúde humana pelo uso dos agrotóxicos, gerando aumento de bem-estar na sociedade. Pimentel (2005) ainda faz uma análise sobre o custo-efetividade, tendo em vista que os agrotóxicos causam cerca de 10.000 casos de câncer por ano nos EUA, de modo que cada caso resultaria em US\$ 3 milhões de lucro para o produtor em razão do controle de pragas e doenças.

Por ser um país de economia de base rural, o Brasil é um dos maiores consumidores de agrotóxicos do mundo, o que gera números significativos na saúde: segundo Bombardi (2018), entre 2007 e 2014, foram registrados 1,25 milhão de casos de intoxicação por agrotóxicos. Como consequência, os custos para os cofres públicos também são expressivos. De acordo com Dominques et al. (2004), para cada caso de intoxicação o Sistema de Saúde tem um custo de, aproximadamente, R\$ 150,00. Assim, o custo de tratamento dessas contaminações ao SUS chegariam a um valor de R\$ 45.000.000 ao ano, ao considerar os 6.000 casos notificados em

1993 e estimativas da OPAS (Organização Panamericana de Saúde), que para cada caso de intoxicação em países em desenvolvimento existem outros 50 não notificados. Outros países, como os EUA, também registraram gastos expressivos no tratamento de pacientes intoxicados por agrotóxicos. Segundo (PIMENTEL et al., 2014), os custos para o tratamento desses pacientes chegam a US\$ 62 milhões por ano.

No que diz respeito ao método de valoração contingente, os produtores, por exemplo, são questionados se estariam dispostos a pagar a mais por um novo agrotóxico, que não traria riscos a sua saúde e substituiria aquele atualmente utilizado, cujos problemas a saúde associados seriam informados ao entrevistado em momento anterior a essa pergunta. Assim a disposição a pagar pelo novo produto declarada pelo indivíduo é contingenciada a esse cenário hipotético, que deve ser o mais crível possível para se evitar possíveis vieses inerentes ao próprio método de pesquisa. Já o valor reportado passaria a ser visto como se fosse uma espécie de “prêmio de um seguro” que o indivíduo pagaria para se proteger dos possíveis danos da exposição aos agrotóxicos.

Dentre os estudos que estimam a disponibilidade a pagar para evitar os impactos negativos relativos à exposição aos agrotóxicos, destaca-se o trabalho de Atreya (2005), que calcula a disposição a pagar de US\$ 20 a US\$ 666 por ano por indivíduo. Os autores Foster & Mourato (2000) estimaram que a disponibilidade a pagar para reduzir o risco de intoxicação aguda no Reino Unido é de 3 euros por domicílio ao ano e 20 euros por ano para salvar uma espécie inteira de pássaros. Ademais, Travisi & Nijkamp (2008) estimam que a disponibilidade a pagar para reduzir a zero o número de intoxicações agudas por agrotóxicos é em média 1,28 euros por domicílio ao ano na Itália.

Um das principais conclusões dos estudos de revisão de literatura sobre valoração dos agrotóxicos de Bourguet et al. (2016) e Andersson et al. (2014) é que não há muita convergência entre os valores encontrados pela grande diversidade de: a) métodos de valoração empregados; b) categorias de custos em que cada estudo se debruça em valorar (saúde, ambiente ou ambos); c) unidades de investigação (produtores, estabelecimentos agropecuários, consumidores, população em geral); d) base de dados, que se restringem a regiões geográficas específicas, e que muitas vezes também se limitam a avaliar uma determinada atividade produtiva (cultivo arroz, soja, etc.) ou um princípio ativo em especial (glifosato, organofosforados, por exemplo). Sendo assim, encontrar valores pecuniários que representem um padrão da magnitude de um dano causado por agrotóxicos é uma tarefa de difícil feito.

Outro método amplamente utilizado em estudos de sistematização de pesquisas, é o de transferência de benefícios, que consiste em uma maneira simples de se transferir valores de um estudo e assumir que o valor da área de interesse do estudo é igual a média dos valores por hectare obtidos por valorações em contextos similares. Além disso, a revisão de literatura com a contextualização da utilização de agrotóxicos no Brasil é significativa, uma vez que identificam características do contexto que podem influenciar positiva ou negativamente no valor por hectare dos impactos dos agrotóxicos. Assim, as meta-análises (estudos que utilizam técnicas estatísticas para integrar resultados de estudos de uma mesma temática) que utilizam a transferência de benefícios podem contribuir significativamente para controlar questões relativas aos vieses de estudos primários e a heterogeneidade dos estudos, sendo possível

controlar a diversidade metodológica nos estudos escolhidos. A transferência de benefícios é frequentemente a opção mais viável para uso de informações necessárias para cálculos econômicos, na ausência de dados primários e estudos especificamente desenhados para valorar um determinado desfecho, que em geral exigem custos elevados para a produção de estimativas.

Florax et. al (2005) sistematizou os resultados de 316 avaliações individuais de disposição a pagar pela redução dos riscos dos agrotóxicos em 15 estudos contendo estimativas monetárias conduzidos na década de 90. A partir de um modelo de regressão, encontrou uma variação de US\$ 26 a US\$ 1.375 por pessoa/ano. Sua análise aborda diferentes tipos de categorias de valoração (ecossistema terrestre, aquático, saúde do agricultor e saúde dos consumidores e outros), níveis de risco de base e renda per capita. Os resultados de sugerem que a DAP é maior em países fora dos EUA, e à medida em que se aumenta o risco, maior é a disponibilidade a pagar reduzir a exposição aos agrotóxicos.

O estudo de Florax et al., (2005) revela a dificuldade na construção de uma meta-análise capaz de fornecer um diagnóstico consistente e robusto da grande variedade de avaliações de disposições a pagar em diferentes tipos de alvo. Isto se explica pela grande heterogeneidade dos efeitos do uso de agrotóxicos em diferentes tipos de alvo (segurança alimentar, efeitos na saúde dos agricultores e ecossistemas aquáticos e terrestres), bem como no espaço geográfico, e dado o impacto não negligenciável dos projetos de pesquisa sobre os valores estimados da disposição a pagar, é necessária mais pesquisa primária sobre avaliação de risco de agrotóxicos. Além disso, a meta-análise depende da qualidade dos estudos primários para evitar dados não viesados como, por exemplo, no formato da coleta de informações. Por fim, uma transferência de benefícios para um estudo dessa natureza deve ser avaliada com cautela, pois para utilizar tais valores para o caso brasileiro, por exemplo, deve se ter em mente que as DAPs para evitar os riscos de exposição aos agrotóxicos são determinadas com base no contexto de risco dos estudos de origem.

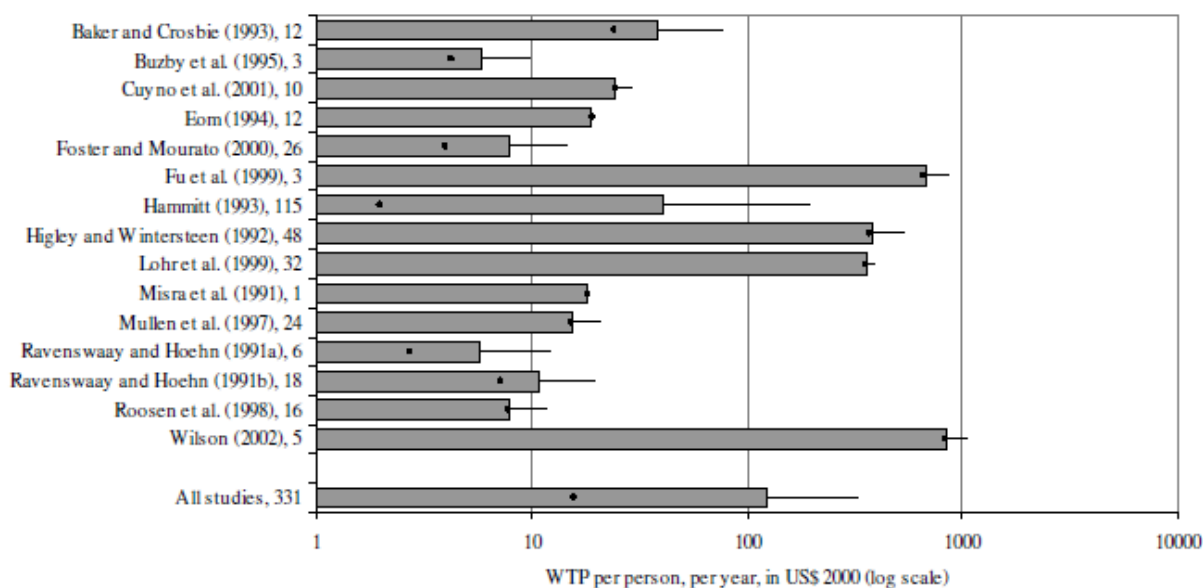


Figura 7 - DAP dos estudos levantados por pessoa/ano, em US\$2000 (escala logarítmica)

Fonte: Florax et al., (2005)

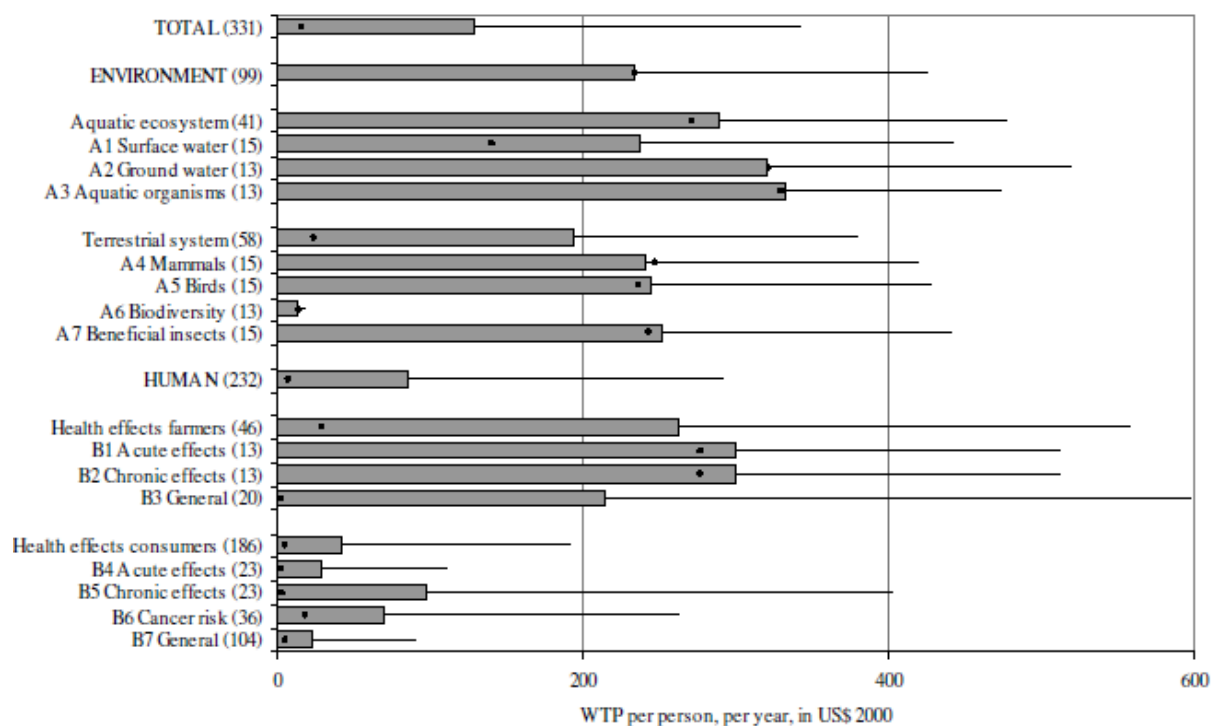


Figura 8 - DAP por categoria de impacto

Fonte: Florax et al., (2005)

Na primeira figura, a disposição média para reduzir o risco de exposição a agrotóxicos é de US\$ 122 por pessoa, por ano (nos preços do ano 2000) e a mediana é de US\$ 16. Contudo, o desvio padrão geral é elevado, em US\$ 208. Contudo, sabe-se que a média não necessariamente é um indicador significativo, pois pressupõe que não existem diferenças significativas nas médias entre os diferentes tipos de destino. Além disso, ignora a diferença conceitual em metas e objetivos, conforme descrito na taxonomia dos riscos de agrotóxicos. Na segunda figura, as barras representam o valor médio, os quadrados sólidos (pontos) indicam os valores medianos e as linhas de erro representam o desvio padrão dos valores em cada estudo ou tipo de destino.

Apesar da heterogeneidade dos valores encontrados na literatura, a análise exploratória de Florax et al (2005) indica que a disposição a reduzir o risco de agrotóxicos é bastante homogênea quando avaliada por categorias de impacto. A média é muito semelhante para os efeitos na saúde dos agricultores (US\$ 262) e o impacto nos ecossistemas aquáticos (US\$ 289) e terrestres (US\$ 246), excluindo a biodiversidade (US\$ 14). Da mesma forma, a disposição média para uma redução nos efeitos negativos para a saúde dos consumidores (US\$ 42) se mostra muito diferente.

Diversas são as informações que podem definir o impacto médio dos agrotóxicos como: tipos de agrotóxicos, tipo de aplicação, área total, tamanho da população e PIB per capita. Tais informações impactam o valor médio dos danos causados pelos agrotóxicos (degradação ambiental da fauna e flora, contaminação da água, problemas à saúde de trabalhadores e consumidores). Desse modo, alcançar essa função de meta análise é computada a partir da análise das correlações entre as características dos contextos analisados e os valores obtidos por um amplo conjunto de estudos de valoração.

Box 4: Valor da vida estatística

Muitos empregos geram riscos ao trabalhador seja de acidentes com maquinário, contaminação por químico que afeta a saúde humana, dentre outros. Alguns empregos têm maiores probabilidades de ocorrer danos ao trabalhador e, por isso, a literatura nas últimas décadas apresenta estimativas empíricas do trade-off entre salários e riscos de acidentes fatais no ambiente de trabalho (Viscusi, 2004¹). O valor da vida estatística pode ser avaliado por duas perspectivas: (i) como a quantia que os trabalhadores estão dispostos a pagar, em conjunto, para reduzir a probabilidade de um deles sofrer um acidente fatal em determinado ano (Borjas, 2015¹); (ii) pela produtividade marginal e preços hedônicos, como o diferencial salarial equivalente ao risco de um trabalho que admite exposição a uma substância perigosa ou violência (bombeiro, mergulhador, policial etc.).

O valor da vida estatística (*value of statistical life* – VSL) no Brasil pode ser exemplificado pelo estudo de Pereira et al (2020¹) no qual separa tanto o gênero quanto o tipo de ocupação (com maior risco e menor risco). O estudo comprova que, em tese, VSL aumenta de acordo com o nível de risco do emprego e estima que os homens em geral possuem VSL de R\$ 2,44 milhões e mulheres R\$ 1,08 milhão.

O risco aos trabalhadores e fazendeiros ao utilizar agrotóxicos é significativo e estudos como de Kuchler et al (2000)¹ demonstram as diferenças entre anos de vida perdidos por mortes por câncer e anos de vida perdidos por mortes no local de trabalho. Para calcular o valor da vida perdida pelo câncer, ajusta a estimativa de US\$ 5,67 milhões para baixo para refletir os 21 anos a menos de vida perdidos pelo câncer. Segundo Kuchler et al (2000), o valor da prevenção do câncer depende do indivíduo e a taxa na qual os anos futuros da vida são descontados. A taxas de juros de 2, 4, 6 e 8%, os valores anuais são de US\$ 1,92 milhão, US\$ 1,47 milhão, US\$ 1,10 milhão e US\$ 0,79 milhão, respectivamente. Os valores anuais podem ser considerados preços para eliminação de riscos ou a quantia que os indivíduos estariam dispostos a pagar para eliminar os riscos de ingestão alimentar de agrotóxicos no próximo ano.



Foto: Zen Chung / Pexels

CAPÍTULO 3 - AGROTÓXICOS E O VALOR DE SEUS CUSTOS SOCIAIS NO BRASIL

Os ganhos privados obtidos com o uso de agrotóxicos impõem custos à sociedade que precisam ser levados em consideração, e seu uso precisa ser regulado. Assim, a análise econômica do uso de agrotóxicos distingue entre níveis de ótimo social e ótimo privado (Sexton et al, 2007). O nível socialmente ótimo é um resultado da maximização do benefício líquido para a sociedade, para consumidores, agricultores, indústrias e para o meio ambiente, incluindo todas as externalidades. Em relação ao ótimo privado, pode-se relacioná-lo aos agricultores, que fazem uso de agrotóxicos para maximizar seu benefício econômico líquido particular (lucro). Suas escolhas podem divergir do ótimo social ao não pagarem pelo custo de externalidade do agrotóxico imposto a outros indivíduos. Por isso, dimensionar tais externalidades negativas e verificar possíveis formas de regulamentação do uso desses produtos devem ser consideradas na maximização do bem-estar social.

No presente capítulo, propomos implementar para o caso brasileiro uma abordagem mais diversificada do problema dos agrotóxicos, com exercícios para além da valoração da intoxicação aguda. O texto está dividido de acordo com três dimensões de custos sociais dos agrotóxicos (custos com saúde, ambiente e regulação) e em cada uma empregamos exercícios de valoração que dimensionam alguns desses impactos econômicos dos agrotóxicos (intoxicação aguda e cânceres; perdas monetárias com redução nos serviços de polinização das abelhas; e perdas com indisponibilidade de alimentos inadequados ao consumo humano).

Convém ressaltar que no presente trabalho não consideramos gastos defensivos como uma categoria a parte, pois entendemos que ela seria mais um método de valoração, onde os gastos defensivos são realizados pelos agentes econômicos para se proteger dos danos à saúde e ao meio ambiente, além de muitos desses gastos estarem dentro das próprias ações do Estado para mitigar os efeitos nocivos dos agrotóxicos como parte das políticas de regulação. Isso significa que, aqui nesse trabalho, vamos tratá-los dentro das três dimensões abordadas.

Um outro ponto é que há outros artigos que acrescentam nas estimativas valores de vidas humanas perdidas. Um dos pesquisadores mais renomados do tema, David Pimentel, no seu último artigo publicado sobre valoração dos custos dos agrotóxicos, usa como referência do valor de uma vida humana a quantia de US\$3,7 milhões por óbito (Pimentel & Burgess, 2014). No entanto, essa abordagem entra em um âmbito de cunho ético, ao assumir uma visão simplificada dos valores da vida estritamente associada a ótica produtivista, quanto a relaciona apenas aos valores produtivos esperados de uma vida que fora precocemente interrompida em decorrência de uma intoxicação aguda ou de doença crônica. Por essa razão, optamos por considerar nos exercícios valorados apenas abordagens atinentes as morbidades, excluindo os casos de mortalidade.

Intoxicação Aguda

Os estudos sobre o custo da intoxicação aguda na literatura fazem uso de diferentes métodos de valoração, mas grande parte desses utilizam o método Cost of Illness (COI), podendo ser empregado a partir de modelos estatísticos, mas também por meio de estimativas diretas dos diferentes custos com saúde. Esses estudos apresentam grande representatividade na exposição ocupacional, mas existem artigos que avaliam a intoxicação em domicílios agrícolas ou na população rural, atingidas indiretamente por aplicações (PIGNATTI & MACHADO, 2007).

Apesar dos possíveis erros de contabilização⁹, o Censo Agropecuário em 2006 contabilizou ao menos 25.008 casos de intoxicação, sendo que no mesmo ano do censo, o SINITOX registrou 6.297 contaminações. Assim, realizamos um exercício com os dados censitários de 2006, via modelo econométrico com observações de 1.394.640 estabelecimentos agropecuários que utilizaram agrotóxicos (anexo). O modelo estima uma prevalência cerca de 1,8% casos de intoxicação nos estabelecimentos do país. Esse número se assemelha às prevalências encontradas em estabelecimentos agropecuários em artigos da literatura que variam de 2% a 7% (SOARES, 2010).

A partir do levantamento de dados disponíveis nos registros administrativos dos sistemas de informação do SUS, consulta a especialistas da rede ambulatorial e referências de dados encontradas na literatura, os custos de tratamento para 2006 estariam em torno de R\$1.016,00. Esse mesmo valor, para os EUA, foi estimado por Pimentel & Burgess (2014) em U\$1.000. Com essas informações pode-se estimar, portanto, o custo esperado com a intoxicação em estabelecimentos agropecuários no Brasil.

O custo esperado com intoxicações por agrotóxicos foi estimado em R\$25.701.520 em 2006, que levados a valores de 2018, chegariam a R\$50.256.168,78 (IPCA/IBGE). Ademais, utilizando os dados censitários brasileiros à luz do custo das intoxicações nos EUA, levantado por Pimentel (2009) para tratamento e perdas de trabalho, chegaríamos a valores de US\$35.011.22 para os casos de intoxicação no Brasil em 2006. Já os resultados para os EUA foram de U\$32 milhões a cada ano (PIMENTEL, 2009).

Efeitos Crônicos

Os custos com a saúde não se resumem apenas aqueles associados a exposição ocupacional (trabalhadores agrícolas, da indústria de agroquímicos e que fazem uso de agrotóxicos domissanitários). Impactos ambientais, como a pulverização aérea, colocam o problema para além da exposição ocupacional, atingindo famílias, escolas e pessoas residentes em localidades rurais (TAGO et. al, 2014). Acrescenta-se a isso a população indiretamente exposta através do consumo de alimentos e corpos d'água contaminados com resíduos de agrotóxicos.

Dentre os impactos na saúde humano, existem os casos dos efeitos crônicos. Estudos de valoração econômica, em geral, empregam o método de transferência de benefícios para estimar esses impactos. Muitas vezes são utilizados estudos de meta análise que resumem valores das principais associações estatísticas entre a exposição e a doença. Sendo estabelecida a associação, a próxima etapa é computar do número de casos devido à exposição da substância, para apenas depois se estimar o gasto médio hospitalar necessário para recuperação (método

9 O Censo Agropecuário não contabiliza o número de intoxicados, apenas se houveram casos no estabelecimento. Um outro ponto é que as respostas da pergunta acima são baseadas em autodeclarações do produtor ou do administrador, que é a pessoa responsável por responder o questionário. E ela pode sofrer de vieses como o do entrevistado, por exemplo, pois o responsável pode temer à fiscalização, podendo omitir a ocorrência do desfecho estudado (SOARES, 2010). produtor ou do administrador, que é a pessoa responsável por responder o questionário. E ela pode sofrer de vieses como o do entrevistado, por exemplo, pois o responsável pode temer à fiscalização, podendo omitir a ocorrência do desfecho estudado (SOARES, 2010).

COI). Assim como os estudos de intoxicação aguda, os pesquisadores também procuram valorar a produção sacrificada pelo custo de oportunidade, representado pela ausência das atribuições produtivas no período necessário de convalescência.

No entanto, o método de transferência de benefícios possui algumas fragilidades, pois as taxas ou o risco que são utilizadas na etapa de valoração podem ser calculadas em outros países, em populações com características distintas, em períodos divergentes e até com base na exposição de princípios ativos não utilizados no país de estudo. Entretanto, em alguns casos, essa informação é a única disponível. Nessas situações, os pesquisadores devem alertar aos leitores as limitações desse número valorado. Por exemplo, utilizar para o caso brasileiro uma taxa que atribui causalidade entre agrotóxicos e câncer baseada em um estudo norte-americano antigo, levaria provavelmente a um resultado impreciso.

Portanto, dada essa limitação de se ter estudos que estabelecem as relações de causa-efeito para os problemas crônicos em contextos específicos, uma maneira de se valorar tais efeitos sob a saúde é estimar a percepção de risco dos expostos aos agrotóxicos, onde os indivíduos (em geral produtores) revelam ou declaram suas preferências quando optam por usar um determinado produto, mesmo em detrimento de um maior risco a sua saúde. Infelizmente esse tipo de pesquisa relacionada ainda não é utilizada no Brasil, nem em localidades geográficas do país. Portanto, o exercício aqui conduzido se limitará ao uso de funções de transferência de benefício se valendo da literatura específica à luz do caso brasileiro.

O exercício aqui conduzido sobre os efeitos crônicos trata especificamente dos impactos econômicos dos agrotóxicos associados as morbidades por câncer no Brasil. Estudos de meta-análises tem reportado um maior risco de certos tipos de cancers entre produtores rurais e aplicadores de agrotóxicos, como linfoma de não-Hodgkin, leucemia, melanomas, cérebro, próstata. As associações ocupacionais são atribuídas entre 10% e 40% no aumento do risco, dependendo do tipo de câncer, e alguns chegam a até atribuir um aumento de 100% no risco (BLAIR & FREEMAN, 2009), como é o caso de leucemia, para agricultores e aplicadores e até 600% para trabalhadores das indústrias de agrotóxicos (BYRNE et al., 1997). Uma revisão da literatura que estudou diversos estudos que contemplam as associações entre diversos tipos de cânceres e agrotóxicos resume os principais resultados na tabela 7.

Tabela 7 - Revisão dos estudos da literatura sobre associações entre tipos cânceres e a exposição a agrotóxicos

Tipo de câncer	N. de estudos encontrados	N. de estudos incluídos	Resumo dos resultados	Índice da qualidade média global dos estudos incluídos
Pulmão	4	4	2/4 encontram associação positiva	4.1
Mama	12	6	5/6 encontram associação positiva e 1 redução no risco	5.0
Pâncreas	3	3	Todos encontram associações positivas	4.7

Linfoma Não-Hodgkin	32	27	23/27 encontram associações positivas	4.5
Leucemia	23	16	14/16 encontram associações positivas	4.5
Cérebro	11	11	Todos encontram associações positivas	4.7
Próstata	10	8	Todos encontram associações positivas	4.8
Estômago	1	1	Todos encontram associações positivas	5.0
Ovário	1	1	Não encontrou associação	5.5
Rins	7	6	Todos encontram associações positivas	4.2

Fonte: Bassil et al., (2007)

Uma outra classificação, que também pode servir de base para os estudos de valoração, é a IARC, que divide os agrotóxicos em grupos de risco de acordo com as evidências empíricas. O grupo 1, são aqueles agrotóxicos cuja carcinogenicidade é comprovada em humanos. O grupo 2A, são aquelas substâncias provavelmente cancerígenas, cujas evidências em animais foram suficientemente comprovadas, mas para seres humanos em ainda não são conclusivas. O terceiro, 2B, é o último grupo de risco, seriam aqueles agrotóxicos cujos princípios ativos são possivelmente cancerígenos em humanos, uma vez que os testes em humanos são inadequados. Classificação semelhante é a USEPA, conduzida pela União Europeia.

Na tabela 2, são apresentadas essas mesmas classificações para os principais ingredientes ativos consumidos no Brasil, de acordo com a Anvisa10 e os seus respectivos volumes de vendas no país com base nos dados do IBAMA (2017).

Tabela 8 - Lista de ingredientes ativos de grande consumo no Brasil com autorização da Anvisa e sua relação com cânceres

Nome Cas nº	Grupo	Vendas (%)	Toxicologia (ANVISA)*	IARC	USE PA	Relação com câncer
2,4-D 94-75-7	Herbicida	11,90%	Classe I	2B		Pele, Cavidade nasal, sinusal, nasofaringe, orofaringe, laringe
ACEFATO 30560-19-1	Inseticida	5,80%	Classe III	ND	PC	Leucemias, Linfomas não Hodgkin, pâncreas

10 A Anvisa disponibiliza monografias nas quais constam resultados de avaliações e reavaliações carcinogenicidade para seres humanos avaliações toxicológicas dos ingredientes ativos destinados ao uso agrícola, domissanitário, não agrícola, ambientes aquáticos e preservante de madeira no endereço <http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/autorizadas>

ATRAZINA 1912-24-9	Herbicida	4,26%	Classe III	3		Linfomas não Hodgkin
CLORPIRIFÓS 2921-88-2	Inseticida	1,37%	Classe II	ND	AS	Leucemias, Linfomas não Hodgkin, pâncreas
DIURON 330-54-1	Herbicida	1,45%	Classe III	ND	PR	Neoplasia (sem localização definida)
GLIFOSATO 1071-83-6	Herbicida	36,68%	Classe IV	2A		Linfomas não Hodgkin
MALATIONA 121-75-5	Inseticida	1,32%	Classe III	2A		Linfomas não Hodgkin, câncer de próstata. -
MANCOZEBE 8018-01-7	Fungicida	6,25%	Classe III	3		Linfomas não Hodgkin
CLOROTALONIL 1897-45-6	Fungicida	1,26%	Classe III	2B		Câncer de próstata
OLEO MINERAL 8012-95-1	Adjuvante	5,00%	Classe IV	1		Câncer de pele

Fonte: Elaboração própria com base nos dados do IBAMA (2018) e INCA (2019)

* Classe I – extremamente tóxico, Classe II - Altamente tóxico, Classe III - Medianamente tóxico, Classe IV - Pouco tóxico.

Classificação IARC: 1 -carcinogênico para humanos, 2A provavelmente carcinogênico para humanos, 2B carcinogênico em animais, mas sem teste em humanos, ND – não disponível

Classificação USEPA: PC – possível carcinogênico para humanos; ausência de carcinogenicidade para humanos, PR – provável carcinogenicidade para humanos

Indica o percentual das vendas de 2017 no Brasil segundo o ingrediente ativo (IBAMA, 2017)

Os produtos acima representam cerca de 75% das vendas de agrotóxicos no país. Apesar da classe toxicológica da Anvisa indicar baixo nível de toxicidade aguda, muitos produtos apresentam evidências associadas ao risco de câncer, como é o caso do glifosato (principal produto vendido no país, com cerca de 37% das vendas). Também é possível citar o que ocorre com o óleo mineral não tratado ou medianamente tratado, que possui pouca toxicidade, mas pertence ao grupo das substâncias carcinogênicas para humanos. Nesse caso, ele é apenas um adjuvante utilizado em herbicidas, inseticidas, acaricidas e reguladores de crescimento que ajuda na fixação da substância ativa na planta e presente na formulação de inúmeros produtos comerciais.

Pimentel estima que 0,5% de todos os casos de câncer nos EUA estão associados à agrotóxicos (PIMENTEL, 2009). O autor trabalhou com uma incidência de 10.000 a 15.000 casos novos relacionados com uso de agrotóxicos por ano naquele país, sendo que já existiam 83 mil casos de cânceres associados aos agrotóxicos nos EUA (PIMENTEL, 1997; PIMENTEL, 2005).

Mesmo diante dessa dificuldade, muitos autores sugerem que tais custos devem, no mínimo, ser maiores que os de intoxicação aguda, por se tratar de doenças que são, na maior parte dos casos, irreversíveis ou de longo tratamento. Segundo Pimentel e Burgess (2013), os custos estimados de câncer nos EUA chegam a U\$1 bilhão, sem incluir as perdas de trabalho e mortes. No entanto, sugerem que se essas fossem levados em consideração, esses valores poderiam ser 15 vezes maiores. Outra pouco endereçada é a incidência dessas doenças em crianças, que são ainda mais suscetíveis.

A hipótese assumida de dobrar de 1% para 2% a proporção de alguns tipos de cânceres associados à exposição aos agrotóxicos é respaldada por alguns resultados encontrados na literatura específica. Morrison et al, 1994, com base numa coorte de 155 mil produtores, encontra um risco relativo 2 vezes maior para linfoma não Hodgkin quando expostos a agrotóxicos, sendo que esse risco é ainda maior à medida que se aumenta o número de acres aplicados desses produtos. Outro estudo encontra uma razão de chances de 4,4 (95%, 1,7 a 11,5) para leucemia mieloide crônica e aguda, embora não especifique os agroquímicos e suas quantidades aplicadas (CICCONE et al., 1993).

Com base nas informações de incidência de câncer para o Brasil obtidas das estimativas feitas no relatório do Instituto Nacional de Câncer para o ano de 2018 (INCA, 201), aplicamos as taxas que variam de 1% a 2%, dependendo do tipo de câncer, e estimamos o número de casos novos de cânceres associados à exposição aos agrotóxicos. Em relação aos valores de tratamento (cirurgia, radioterapia e quimioterapia), trabalhamos com cenários de diagnósticos, uma vez que se detectado em estágio inicial (1 e 2), o custo com o tratamento em média se dá em torno de R\$10.000, enquanto que se descoberto tardiamente, nas fases 3 e 4, o tratamento aumenta substancialmente, podendo ficar em torno de R\$70 mil. Um estudo feito pela Associação Brasileira de Linfoma e Leucemia (Abrale) em 2016 mostra que, no caso do câncer de mama, por exemplo, o custo médio por paciente no estágio 3 é de R\$ 65.125, comparado com R\$ 11.373 no estágio 1.

Também assumimos, com base no estudo do Tribunal de Contas da União (TCU, 2010), que 60,5% dos cânceres naquele ano foram descobertos nos estágios 3 e 4, com um custo médio maior, ao passo que 39,5% foram detectados nas fases 1 e 2. Portanto, nos casos associados com os agrotóxicos, ponderamos o custo de tratamento de acordo com esses percentuais e seus respectivos valores de custo.

No que diz respeito a produção sacrificada, arbitramos que a pessoa acometida pela doença necessitaria, em média, de 3 meses de afastamento das suas atividades laborais durante o período de convalescença. Sendo assim, ele deixaria de produzir um valor equivalente à sua remuneração do trabalho. Mais uma vez, tomamos como base um valor médio, que é salário mensal de R\$2.081, estimado pela Pesquisa por Amostra de Domicílio do IBGE (PNAD, 2015) para um trabalhador no cultivo da soja, por exemplo. Utilizamos essa remuneração corrigida para 2018¹¹ como base pois apenas esse produto agrícola é responsável por consumir 55% do total de agrotóxicos consumidos no país. O segundo colocado no consumo de agrotóxicos é o cultivo da cana-de-açúcar, que representa somente 7%, o que evidencia que o salário do indivíduo ocupado com o cultivo da soja ser uma boa proxy da renda sacrificada dos indivíduos mais expostos aos agrotóxicos e provavelmente mais acometidos pela doença.

Tabela 9 - Custo com tratamento e produção sacrificada com cânceres associados ao uso de agrotóxicos, Brasil - 2018

¹¹ Correção do salário médio mensal de 2015 para 2018 com base no IPCA totaliza R\$2.528,11

Tipo de Câncer	Novos casos 2018/19	Novos casos associados aos agrotóxicos	Custo com tratamento	Produção sacrificada	Valor total
Pulmão	31270	312,7	14.478.010	2.371.620	16.849.630
Mama	59700	597	27.641.100	3.728.128	31.369.228
Laringe	7670	76,7	3.551.210	478.974	4.030.184
Não Hodgkin	10180	203,6	9.426.680	1.271.435	10.698.115
Leucemia	10800	216	10.000.800	1.348.870	11.349.670
Cérebro	11320	113,2	5.241.160	706.908	5.948.068
Próstata	68220	1364,4	63.171.720	8.520.364	71.692.084
Estômago	21290	212,9	9.857.270	1.329.512	11.186.782
Pele	165580	3311,6	153.327.080	20.680.180	174.007.260
Melanomas	6260	125,2	5.796.760	781.845	6.578.605
Cavidade Oral	14700	147	6.806.100	917.981	7.724.081
Esôfago	10790	107,9	4.995.770	673.811	5.669.581
Total	417.780	6.788	314.293.660	42.809.628	357.103.288

Fonte: Elaboração própria com base em Santos (2018), PNAD/IBGE (2015) e IPCA/IBGE

A tabela 9 resume os valores encontrados segundo os tipos de câncer considerados. Em relação aos novos casos para os tipos de cânceres estimados no quadro acima, chegamos a um total de 6.788 possíveis casos associados aos agrotóxicos, o que representa menos da metade das estimativas realizadas por Pimentel na década passada, entre 10 e 15 mil casos nos EUA. Os valores médios de tratamento utilizados por ele ficavam em torno de US\$100 mil/caso, número superior ao que utilizamos no exercício para o Brasil (R\$10 mil/caso e R\$70 mil/caso). Desse modo, custo total com o câncer devido à exposição aos agrotóxicos foi estimado em R\$357 milhões, onde R\$314 milhões são com o tratamento da doença e R\$43 milhões com a produção sacrificada.

Como já mencionamos, esses valores são apenas um exercício e carecem de testes para validá-los, embora reconheçamos que as hipóteses adotadas podem ser aprimoradas, o que ajudaria a fornecer estimativas mais precisas. Por exemplo, um componente geográfico ou recorte urbano-rural para se aplicar as taxas de forma diferenciada, distinguindo as regiões que consomem mais agrotóxicos e até mesmo isentando aquelas onde o consumo é baixo, principalmente naqueles extratos com população concentrada nos grandes centros urbanos, aprimorariam os resultados.

Custos Ambientais

Em relação aos custos ambientais, o método de valoração contingente é um dos mais utilizado para valorar a preservação de animais da vida selvagem e algumas espécies de pássaros ameaçadas pelos agrotóxicos, pois diferente dos outros demais, que captam valores de uso

direto, ele é capaz de estimar valores de não uso ou de existência (PEARCE, 1998). Também não temos no Brasil desenhos de estudo com esse propósito, especialmente feitos para avaliar tais impactos.

Outros métodos empregados de valoração se baseiam nas funções de produção, principalmente sob os impactos na produtividade agrícola, em razão de uma redução na qualidade de um serviço ambiental afetado pela exposição aos agrotóxicos, por exemplo. É o caso dos danos nas populações de organismos benéficos, ou seja, tanto aqueles polinizadores quanto inimigos naturais das pragas, que acabam possibilitando maiores ganhos econômicos na produção.

Uma outra questão é que além dos serviços ambientais que esses insetos prestam, nos casos das abelhas africanizadas e as abelhas-sem-ferrão, elas produzem mel, alimento que vem assumindo papel fundamental na geração de renda no meio rural. Portanto, a exposição aos agrotóxicos vem afetando não só as abelhas nativas ou silvestres, mas também aquelas de cativeiro, responsáveis pela produção de mel, cera e própolis, por exemplo. Ou seja, além do custo oculto pela falta do provimento dos serviços ambientais que atinge os próprios agricultores que empregam agrotóxicos, há ainda as externalidades, uma vez que o uso dessas substâncias também ocasiona mortandade em abelhas não nativas, diminuindo a qualidade e a produtividade dos seus derivados, ocasionando perdas econômicas à terceiros.

O problema do emprego desses métodos está na dificuldade de se estimar o impacto na produtividade, impulsionada pela falta de dados que permitam tais estimativas. Muitas vezes, o que se faz é utilizar funções de transferência de benefícios, e assim, deve-se novamente atentar para as limitações metodológicas mencionadas anteriormente.

No exercício aqui empregado, tomou-se como exemplo o declínio da população de abelhas associado à exposição aos agrotóxicos e as respectivas perdas tanto nos serviços de polinização para agricultura quanto na produção apícola (mel, cera e própolis, geleia real e pólen). O serviço ambiental de polinização se dá de modo natural e gratuito, sem intervenção de fatores humanos. No caso brasileiro isso ganha uma relevância ainda maior, pois 76% das plantas cultivadas são dependentes de polinização, que se dá por meio de um grande espectro de animais (abelhas, mariposas, morcegos, besouros, vespas, borboletas, dentre outras). Em geral, o produtor rural no Brasil demonstra pouca importância para a polinização de sua lavoura, se preocupando mais com insumos agrícolas, tendo dificuldade de reconhecer os agentes polinizadores como prestadores de serviço a seu cultivo.

Um recente relatório sobre Polinização, Polinizadores e Produção de Alimentos no Brasil da Rede Brasileira de Interações Planta-Polinizador (REBIPP, 2018) estima que o valor econômico do serviço ecossistêmico de polinização para a produção de alimentos no país foi de R\$43 bilhões em 2018, o que evidencia uma contribuição significativa para agricultura brasileira, mas com pouca ênfase perante o produtor rural. O estudo dividiu esse potencial em quatro grupos (pouca, modesta, alta e essencial) de acordo com o grau de dependência das culturas a polinização. Ainda existe o caso da soja, principal cultura do país, que apesar de não depender da polinização (pois realiza autofecundação), é beneficiada por tal serviço, chegando a ter incrementos de até 10% na produtividade (REBIPP, 2018).

Essa pesquisa também classificou os serviços ambientais de polinização de acordo com os agentes polinizadores. As abelhas são as principais polinizadores da maioria dos ecossistemas do planeta, promovendo a reprodução de diversas espécies de plantas. Das 44 espécies de plantas cultivadas para alimentação humana e produção animal avaliadas na pesquisa, 40 dependem em certo grau da polinização deste inseto. As abelhas respondem por cerca de 75% dos requerimentos de polinização das culturas agrícolas (Nabhan & Buchmann, 1997), sendo que esse número pode chegar a 90% nas polinizações das plantas com flores (BBC BRASIL, 2017).

Durante o inverno de 2012/13, o Departamento de Agricultura dos EUA (USDA) divulgou a morte de quase um terço das abelhas (31,5%) e o levantamento apontou que, nos últimos seis anos, o número de colônias caiu 30,5% (STEINHAEUER, 2013). Uma das principais causas seria o que passou a se chamar de Síndrome do Desaparecimento de Abelhas (Colony Collapse Disorder (CCD)), mal associado principalmente ao uso dos agrotóxicos neonicotinoides. Outros estudos também sugerem que o desaparecimento pode ser associado ao uso intensivo de herbicidas e fungicidas, provocando desordem no aparelho regular das abelhas e sua posterior morte.

O registro de mortes de colônias após pulverizações aéreas em áreas de soja, cana-de-açúcar, laranja, algodão, dentre outros monocultivos tem sido cada vez mais frequente. Segundo a Repórter Brasil e a Agência Pública (2019), o fipronil e neonicotinoides (inseticidas derivados de nicotina) foram responsáveis pela morte de 400 milhões de abelhas no Rio Grande do Sul, 45 milhões no Mato Grosso do Sul e 7 milhões em São Paulo nos dois primeiros meses de 2019 e os estudos mostraram que 80% das abelhas mortas tinham essas substâncias no organismo. Em Santa Catarina, um levantamento similar feito pela Federação das Associações de Apicultores e Meliponicultores de Santa Catarina (Faasc) detectou uma mortandade de 50 milhões de abelhas, o que representam um potencial de produção perdido de cerca de 1% da produção de mel catarinense (BBC brasil, 2019)¹².

Dada a escassez de dados sobre o tema, a iniciativa Bee Alert foi criada: uma plataforma de identificação por geolocalização das ocorrências de desaparecimento e morte de abelhas. Os dados coletados são fornecidos por apicultores, meliponicultores e pela comunidade científica, numa atividade colaborativa. Em parceria com a Universidade Federal Rural do Semi-Árido, foram coletadas diversas amostras, das quais 67% foram relatados envenenamentos por agrotóxicos, e dessas, 92% tinham fipronil no organismo². Estima-se pela plataforma que entre 2014 e 2017 tenham morrido um bilhão e meio de abelhas.

A tabela 4 mostra o valor de vendas dos produtos da apicultura produzidos pelas 2.158.916 caixas de colmeias dos estabelecimentos agropecuários com apicultura no país. Estima-se que cada caixa comporta de 60 a 80 mil abelhas, o que sugere uma população de cerca de 129,5 bilhões de insetos.

Dados baseados na plataforma *Bee Alert* têm apontado números perto de 1,5 bilhão de abelhas mortas em apiários no Brasil entre 2014 e 2017, o que equivale a uma média de 375 milhões de

12 (<https://noticias.uol.com.br/ultimas-noticias/bbc/2019/09/17/o-agrotoxico-que-matou-50-milhoes-de-abelhas-em-santa-catarina-em-um-so-me.htm>).

indivíduos/ano. Se tomarmos essa média para 2017, temos que esse número representa 0,28% da população de abelhas em apiários no país. Essa estimativa não pondera o fato das mortes se concentrarem nas principais regiões produtoras no país, onde esse percentual tende a ser ainda maior.

Por exemplo a secretaria de agricultura do Rio Grande do Sul recebeu comunicados de óbitos em 10 municípios (Jaguari, Sant'Ana do Livramento, Alegrete, Santiago, Livramento, Bagé, Mata, Cruz Alta, Boa Vista do Cadeado, Santa Margarida) que representaram mais de 1% das criações de abelhas. Isso significa que se tomarmos esses dois percentuais como taxa de mortalidade da população de abelhas teríamos uma produção sacrificada em produtos da apicultura (mel, cera, própolis, geleia e pólen) variando entre R\$1.153.286 e R\$4.118.880. Também haveria uma perda em colônias, tendo em vista que o investimento médio para compra de uma colônia de abelhas jataí (uma das mais comuns e baratas no país) em torno de R\$200. Portanto, nesses dois cenários de mortalidade de abelhas esses custos de perdas de colônia seriam de R\$1.208.991 e R\$4.314.824, respectivamente.

Tabela 10 - Valor das vendas (mil reais) para as 2.158.914 caixas de colmeias dos estabelecimentos agropecuários com apicultura no Brasil - 2017

Produto	Estabelecimentos	Valor da venda (R\$1000)
Mel	100600	388371
Cera de abelha	4369	12109
Própolis, geleia real, pólen	2749	11408

Fonte: Censo agropecuário de 2017

Esses números mostram apenas as externalidades dos agrotóxicos no que diz respeito aos estabelecimentos produtores da apicultura, mas não é errado associar as taxas de mortalidade as populações de abelhas nativas e que prestam um grande serviço para agricultura. Portanto, dado que esses insetos são os principais responsáveis pela polinização e estão presentes em quase todos os cultivos produzidos no Brasil, pode-se assumir que poderíamos atribuir a essa única espécie cerca de 70% do valor econômico dos serviços ambientais ofertados de polinização no país, estimados pela pesquisa REBIPP (2018), em R\$43 bilhões.

Sendo assim, o valor econômico dos serviços ambientais de polinização das abelhas representaria R\$30,1 bilhões em 2018 para agricultura. Já os decréscimos na população desses indivíduos, se tomarmos os dois cenários de taxas de mortalidade acometidas na população das abelhas cativas, de 0,28% e 1%, representam um custo oculto na ordem R\$84,2 milhões e R\$300,1 milhões, respectivamente. Esses custos evidenciam um valor econômico anual com externalidades e custos ocultos dos agrotóxicos sobre as abelhas entre R\$86,6 milhões e R\$308,5 milhões. Cabe ressaltar que esses valores são inferiores aos estimados por Pimentel et al., (1992) para os EUA que valorou as externalidades pela produção sacrificada com cera e mel (US\$43 milhões), perdas de colônias (US\$22 milhões) e os custos ocultos valorados pela produção sacrificada dos serviços de polinização (US\$200 milhões), com preços de 2013.

Custos com Regulação

Os custos de regulação são aqueles diretamente dispendidos com o controle do trabalho e monitoramento da água e alimento, para reposição da qualidade e quantidade dos atributos ambientais e dos gastos evitáveis (em suma, aqueles destinados a prevenção dos possíveis danos dos agrotóxicos). Em geral eles são obtidos diretamente pelos gastos orçamentários (Federal e Estadual) por meio dos recursos destinados às ações e programas das agências reguladoras responsáveis por controlar a produção e uso dos agrotóxicos (como a ANVISA, IBAMA, Fundacentro, entre outras). A ausência ou o afrouxamento das regras e leis que amparam um marco regulatório geram incentivos às externalidades, denominadas falhas de mercado.

É o caso, por exemplo, dos padrões assumidos nas análises de presença de resíduos de agrotóxicos em alimento e na água. De acordo com o trabalho de Bombardi (2017) há casos em que a quantidade de limite tolerável de resíduo à saúde humana é 400 vezes maior no Brasil do que na Europa. A autora ainda argumenta que esses países fazem um duplo padrão com substâncias que são proibidas ao uso, pois muitas são autorizadas para produção quando o destino é a exportação.

O exercício de valoração que empregamos aqui para captar algum componente de gasto regulatório se vale dos relatórios que apresentam os resultados do Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em alimento (PARA/ANVISA), que é um dos principais indicadores da qualidade dos produtos adquiridos no mercado varejista e consumidos pela população. Do ponto de vista de regulação, os alimentos fora de conformidade não deveriam ser destinados ao consumo humano, mas sim retirados das prateleiras dos supermercados. Contudo, tal regulação não é eficaz. Uma das prerrogativas das análises de valoração dos custos sociais é não fazer uma distinção entre os custos de regulação teóricos ou de fato. Além da valoração pelos custos diretos observados nas planilhas orçamentárias das instituições de controle, deve-se também considerar o montante total de recurso que deveria ser empregado para mitigar o problema, dado o risco potencial à que a população estaria exposta.

No exercício de valoração para regulação conduzido no presente capítulo, vamos nos ater apenas ao valor econômico dos alimentos fora do padrão de conformidade, que deveriam não estar disponíveis ao mercado consumidor. Para tal, nos baseamos no PARA (Anvisa) e na avaliação do ministério público de Santa Catarina sobre resíduos de agrotóxicos nos alimentos. Também será utilizada a pesquisa de orçamento familiar do IBGE (POF, 2008/2017) para a monetarização das aquisições alimentares das famílias brasileiras.

O último levantamento do PARA (Anvisa) contou com uma amostra representativa do país (exceto Paraná), foram amostradas 4.616 unidades de produtos agrícolas que por sua vez representaram cerca de 30,86% do total das aquisições de alimentos realizadas pelas famílias brasileiras. O PARA de 2017/18 apontou que 23% das amostras eram insatisfatórias (>LMR, IA não permitido a cultura e IA proibido) e quando comparamos os resultados nos últimos 10 anos, verificamos que muita coisa não mudou, esse percentual de amostras com resultados insatisfatórios em geral até aumentou no período.

A tabela abaixo mostra que os percentuais de amostras insatisfatórias nos dois levantamentos de 2008 e 2017/18.

Tabela 11 - Percentual de Amostras Insatisfatório no PARA

Cultura	% insatisfatória	
	2008	2017/18
Alface	19,8	30,0
Cenoura	30,4	39,6
Laranja	14,9	13,6
Tomate	18,3	35,4
Abacaxi	9,5	11,6
Arroz	4,4	4,6
Manga	1,0	9,1
Pimentão	64,4	81,9
Uva	32,7	26,9
Goiaba	-	42,4
Chuchu	-	9,0
Alho	-	4,6
Bata doce	-	8,8
Beterraba	-	14,5
Cebola	2,9	-
Feijão	2,9	-
Mamão	17,3	-
Maça	3,9	-
Morango	36,1	-
Banana	1,0	-
Batata	2,0	-
Repolho	8,8	-

Fonte: elaboração do autor com base nos relatórios (PARA, 2008 e 2017/18)

*<LMR, IA proibido para cultura, IA uso proibido

Além das ações no âmbito federal ainda há aquelas tomadas pelos estados. Santa Catarina é um exemplo disso, pois o Ministério Público Estadual tem um programa de monitoramento análise dos limites de resíduos nos alimentos (PASR/MPSC). Das amostras coletadas nesse levantamento, a cultura do tomate foi a que apresentou o pior resultados dentre os alimentos analisados (74% em inconformidade) e a cebola o de menor percentual de amostras insatisfatórias (3,9%).

Os resultados mais recentes do PARA/ANVISA (2018) levam em conta uma amostra representativa do país e que conta com boa parte dos produtos adquiridos pelas famílias brasileiras. Ela também coincide com o ano da Pesquisa de Orçamento Familiar (POF/IBGE, 2018), que revelam os gastos efetuados pelas famílias com a compra de cada alimento. Portanto para uma maior conformidade dos dados o presente exercício leva em consideração os dados do PARA de 2008 e as despesas e aquisições dos alimentos da POF 2008, considerando que posteriormente os valores encontrados foram levados para o ano de 2018 com base no IPCA/IBGE do período. Apesar de sua data, percebe-se que os pesos dos alimentos levantados na POF quase não se alteraram no período e os percentuais de amostras insatisfatórias nos levantamentos do PARA, e foram menores que 2008, o sugerindo valores subestimados do que se esperaria em um cenário mais atual.

A tabela reúne o percentual de amostras insatisfatórias segundo cultura, as despesas médias mensais com esses alimentos efetuadas pelas famílias brasileiras, bem como as respectivas quantidades adquiridas por membro familiar/ano. A POF estimou para o Brasil em 2008 um total de 57.816.604 famílias, o que permite calcular o valor gasto pelas famílias com os produtos que deveriam ser retirados da venda. O destaque da avaliação fica por conta dos valores estimados para morango e tomate, 440 e 385 milhões de reais respectivamente, já que apresentam um grande percentual amostras com inconformidade. Já o arroz, apesar de apresentar 4,4% das amostras insatisfatórias, o vultuoso valor estimado da ordem de 413 milhões de reais vem da grande quantidade consumida desse produto pela população brasileira.

Os valores totais das perdas econômicas para os produtos alimentícios analisados chegam a R\$2,2 bilhões, e quando levados a preços de 2018 atingem a marca de quase 4,1 bilhões de reais, número próximo as estimativas de 1,2 bilhões de dólares em 2013 na economia americana (Pimentel, 2015). Segundo Pimentel (2015), os custos regulatórios tanto com descontaminação da água e perdas econômicas devido ao descarte de alimentos não seguros para o consumo humano representariam cerca de 40% das externalidades associadas com o uso dos agrotóxicos naquele país.

Tabela 12 - Estimativas de perdas econômicas por produtos agrícolas em desconformidade com os padrões de segurança para o consumo

Cultura	PARA 2008	POF 2008 (IBGE)		Perdas
	Insatisfatório (%)	Despesa média *	Aquisição anual kg/per capita	Econômicas** (R\$) 2008
Alface	19,80	1,11	0,91	152.483.199
Banana	1,03	3,26	7,68	23.296.391
Batata	2,00	1,65	6,38	22.895.375
Cenoura	30,39	0,73	1,55	153.917.282
Laranja	14,85	1,62	5,44	166.907.285
Mamão	17,31	0,51	2,04	61.310.541
Maça	3,92	0,18	2,15	4.824.392
Morango	36,05	1,76	0,16	440.201.747
Tomate	18,27	3,04	4,92	385.341.653
Abacaxi	9,47	0,67	1,48	43.719.282
Arroz	4,41	13,53	26,50	413.971.279
Cebola	2,91	1,51	3,23	30.486.233
Feijão	2,92	7,86	9,12	159.235.253
Manga	0,99	0,20	0,97	1.374.152
Pimentão	64,36	0,23	0,58	101.114.750
Repolho	8,82	0,05	1,03	3.125.988
Uva	32,67	0,47	0,76	107.203.447
Total				2.271.408.248
Total deflacionado pelo IPCA para jun. 2018				4.077.103.530

Fonte: Elaboração do autor com base nos dados do PARA/ANVISA (2008), POF/IBGE (2008), PAM/IBGE (2008), CEASA/PARANÁ (2008)

acima do Limite Máximo de Resíduos (LMR) permitido ou resíduos de IAs não autorizados para uma determinada cultura.

** Estimativas de perdas baseadas no Número de famílias de 57.816.604 e média pessoas por família de 3,3 (POF/IBGE 2008)

Despesa estimada utilizando as aquisições da POF, e preços do CEASA Paraná 10/2008 (morango, repolho e pimentão)

*Despesa estimada utilizando as aquisições da POF, preços pagos ao produtor (PAM/IBGE) para mamão, maça, abacaxi, uva, manga

Modelagem espacial do impacto de agrotóxicos: O estudo de caso no Paraná, Brasil.

Um estudo realizado por Soares e Porto (2009) associam o uso de agrotóxicos a impactos na saúde ambiental e discutem possíveis medidas para regulação da produção e consumo de agrotóxicos com o objetivo de diminuir as externalidades negativas geradas à sociedade, socializando os custos privados. O que se observa é que, em geral, os produtores rurais não

recebem incentivos para internalizar os custos externos associados ao uso dos agrotóxicos, causando uma superestimação do benefício causado pelo uso de tais insumos químicos. Para corrigir tal falha econômica, Soares e Porto (2009) sugerem a divisão em três etapas:

- a) estimativas das probabilidades de intoxicação de acordo com os fatores de risco e custo da doença em sua forma aguda;
- b) estimativa do custo esperado de um envenenamento;
- c) quanto desse custo de envenenamento agudo é representado em benefício do uso de agrotóxicos a curto, médio e longo prazo.

Soares & Porto (2009) estimam, a partir dos dados disponíveis no AIH processados no Banco de Dados do SUS (DATASUS), o custo médio diário dos procedimentos para alguém internado com intoxicação por agrotóxicos no Estado do Paraná na ordem de US\$ 211,49, com um tempo médio de internação para esse ano nesse Estado de 3,5 dias, o que representa um custo médio por pessoa de US\$ 740,21 ($US \$ 211,49 \times 3,5$). Além dos custos hospitalares, os quatro dias de internação representam uma perda para o trabalhador diário (a cada dia) de quatro vezes o salário diário praticado no estado do Paraná no ano em questão ($US \$ 11,94$), com um custo médio de US\$ 47,76 por envenenamento ($4 \times US \$ 11,94$). Cabe ainda a consideração desse último custo como uma externalidade negativa, uma vez que as condições de trabalho rural são precárias no Brasil (usualmente, sem contratos de trabalho e previdência social). Assim, o custo médio do tratamento de saúde da pessoa envenenada é calculado em US\$ 787,97 ($US\$ 719,08 + US\$ 42,80$).

Para esse fim e por meio de um exercício de análise de sensibilidade, quatro cenários de taxas hipotéticas foram testados ao longo do tempo (5 e 10 anos). Soares & Porto (2009) constroem exemplos hipotéticos de um cenário conservador em que os benefícios caem à taxa de 1% ao ano, enquanto os custos com saúde crescem na mesma taxa anual. Um segundo cenário, em que a taxa de queda na produtividade é de 2% ao ano e o aumento nos custos de saúde é de 1% ao ano. Um terceiro cenário, uma taxa de 1% ao ano de queda na produtividade e uma taxa de 2% de aumento nos custos de saúde também foi considerada.

Tabela 13 - Cenários de custo com intoxicações agudas

Características do Estabelecimento	Custo com intoxicação aguda		Economias em comparação ao tipo 1 (US\$1000)	Impacto da mudança no (%)
	Estabelecimento (US\$***)	Paraná (US\$1000)		
Tipo 1	397,80	89.542		
Tipo 2	52,57	11.834	77.708	-86,78
Tipo 3	112,41	25.303	69.927	-78,09
Tipo 4	46,55	10.478	79.064	-88,30

Fonte: Soares & Porto (2009).

Uma taxa de 7,64% das fazendas teve, pelo menos, um caso de envenenamento e destas, cerca de 77,8% envolveram tratamento médico ou permanência no hospital. Em relação aos empregados no manejo de agrotóxicos nos estabelecimentos, cerca de 6,53% sofreram intoxicação por agrotóxicos nesta safra, sendo que 81,4% procuraram tratamento médico ou permanência no hospital. Ao realizar a análise comparativa, observa-se que, há uma redução no custo esperado de envenenamento de US\$ 345,23 (US \$ 397,80-US \$ 52,57), o que representa uma queda de 86% na externalidade negativa.

A fim de exemplificar a dimensão de tal custo, Soares & Porto (2009) considerou essas estimativas de uma perspectiva agregada, extrapolando essas características para todas as fazendas estimadas pelo PREVS, com uma economia de US\$ 77.708.000 devido à eliminação desses fatores de risco US\$ 89.542.000 - US \$ 11.834.000). Nesse caso, o simples fato de alterar a indicação de uso de agrotóxicos (do vendedor para o engenheiro agrônomo - fazendas tipo III) reduz os custos de envenenamento da “fazenda tipo I” em cerca de 78%, ou seja, uma economia de cerca de US\$ 70 milhões, mostrando um impacto significativo das mudanças nos níveis de risco do custo do envenenamento agudo no Paraná. Por fim, uma avaliação do impacto da eliminação dos fatores de risco nas fazendas cuja área se enquadra no quarto quartil, ou seja, nas maiores fazendas agrícolas (“Tipo I” a “Tipo IV”). Fazendas como essas são onde o menor custo é encontrado e, por esse motivo, o impacto é mais evidente.

Considerações Finais

Muito pela falta de dados e *surveys* específicas no país que permitam aplicar um arsenal de métodos de valoração mais variado para se compreender o problema (MVC, IC), tivemos que nos exercícios aqui empregados assumir hipóteses ancoradas principalmente de outros estudos. A estratégia utilizada foi se amparar no método de transferência de benefícios, ligando as evidências empíricas internacionais à luz das informações disponíveis para o caso brasileiro, intervindo com ajustes quando necessário e possível.

Isso nos permitiu estimar custos potenciais com o uso dos agrotóxicos no Brasil, que para o ano de 2018 representaram R\$50.256.168,78 com intoxicação aguda; R\$357 milhões com cânceres, R\$86,6 milhões com perdas de produtos da apicultura, R\$308,5 milhões com perdas de serviços de polinização e R\$2,2 bilhões em produtos agrícolas que se encontram no mercado e deveriam estar indisponibilizados para o consumo humano.

Quanto a essa última estimativa, apesar do valor expressivo, podemos ainda assegurar que o montante calculado seria infinitamente maior caso adotássemos os padrões sanitários da comunidade europeia, por exemplo. Em alguns casos, como os limites toleráveis de resíduos de glifosato na água no Brasil, podem ser até 5.000 vezes maior.

No campo da regulação, não há nenhum mecanismo econômico que desincentive o uso, pelo contrário, há incentivos fiscais, o agricultor o externaliza, e apenas paga pelo seu benefício privado. No capítulo seguinte, trabalharemos a questão dos mecanismos de regulação que passam pela geração de desincentivos tanto econômicos (criação de taxas, impostos) quanto dos de regulamentação (leis e normas sanitárias) do uso desses insumos na agricultura. Da mesma forma, vamos trazer para discussão de alguns pontos importantes como os mecanismos

de incentivos à produção agrícola saudável e o debate da valoração econômica como instrumento legal para compensação de perdas e danos associadas à saúde e ambiente.



Foto: Jeff Sharp

CAPÍTULO 4 - INSTRUMENTOS DE GESTÃO E ALTERNATIVAS

O risco pelo uso de agrotóxicos é amplamente conhecido e as seções anteriores demonstraram os riscos à saúde de trabalhadores e consumidores, além dos prejuízos aos ambientes aquáticos e terrestres. Além de descrever os impactos, as seções anteriores também demonstraram os custos sociais com a utilização de agrotóxicos, a partir de métodos de valoração econômica, portanto, é observado do ponto de vista monetário tais custos que precisam ser internalizados.

Assim, essa seção busca demonstrar, do ponto de vista econômico, os instrumentos de gestão possíveis para regular os efeitos negativos causados pelos agrotóxicos. Atualmente, há uma grande demanda de ações de intervenção do governo para corrigir falhas de mercado que atuam sobre a saúde humana e o meio ambiente. Dentre as possibilidades aqui listadas nesta seção citaremos a proibição ao uso de agrotóxicos, a limitação do uso a partir de um padrão de exigência e a imposição de um imposto ou subsídio para corrigir as externalidades negativas.

A fim de verificar a utilização ótima de agrotóxicos em uma produção é necessário identificar informações como, por exemplo, aspectos biofísicos com agrônomos e biólogos, para compreender as funções e os processos biológicos sobre o controle de pragas e os danos às culturas.

Em muitos casos, o efeito da utilização de agrotóxicos é devastador, gerando custos sociais significativos, e a proibição seria decisão mais eficiente a ser feita. Por exemplo, citamos os organoclorados que são proibidos desde 1985, pois deixam resíduos permanentes nos tecidos gordurosos de mamíferos, peixes e aves, e que como consequência, tem grande capacidade de contaminar seres humanos ao se alimentar dessas espécies (FLORES et al, 2004)¹³. No caso da proibição podemos entender como um instrumento de comando e controle e pode ser entendida como uma forma na qual não há o interesse em internalizar os danos causados pela atividade, mas sim cessar suas ações. A proibição pode ser feita tanto no nível de produto quanto também pela forma como o produto é implementado como, por exemplo, a pulverização aérea.

Pulverização Aérea - Por que proibir

Dados os impactos ao meio ambiente e à saúde humana pelo uso de agrotóxicos, é importante ressaltar que o modo como ele é utilizado pode ampliar os impactos negativos. Dito isso, um modo de aplicação de agrotóxicos é a pulverização aérea de agrotóxicos é permitida no Brasil pelo Decreto-Lei nº 917, de 7 de outubro de 1969 (BRASIL, 1969), que dispõe sobre o emprego da aviação agrícola no país, e pelo Decreto nº 86.765, de 22 de dezembro de 1981 (BRASIL, 1981), que regulamenta o anterior.

A pulverização aérea de agrotóxicos tem sido discutida no Brasil e no mundo e sua utilização apresenta vantagens e desvantagens. Dentre suas possíveis vantagens há o argumento a respeito do menor tempo necessário para a execução com este processo, reduzindo os custos de aplicação em áreas de grande extensão e aumentando a uniforme do processo. Outra possível vantagem consiste na inexistência de outros danos indiretos, como na compactação do solo quando se aplica de forma

¹³ https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2004000200007

manual/terrestre e, além disso, a necessidade baixa de mão de obra para executar tais atividades, além dos efeitos que podem gerar nos trabalhadores.

Por sua vez, é importante mencionar as principais desvantagens na aplicação via pulverização aérea como, por exemplo, os impactos no meio ambiente. Pode-se citar estudo de Cohen et al. (2008), que analisa os efeitos pulverização aérea na resistência de insetos aos agrotóxicos, assim como na eliminação de populações de abelhas, importantes na polinização de diversas culturas. Além disso, há a constatação de que tal formato para controlar pragas se mostram ineficientes em fruticulturas, existindo alternativas mais eficientes (EMBRAPA, 2014; COHEN et al., 2008).

Um dos principais problemas relativos à pulverização aérea consiste na chamada deriva, definida pela Associação Nacional de Defesa Vegetal (ANDEF, 2004) como o deslocamento da calda do produto para fora do alvo desejado, sendo diretamente influenciado por condições climáticas locais como ação do vento, temperatura do ar, umidade relativa do ar, distância do alvo, velocidade de aplicação, tamanho das gotas, entre outros fatores.

Chain (2004) justificou a ineficiência da deriva ao demonstrar que mesmo com calibração, temperatura e ventos ideais, cerca de 32% dos agrotóxicos pulverizados são retidos nas plantas; outros 49% vão para o solo e 19% vão pelo ar para outras áreas circunvizinhas da aplicação. Segundo a Câmara dos Deputados (2011), foi demonstrado que apenas 30% dos agrotóxicos jogados nas lavouras atingem o “alvo”, e os 70% restantes se transformam em deriva, dos quais 20% vão para o ar e 50% para a terra e, com a chuva, os resíduos acumulados na terra são transferidos para o lençol freático. Pimentel (1995) também exemplifica tal assertiva, destacando que a deriva decorrente da aplicação aérea de agrotóxicos já atingiu uma distância de 32 quilômetros da área-alvo.

Além disso, deve-se ressaltar que em muitos casos, os impactos são ampliados por conta do uso incorreto da pulverização aérea de agrotóxicos, não estando de acordo como a Instrução Normativa nº 2, de 3 de janeiro de 2008, do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa) (BRASIL, 2008). Um caso emblemático ocorreu na cidade de Rio Verde (Goiás), onde uma escola foi atingida por um avião que estava pulverizando uma substância inseticida (Engeo Pleno) em uma lavoura próxima de milho e soja¹⁴. Cerca de 42 crianças foram encaminhadas ao hospital no momento da aplicação, e muitas continuam tendo problemas após cinco anos do episódio. Casos como esse continuam comuns no Brasil, como no caso de uma outra escola em Sergipe, que foi vítima de pulverização aérea, prejudicando cerca de 10 pessoas¹⁵.

Diante disso, a proibição de tal prática vem sendo discutida e aplicada em muitos países como, por exemplo, na Holanda e Eslovênia. Na União Europeia tal prática pode ser realizada desde que não existam alternativas viáveis ou no caso de ter comprovação de que será menos impactante na saúde humana e no meio ambiente¹⁶. Em 2015, a Colômbia proibiu a pulverização aérea do glifosato (ARGENTINA, 2015).

14 <http://g1.globo.com/goias/noticia/2013/05/alunos-intoxicados-com-veneno-de-aviao-agricola-voltam-ao-hospital.html>

15 <https://contraosagrotóxicos.org/pulverizacao-aerea-causa-intoxicacao-em-10-criancas-e-professores-de-escola-em-sergipe/>

16 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/ALL/?uri=CELEX%3A32009L0128>

No Brasil não há proibição de tal prática no nível federal, mas há uma legislação estadual no Ceará, via lei estadual 16.820/2019, veda a pulverização aérea de agrotóxicos no Estado. Tal processo tem sido criticado pela Confederação Nacional de Agricultura e Pecuária (CNA), que promoveu uma Ação Direta de Inconstitucionalidade (ADI 6137/CE) no Supremo Tribunal Federal (STF) sob o argumento de que a lei invade a competência privativa da União ao legislar sobre a navegação aérea e proteção ao meio ambiente, além de violar os princípios constitucionais da livre iniciativa e da livre concorrência. No entanto, o MPF a partir de Nota Técnica da 4ªCCR /2019, argumenta que a exclusividade federal, prevista na Constituição, se limita à exploração e normatização de temas diretamente relacionados ao transporte aéreo e à infraestrutura aeroportuária. Assim não haveria fundamentos para restringir a possibilidade de os estados conferirem maior proteção ao meio ambiente na regulação do tema em questão (MPF, 2019).

Nesse sentido, considerando-se que existem outras formas de se produzir – seja com produtos químicos, por pulverização terrestre, seja através de técnicas mais sustentáveis se torna irracional, sob o argumento da operacionalização da melhor tecnologia disponível, decorrente da aplicação do princípio da prevenção – a permissão da pulverização aérea de agrotóxicos (Ferreira, 2013)

As proibições são uma ferramenta mais forte de regulação de agrotóxicos e, portanto, geram mais controvérsia entre os atores envolvidos. Sexton et al (2007) afirmam que, do ponto de vista econômico, há um nível tolerável de pragas e danos às culturas, de modo que as aplicações de agrotóxicos deveriam ocorrer somente quando o benefício de sua aplicação seja maior do que custo social total de uma aplicação. Além disso, é importante que existam políticas de minimização, recuperação e compensação pelos danos causados.

Dito isso, imputar limites a quantidade total de agrotóxicos, o momento da aplicação e a forma em que o agrotóxico é aplicado são igualmente importantes em termos de produtividade. Para isso, a informação científica é essencial pois define limites com embasamento para aplicação de cada insumo químico, aplicando limites mais restritivos em insumos químicos perigosos e limites maiores em agrotóxicos que geram baixos impactos à sociedade e ao meio ambiente. Esse instrumento tem a capacidade de gerar resultados eficientes se houver uma coordenação dos limites entre os países. Segerson¹⁷ defende ainda que responsabilização dos agricultores pelos danos causados constrói incentivos ideais para o uso ótimo dos agrotóxicos até os limites estabelecidos pela legislação.

Como observado no capítulo 1, há uma diferença significativa entre as regras aplicadas na União Europeia e Estados Unidos e os limites máximos aceitos no Brasil. Como exemplo, podemos lembrar que o glifosato - agrotóxico mais utilizado no país e no mundo - possui limite máximo de 500 µg/L, ou seja, corresponde a 5.000 vezes mais o limite máximo permitido na Europa (0,1 µg/L). A diferença entre os dois limites pode gerar custo sociais significativos ao Brasil que, no momento, não dimensiona os dados da mesma maneira.

Uma terceira alternativa à regulamentação é impor impostos pigouvianos, incentivando os agricultores a reduzir o uso de agrotóxicos a níveis socialmente eficientes. O conceito de tributo foi

¹⁷ Segerson, K. "Liability for Groundwater Contamination from Pesticides." *Journal of Environmental Economics and Management* 19(1990):227-43.

discutido na teoria econômica por Pigou, (1920), e é definido como um tributo aplicado a uma atividade de mercado que esteja gerando negativas externalidades. Portanto, busca corrigir uma falha de mercado, reduzindo a quantidade consumida para o nível de equilíbrio caso os custos sociais fossem acrescidos aos custos dos produtos comercializados, podendo ainda gerar receita capaz de financiar os custos hospitalares adicionais gerados pela utilização de agrotóxicos.

Box 5: Grupo Bayer perde recurso nos EUA, em caso de câncer envolvendo o herbicida RoundUp

Em 2018, um jurado da Califórnia (EUA) considerou que a Monsanto, que pertence a empresa farmacêutica Bayer, atuou de má vontade no ocultamento do potencial cancerígeno do glifosato em seus produtos, e que os herbicidas contribuíram para formação do linfoma terminal de Dewayne Johnson. Por esse caso, a empresa foi condenada a pagar 20,5 milhões de dólares para indenização à Johnson. Segundo o painel, o jardineiro apresentou provas abundantes de que o glifosato, e sua ação com outros agentes do produto RoundUp, foram responsáveis pelo desenvolvimento de seu câncer.

Segundo informações do jornal DW, Johnson trabalhava em uma escola perto de São Francisco, onde aplicava centenas de galões do herbicida anualmente. Após o desenvolvimento da doença atrapalhar sua capacidade de trabalho, o jardineiro abriu um processo contra a empresa alemã, que assumiu a responsabilidade do caso. O evento veio à tona pouco tempo depois do estudo da International Agency for Research on Cancer (IARC), que classifica o glifosato como um produto “possivelmente carcinogênico para humanos”. Segundo o relatório, o tipo de câncer mais associado com a exposição ao agente é o linfoma não Hodgkin, o mesmo desenvolvido pelo jardineiro.

A opinião pública do Roundup vem mudando nos últimos anos. Em um estudo feito pela ONG Environmental Working Group, foi descoberto que 95%, das amostras de produtos feitos com aveia cultivada convencionalmente continham resíduos de glifosato em níveis mais altos do que os considerados seguros para o consumo de crianças. Em 2016, uma votação feita entre os cinco maiores países da União Europeia apontou que 66% dos respondentes eram favoráveis ao banimento do produto. No ano seguinte, 1,3 milhões de pessoas assinaram uma petição favorável ao banimento do produto na Europa.

Uma outra forma de encorajar a decisão dos produtores para uma transição, estaria nos instrumentos creditícios e fiscais específicos à produção agroecológica. Por exemplo, a criação de um seguro agrícola subsidiado compensaria as perdas de produção que normalmente ocorrem com a transição. Além disso, a criação de alíquotas progressivas para agrotóxicos de acordo com sua periculosidade, isentando aqueles com baixo risco e onerando as substâncias mais perigosas seria uma alternativa.

Ao menos sob aspecto econômico, essa progressão tributária provavelmente alteraria as preferências na tomada de decisão dos produtores diante as escolhas dos diferentes métodos de controle de pragas pois mudaria a relação custo-benefício dos métodos convencionais vis a vis as suas alternativas agroecológicas. No Brasil, acontece exatamente o contrário, a isenção tributária é conferida a todos agrotóxicos (ICMS, IPI, PIS/CONFINS) e acaba concorrendo para o seu emprego seja, ao menos do ponto de vista econômico, preferível aos outros métodos de controle de pragas. Ou seja, há todo incentivo do Estado para o uso dos agrotóxicos na agricultura, mesmo que isso represente danos severos à saúde e ao ambiente.

Prevenir (regular) vs. Remediar (compensar)

Os tomadores de decisão que criam políticas de controle do uso de agrotóxicos podem tanto construir políticas de prevenção dos impactos negativos, como formular medidas compensatórias para remediar os danos. No caso específico dos agrotóxicos podemos citar que a grande maioria dos casos

há a construção de regras para regulação e limitação do uso com o objetivo de impedir que impactos negativos ocorram na saúde humana e no meio ambiente. A aplicação de limites ou regras que banem o uso de determinado agrotóxico é feita *ex-ante*.

Enquanto isso, políticas *ex-post* podem ser pensadas na qual aceitam a utilização de danos mediante a compensação. Um exemplo de políticas de compensação/remediação na utilização de agrotóxicos é descrito a partir da disposição a pagar US\$ 10 bilhões por uma empresa farmacêutica com o objetivo de indenizar os casos de câncer ocorridos no passado e cria um mecanismo para gerir os riscos de futuros litígios¹⁸. Portanto, os incentivos aqui criados não impedem a geração do dano, mas sim a criação de um fundo para internalizar os custos sociais ocorridos à saúde humana.

Em teoria, Lintenberg (1992) argumenta que os impostos podem substituir completamente as restrições de uso, mas, na prática, a definição do imposto ideal para cada produto químico merece atenção e não é trivial. Impostos pigouvianos ideais devem ser definidos com o valor esperado de danos marginais no nível ótimo de uso de agrotóxicos, entretanto, o valor esperado dos danos marginais é muitas vezes difícil de quantificar por falta de comprovação científica. Se trazermos essa discussão para o contexto atual (2020) e, mais ainda, para o Brasil - com suas dimensões continentais e heterogeneidade - podemos ter um aumento no custo de transação. Outro fator relevante para o cálculo do imposto pigouviano ideal é conhecer o efeito real de aumento da produtividade causada pelo uso de agrotóxicos. Como já mencionado anteriormente, esse aumento é discutível principalmente no longo prazo (BOMBARDI, 2018; SOARES et al, 2020).

Zilberman et al. (1991) observa que os impostos permitem maior flexibilidade do que a regulamentação direta - com maiores custos de transação - e Carlson (1977) argumenta que os impostos sobre agrotóxicos são preferíveis à regulação direta, na medida em que provavelmente envolvem menor incerteza/erro porque:

- (1) há mais incerteza sobre o dano marginal do uso de agrotóxicos do que sobre a demanda (benefício marginal)
- (2) o dano marginal provavelmente é mais inelástico do que a demanda, sendo mais factível o uso de instrumentos que controlem a demanda.

A taxação aos agrotóxicos é utilizada em nível nacional em países como França, Suécia, Dinamarca e Noruega com o objetivo de mudar o comportamento dos proprietários rurais para práticas mais sustentáveis (BOCKER & FINGER, 2016). Todavia, para a implantação dessas políticas de taxação é preciso conhecer a elasticidade preço da demanda e o estudo de Bocker e Finger (2016) mostra resultados com uma meta-análise para países europeus e Estados Unidos. Primeiramente, os estudos com um horizonte de longo prazo resultam em estimativas de elasticidade da demanda mais elásticas do que os estudos de curto prazo. Além disso, a elasticidade preço da demanda nos agrotóxicos é comprovadamente menor em culturas como hortifruti em comparação com outras culturas como pastagens. Bocker e Finger (2016)¹⁹ ainda demonstram que a demanda por herbicidas, produto mais

18 <https://economia.uol.com.br/noticias/afp/2020/06/24/bayer-anuncia-acordo-de-us-10-bilhoes-para-encerrar-aco-es-envolvendo-herbicida.htm>

19 Meta-Analysis on the Elasticity of Demand for Pesticides. <https://doi.org/10.1111/1477-9552.12198>

utilizado também no Brasil, é mais elástica do que por outros agrotóxicos e usam argumentos pelo alto valor agregado destes produtos como hortifruti. Dada a constatação da maior elasticidade nos herbicidas, a taxação pode ser particularmente adequada para reduzir o uso de herbicidas, gerando resultados mais eficientes.

A aplicação de um imposto, portanto, pode afetar a utilização de um produto químico, assim como o seu grau de aplicação. Assim, o nível ótimo de utilização do agrotóxico com a taxação corresponderá até momento que o benefício líquido marginal do uso seja igual ou exceda o valor do imposto. Ao contrário da regulamentação direta, os impostos permitem que os reguladores influenciem as taxas de aplicação de forma contínua.

Ao compararmos a regulação direta (com limites de utilização) com a imposição de uma taxação pigouviana, podemos afirmar que a principal diferença é que a definição de impostos requer informações sobre a demanda de agrotóxicos, o que a regulamentação direta não exige. Todavia, os impostos são potencialmente mais eficientes e, portanto, envolvem menores perdas de receita para atingir o nível desejado. Apesar de potencialmente apresentar os resultados mais eficientes, há casos que a elasticidade preço da demanda nos agrotóxicos se mostram próximas de zero (inelásticas) (BOCKER & FINGER, 2016), o que significa que é necessário um esforço significativo de taxação para alcançar mudanças de comportamento, ou seja, não se mostram as práticas mais apropriadas, sendo necessária ações complementares como a regulação do uso destes agrotóxicos. A inelasticidade da demanda na utilização de agrotóxicos também pode ser explicada pela venda de um conjunto de atividades ao proprietário rural, o que gera barreiras à saída no uso de agrotóxicos.

A aplicação de uma taxa pigouviana não necessariamente gera resultados mais justos (equidade) (COTTREL & FINGER, 2018)²⁰, já que a aceitação de um nível ótimo de impacto na utilização de agrotóxicos pode gerar resultados piores para determinados grupos como aumento do preço para consumidores no curto prazo. Esse é um exemplo de que os efeitos distributivos precisam ser verificados na implantação de uma taxação.

A aplicação de uma taxa ou subsídio pode gerar resultados eficientes, entretanto, isso pode gerar aspectos de injustiça ou falta de equidade, uma vez afetarão de forma diferente os tipos de proprietários rurais. Os grandes proprietários terão a possibilidade de substituir os agrotóxicos por práticas agrícolas mais conservacionistas, enquanto que os pequenos proprietários, ainda muito dependentes da utilização de agrotóxicos, sofrerão mais com a taxação caso não haja uma política de transição. Portanto, é essencial que a arrecadação com o imposto pigouviano tenha como objetivo internalizar os impactos na saúde humana e incentivar ações que tenham efeitos distributivos em direção à possíveis caminhos conservacionistas.

Além disso, Bocker e Finger (2016)²¹ demonstram que políticas de taxação apenas para produtos mais perigosos gera efeitos de substituição para agrotóxicos menos perigosos, o que pode gerar maior utilização destes, pois a dosagem necessária por hectare é maior do que os agrotóxicos perigosos. Tais

²⁰ A CLIMATE OF FAIRNESS Environmental Taxation and Tax Justice in Developing Countries

²¹ <https://sci-hub.tw/https://doi.org/10.3390/su8040378>

efeitos demonstram que as políticas públicas devem levar em consideração possíveis efeitos contrários que distanciam o desenvolvimento inclusivo, sustentável e saudável.

Objetivos da taxação pigouviana: Arrecadar ou mudar comportamento?

Uma instituição reguladora pode ter dois principais objetivos ao realizar a taxação pigouviana. Primeiramente, o objetivo pode ser gerar receita (seja para receitas gerais ou de acordo com o princípio do poluidor-pagador)²². Como exemplo, podemos citar a criação de um fundo para gerir os recursos a serem executados no setor de saúde causada pelo uso de agrotóxicos.

Por outro lado, a implantação da taxa pigouviana pode ter como principal objetivo criar incentivos para a mudança de comportamento no qual diminua o uso de agrotóxicos perigosos. Esse objetivo é, portanto, menos relacionado ao caráter fiscal e mais relacionado com as preferências dos produtores e consumidores.

Apesar de apresentar as possíveis vantagens na utilização de taxas pigouvianas, Lintenberg (1992) argumenta que, em alguns momentos, a regulação direta não pode ser substituída como, por exemplo, há impossibilidade da taxação pigouviana de impor restrições ao momento da aplicação dos agrotóxicos, já que estes são armazenáveis.

Bocker e Finger (2016) demonstram que a taxação aos agrotóxicos no curto prazo não será percebida como nenhum benefício ambiental e à saúde humana pois há grandes atividades com varejistas e agricultores e há baixa elasticidade de preço. Outros estudos avaliaram a eficácia ou não destas políticas, como Reus et al. que não encontrou eficácia notável ou apenas moderada. Os resultados sugerem que a taxação pigouviana é um instrumento potencialmente eficaz, mas devem ser fornecidas circunstâncias econômicas, políticas e ambientais adequadas (BOCKER & FINGER, 2016).

Os instrumentos de gestão analisados acima precisam ser discutidos e implementados para gerar resultados mais eficientes no controle dos agrotóxicos. Assim, a seção apresentou que políticas de proibição, imposição de limites ou taxação são alternativas, todavia caminhos com uma agricultura diversificada e sem uso de agrotóxicos precisam ser vistos como alternativas para a agricultura.

Alternativas e recomendações ao uso de agrotóxicos

Dentre as alternativas sustentáveis ao modelo de produção vigente, que depende dos agrotóxicos para viabilizar a produção, se destaca a agroecologia. A agroecologia representa um conjunto de métodos e conhecimentos de controle biológico de insetos e organismos patogênicos, além de fazer uso de insumos “verdes” (ABRASCO, 2015). Dentre algumas formas de cultivo agroecológico, podem-se citar as agroflorestas, integrações entre cultivos perenes e árvores, os sistemas silvipastoris, combinação entre criação de animais, pastagem e culturas arbóreas, e os cultivos consorciados, que envolvem o cultivo de mais de uma espécie de interesse agrícola no mesmo espaço. Cabe destacar

²² Princípio de direito ambiental no qual estabelece a obrigatoriedade do pagamento àqueles que poluem.

que as alternativas citadas possuem ainda potencial na restauração de áreas degradadas por atividades agrícolas (MICCOLIS et al., 2016).

A agroecologia não consegue se estabelecer de forma majoritária no Brasil e no mundo devido a fatores tanto do ponto de vista da produção, quanto do consumo (ROMEIRO, 2007; CARVALHO, 2003; DAROLT, 2000; GIL; GRACIA; SANCHEZ, 2000). Isso se explica porque o Estado, desde o início das mudanças tecnológicas na agricultura, buscou apoiar a sustentação do modelo agrícola consolidado, portanto, a ampliação da demanda e oferta por produtos agroecológicos está relacionada com uma ação coordenada de cima para baixo que transfira confiança a todos os envolvidos. Sabe-se que tal avanço é lento e complexo, não se limitando apenas à proibição do uso de agrotóxicos, sendo necessários mecanismos de médio e longo prazos. No entanto, há outras pressões que precisam ser reforçadas, sobretudo no lado dos consumidores que tem força e papel relevante para ditar mudanças na oferta de produtos mais sustentáveis.

Caporal (2008) argumenta que políticas agrícolas tradicionais de crédito e de garantia de preços e seguros precisam ter componentes sustentáveis e, além disso, como destacam Wilson & Tisdell (2011), apoio creditício é fundamental para a transição de uma economia baseada em agrotóxicos para uma agroecológica, sobretudo no curto prazo.

Dentre tais políticas, Porto & Soares (2012) citam os seguintes mecanismos de incentivo:

- a) a compensação por perdas na produção, sobretudo no início para a transição sustentável;
- b) a criação de um seguro com o objetivo de cobrir o risco assumido pelo produtor na transição;
- c) a elevação do imposto nos produtos que comprovadamente geram riscos à saúde humana e meio ambiente por conta dos agrotóxicos. Da mesma forma, isenção de impostos para produtos livres de agrotóxicos;
- d) a criação compulsória de um fundo com recursos da produção e do comércio de agrotóxicos a fim de analisar estudos experimentais sobre os impactos, campanhas educativas e medidas de transição;
- e) a redução de custos de capital para investimentos ligados à expansão de tecnologias e sistemas agroecológicos de produção agrícola, acoplado ao incremento de políticas de pesquisa e desenvolvimento em agroecologia.

Mesmo com a ausência de políticas públicas que incentivem a transição agroecológica, felizmente, existe um movimento espontâneo que visa suprir a demanda desse mercado que é cada vez mais crescente. Como resultado temos que em 2012, segundo estudo do Cadastro Nacional de Produtos Orgânicos (CNPO), havia no país quase 5,9 mil produtores registrados e em junho de 2019, o órgão já registrou mais de 17,7 mil, - um crescimento de 200%. No mesmo período, também cresceu o número de unidades de produção orgânica no Brasil, saindo de 5,4 mil unidades registradas, em 2010, para mais de 22 mil no ano passado, variação de mais de 300%. Dados do Censo Agropecuário do IBGE

mostram que, de 2006 a 2017, o número de estabelecimentos agropecuários com a certificação de produção orgânica cresceu mais de 1.000% no Brasil, saltando de 5.106 para 68.716 (IBGE, 2020).

Por fim, existem algumas técnicas que podem ser aplicadas para recuperação de áreas degradadas e para mitigação dos impactos de agrotóxicos. Dentre elas, a biorremediação é uma das alternativas para recuperação desses ambientes. Ela é caracterizada como um processo no qual organismos vivos são utilizados para remover ou reduzir poluentes no ambiente (GAYLARDE et al., 2005). Segundo Gaylarde et al., (2005), além de ser uma alternativa mais adequada do ponto de vista ambiental, é eficaz no tratamento de locais com moléculas orgânicas de difícil degradação.

As políticas de regulação em 2021 e o futuro dos agrotóxicos no Brasil

É possível discutir o futuro dos agrotóxicos no Brasil segundo três ações no campo da regulação, e que estão prestes a serem votadas. Duas, são Projetos de Leis (PL) que já passaram pelas suas respectivas comissões especiais, cujos pareceres dos seus respectivos relatores foram favoráveis e aguardam apenas votação em plenário da Câmara. A outra é uma ação de inconstitucionalidade (ADI) que aguarda votação do STF, cujo relator já manifestou seu voto favorável ao pleito e encontra-se com pedido de vista por outro ministro do Supremo Tribunal.

Em relação aos PLs os interesses dos projetos são extremamente difusos: um é visto como uma desregulação encampada pela bancada ruralista (PL 6299/02) que pretende alterar o marco regulatório dos agrotóxicos, afrouxando regras ao ponto dos opositores o chamarem de “pacote do veneno”; o outro é o Projeto de Lei 6670/16 que institui a Política Nacional de Redução dos Agrotóxicos (PNARA). O último, a Ação Direta de Inconstitucionalidade (ADI 5553), ajuizada pelo Partido Socialismo e Liberdade (PSOL) em 2016, questiona os princípios da seletividade e essencialidade tributária, que permitem benefícios fiscais a produtos reconhecidos como fundamentais para a sociedade (considerando que agrotóxicos são enquadrados como produtos essenciais pelo Governo Federal).

No que diz respeito ao PL 6299/02, resumindo os principais pontos: i) propõe alterar o termo agrotóxico para pesticida e dá maior poder ao MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento), que passaria a ser o órgão responsável pelo registro dos agrotóxicos, restando ao IBAMA e a ANVISA apenas avaliar ou homologar avaliações; ii) restringe a vedação da importação e produção de agrotóxicos aos “riscos inaceitáveis”, pois o marco regulatório proíbe também aqueles agrotóxicos que tem efeitos mutagênicos, teratogênicos e carcinogênicos; iii) prevê a autorização tácita, que é a dotação de prazos para que os órgãos do Governo Federal se manifestem sobre pedidos de pesquisa ou de liberação comercial de agrotóxicos e prevê pena de responsabilidade se não forem cumpridos os prazos de registro e reavaliação; iv) cria uma espécie de autorização temporária, mesmo sem os resultados das análises técnicas; v) dispensa os agrotóxicos exclusivos à exportação de registro, da apresentação dos estudos agrônômicos, toxicológicos e ambientais; vi) e já no aspecto do manuseio dos produtos, sob a responsabilidade de um profissional habilitado, reconhece que um agrotóxico poderia ser prescrito de forma preventiva, mesmo antes de uma manifestação de uma praga, e a mistura em tanque de agrotóxicos passaria ser autorizada.

O fato é que enquanto não há esses respaldo legal de uma mudança na atual legislação, o executivo, desde 2018, vem atuando de maneira infralegal e adotando medidas que o próprio PL 6299 prevê, como, por exemplo, as resoluções da diretoria colegiada da ANVISA que altera como são classificados os agrotóxicos referentes aos riscos à saúde, e a orientação de serviço da ANVISA que concede registros temporários para produtos em culturas similares e que já foram avaliados em pelo menos três países membros da OCDE, sem a necessária análise no Brasil. Adicionalmente, uma portaria recente do MAPA (nº 43/2020) previa a liberação tácita em 60 dias, mas acabou sendo suspensa por uma ação judicial. Como resultado dessas ações infralegais, apenas no atual governo, houve 1131 registros de agrotóxicos, ao passo que entre 2000 e 2015 foram liberados ao todo cerca de 1954 pedidos.

Na outra via, segue o PL 6670, que prevê: i) medidas como a avaliação periódica a cada 10 anos; ii) estímulo aos sistemas de produção orgânica e de base agroecológica; iii) incentivo de compras governamentais de alimentos sem agrotóxicos; iv) incentivo econômico superior a 20% dos produtos agroecológicos em compras do governo federal; v) aprimoramento do Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos de Alimentos (PARA); vi) adoção de metas para redução de: agrotóxicos por área plantada; casos de intoxicação; níveis de resíduos em recursos hídricos, uso de agrotóxicos de maior toxicidade e de efeitos sobre polinizadores; vii) remoção de benefícios e subsídios tributários conferidos aos agrotóxicos, além de estudos de progressividade de imposto com base no nível de periculosidade dos agrotóxicos com sua posterior adoção.

Em relação a esse último item, em um contexto que se discute uma reforma tributária no país, tem-se como aliado a ADI 5553, que advoga que a isenção fiscal dos agrotóxicos viola as normas constitucionais por ser contra o princípio da seletividade tributária, na medida em que realizam uma “falsa-essencialidade”, ou seja, contrária ao interesse público. Especificadamente, a ação questiona benesses fiscais dadas para alguns tributos que incidiriam sobre os agrotóxicos, como o Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS), que são reduzidos em no mínimo 60% ou não são cobrados, e o Imposto sobre Produtos Industrializados (Convênio nº 100/97 do Conselho Nacional de Política Fazendária (Confaz) e o Decreto 7.660/2011, respectivamente).

Um recém relatório da Associação Brasileira de Saúde Coletiva (Abrasco, 2020) aponta que somente com a isenção fiscal desses dois tributos, cerca de R\$ 7,8 bilhões deixam de ser arrecadados pelos cofres públicos e, se somadas outras desonerações tributárias federais conferidas aos agrotóxicos (Imposto de Importação, Pis e Confis), esse número chegaria próximo dos 10 bilhões de reais em 2018. O estudo ainda sugere que o princípio da seletividade fiscal, cuja desoneração influenciaria de forma expressiva os agricultores responsáveis pelos produtos da cesta básica”, na verdade beneficiaria o setor agroexportador, ou seja, apenas aqueles produtores das commodities agrícolas que são os principais consumidores de agrotóxicos no país.

As grandes propriedades, com mais de 500 hectares, que representam menos de 17 mil no Brasil, afirmam gastar 61,4% das despesas com agrotóxicos, ao passo que 420 mil pequenas propriedades da agricultura familiar, que produzem a maior parte dos produtos que compõem a base alimentar brasileira, consomem apenas o equivalente a 1,6% das despesas de produção. Já os impactos do fim das isenções sobre a lucratividade dos produtores serão pequenos tanto para as culturas alimentícias que formam a cesta básica, como para as destinadas ao mercado doméstico (variando entre 1% e 3%),

enquanto para aqueles que produzem exclusivamente commodities, a redução seria em média de 9,6% no Brasil (ABRASCO, 2020). Portanto, o que se discutirá no plenário do STF em futuro próximo não é a essencialidade dos agrotóxicos, mas sim o não ferimento de um princípio básico de regulação que também está presente na constituição, o do poluidor pagador. Sendo assim, a função extrafiscal de um imposto sobre os agrotóxicos possui esse caráter constitucional e o voto favorável do relator da ADI segue bem nessa linha de raciocínio:

"Para que haja concessão de qualquer incentivo, os benefícios devem ser voltados a práticas consideradas menos poluentes e mais benéficas à fauna, à flora e a toda a coletividade" (Ministro Edson Fachin, relator da ADI 5553).

Considerações Finais

A literatura econômica sobre os impactos dos agrotóxicos sobre a saúde e ambiente é vasta, porém é bastante concentrada em países desenvolvidos (EUA, Alemanha, Canadá, Reino Unido), ou pelos seus pesquisadores, que se debruçam em avaliar o problema dos agrotóxicos em países onde há uma grande fragilidade institucional para controlar o uso dessas substâncias na agricultura (Equador, Filipinas, Índia, Guatemala, dentre outros). No Brasil, apesar do país figurar como segundo maior mercado consumidor de agrotóxicos e também enfrentar sérios problemas para regular seu uso, as avaliações econômicas dos agrotóxicos são ainda muito tímidas, limitando-se apenas aos trabalhos de Soares et al. (2002, 2012). Particularmente, avaliamos que o motivo não é falta de interesses dos pesquisadores brasileiros em se debruçar sobre o problema agrotóxicos no país, mas sim, pela ausência de dados, principalmente em níveis mais desagregados, que não permite avançar numa perspectiva científica, estabelecendo associações entre as características dos usuários, seus contextos de uso dos agrotóxicos e, por fim, o acometimento dos desfechos sobre a saúde e o ambiente dessas populações expostas.

Vimos ao longo do texto que, nos EUA, por exemplo, existe uma coorte que acompanha agricultores expostos à agrotóxicos há mais de vinte anos, o que permite estabelecer as relações de causa e efeito, e valorá-las empregando métodos que se apoiam nos custos que seriam necessários para repor a saúde dos indivíduos acometidos, ou os recursos ambientais impactados pelos agrotóxicos. Também destacamos outros métodos, como os MVC (valoração contingente), que são empregados a partir do desenho de *surveys* específicas para captar a disposição dos indivíduos para evitar os riscos associados ao uso dos agrotóxicos. Portanto, quando não há nem coortes, nem *surveys*, e enfrentamos a ausência de dados da população estudada, como no caso brasileiro, nos valem dos métodos de transferência de benefícios. Por sua vez, esse método possui certas limitações para realizar resultados robustos que reflitam a realidade das relações de causa-efeito atinentes àquele local e o seu contexto quanto ao emprego dos agrotóxicos na agricultura.

Sendo assim, se desejarmos avançar e incluir a valoração dos impactos dos agrotóxicos como uma agenda de pesquisa mais ampla para o caso brasileiro, necessariamente teremos que enfrentar essa lacuna da falta de bases de dados que permitam fornecer minimamente informações para que possamos empregar métodos de valoração mais adequados. Assim, uma discussão para além do âmbito acadêmico, com o efetivo uso desses expedientes de valoração como instrumento de apoio às ações, por exemplo, do Ministério Público Federal para a compensação pecuniária de perdas e danos dos agentes atingidos, requer essencialmente o melhoramento dos dados no país, e isso passa necessariamente pelo fomento de pesquisas de campo desenhadas especialmente para esse fim.

Já no campo das políticas públicas, a contribuição desse relatório está na crítica pela ausência de instrumentos econômicos de regulação que tornem menos atraentes o emprego dos agrotóxicos face as alternativas de controle de pragas e doenças na atividade agrícola, pelo mesmo do ponto de vista econômico. As subvenções fiscais dadas aos agrotóxicos, que ainda são blindadas do atual debate fiscal, aliado às ações de comando e controle, que sofrem atualmente uma grande pressão para o afrouxamento das regras, ligam um alerta vermelho para o futuro dos agrotóxicos e seus impactos no país.

Os 10 bilhões de reais que anualmente são renunciados pelos contribuintes (Abrasco, 2020) somados aos quase R\$3 bilhões aqui estimados pelos exercícios de valoração econômica de impactos dos agrotóxicos (R\$50.256.168,78 com intoxicação aguda; R\$357 milhões com cânceres, R\$86,6 milhões com perdas de produtos da apicultura, R\$308,5 milhões com perdas de serviços de polinização e R\$2,2 bilhões em produtos agrícolas que se encontram no mercado e deveriam estar indisponibilizados para o consumo humano), trazem para o debate um número expressivo e até então invisível para os formuladores de políticas, desmistificando a relação custo-benefício apenas sobre a ótica privada dos agrotóxicos, e em que o Estado brasileiro sempre se apoiou, ao incentivá-los no âmbito das suas políticas públicas de fomento à agricultura convencional.

No Brasil, o uso da função extrafiscal do imposto é utilizado às avessas, pois a desoneração tributária dos agrotóxicos apenas ajuda reforçar o “status quo” do modelo agrícola hegemônico, sustentando o consumo de alimentos contaminados, na melhor das hipóteses, até os limites de segurança pré-estabelecidos pelas doses de consumo diário de agroquímicos aceitáveis, cujos padrões encontram-se cada vez menos restritivos. Portanto, a discussão atual sobre a reforma tributária em que se estuda a extinção do Imposto sobre Produto Industrializado (IPI) e a criação de um novo imposto seletivo sobre produtos que geram “externalidade negativas”, como o caso das bebidas alcoólicas, cigarros e até mesmo sobre a emissão de carbono, deve levar em consideração a inclusão do uso dos agrotóxicos nessa pauta de produtos. Principalmente aqueles considerados perigosos não somente pelo o seu nível de toxicidade, mas também pelos seus efeitos crônicos sobre à saúde e ao ambiente, devido às exposições continuas à substâncias ativas cientificamente reconhecidas como nocivas, como é o caso do glifosato, principal agrotóxico utilizado no país.



Foto: ucanvance/Flickr.

BIBLIOGRAFIA

ABRASCO - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SAÚDE COLETIVA (2015) Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde - Rio de Janeiro: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular, 2015.

ABRASCO - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE SAÚDE COLETIVA (2020) Uma política de Incentivo fiscal a agrotóxicos no Brasil é injustificável e insustentável – Relatório de Pesquisa. Rio de Janeiro, 58 p., 2020.

AGÊNCIA PÚBLICA. Apicultores brasileiros encontram meio bilhão de abelhas mortas em três meses (2019). acesso em: <https://reporterbrasil.org.br/2019/03/apicultores-brasileiros-encontram-meio-bilhao-de-abelhas-mortas-em-tres-meses/>

AHRENSBERG, H., et al (2019). Estimating the government health-care costs of treating pesticide poisoned and pesticide self-poisoned patients in Sri Lanka. *Global health action*, 12(1), 1692616.

AJAYI OC (2000) Pesticide use practices, productivity and farmers' health: the case of cotton-rice farmers in the Côte d'Ivoire, West Africa. Pesticide Policy Project, special issue publication series No 3. University of Hannover.

ALAVANJA MC, BONNER MR (2012) Occupational pesticide exposures and cancer risk: a review. *J Toxicol Environ Health, Part B* 15:238–263.

AMÉRICO, J. H. P., et al (2015). O uso de agrotóxicos e os impactos nos ecossistemas aquáticos. *Revista Científica ANAP Brasil*, 8(13).

AN, J., et al (2018). Fate of acephate and its toxic metabolite methamidophos during grape processing. *Food Control*, 86, 163–169. doi:10.1016/j.foodcont.2017.11.023.

ANDREOTTI, G., L. BEANE, L. HOU, J. CPBLE, J. RUSIECKI, J. HOPPIN (2009). Agricultural Pesticide Use and Pancreatic Cancer Risk in the Agricultural Health Study Cohort'. *International Journal of Cancer* 124(10), 2495–2500.

ANTLE JM, PINGALI PL. (1994) Pesticides, productivity, and farmer health: a Philippine case study. *Am Agric Econ Assoc.* 1994;76(3):418-30.

ANVISA (2018). Índice Monográfico do componente Acefato. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/111215/117782/A02+-+Acefato/651fe170-9e1f-409f-93a3-b31b99e426b2>>. Acesso em 30 de abril de 2020.

ANVISA (2019). Índice Monográfico do componente 2,4-D. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/111215/117782/D27%2B%2B24-D.pdf/8548d5b3-f306-49df-ac49-4498bc5768d8>>. Acesso em 30 de abril de 2020.

ANVISA (2019). Índice Monográfico do componente Atrazina. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/111215/117782/a14.pdf/76773817-be41-4334-9846-77bd559f9e80>>. Acesso em 30 de abril de 2020.

ANVISA (2019). Índice Monográfico do componente Glifosato (Versão 2.0). Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/33880/2550889/%C3%8Dndice+Monogr%C3%A1fico+do+componente+Glifosato/814c5659-dad7-4fe3-9fcc-e2f99fe1440e>>. Acesso em 30 de abril de 2020.

ANVISA (2020). Índice Monográfico do componente Mancozebe. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/111215/117782/M02%2B%2BMancozebe.pdf/975fdd18-65fd-477c-ab85-217bcb9a0110>>. Acesso em 30 de abril de 2020.

ASSUNÇÃO, J.; SOUZA, P. (2020) Resumo para Políticas Públicas. Os impactos do Crédito Rural na produção agropecuária e no uso da terra: Uma análise por linhas de crédito, tipo de produtor e finalidade do crédito. Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative.

ATAMANIUK, T. M. et al. The Mancozeb-containing carbamate fungicide tattoo induces mild oxidative stress in goldfish brain, liver, and kidney. *Environmental Toxicology*, v. 29, n.11, p. 1227–1235, nov. 2014.

ATREYA K (2005) Health costs of pesticide use in a vegetable growing area, central mid-hills, Nepal. *Himal J Sci* 3:81–83.

BALARDIN, R. S., et al (2017). Mancozebe. Bookman Editora.

BASSIL, K L, VAKIL C, SANBORN, M, COLE, D C. Cancer health effects of pesticides. Systematic review. *Can Fam Physician*. 2007 Oct; 53(10): 1704–1711.

BBC Brasil (2019) O agrotóxico que matou 50 milhões de abelhas em Santa Catarina em um só mês. Disponível em: <<https://www.bbc.com/portuguese/brasil-49657447>>.

BBC Brasil (2017). Porque desaparecimento das abelhas seria uma catástrofe – e o que você pode fazer para evitar isso. Disponível em: <<https://www.bbc.com/portuguese/geral-40220606>>.

BEANE, L., M. BONNER, A. BLAIR, J. HOPPIN, D. Sandler, J. LUBIN (2005), ‘Cancer Incidence among Male Pesticide Applicators in the Agricultural Health Study Cohort Exposed to Diazinon’. *American Journal of Epidemiology* 162(11), 1070–1079.

BENTHASS, J., & COLANGELO, A. (2006). European Union Bans Atrazine, While the United States Negotiates Continued Use. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, 12(3), 260–267. doi:10.1179/oeh.2006.12.3.260.

BERGSTROM, JC, TAYLOR, LO (2006) Using meta-analysis for benefits transfer: theory and practice. *Ecol Econ* 60:351–360.

BLAIR, A. and S. LOAR Zahm: 1995, ‘Agricultural Exposures and Cancer’. *Environmental Health Perspectives* 103(8), 205–208.

BOCHNER, R. (2007) Sistema Nacional de Informações Tóxico-Farmacológicas – SINITOX e as intoxicações humanas por agrotóxicos no Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva* Print version ISSN 1413-8123.

BOMBARDI, L. (2018) Geografia do uso de agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Europeia.

BRITO, L. & SOARES, W. L. O consumo brasileiro de agrotóxico sob análise da curva ambiental de kuznets. In: Fábio Giusti; Letícia de Carvalho; Rogério Seabra. (Org.). *Análise ambiental e gestão do território*. 1ed. Rio de Janeiro: IBGE/CDDI, 2018, v., p. 1-338.

BRITO, M. A. & YADA, M. M. Impactos herbicida glifosato na saúde humana SIMTEC - Simpósio de Tecnologia da Fatec Taquaritinga, v. 5, n. 1, p. 349-360, 22 dez. 2019.

BRITAIN, C. A., et al (2010). Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), 106-115.

BRODIE, J. E., et al (2011). Assessment of the eutrophication status of the Great Barrier Reef lagoon (Australia). *Biogeochemistry*, 106(2), 281-302.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo agropecuário, 2017. Acesso aos microdados pelo EDATA/IBGE.

CICCONE G, MIRABELLI D, LEVIS A, GAVAROTTI P, (2003) Myeloid leukemias and myelodysplastic syndromes: chemical exposure, histologic subtype and cytogenetics in a case-control study. *Cancer Genet Cytogenet*.

CIMI (2019): Sentença inédita determina indenização de R\$ 150 mil à comunidade indígena vítima de aplicação irregular de agrotóxico.

COLE, D. C., CARPIO, F., & LÉON, N. (2000). Economic burden of illness from pesticide poisonings in highland Ecuador. *Revista Panamericana de Salud Pública*, 8, 196-201.

COSTA, A. M., et al. (2018). A questão dos agrotóxicos rompe os limites da ética da preservação da saúde e da vida.

CSF - CONSERVAÇÃO ESTRATÉGICA (2018) Os valores dos serviços ecossistêmicos dos manguezais brasileiros, instrumentos econômicos para a sua conservação e o estudo de caso do Salgado Paraense. Documento de Trabalho.

CUNHA, J. P. A. R. D. (2008). Simulação da deriva de agrotóxicos em diferentes condições de pulverização. *Ciência e agrotecnologia*, 32(5), 1616-1621.

DOMINGUES et al. (2004). Agrotóxicos: Risco à Saúde do Trabalhador Rural. *Seminário de Ciências Biológicas e da Saúde* 25(1).

DUNG NH and TT DUNG. 1999. Economic and health consequences of pesticide use in paddy production in the Mekong Delta, Vietnam. Singapore: Economy and Environment Program for Southeast Asia. 39 p

FERREIRA, M. (2014). A pulverização aérea de agrotóxicos no Brasil: cenário atual e desafios. *R. Dir. sanit., São Paulo* v.15 n.3, p. 18-45, nov. 2014/fev.

FLORAX, RJGM et al., (2005). A meta-analysis of the willingness to pay for reductions in pesticide risk exposure. *Eur Rev Agric Econ* 32:441–467

FLORENCIA, F. M., et al (2017). Effects of the herbicide glyphosate on non-target plant native species from Chaco forest (Argentina). *Ecotoxicology and environmental safety*, 144, 360-368.

FOSTER, V, MOURATO S. (2000) Valuing the multiple impacts of pesticides use in the UK: a contingent ranking approach. *J Agric Econ*. 2000;51(1):1-21.

GAYLARDE, C. et al (2005). Biorremediação. *Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento*, 34, 36-43.

GOLDNER, W. S., et al (2010). Pesticide use and thyroid disease among women in the Agricultural Health Study. *Am. J. Epidemiol.* 171, 455–464.

GUYTON KZ, et al. (2015). International Agency for Research on Cancer Monograph Working Group, IARC. Carcinogenicity of tetrachlorvinphos, parathion, malathion, diazinon, and glyphosate. *Lancet Oncol.* 16 (5),490-491.

HUMAN RIGHTS WATCH (2018) Você não quer mais respirar veneno – As falhas do Brasil na proteção de comunidades rurais expostas à dispersão de agrotóxicos.

IBAMA. - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (2018). Relatórios de comercialização de agrotóxicos. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/agrotóxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotóxicos#boletinsanuais>>. Acesso em 30 de abril de 2020.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (2017). Manual de avaliação de risco ambiental de agrotóxicos para abelhas / Karina de Oliveira Cham... [et al]. Brasília: Ibama/Diqua, 2017.

INCA - INSTITUTO NACIONAL DE CÂNCER JOSÉ ALENCAR GOMES DA SILVA (2015) Posicionamento do INCA sobre agrotóxicos.

INCA - INSTITUTO NACIONAL DE CANCÊR JOSÉ ALENCAR GOMES DA SILVA (2019). Causa e Prevenção: agrotóxicos. Acesso em 2019 <<https://www.inca.gov.br/en/node/1909>>.

INCA - INSTITUTO NACIONAL DE CANCÊR JOSÉ ALENCAR GOMES DA SILVA (2017). Estimativa 2018: incidência de câncer no Brasil. Rio de Janeiro: INCA, 2017. 128 p.

ISTO É (2020) Bayer perde recurso na Califórnia em caso de câncer por herbicida. Disponível em: <<https://www.istoedinheiro.com.br/bayer-perde-recurso-na-california-em-caso-de-cancer-por-herbicida/>>. Acesso em 02 de maio de 2021.

JOHNSTON, R. J., & BESEDIN, E. Y. (2009). Estimating willingness to pay for aquatic resource improvements using benefits transfer. In H. W. Thurston, M. T. Heberling, & A. Schrecongost (Eds.), *Environmental economics for watershed restoration* (pp. 95–122). New York: CRC Press.

JOHNSTON, R. et al (2015) *Benefit Transfer of Environmental and Resource Values A Guide for Researchers and Practitioners*. Vol 14- I.J. Bateman, School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich, UK.

JUNGBLUTH F. *Crop Protection Policy in Thailand: Economic und Political Factors Influential Pesticide Use*. Hannover: Pesticide Policy Project, GTZ/University of Hannover, Publication Series No. 5; 1996. 75 p.

KELLER-BYRNE JE, KHUDER SA, SCHAUB EA (1997) Meta-analyses of prostate cancer and farming. *American Journal of Industrial Medicine*. 31:580–586. [PubMed: 9099361].

Khan, M.: (2009) ‘Economic Evaluation of Health Cost of Pesticide Use: Willingness to Pay Method’. *Pakistan Development Review* 48(4), 459–470.

LEE, W., D. SANDLER, A. BLAIR, C. SAMANIC, A. CROSS, and M. ALAVANJA (2007) Pesticide use and colorectal cancer risk in the Agricultural Health Study. *International Journal of Cancer* 121(2), 339–346.

BOMBARDI, M. (2011). Intoxicação e Morte por agrotóxicos no Brasil: A nova versão do Capitalismo Oligopolizado. Disponível em: <http://www2.fct.unesp.br/nera/artigodomes/9artigodomes_2011.pdf>

LUIG, B. et al (2020) Agrotóxicos perigosos: Bayer e BASF - um negócio global com dois pesos e duas medidas.

MAUMBE, BM & SWINTON SM. (2003) Hidden health costs of pesticide use in Zimbabwe’s smallholder cotton growers. *Soc Sci Med*. 2003;57(9):1559-71.

MARS, R. H., et al. (1989). Assessment of the effects of herbicide spray drift on a range of plant species of conservation interest. *Environmental Pollution*, 59(1), 71-86.

MEITE, F., et al (2018). Impact of rainfall patterns and frequency on the export of pesticides and heavy-metals from agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 616, 500-509.

MELHORANÇA, A. L. (2002). Tecnologia de dessecação de plantas daninhas no sistema plantio direto. Embrapa Agropecuária Oeste-Circular Técnica (INFOTECA-E).

MICCOLIS, A., et al (2016). Restauração ecológica com sistemas agroflorestais: como conciliar conservação com produção: opções para Cerrado e Caatinga. Embrapa Cerrados-Livro técnico (INFOTECA-E).

MINISTÉRIO DA SAÚDE (2018) Relatório Nacional de Vigilância em Saúde de Populações Expostas a agrotóxicos. agrotóxicos na ótica do Sistema Único de Saúde.

MOREIRA, J. C. et al (2002). Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo, RJ. *Ciência & Saúde Coletiva*, 7, 299-311.

MPF - MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL (2019) NOTA TÉCNICA 4ª CCR nº [x]/2019. Constitucionalidade do Projeto de Lei 16.820/2019 que trata da proibição de pulverização aérea de agrotóxicos no Estado do Ceará.

MYERES, A. (2019). Modeling Exposure to Pesticide Drift in Madison County, Illinois Using GIS and Remote Sensing (Doctoral dissertation, Southern Illinois University at Edwardsville).

NABHAN, G.P.; BUCHMANN, S.L. (1997). Services provided by pollinators. In: DAILY, (Ed.) *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington D.C.: Island Press, 133-150p.

NELSON, J. P., & KENNEDY, P. E. (2009). The use (and abuse) of meta-analysis in environmental and resource economics: An assessment. *Environmental & Resource Economics*, 42, 345–377.

PARA – Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos: Relatório Anual. ANVISA (2008). ACESSO EM: <<https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/agrotoxicos/programa-de-analise-de-residuos-em-alimentos/arquivos/3811json-file-1>>.

PARA – Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos: Relatório Anual. ANVISA (2018). <<https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/agrotoxicos/programa-de-analise-de-residuos-em-alimentos/arquivos/3811json-file-1>>.

PALIS, F. G., R. J. FLOR, H. Warburton, and M. Hossain: 2006, 'Our farmers at risk: behavior and belief system in pesticide safety'. *Journal of Public Health* 28(1), 43–48.

PELTZER, P. et al. (2008). Effects of agricultural pond eutrophication on survival and health status of *Scinax nasicus* tadpoles. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70(1), 185-197.

PENA, MF, Ivan Cruz, and E. Von SPERLING (2003). "Contaminação ambiental por resíduos de agrotóxicos aplicados via irrigação por aspersão." Embrapa Milho e Sorgo-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Rio de Janeiro, RJ. Saneamento ambiental: ética e responsabilidade social. Rio de Janeiro: ABES/AIDIS.

PL 6299/02 – PROJETO LEI QUE REGULA DEFENSIVOS FITOSSANITÁRIOS (PL629902). Brasil, Câmara dos Deputados. Disponível em <<https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=46249>>. Acesso em 02 de maio de 2021.

PL 6670/16 – PROJETO LEI DE CRIAÇÃO DA POLÍTICA NACIONAL REDUÇÃO AGROTÓXICOS (PL6670/16). Brasil, Câmara dos Deputados. Disponível em: <<https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=2120775>>. Acesso em 02 de maio de 2021

POF – Pesquisa de Orçamento Familiar. IBGE, Rio de Janeiro, 2008/09. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv50063.pdf>>. Acesso em 02 de maio de 2021.

PIMENTEL, D. et al (1992). Environmental and Economic Costs of Pesticide Use. *BioScience*, 42(10), 750–760.

PIMENTEL, D. (2005) Environmental and economic costs of the application of pesticides primarily in the United States. *Environment, Development and Sustainability*, 2005, capítulo 4, série 7.

PIMENTEL, D., & BURGESS, M. (2014). Environmental and economic costs of the application of pesticides primarily in the United States. In *Integrated pest management* (pp. 47-71). Springer, Dordrecht.

PORTO, M. et al (2010). Double Standards and the International Trade of Pesticides: The Brazilian Case. *International journal of occupational and environmental health*.

PORTO, M. & SOARES, W. (2012). Development model, pesticides, and health: a panorama of the Brazilian agricultural reality and proposals for an innovative research agenda.

- RAMÍREZ-SANTANA, M., et al (2014). Assessment of health care and economic costs due to episodes of acute pesticide intoxication in workers of rural areas of the Coquimbo Region, Chile. *Value in health regional issues*, 5, 35-39.
- RBIPP (2019) Rede Brasileira de Interações Planta-Polinizador Relatório temático sobre polinização, polinizadores e produção de alimentos no Brasil [livro eletrônico] / Marina Wolowski... [et al.]. -- São Carlos, SP: Editora Cubo.
- RODRIGUES, M. A. T. (2006). Classificação de fungicidas de acordo com o mecanismo de ação proposto pelo FRAC. *Aleph*, p. xxxix, 249 f.: il. color.
- ROLA AC, PINGALI PL (1993) Pesticides, rice productivity, and farmers' health: an economic assessment. International Rice Research Institute (IRRI)/Philippines and World Resources Institute (WRI), Manila/Washington, DC.
- ROSENBERGER, RS, JOHNSTON, RJ (2008) Selection effects in meta-analysis and benefit transfer: avoiding unintended consequences. *Land Econ* (in press).
- ROSENBERGER, R. S., & LOOMIS, J. B. (2003). Benefit transfer. In P. A. Champ, K. J. Boyle, & T. C. Brown (Eds.), *A primer on non-market valuation* (pp. 445–482). Dordrecht: Kluwer.
- SANTOS M de O. Estimativa 2018: Incidência de Câncer no Brasil. *Rev. Bras. Cancerol.* Disponível em: <<https://rbc.inca.gov.br/revista/index.php/revista/article/view/115>>. Acesso em 15 de abril de 2021.
- SEXTON, S. et al (2007) The economics of pesticides and pest control. *International Review of Environmental and Resource Economics*, 2007, 1: 271–326.
- SILVA, C. B. (2011). Redução do Acefato utilizando lacases produzidas por *Trametes villosa* e *Pycnoporus sanguineus* com *Trichoderma* isolados do Cerrado.
- SILVA, D. G. D. C. (2018). Exposição ao fungicida mancozebe resulta em alterações no equilíbrio redox de peixes adultos e em desenvolvimento embrionário.
- SMITH VK, PATTANAYAK, SK (2002) Is meta-analysis a Noah's Ark for non-market valuation? *Environ Resource Econ* 22:271–296.
- SIVAYOGANATHAN, C. (2000). Protective measure use and symptoms among agropesticide applicators in Sri Lanka. *Social Science and Medicine* 40: 431– 436.
- SOARES WL et al (2003) Trabalho Rural e fatores de risco associados com o uso de agrotóxicos em Minas Gerais, Brasil. *Cad Saúde Pública*.;19(4): 1117-27.
- SOARES, W. et al (2020) Uma política de Incentivo fiscal a agrotóxicos no Brasil é Injustificável e insustentável. Relatório produzido pela Abrasco através do GT Saúde e Ambiente, com o apoio do Instituto Ibirapitanga.
- SOARES, W. & PORTO, M (2007) Atividade agrícola e externalidade ambiental: uma análise a partir do uso de agrotóxicos no cerrado brasileiro.
- SOARES, W. & PORTO, M (2009) Estimating the social cost of pesticide use: An assessment from acute poisoning in Brazil.
- SOARES, W; PORTO, M. F. (2012) Uso de agrotóxicos e impactos econômicos sobre a saúde. *Revista de Saúde Pública (USP. Impresso)*, v. 46, p. 209-217, 2012.
- SOARES, W; (2019) Agrotóxicos no Brasil: reflexões a partir dos Censos Agropecuários. Anais do 58º Congresso da Sociedade Brasileira de Economia e Sociologia Rural (SOBER, 2018). Ilhéus, Bahia, 22 pag.

SOUSA, Lucas Nunes de. Degradação de glifosato por reação de fenton e foto-fenton usando como fonte de ferro solo do cerrado. 2019. 40 f., il. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Química) — Universidade de Brasília, Brasília, 2019.

SOUZA, D. M. D. (2019). Impactos do volume de aplicação sobre o controle da ferrugem asiática e oídio da soja: a inclusão do mancozebe no manejo.

SPADOTTO, C. A. (2006). Influência das condições meteorológicas no transporte de agrotóxicos no ambiente. Embrapa Meio Ambiente-Artigo em periódico indexado (ALICE).

SPADOTTO, C. A., et al (2010). Fundamentos e aplicações da modelagem ambiental de agrotóxicos. Embrapa Territorial-Documents (INFOTECA-E).

SPADOTTO, C., AMORIM, R., & DORES, E. (2006). Modelagem do carreamento superficial de agrotóxicos e comparação com dados experimentais. In Embrapa Meio Ambiente-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 16., 2006, Aracajú, SE. Novos desafios do carbono no manejo conservacionista: resumos e palestras. Aracajú, SE:[sn], 2006. p. 1-4.

STEINER, R; MCLAUGHLIN, L; FAETH, J R (1995) Incorporating externality costs in productivity measures: a case study using US agriculture. In: Barbett V, Payne R,Steiner R (eds). Agricultural sustainability: environmental and statistical considerations. John Wiley, New York, pp 209–230.

STEINHAEUER, N.A., et al. (2013) A National Survey of Managed Honey Bee 2012–2013 Annual Colony Losses in the USA: Results from The Bee Informed Partnership.” Journal of Apicultural Research 53.1.

TAGO, D., ANDERSSON, H. and TREICH, N. (2014), "Pesticides and Health: A Review of Evidence on Health Effects, Valuation of Risks, and Benefit-Cost Analysis", Preference Measurement in Health (Advances in Health Economics and Health Services Research, Vol. 24), Emerald Group Publishing Limited, pp. 203-295.

TEMEROWSKY, M., & VAN DER STAAY, F. J. (2005). Absence of long-term behavioral effects after sub-chronic administration of low doses of methamidophos in male and female rats. *Neurotoxicology and teratology*, 27(2), 279-297.

TEÓFILO, R. F. (2003) Planejamentos Experimentais para a Otimização da Resposta Voltamétrica na Determinação do Herbicida Glifosato em Solo, Água e Vegetais. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 96 p

TCU (2010) Relatório de Auditoria Operacional na Política Nacional de Atenção Oncológica (TC no 031.944/20108).

TRIVEDI, N. et al (1993). Effect of oral administration of fungicide-mancozeb on thyroid gland of rat. *Indian journal of experimental biology*, 31(6), 564-566.

VAN STRAALLEN, N. M.; LEGLER, J. (2018) Decision making in a storm of discontent. *Science*, Washington, DC, v. 360, n. 6392, p. 958-960.

VIRGENS, A. C., et al (2015). Alterações histológicas em brânquias de *Oreochromis niloticus* (Tilapia-do-Nilo) expostas o Acefato, Difenconazol e Sulfluramida. *Natureza online*, 13(1), 26-31.

VONBERG, D., et al (2015). Atrazine in the environment 20 years after its ban: long-term monitoring of a shallow aquifer (in western Germany) and soil residue analysis (No. RWTH-2015-04985). *Lehr-und Forschungsgebiet Hydrogeologie*.

YEN, J. H., et al (2000). Potential of the insecticides acephate and methamidophos to contaminate groundwater. *Ecotoxicology and environmental safety*, 45(1), 79-86.

ZIZZA M, Di Lorenzo M et al., (2017) HSP90 and pCREB alterations are linked to mancozeb-dependent behavioral and neuro- degenerative effects in a marine teleost. *Toxicol Appl Pharmacol* 323:26–35.
<https://doi.org/10.1016/j.taap.2017.03.018>

ROSENBERGER R.S., LOOMIS J.B. (2003) Benefit Transfer. In: Champ P.A., Boyle K.J., Brown T.C. (eds) *A Primer on Nonmarket Valuation. The Economics of Non-Market Goods and Resources*, vol 3. Springer, Dordrecht.
https://doi.org/10.1007/978-94-007-0826-6_12.