



Dicofol

CONSULTOR: Yago Guida

Inventário de dicofol no Brasil a ser entregue como parte do segundo produto do convenio entre a Fundação Educacional Ciência e Desenvolvimento (FECD) e o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA).



SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	5
1.1.	Dicofol como Poluente Orgânico Persistente	8
1.2.	Produção	13
1.3.	Aplicações	14
1.4.	Alternativas.....	16
2.	INVENTÁRIO DE DICOFOL NO BRASIL.....	19
2.1.	Produção e Comercialização Nacional	21
2.2.	Comercialização internacional	24
3.	OCORRÊNCIA DE DICOFOL NO BRASIL	26
3.1	Dicofol em matrizes ambientais	26
3.1.1	Alimentos	26
3.2.1	Biota	29
3.3.1	Ar.....	29
4.	PLANOS DE AÇÃO.....	30
5.	REFERÊNCIAS	31
6.	ANEXOS.....	37
6.1.	Tabela de Balanço Comercial.....	37
6.2.	Protocolo de revisão sistemática.....	38



LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Contribuição relativa de UF no total de vendas de dicofol (por ingrediente ativo) no Brasil24

Figura 2: Fluxograma do protocolo seguido no processo de revisão sistemática da ocorrência de dicofol no Brasil..... 27

LISTA DE QUADROS E TABELAS

Quadro 1: Possíveis nomenclaturas (químicas, genéricas e comerciais), fórmula química e estrutural, propriedades do dicofol e possíveis números do Serviço de Resumo Químico (CAS - Chemical Abstract Service). Adaptado de UNEP, 2017; EPA CompTox Chemicals Dashboard..... 5

Quadro 2: Resumo das alternativas químicas relatadas nas respostas ao pedido de informação do Anexo F e um resumo da classificação de risco do Sistema de Harmonização Global (GHS – Global Harmonized System) 17

Tabela 1: Lista de instituições potencialmente envolvidas em alguma etapa do ciclo de vida do dicofol consultadas pelo Ministério do Meio Ambiente: Número de ofícios enviados, número de empresas privadas, número de associações e número de respostas. 21

Tabela 2: Valores de produção nacional e comercialização interna anuais do ingrediente ativo dicofol em toneladas líquidas. 23



LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ABIQUIM (Associação Brasileira da Indústria Química)
- BCF (*Bioconcentration factor* – fatores de bioconcentração)
- CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior)
- CAS (*Chemical Abstract Service* – Serviço de Resumo Químico)
- DCBA (*Dichlorbenzoic acid* – ácido diclorobenzílico)
- DCBH (*Dichloro benzhydrol* – diclorobenzidrol)
- DCBP (*Dichlorobenzophenone* – diclorobenzofenona)
- DDT (Diclorodifeniltricloroetano)
- FW-152 (2,2-dicloro-1,1-bis(4-clorofenil)etanol)
- HS (*Harmonized System code* – Sistema Harmonizado)
- IARC (*International Agency for Research on Cancer* – Agência Internacional para Pesquisa em Câncer)
- IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis)
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística)
- IDA (Ingestão Diária Aceitável)
- LC (*Lethal Concentration* – Concentração Letal)
- LMR (Limite Máximo de Resíduo)
- LRTP (*Long-Range Transport Potential* – Potencial de Transporte de Longo Alcance)
- MMA (Ministério do Meio Ambiente)
- NBM (Nomenclatura Brasileira de Mercadorias)
- NCM (Nomenclatura Comum do Mercosul)
- NIP (*National Implementation Plan* – Plano Nacional de Implementação)
- NOEC (*No Observed Effect Concentration*)
- OH-DCBP (3-hidroxi-diclorobenzofenona)
- PARA (Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos)
- PCDD/F (*Polychlorinated dibenzo-p-dioxins/furans* – Dibenzodioxinas e Furanos)
- POPs (Poluentes Orgânicos Persistentes)
- SNC (Sistema Nervosa Central)



1. INTRODUÇÃO

O dicofol é um pesticida organoclorado utilizado principalmente como acaricida. Composto por dois isômeros: *p,p'*-dicofol e *o,p'*-dicofol, o produto técnico (95% puro), com aparência viscosa, na forma de um óleo castanho, é composto principalmente pelo isômero *p,p'*-dicofol (80-85%), com uma pequena fração do isômero *o,p'*-dicofol (15-20%) e até 18 impurezas relatadas. A forma mais pura do dicofol (>95% de pureza) geralmente contém menos de 0,1% de diclorodifeniltricloroetano (DDT) e seus compostos relacionados (Σ -DDT, ou seja, DDT, DDE e DDD) (OMS, 1996).

O Quadro 1 fornece uma visão geral das informações chave utilizadas para a identificação do dicofol. No entanto, mais informações podem ser encontradas na compilação realizada e apresentada pelo Comitê de Revisão dos Poluentes Orgânicos Persistentes (POPRC – *Persistent Organic Pollutants Review Committee*) na avaliação do perfil de risco do dicofol (UNEP, 2016).

Quadro 1: Possíveis nomenclaturas (químicas, genéricas e comerciais), fórmula química e estrutural, propriedades do dicofol e possíveis números do Serviço de Resumo Químico (CAS - *Chemical Abstract Service*). Adaptado de UNEP, 2017; EPA CompTox Chemicals Dashboard.

Nome comum	Dicofol
Nomenclatura IUPAC*	<ul style="list-style-type: none"> • 2,2,2-tricloro-1,1-bis(4-clorofenil)etanol • Benzenometanol • 4-cloro-α-(4-clorofenil)-α-(triclorometil) • 4-cloro-α-(4-clorofenil)-α-(triclorometil) benzeno-metanol • 1,1-bis(4'-clorofenil)2,2,2-tricloroetanol
Estrutura molecular (<i>p,p'</i> -dicofol)	
Fórmula molecular	C ₁₄ H ₉ Cl ₅ O
Sinônimos e abreviaturas	<ul style="list-style-type: none"> • 1,1-bis(4-clorofenil)-2,2,2-tricloroetanol • 1-(2-clorofenil)-1-(4-clorofenil)-2,2,2-tricloroetanol (<i>p,p'</i>- e <i>o,p'</i>-isômero)



Números de CAS (chemical abstract service)	<ul style="list-style-type: none"> dicofol; p,p'-dicofol: 115-32-2 o,p'-dicofol: 10606-46-9
Peso molecular	370.49
Solubilidade em água* (mol/L)	<ul style="list-style-type: none"> p,p'-dicofol: 2.35^{-6} (1.69^{-6}) o,p'-dicofol: (3.5)
Ponto de fusão* (°C)	<ul style="list-style-type: none"> p,p'-dicofol: 78 (112) o,p'-dicofol: 73.4
Ponto de ebulição* (°C)	<ul style="list-style-type: none"> p,p'-dicofol: 225 (404) o,p'-dicofol: (416)
Pressão de vapor* (mmHg)	<ul style="list-style-type: none"> p,p'-dicofol: 3.98^{-7} (2.28^{-7}) o,p'-dicofol: 1.06^{-7}
Constante de Henry* (atm-m ³ /mole)	<ul style="list-style-type: none"> p,p'-dicofol: (1.47^{-9}) o,p'-dicofol: (7.41^{-10})
Log k_{ow}*	<ul style="list-style-type: none"> p,p'-dicofol: 5.02 (5.48) o,p'-dicofol: 5.57
Log k_{oa}*	<ul style="list-style-type: none"> p,p'-dicofol: (11.4) o,p'-dicofol: 11.4
Nomes comerciais	1,1-bis(chlorophenyl)-2,2,2-trichloroethanol; 4-chloro- α -(4-chlorophenyl)- α -(trichloromethyl)-; Acarin; AK-20 HC free; Benzenemethanol; Carbax; Cekudifol; CPCA; Decofol; Dicaron; Dichlorokelthane; Dicomite; Difol; DTMC; ENT 23648; FW293; Hilfol; Hilfol 18.5 EC; Kelthane; Kelthanethanol; Kelthane A; Kelthane (DOT); Kelthane Dust Base; Kelthane 35; Milbol; Mitigan; p,p'-dicofol; NA2761 (DOT); NCI-C00486

* Valores fora dos parêntesis foram experimentalmente determinados, enquanto os dentro dos parêntesis consistem nos valores preditos

O dicofol foi introduzido comercialmente em 1955 (OMS, 1996). A substância tem sido utilizada principalmente na Ásia Oriental e no Sudeste Asiático, na costa mediterrânica, bem como na América do Norte e na América Central (Li et al., 2014). As utilizações previstas do dicofol abrangem frutas, vegetais, plantas ornamentais, culturas arvenses, algodão, plantações de árvores de natal, e edifícios e estruturas ao ar livre não agrícolas (USEPA, 1998, LI et al., 2014).



A Organização Mundial da Saúde (OMS, 1996) relatou que o dicofol produz estimulação da transmissão axonal de sinais nervosos, que se acredita estar relacionado com a inibição de ATPases no sistema nervoso central (SNC). Os sinais de toxicidade são consistentes com a depressão do SNC. Contudo, o Comitê de Ação de Resistência aos Inseticidas (*IRAC - Insecticide Resistance Action Committee*) classificou o modo de ação relativo à eficácia do dicofol como desconhecido ou incerto (IRAC, 2008 citado na EPA, 2009 dos EUA). Sanchez et al. (2010) relataram que o dicofol atua como um inibidor do transporte de elétrons mitocondriais.

Embora o dicofol, assim como todo pesticida, seja intencionalmente liberado no meio ambiente, o Secretariado da Convenção de Estocolmo destaca que esse composto também pode ser liberado para o meio ambiente durante sua produção e durante seu descarte como rejeito. Li et al. (2014) estimaram, através de técnicas de modelagem (BETR-Global Modelling), a contribuição global realista do dicofol e concluíram que, das 28,200 toneladas estimadas, utilizadas entre 2000 e 2012, 731 toneladas permanecem no meio ambiente. Os resultados do modelo indicam também uma tendência decrescente das emissões após 2008 devido a estimativas de libertação mais baixas que 1.000 toneladas por ano, o que está mais de acordo com as taxas atuais. Os autores ainda estimaram que aproximadamente 1,9 toneladas de dicofol foi depositado no Ártico, e 2,2 toneladas na Antártida como resultado do transporte atmosférico de longo alcance. Estes são dados modelados, mas não medidos no campo.

O dicofol é produzido num sistema fechado, mas as libertações podem resultar de práticas de produção impróprias. Li et al. (2014) descreveram as libertações de DDT, dioxinas e furanos de um sistema fechado de produção de dicofol na China. As quantidades anuais de Σ -DDT e *p,p'*-DDT diretamente liberadas para o ambiente, através da utilização de dicofol, foram estimadas em 9.480 kg e 1.080 kg, respectivamente. A partir dos padrões de distribuição de dioxinas e furanos (PCDD/F), sugere-se que o principal caminho para a formação de PCDD/F envolve a síntese de precursores durante a produção de dicofol no processo de sistema fechado, que se estima resultar numa libertação anual para o ambiente de 0,17 g de I-TEQ (valor equivalente de toxicidade) desta empresa em particular (LI et al., 2014).



1.1. Dicofol como Poluente Orgânico Persistente

Em maio de 2013, a União Europeia e os seus Estados-Membros, sendo Partes na Convenção de Estocolmo, submeteram à nona reunião do PORC uma proposta de inclusão do dicofol nos Anexos A, B e/ou C da Convenção (UNEP/POPS/POPRC.9/3). A proposta foi posteriormente avaliada pelo Comitê nas suas décima e décima primeira reuniões em Roma, em outubro de 2014 e Outubro de 2015.

Após análise da proposta, o Comitê adotou a decisão (POPRC-10/3) que o dicofol cumpre os critérios do Anexo D da Convenção e criou um grupo de trabalho interseções para rever a proposta e preparar um projeto de perfil de risco.

Na décima segunda reunião do POPRC em setembro de 2016, o Comitê, tendo revisto o perfil de risco do dicofol, decidiu (decisão POPRC-12/1) em conformidade com o parágrafo 7(a) do artigo 8º da Convenção, que o dicofol é susceptível de, em resultado do seu transporte ambiental a longa distância, conduzir a efeitos adversos significativos para a saúde humana e o ambiente, de tal forma que se justifica uma ação global. O Comitê também criou um grupo de trabalho interseções para preparar uma avaliação da gestão dos riscos que inclui uma análise de possíveis medidas de controle do dicofol.

Embora os dados laboratoriais indiquem que o dicofol não persistirá na água ou no sedimento em condições neutras ou alcalinas, devido à sua rápida hidrólise a estes valores de pH, o dicofol é considerado persistente em condições ácidas porque o isômero p,p'-dicofol (o isômero dominante a 80-85%) cumpre o critério de persistência em água estéril a pH 5 (UNEP, 2014).

Com base nas provas apresentadas, o dicofol é provavelmente uma preocupação para águas com condições naturalmente ácidas. Além disso, há provas de persistência no solo a partir de uma série de testes de simulação do solo, com alguns dos resultados a indicarem meia-vida superior a 180 dias. Estudos de campo sobre sua dissipação no solo da Florida e da Califórnia relataram a dissipação de meias-vidas no intervalo de 7 a 113 dias para o dicofol (USEPA, 1998).

As provas experimentais sugerem que tanto a degradação abiótica, como biótica dependem do valor do pH do compartimento ambiental receptor com meias-vidas de degradação mais longas em condições ácidas. Vários estudos laboratoriais relataram uma baixa mineralização do dicofol (USEPA, 2009). Dados de monitoramentos recentes mostram que o dicofol é suficientemente persistente para ser transportado através da entrada fluvial para o mar aberto e o dicofol foi detectado em camadas profundas de sedimentos que datam de várias décadas atrás (ZHONG et al., 2012).



Os valores de K_{OW} reportados para o dicofol variam de 3,5 a 6,06. O potencial de bioconcentração do dicofol em organismos aquáticos é confirmado por dados experimentais. Os factores de bioconcentração relatados (*BCFs – bioconcentration factors*) em peixes variam entre 6.100 e 10.000. Se for considerado o estado estável, o BCF em alguns peixes é de 25.000 e num teste de ciclo de vida completo, o valor mais alto observado de BCF foi de 43.000.

Os altos valores de BCF em estado estacionário são refletidos pela eliminação lenta do tecido dos peixes com uma meia-vida de 33 dias. As estimativas do modelo indicam que o dicofol pode acumular-se em espécies aquáticas com BCFs modelados >5.000 L/kg (peso úmido). Os coeficientes de partição entre octanol/água e octanol/ar, indicadores de bioacumulação potencial em animais terrestres para a avaliação de rastreio dos POP, mostram que a bioacumulação em espécies terrestres pode ocorrer se o metabolismo não for considerado. Para os mamíferos são relatadas meias-vidas de aproximadamente 14 dias.

Os produtos de degradação são considerados no perfil de risco do dicofol (UNEP, 2016). Os principais produtos de degradação do dicofol com maior persistência do que o dicofol incluem o DCBP (diclorobenzofenona), FW-152 (2,2-dicloro-1,1-bis(4-clorofenil)etanol), DCBH (diclorobenzidrol), OH-DCBP (3-hidroxi-diclorobenzofenona) e DCBA (ácido diclorobenzílico). DCBP, FW-152 e DCBH acumularam num estudo água/sedimento e podem, portanto, ser classificados como persistentes em sedimentos.

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2009) sugeriu uma meia-vida de 313 dias nos solos para o isômero *p,p'*-dicofol e para os principais produtos de degradação e 32 dias apenas para *p,p'*- dicofol em condições ligeiramente alcalinas. Os valores de $\log K_{OW}$ modelados para os metabolitos estão abaixo do valor de rastreio de 5. Para os metabolitos de dicofol (DCBP, FW-152, DCBH e OH-DCBP), os valores $\log K_{OW}$ estimados variando entre 3,96 e 4,89 (EPISuite v.4.0) (USEPA, 2009).

Kelly et al., (2007) propuseram que a biomagnificação na cadeia alimentar terrestre é particularmente relevante, porque eles têm um $\log K_{OA}$ elevado. Os valores $\log K_{OW}$ e $\log K_{OA}$ para os metabolitos estão nos intervalos que indicam um elevado potencial de bioacumulação no organismo terrestre de acordo com Kelly et al. (2007) e ECHA (2008). Na ausência de dados experimentais, o potencial de bioconcentração estimado com um modelo Quantitative Structure-Activity Relationship (QSAR) para o metabolito *o,p'*-FW-152 é elevado (BCF 5,888 L/kg para peixes).



Os valores de toxicidade aguda LC50 de *p,p'*-DCBP e *p,p'*-FW- 152 para a truta arco-íris são >2,29 mg/L e 0,24 mg/L indicando para *p,p'*-FW-152 elevada toxicidade para os peixes. Foi demonstrado que o metabolito *p,p'*-DCBP revela uma potente atividade anti-androgênica *in vitro*.

Em relação à persistência geral (Pov), potencial de transporte de longo alcance (LRTP – *Long-Range Transport Potential*), distância de viagem característica e eficiência de transferência dos metabolitos, pode-se concluir que embora os metabolitos tenham Pov inferior ao *p,p'*-DDT, aldrin e endrin, os metabolitos têm estimativas de LRTP comparáveis ou superiores a estes POPs conhecidos. Além disso, os metabolitos do dicofol também preenchem alguns dos critérios de listagem dos POPs.

O LRTP do dicofol foi confirmado através do rastreamento de informação a partir de informação físico-química, da estimativa de meia-vida de degradação no ar, da aplicação de modelos de LRT e do monitoramento de informação de áreas remotas. A oxidação atmosférica por radicais hidroxil (OH) é uma possível via de remoção de dicofol na atmosfera. Dependendo das concentrações de radicais OH, as meias-vidas estão entre 3,1 a 4,7 dias.

Os resultados dos modelos de transporte de longas distâncias mostram que o dicofol pode ser transportado para regiões remotas com eficácia moderada e que tem uma elevada capacidade de enriquecimento no ambiente Ártico. Embora as informações de monitoramentos de áreas remotas sejam limitadas, o transporte via ar e água do mar para o alto Ártico demonstra que o dicofol pode ser detectado longe das fontes, devido ao LRT. Não foram encontradas na literatura medições de biota em regiões remotas. Entre outras razões, dificuldades para analisar corretamente o dicofol poderiam ser envolvidas nesta observação.

Na maioria dos estudos ambientais recentes, o dicofol não é medido diretamente, mas a aplicação de dicofol é indicada pela razão de isômeros de DDT medidos (*o,p'*-DDT/*p,p'*-DDT), levando à conclusão de que o dicofol é uma fonte de DDT, pelo menos nas regiões de utilização de dicofol. A utilização de razões de isômeros para determinação das fontes de DDT (DDT técnico ou dicofol) é afetada pela degradação diferencial dos isômeros em vários meios e pela diferente solubilidade da água e pressão de vapor dos dois isômeros. Com isto, a utilização de razões para determinar a fonte de DDT deve ser utilizada com cautela.

O dicofol é classificado, de acordo com o Sistema Globalmente Harmonizado, como muito tóxico para a vida aquática (H400) e como muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros (H410). Os efeitos agudos (96h-LC50) e crônicos (95d-NOEC) mais baixos observados para diferentes espécies de peixes foram de 0,012 e 0,0044 mg/L, respectivamente.



O dicofol mostrou efeitos reprodutivos como o afinamento da casca do ovo e a feminização de embriões masculinos em aves. Dicofol, DCBP e FW-152 foram detectados em ovos de aves, indicando a transferência materna para seus descendentes. O dicofol foi detectado numa variedade de compartimentos ambientais e biota. No que diz respeito às concentrações de dicofol crônicas e de efeitos agudos derivados de laboratório, as concentrações ambientais detectadas em massas de água em áreas de utilização de dicofol (0,0009 - 0,0058 mg/L) indicam o potencial de causar efeitos adversos na fauna selvagem à escala local e regional (Bishnu et al., 2009).

O metabolismo do dicofol tem sido estudado em roedores de laboratório. Após a absorção, o dicofol é distribuído preferencialmente ao tecido adiposo, mas também nos músculos, pulmão, testículos, fígado, rim, cérebro e coração e é eliminado principalmente nas fezes. Foi demonstrado que o dicofol se retém, em maior grau, no tecido adiposo de roedores fêmeas. Nos humanos, o dicofol ou os seus produtos de degradação foram detectados no leite materno, sangue, colostro e tecido adiposo na faixa de concentração de ng/g e ng/ml. (HARAGUCHI ET AL., 2009, LESSENGER & RILEY, 1991, WANG ET AL., 2011, LUZARDO ET AL., 2013B, WANG ET AL., 2014). A concentração máxima de 559 ng/g foi detectada em tecido adiposo (WANG et al., 2011).

O dicofol apresenta toxicidade aguda moderada em mamíferos; os sinais comuns de toxicidade incluem diminuição da atividade motora espontânea, ataxia, passividade, sonolência, prostração, e ocasionalmente tremores. Os efeitos tóxicos crônicos dizem respeito ao fígado, tireoide, adrenais, cérebro, coração e testículos. Vários estudos in vitro recentes demonstram interação com o sistema endócrino, atividade de ligação às proteínas, indução enzimática e interferência com outras substâncias químicas (UNEP, 2016).

Na Europa, foi desenvolvida uma lista prioritária de substâncias químicas desreguladoras do sistema endócrino para ajudar na ação sobre as de maior prioridade. As subcategorias consideradas foram: categoria 1 (evidência de atividade desreguladora do sistema endócrino em pelo menos uma espécie utilizando animais intactos), categoria 2 (pelo menos alguma evidência in vitro de atividade biológica à desregulação endócrina) ou categoria 3 (nenhuma evidência de atividade desreguladora do sistema endócrino ou nenhum dado disponível). Com base na revisão das provas disponíveis, o dicofol foi listado na categoria 2 para a fauna selvagem e na categoria 3 para os seres humanos (DHI, 2007).



O dicofol foi também abordado mais recentemente como exemplo numa avaliação mais ampla de potenciais substâncias desreguladoras endócrinas na Europa por Kortenkamp et al (2012) que alude a um estudo de Roberts (2007) sobre neurotoxicidade para o desenvolvimento de crianças através de mecanismos de desregulação endócrina provenientes do dicofol.

Há algumas provas de neurotoxicidade, efeitos imunitários e efeitos reprodutivos. A avaliação do dicofol pelo IARC (1998) concluiu que nenhuma avaliação global da mutagenicidade do dicofol poderia ser feita; há poucas provas de que seja cancerígeno para animais experimentais e dados insuficientes para avaliar a carcinogenicidade do dicofol para os seres humanos.

Estudos epidemiológicos recentes mostraram que a exposição ao dicofol está associada a uma maior incidência de câncer da próstata. Alguns estudos epidemiológicos notaram associações entre a exposição ao dicofol e o câncer da próstata em homens e a leucemia, a doença de Hodgkin e as perturbações do autismo em crianças. As limitações destes estudos dificultam relações causais definitivas. Estes estudos epidemiológicos ilustram a preocupação de que os efeitos adversos associados à exposição ao dicofol possam também ocorrer em seres humanos. A avaliação dos riscos para os consumidores demonstrou claramente que os limites de exposição aceitáveis são ultrapassados por algumas ordens de magnitude (EFSA, 2011).

Devido às suas propriedades tóxicas, persistentes, bioacumulativas e de ampla dispersão ambiental, a Convenção de Estocolmo decidiu, em maio de 2019, emendar o a parte I de seu Anexo A para incluir o dicofol como um POP sem nenhuma exceção específica (Decisão, SC-9/11).

1.2. Produção

O dicofol pode ser fabricado pela hidroxilação do DDT (van de Plassche et al., 2003), ou diretamente, sem isolamento do DDT pela reação do cloral (tricloroacetaldeído) com monoclorobenzeno na presença de oleum (SO₃ e H₂SO₄), seguido de desidrocloração, cloração e hidrólise. Em vários países existem regulamentações em relação ao conteúdo de DDT no dicofol comercial. A Especificação 123/TC/S/F (1992) da FAO/OMS exige que o somatório de DDT seja inferior a 0,1%. Na Austrália, Brasil, Canadá, Japão, UE, e EUA o limite é de 0,1% (VAN DE PLASSCHE et al. 2003).



Qiu et al. (2005) mencionaram a exigência legal na China de que a impureza DDT não seja superior a 0,5% de dicofol técnico ou não seja superior a 0,1% de dicofol formulado até 2003.

No entanto, as produções de dicofol com impurezas de Σ -DDT acima destas normas ainda estavam disponíveis no mercado chinês mesmo depois de 2003. Os autores relataram um conteúdo médio de *o,p'*-DDT, *p,p'*-Cl-DDT, *o,p'*-DDE, e *p,p'*-DDDT em 23 formulações de dicofol comercialmente disponíveis de 11,4, 6,9, 4,4, e 1,7 %, respectivamente. Isto equivale a um conteúdo de Σ -DDT de 24,4%. Turgut (2009) investigou formulações de dicofol no mercado turco. O conteúdo de Σ -DDT das formulações de dicofol situava-se entre 0,3% e 14,3%. Um conteúdo de 3,5% de Σ -DDT foi reportado em dicofol produzido na Índia (VAN DE PLASSCHE et al., 2003). Portanto, fica evidente que além das questões ambientais relacionadas diretamente ao dicofol, a produção do mesmo pode representar uma fonte considerável de DDT para o meio ambiente.

Entre 2000 e 2007, a produção global de dicofol foi estimada entre 2.700 - 5.500 toneladas por ano (OSPAR, 2002; HOFERKAMP et al., 2010), mas a produção tem diminuído acentuadamente desde 2007, uma vez que vários países iniciaram desde então a eliminação progressiva da sua produção e utilização.

A produção de dicofol está agora limitada às empresas de um pequeno número de países. Na Índia isto inclui um fabricante (Hindustan Insecticides Limited (HIL)), enquanto um segundo se registou no Conselho Central de Inseticidas para a produção de dicofol² (Indofil Industries Limited), mas não produz atualmente (Índia, 2017). Além disso, em Israel a empresa Adama³ (anteriormente Makhteshim Agan) tem um produto registado contendo dicofol (Acarin T 285). Com base na informação fornecida através das respostas do Anexo F, a produção é agora predominantemente limitada às instalações baseadas na Índia, embora não tenha sido identificada mais informação sobre as instalações de produção baseadas em Israel.

Em 2015- 2016 a produção na instalação baseada na Índia foi de 93 T (Índia, 2016) com dicofol produzido em sistema fechado como um processo em lote. A data de expiração para a produção e utilização de DDT como intermediário em sistema fechado na produção de dicofol foi prolongada até maio de 2024 pela decisão SC-7/1 (UNEP/POPS/COP.7/36).



A China foi anteriormente um dos maiores produtores de DDT e dicofol técnicos. Estima-se que 97.000 T de DDT técnico foram produzidas entre 1988 e 2002, com aproximadamente 54.000 T utilizadas para a fabricação de dicofol (40.000 T de dicofol produzidos) (QIU et al, 2005).

Em 2014, foi relatado que o último produtor de dicofol técnico remanescente na China cessou a produção. O Brasil informou ao secretariado da Convenção de Estocolmo ter fabricado cerca de 90 T de dicofol por ano até 2010, mas cessou completamente a produção em 2014. O estoque restante no Brasil deveria ter sido totalmente utilizado/destruído até 2015 (Brasil, 2016). Até 2006 a Espanha foi o maior fabricante e consumidor (90 T em 2006) de dicofol na Europa, produzido apenas pela Montecinca, S.A. em Barcelona, Espanha sob contrato com a Dow Agro Sciences (VAN DE PLASSCHE et al., 2003). Além disso, foram também formulados produtos à base de dicofol numa fábrica na Itália (OSPAR, 2008). O dicofol já não é produzido nos Estados Membros da União Europeia. A produção nos EUA foi estimada em 160 T/ano para os anos de 1999 a 2004 (HOFERKAMP et al., 2010).

1.3. Aplicações

O dicofol foi usado como pesticida acaricida em muitos países em todo o mundo e teve aplicações reportadas para alimentos, rações, e culturas comerciais incluindo maçã, cítricos, lichia, longana (olho-do-dragão), pêra, vegetais folhosos, chá e algodão (LI et al., 2014). O dicofol foi também utilizado em plantas ornamentais, tais como orquídeas.

No Senegal, o dicofol é utilizado em culturas de cebola, melancia, batata e pimentão. No México, existem 17 registros para dicofol, que está autorizado para a aplicação em beringelas, pimentões, morangos, limas, maçãs, laranjas, peras, melancias, tangerinas, toranjas, vinhas, citrinos, arbustos ornamentais, plantas ornamentais e jardins de viveiro (comentário do México, maio de 2015, ao projeto de perfil de risco do dicofol do POPRC).

No Brasil, o dicofol foi utilizado como acaricida para as culturas de algodão, citrinos e maçãs. No entanto, esta utilização foi proibida após o registro para utilização de dicofol como pesticida ter sido removido em 2015 (Brasil, 2016). Na maior parte dos países desenvolvidos, foi declarado que a sua utilização era restrita ou proibida. No Canadá, a utilização não é permitida desde 2011, e nos EUA, a utilização não é permitida desde 2016 (LI et al. 2014; informação do Anexo E, EUA, 2015).



O dicofol é proibido no Benim, Costa do Marfim, União Europeia, Guiné, Iraque, Indonésia, Japão, Mauritânia, Omã, Arábia Saudita e Suíça (Anexo E, 2015, comentários do Iraque e Costa do Marfim, maio de 2015, ao projecto de perfil de risco do dicofol do POPRC e da Indonésia durante a 11ª reunião do POPRC).

Li et al. (2014) estimaram, com base numa combinação de pesquisas bibliográficas, pesquisas de campo e comunicações pessoais, um total de 28.200 T de dicofol utilizadas globalmente num período de 13 anos entre 2000 e 2012, principalmente na Ásia (21.719 T), seguido pela América do Norte (1.817 T), Europa (1.745 T), América Latina (1.538 T), África (1.434 T) e Oceania (13 T). A utilização estimada por continente em 2012 foi de 619 T para a Ásia (principalmente na China 530 T e na Índia 43 T), América do Norte (EUA) 33 T, América Latina 38 T, África 36 T, e Oceania cerca de 1 T.

Durante o período de 2000 a 2012, 76,8% da utilização foi estimada na Ásia, principalmente na China (69,1% da utilização total). Contudo, entre 2000 e 2012, a utilização estimada de dicofol diminuiu 75% na China (de 2.013 T para 530 T), 69% na Índia (de 145 T para 43 T) e 90% nos EUA (de 324 T para 33 T) com a maior utilização a ocorrer na Califórnia e na Flórida. A diminuição da utilização global estimada de 2000 (3.350 T) para 2012 (730 T) foi de aproximadamente 80%. As taxas médias de aplicação foram de 1,3 kg/ha, 0,44 kg/ha e 0,31-0,45 kg/ha nos EUA, Europa e China, respectivamente (LI et al. 2014).

Na Europa, a utilização foi estimada uma diminuição no uso de dicofol de 317 T para 32 T entre 2000 e 2009 (LI et al. 2014). De acordo com os dados de emissão estimados, publicados por van der Gon et al. (2007), os principais países consumidores em 2000 foram Espanha, Itália, Turquia, Romênia e França.

Nos países da UE, a utilização de dicofol para produtos fitofarmacêuticos expirou, o mais tardar, em 2010, de acordo com a Decisão da Comissão 2008/764/EC5. Além disso, todas as utilizações não-agrícolas são proibidas de acordo com o Regulamento (EC) n.º 528/20126, sobre produtos biocidas. Em 2010, foi enviado aos Estados-Membros da UE um questionário sobre o dicofol para a Diretiva no Âmbito de Água 2000/60/EC relativa à água. A França comunicou vendas de 2,8 toneladas em 2008 e 2,3 toneladas em 2009 e a Itália 6,8 toneladas em 2008 (ENTEC UK LIMITED, 2011).

A Notificação n.º 11 de 1997 emitida pelo Ministério da Agricultura da China proibiu a utilização de dicofol em plantas de chá. A Notificação Ministerial N.º 199 de 2002 reescreveu a proibição do dicofol sobre as plantas de chá. Atualmente, a utilização registada de dicofol na



China destina-se a prevenir o *Tetranychus cinnabarinus*, *Tetranychus viennensis* (Zacher) e *Phyllocoptruta oleivora* (Ashmead) em algodão, citrinos e macieiras (informação do Anexo E, China). A quota de mercado do dicofol no mercado de acaricidas da China diminuiu de 27% (em 1999) para menos de 8% após 2008 (LI et al., 2014).

Em resumo, os dados fornecidos por Li et al. (2014), juntamente com as outras fontes de literatura acima mencionadas, indicam plausivelmente uma tendência decrescente da utilização global de dicofol, que provavelmente continua após o período de estudo observado (2000-2012). Por conseguinte, pode estimar-se que a atual utilização global de dicofol é muito inferior a 1.000 t/ano, e muito provavelmente mais próxima da produção atualmente conhecida de 50 t/ano na Ásia.

1.4. Alternativas

As alternativas, consideradas como tecnicamente viáveis, incluem mais de 25 pesticidas químicos, controles biológicos (agentes patogênicos e predadores), preparações botânicas (extratos de plantas), e práticas agroecológicas (tais como são utilizadas em agroecologia, organicidade e gestão integrada de pragas). A gama de alternativas reflete as várias combinações de pragas-culturas para as quais o dicofol é ou foi aplicado, em regiões com condições climáticas e culturas muito diferentes. Todas as alternativas descritas são consideradas como tecnicamente viáveis, disponíveis e acessíveis em vários países.



Quadro 2: Resumo das alternativas químicas relatadas nas respostas ao pedido de informação do Anexo F e um resumo da classificação de risco do Sistema de Harmonização Global (GHS – Global Harmonized System)

Alternativa química	Reportado por	Classificação de risco
Abamectina	Índia (Abamectina técnica)	H300 - Fatal se ingerido; H330 - Fatal se inalado; H361d - Suspeito de danificar o nascituro; H372 - causa danos nos órgãos por exposição prolongada ou repetida; H400 - Muito tóxico para a vida aquática; H410 - muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros.
Acequinocil	Canadá	H317 - Pode causar uma reação cutânea alérgica; H370 (pulmão) (inalação) - Causa danos em órgãos; H373 (sistema sanguíneo) - Pode causar danos em órgãos; H400 - Muito tóxico para a vida aquática; H410 - Muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros.
Bifenzato	Canadá	H317 - Pode causar uma reação cutânea alérgica; H373 - Pode causar danos nos órgãos; H400 - Muito tóxico para a vida aquática; H410 - muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros.
Ciflumetofeno	Canadá	H300 - Fatal se ingerido; H331 - Tóxico se inalado; H400 - Muito tóxico para a vida aquática; H410 - muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros
Etoxazol	Canadá	H400 - muito tóxico para a vida aquática; H410 - muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros.
Fenazaquina	Índia (Magister 10% EC)	H301 - Tóxico se ingerido; H332 - Nocivo se inalado; H400 - Muito tóxico para a vida aquática; H410 - muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros.
Óxido de fenbutatina	Canadá	H315 - Provoca irritação da pele; H319 - Grave irritação ocular; H330 - Fatal se inalado; H400 - Muito tóxico para a vida aquática; H410 - Muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros.



Fenpiroximato	Canadá	H301 - Tóxico se ingerido; H317 - Pode causar uma reação cutânea alérgica; H330 - Fatal se inalado; H400 - Muito tóxico para a vida aquática; H410 - Muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros.
Cloridrato de formetanato	Canadá	H300 - Fatal por ingestão; H317 - Pode causar uma reação cutânea alérgica; H330 - Fatal por inalação; H400 - Muito tóxico para a vida aquática; H410 - Muito tóxico para a vida aquática com longos períodos de vida.
Propargite	Índia (Propargite 57% EC)	H315 - Causa irritação da pele; H318 - Causa sérios danos oculares; H331 - Tóxico se inalado; H351 - Suspeito de causar cancro; H400 - Muito tóxico para a vida aquática; H410 - Muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros.
Pyridaben	Canadá	H301 - Tóxico por ingestão; H331 - Tóxico por inalação; H400 - Muito tóxico para a vida aquática; H410 - muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros.
Espirodiclofeno	Canadá	317 - Pode causar uma reação cutânea alérgica; H351 - Suspeito de causar cancro; H410 - Muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros.
Espiromesifeno	Canadá	H332 - Nocivo se inalado; H410 - Muito tóxico para a vida aquática .com efeitos de longa duração.
Tebufenpirade	Índia	H301 - Tóxico se ingerido; H317 - Pode causar uma reação cutânea alérgica; H332 - Nocivo se inalado; H373 (trato gastrointestinal) (oral) - Pode causar danos nos órgãos; H400 - Muito tóxico para a vida aquática; H410 - Muito tóxico para a vida aquática com efeitos duradouros.



2. INVENTÁRIO DE DICOFOL NO BRASIL

A primeira ação desenvolvida no intuito de construir um inventário do dicofol no Brasil não se deu seguindo seu respectivo guia, como comumente proposto pelo Secretariado da Convenção de Estocolmo. Como o guia para inventário do dicofol ainda não está disponível, as atividades aqui desenvolvidas foram: após estudar profundamente o tema com base nos textos da Convenção (UNEP, 2016 e 2017) e na literatura científica, foram identificados os potenciais detentores de informação a nível nacional e realizada uma consulta a respeito de todo o ciclo de vida do dicofol.

Primeiramente, foi realizada uma consulta às instituições governamentais como as secretarias do próprio Ministério do Meio Ambiente (MMA), o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) – órgão anuente de importação de algumas substâncias controladas pela Convenção de Estocolmo –, o Ministério da Economia, (ME) e todas as secretarias ambientais e federações industriais dos 26 estados brasileiros.

Em paralelo, foi feita uma listagem, de forma individual, de associações empresariais e empresas privadas potencialmente envolvidas em alguma etapa do ciclo de vida do dicofol – produção, importação e exportação, usos e destinação final – em território nacional. A partir da busca exaustiva na internet, foram listadas 73 instituições dentro de 2 setores de interesse (Tabela 1). A partir de então, as instituições foram consultadas, via questionário oficial do MMA (Ofício circular nº 171), enviados por correio eletrônico – quando disponível – ou diretamente por suas páginas na web. No entanto, aproximadamente 14% das instituições não puderam ser contactadas pelo site ou por e-mail, tendo 63 (86%) das instituições sido de fato contactadas. Aproximadamente 22% desse montante foi composto por associações (n = 10) que juntas podem somar mais centenas às 51 (78%) empresas individualmente consultadas.

Nesta consulta, objetivou-se ressaltar as obrigações do Estado brasileiro para com o tratado internacional da Convenção de Estocolmo e solicitar toda e qualquer informação a respeito de todas e quaisquer etapas do ciclo de vida do dicofol – produção, importação e exportação, usos e destinação final.

Além disso, foi ressaltada a importância econômica da manutenção e o bom desenvolvimento de tal inventário a fim de identificar as necessidades da indústria brasileira a serem apresentadas ao Secretariado da Convenção e em relação ao comércio internacional de produtos brasileiros. Pois, mesmos produtos que não estejam diretamente envolvidos no ciclo de vida direto dos POPs podem ser afetados pela presença dos mesmos no meio ambiente,



como as exportações agropecuárias, uma vez que a contaminação ambiental por POPs, mesmo em baixas concentrações no solo, água e ar, pode levar a contaminações elevadas nas commodities (TORRES et al., 2013; WEBER, 2017; WEBER et al., 2018). Com isto, diversos parceiros comerciais poderiam impor sanções ou bloqueios a produtos contaminados por POPs e que a União Europeia, um dos principais consumidores das commodities brasileiras, baixou recentemente os limites de ingestão diária/semanal aceitáveis para substâncias como dioxinas (agora sete vezes mais baixo), PFOS (agora 100 vezes mais baixo) e PFOA (agora 1500 vezes mais baixo) (EFSA, 2018a; 2018b).

Tabela 1: Lista de instituições potencialmente envolvidas em alguma etapa do ciclo de vida do dicofol consultadas pelo Ministério do Meio Ambiente: Número de ofícios enviados, número de empresas privadas, número de associações e número de respostas.

Setor	Instituições	Envio de ofício	Empresas	Associações	Resposta positiva	Resposta não relacionada	Resposta negativa
Alimentos	4	2	0	4	0	0	0
Química	69	61	51	10	2	12	13
Total	73	63	51	14	2	12	13

2.1. Produção e Comercialização Nacional

Das 63 instituições consultadas, duas empresas responderam aos questionários enviados pelo MMA, relatando informações relevantes a respeito do dicofol. A primeira empresa (Nufarm Indústria Química e Farmacêutica S/A), relatou possuir o registro do produto dicofol (Nº 13088) mas não produzir, importar ou comercializar o mesmo. Já a segunda instituição (ADAMA BRASIL S/A), informou que já foi importou, produziu e comercializou os seguintes produtos à base de dicofol:

- ACARIN AGRICUR TÉCNICO – Nº do Registro MAPA 0299094 – Não consta registro de importação
- DICOFOL 950 TÉCNICO AGAN MILENIA – Nº do Registro MAPA 0698904 – importado de 1999 a 2012.
- DICOFOL MILENIA EC – Nº do Registro MAPA 0428705 – Fabricado de 1999 a 2012.
- DIK 185 EC – Nº do Registro MAPA 0568894 – Fabricado em 2005 e comercializado até 2007.
- TRICOFOL – Nº do Registro MAPA 03597 – Fabricado de 1999 a 2009 e comercializado até 2011.



A mesma empresa, informou ainda que o produto técnico DICOFOL 950 TÉCNICO AGAN MILENIA era importado e utilizado na fabricação dos agrotóxicos DICOFOL MILENIA EC, DIK 185 EC e TRICOFOL. Os registros de todos os produtos listados acima foram cancelados em 10/09/2015.

No ano de 2016, o Governo Brasileiro, via Departamento de Qualidade Ambiental e Gestão de Resíduos da Secretaria de Qualidade Ambiental de seu Ministério do Meio Ambiente, reportou ao Secretariado da Convenção de Estocolmo que o Brasil já não mais figurava entre os países produtores de dicofol.

A partir de um acordo entre o Ministério Público Federal e os produtores locais, a produção nacional de dicofol foi interrompida no ano de 2014, sob ação judicial. Os registros dos seis (6) produtos à base de dicofol (sendo dois (2) produtos técnicos e quatro (4) formulados) foram então suspensos em 2015, após a destinação adequada dos estoques remanescentes. Ainda na comunicação feita ao Secretariado da Convenção de Estocolmo, segundo o setor produtivo privado, foram produzidas cerca de 90 toneladas de produtos à base de dicofol por ano, nos anos de 2010 e 2011. Nos anos seguintes essa produção baixou, para aproximadamente 36 toneladas em 2012 e 18 toneladas em 2013, último ano de produção (BRASIL, 2016).

No entanto, avaliando os dados disponíveis no Sistema Eletrônico de Relatórios Semestrais de Agrotóxicos do IBAMA, foi possível constatar que os dados apresentados ao Secretariado e que constam nos documentos de Perfil de Risco do dicofol (UNEP, 2016) e de Avaliação da Gestão de Riscos sobre dicofol (UNEP, 2017), não correspondem exatamente aos valores de produção nacional, mas sim aos valores de vendas internas.

Na Tabela 2 encontram-se os dados detalhados de produção nacional e vendas internas disponibilizados pelo IBAMA. Os valores de produção nacional sugerem que a produção brasileira de dicofol foi interrompida no ano de 2012 e já não houve valores de produção reportados em 2013. Portanto, pode-se dizer que o Brasil produziu cerca de 231 toneladas do ingrediente ativo dicofol entre 2010 e 2012.



Tabela 2: Valores de produção nacional e comercialização interna anuais do ingrediente ativo dicofol em toneladas líquidas.

Ingrediente ativo: DICOFOL	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Produção Nacional	0,12	140,6	31,13	59,60	0	0	0
Vendas Internas	0,14	87,99	85,36	36,34	17,82	11,79	0

Fonte: <https://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#boletinsanuais>

Analisando os dados disponibilizados pelo IBAMA é possível verificar que mais de 90% de toda venda de dicofol se deu em estados do sudeste. Mais especificamente em São Paulo (221,5 toneladas – 78%) e Minas Gerais (45,5 toneladas – 16%). Além desses, Paraná (11 toneladas – 4%) e Goiás (7 toneladas – 2%) também se destacaram no consumo de dicofol ao de 2009 a 2014. Os estados de Alagoas, Bahia, Mato Grosso do Sul e Rio Grande do Sul também figuram dentre os estados no quais o dicofol foi comercializado ao longo desses anos. No entanto suas parcelas são inferiores a 1% do total de dicofol comercializado em todos os estados.

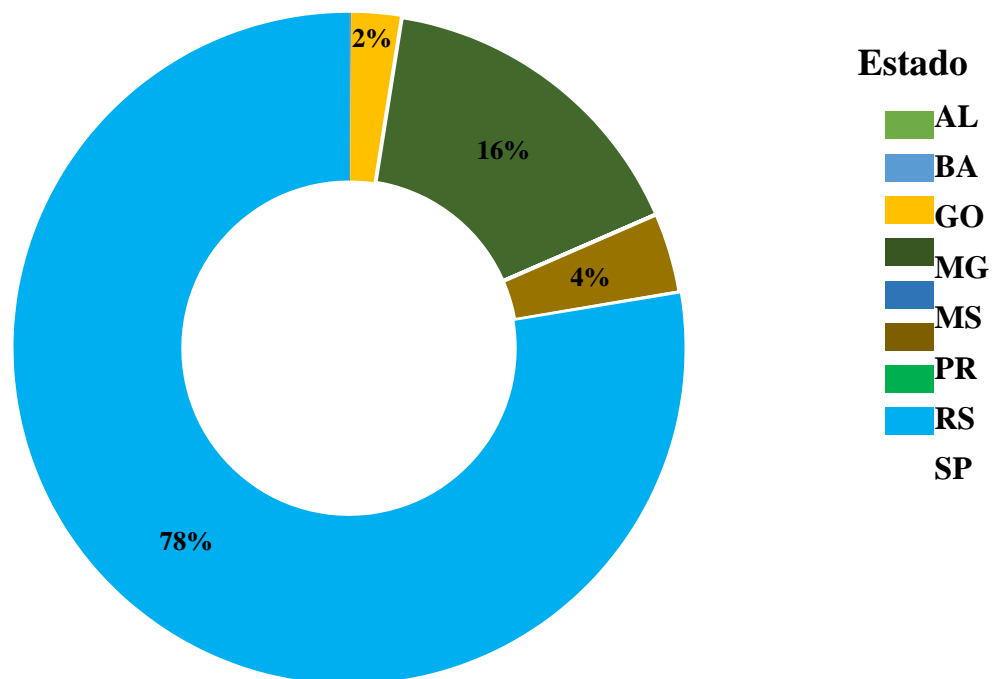


Figura 1: Contribuição relativa de UF no total de vendas de dicofol (por ingrediente ativo) no Brasil.



A comercialização de dicofol, a partir do controle de vendas internas do IBAMA sugere que o Brasil comercializou internamente uma quantidade muito próxima a quantidade produzida nacionalmente, sendo 227,5 toneladas entre 2009 e 2014. Porém existem dados de importação de dicofol desde o final da década de 1980 e as importações de dicofol voltaram a ocorrer em 2018 e 2020.

2.2. Comercialização internacional

O Governo brasileiro disponibiliza dados de importação e exportação do comércio internacional por meio de seu Ministério da Economia. Esse banco de dados pode ser acessado pelo portal Comex Stat (<http://comexstat.mdic.gov.br>), e as buscas devem ser feitas pelo código de registro das mercadorias, Nomenclatura Comum do Mercosul (NCM). Os registros NCM são formulados a partir dos códigos HS das nações unidas e estão em vigor desde o ano de 1997. Antes do controle do comércio internacional sob os códigos NCM (Mercosul), o Brasil utilizava os códigos de Nomenclatura Brasileira de Mercadorias (NBM). Ao longo do tempo, os NCM substituíram os NBM, que funcionavam a partir da mesma lógica.

De 1989 a 1996 o dicofol foi comercializado sob o NBM 2906290300 e a partir de 1997 o ele passou a ser comercializado sob o NCM 29062920. Para avaliar as quantidades de dicofol importadas e exportas ao longo dos anos, foi feito uma busca selecionando todo o período de dados disponíveis (NBM: “ano inicial” 1989 e “ano final” 1996; NCM: “ano inicial” 1997 e “ano final” 2019, com seleção do “mês inicial” em janeiro e “mês final” em dezembro para ambos) (Tabela A1 – em anexo).

A consulta realizada através do banco de dados Comex Stat revelou que o Brasil importou cerca de 3.665 toneladas líquidas (t) de dicofol entre os anos de 1989 e 1996. Não houve registro de exportações durante esse período. O levantamento indica que Israel (42 %), Itália (36 %) e Espanha (20 %) foram os principais fornecedores de dicofol para o Brasil durante esse período, e fora esses países foram reportadas apenas uma compra de dicofol oriunda dos Estados Unidos (1 %) e outra da Alemanha (200 kg; <0%). De 1997 a 2019 foram importadas cerca de 2.973 toneladas líquidas (t) de dicofol, sendo essas importações também principalmente oriundas de Israel (59 %), Itália (36 %) e Espanha (5 %). Vale destacar ainda duas importações da Índia que ocorreram após a descontinuação dos produtos a base de dicofol no Brasil.



Em 2018 o Brasil importou 3 toneladas líquidas de dicofol da Índia e, embora o levantamento tenha sido feito apenas para os anos completos, os dados disponíveis até metade de 2020 já mostravam que novamente o Brasil importou 1.6 toneladas líquidas de dicofol da Índia. Houve também a exportação de 23.7 toneladas líquidas de dicofol para a Argentina e 28 kg para os Estados Unidos entre os anos de 1997 e 2019.

Com base nos valores de importação, exportação e produção nacional, podemos estimar que ao longo de 3 décadas (1989 – 2019) a quantidade total de dicofol utilizada no Brasil foi de 6.845 toneladas líquidas.



3. OCORRÊNCIA DE DICOFOL NO BRASIL

Embora existam cerca de 128 estudos que mencionem as palavras chaves incluídas no protocolo de revisão sistemática adotado, apenas cerca de 12 estudos foram desenvolvidos com o intuito de medir ou avaliar as consequências da presença de dicofol em amostras coletadas no território brasileiro. E, apenas seis de fato mediram alguma concentração de dicofol acima de seus limites de quantificação. Dentre esses seis estudos, quatro reportaram concentrações de dicofol em alimentos, um em tartarugas marinhas e um em amostras de ar. A Figura 10 ilustra os dados obtidos a partir do protocolo adotado para a avaliação de ocorrência de SCCP no Brasil. O protocolo utilizado durante esta etapa de revisão foi descrito detalhadamente no Anexo 6.2.

3.1 Dicofol em matrizes ambientais

3.1.1 Alimentos

O primeiro relato encontrado a respeito da ocorrência de dicofol no Brasil foi uma dissertação de mestrado defendida no ano de 2007 que visou avaliar a ação da vigilância sanitária quanto à redução das concentrações de resíduos de agrotóxicos em morangos produzidos na região serrana do Rio de Janeiro (RJ) (SAEGER, 2007). Embora o estudo em si não tenha quantificado a presença de dicofol, foi reportado que no ano de 2005 duas de 18 amostras (11%) de morango da região serrana do RJ testaram positivo em análises qualitativas da presença de dicofol. No entanto, no Brasil nunca foi permitido o uso de dicofol em culturas de morango. O dicofol teve seu uso no Brasil permitido apenas para aplicações foliares em culturas de algodão, cítricos e maçã (ANVISA, 2020a - <http://antigo.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/excluidas>).

Além de relatar a presença de dicofol em uma cultura para a qual sua aplicação não era permitida, Saeger (2007), estimou que, considerando o perfil de consumo da população do RJ dos produtos para os quais a aplicação de dicofol era permitida (maçã e citrinos), caso o valor do limite máximo de resíduos (LMR) fosse adotado como o valor real de resíduo nas amostras, o valor de ingestão seria 199% vezes maior que o valor de ingestão diária aceitável (IDA).

Outros estudos, como os publicados por Caldas & Souza (2004) e Ferreira et al (2018), também avaliaram o impacto dos resíduos de dicofol, medidos pelo Programa de Análise de Resíduo de Agrotóxicos (PARA), sobre os valores de IDA. Esses estudos não foram inicialmente contabilizados no processo de revisão sistemática. No entanto, vale ressaltar que ambos os estudos reportaram um excesso do IDA com base no consumo nacional médio de



alimentos e no LMR brasileiro (CALDAS & SOUZA, 2004; FERREIRA et al, 2018).

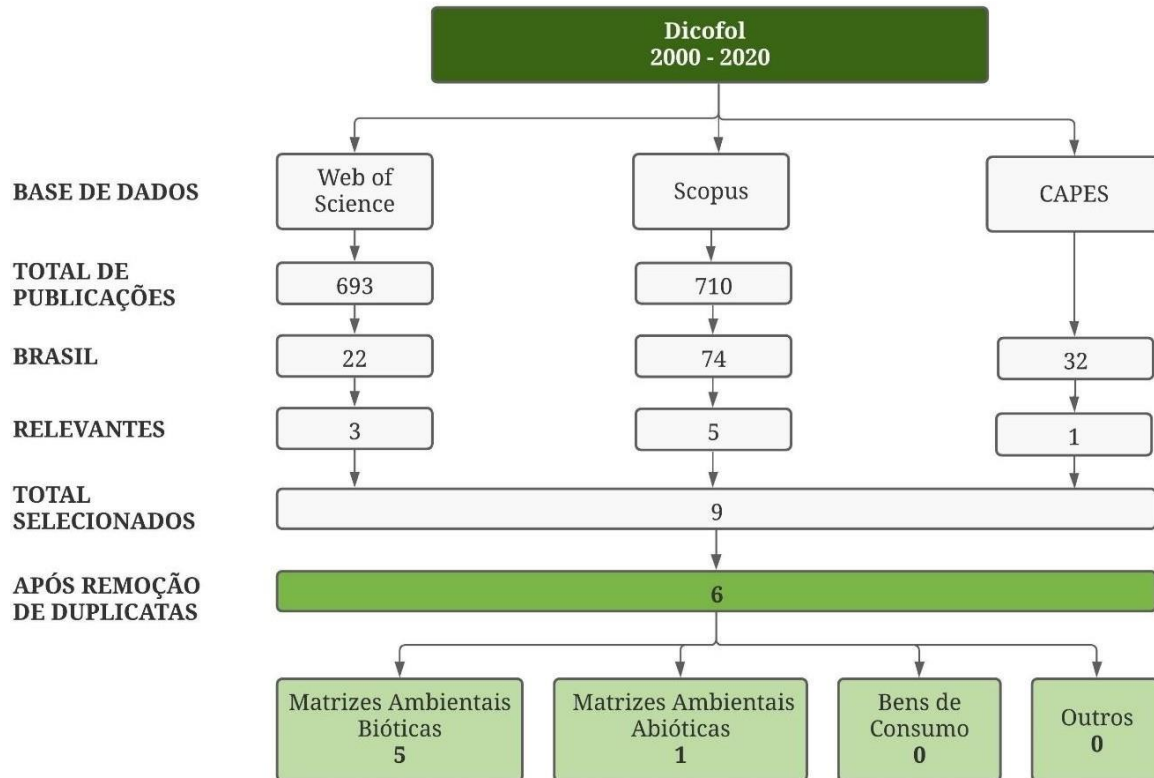


Figura 2: Fluxograma do protocolo seguido no processo de revisão sistemática da ocorrência de dicofol no Brasil.

Analisando os dados disponibilizados pelo PARA, de 2001 até 2012 diversos alimentos foram reprovados devido à presença desse agrotóxico em culturas para as quais sua aplicação não era permitida (ANVISA, 2020b - <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/agrotoxicos/programa-de-analise-de-residuos-em-alimentos>). Nesse período, amostras de mamão, morango, tomate, alface, pimentão, pepino, abacaxi e cenoura foram reprovadas por apresentarem quantidades detectáveis de dicofol. As culturas nas quais o dicofol foi mais frequentemente detectado foram as culturas para as quais sua aplicação é permitida, como maçã e laranja, e a detecção de dicofol se deu até o ano de 2015 para ambas. No entanto, o LMR não chegou a ser ultrapassado para ambas as culturas.

O LMR adotado para o dicofol era de 5 mg kg^{-1} para as culturas de maçã e citrinos e de $0,01 \text{ mg kg}^{-1}$ para a cultura de algodão. Kolberg et al (2011), publicaram um estudo sobre o desenvolvimento de um método multiresidual rápido para a determinação de pesticidas em amostras secas. Após a validação do método, os autores analisaram um total de cinco



amostras de trigo, farinha branca e farelo. Apenas uma amostra de trigo apresentou concentração de dicofol ($0,01 \text{ mg kg}^{-1}$) acima do limite de quantificação do método. No entanto, o dicofol nunca teve aplicação permitida para esta cultura.

Alves et al (2012), também em um estudo metodológico, comparando diferentes técnicas para a determinação de resíduos de pesticidas em amostras de óleos essenciais de citrinos, reportaram que uma amostra de óleo essencial de laranja chegou a conter mais de 35 mg L^{-1} de dicofol. Esse valor é sete vezes maior que o LMR de dicofol para a cultura de laranja.

Avancini et al (2013), visaram determinar a concentração de resíduos de pesticidas organoclorados em amostras de leite pasteurizado oriundas do estado do Mato Grosso do Sul. Resíduos de dicofol (média de $5,11 \text{ ng g}^{-1}$ e um intervalo de $2,75$ a $9,61 \text{ ng g}^{-1}$ peso lipídico) foram quantificados em 14 de 100 amostras de leite pasteurizado. No entanto, nem o LMR brasileiro (100 ng g^{-1}) nem o LMR europeu (20 ng g^{-1}) de dicofol foram atingidos.

O fato dos resíduos de dicofol terem sido reportados abaixo do LMR em tais amostras não significa que esse resultado não deva ser interpretado com cautela em relação a exposição humana, principalmente se levando em consideração que para outros pesticidas organoclorados o LMR foi ultrapassado e tais compostos podem apresentar efeitos sinérgicos em relação aos danos à saúde humana. Aqui vale mencionar um outro estudo, que embora não tenha sido incluído na seleção da revisão sistemática por não reportar a ocorrência de dicofol propriamente em amostras brasileiras, reporta que o processo de lavagem não é suficiente para remover completamente os resíduos de dicofol de amostras de laranjas tratadas com esse pesticida (RIBEIRO et al., 2000).

3.2.1 Biota

O único estudo encontrado que avaliou a presença de dicofol acima do limite de quantificação em amostras biológicas brasileiras foi o estudo conduzido por Sánchez-Sarmiento et al (2016). Nesse estudo, os autores avaliaram a ocorrência de pesticidas organoclorados em amostras de fígado e gordura de tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) com e sem fibropapilomatose de três regiões do Brasil.

Um total de 64 amostras de tartarugas-verdes, capturadas em Praia Grande e Ubatuba, em São Paulo e em Vitória, no Espírito Santo, foram analisadas. Resíduos de dicofol foram quantificados em 15 amostras de fígado e 16 amostras de gordura das tartarugas-verdes, tendo nove delas sido capturadas em Vitória, seis em Praia Grande e Uma em Ubatuba. Nas



amostras de fígado, as concentrações de dicofol foram de $8,9 \pm 20,6$ ng g⁻¹ peso lipídico. Já nas amostras de gordura, as concentrações de dicofol foram de $81,7 \pm 325,4$ ng g⁻¹ peso lipídico. Não houve diferença significativa entre os animais com e sem fibropapilomatose.

Os autores destacaram que embora resíduos de dicofol não tenham sido avaliados em estudos anteriores com tartarugas marinhas, suas concentrações em amostras de gordura foram similares a concentrações totais de bifenilas policloradas (um dos POPs mais predominantes em amostras de tartarugas marinhas) em amostras de gordura de tartarugas-verdes capturadas na Ilhas Canárias e no Chipre e maiores que em amostras de gordura de tartarugas-verdes capturadas na Baixa Califórnia, no México.

3.3.1 Ar

Em um estudo recente, Rauert et al (2018), reportaram pela primeira vez a presença de indicadores de dicofol no ar atmosférico da região da América Latina e do Caribe. Dentre as nove localidades monitoradas em sete países da região, dois pontos de amostragem se deram no Brasil. O monitoramento se deu entre os anos de 2014 e 2015. O ponto localizado no município de São José dos Ausentes, Rio Grande do Sul, foi considerado um ponto controle, enquanto o ponto localizado no município de São Luís, Maranhão, foi considerado um ponto urbano.

Os indicadores de dicofol, ou seja, seus produtos de degradação, foram quantificados apenas no município de São Luís. No ano de 2014, a presença do isômero *p,p'*-DCBP foi verificada nos dois últimos períodos de amostragem (jun-set: 3,9 pg m⁻³ e set-dez: 4,6 pg m⁻³). No ano de 2015, apenas os dois primeiros períodos de amostragem foram monitorados em São Luís e as concentrações de *p,p'*-DCBP foram de 3,3 pg m⁻³ (dez-mar) e 2,1 pg m⁻³ (mar-jun). A presença de dicofol, que sempre teve seu uso voltado para atividades agrícolas no Brasil, não era esperada em uma área urbana. No entanto, os autores sugeriram que as concentrações exclusivas do isômero *p,p'*-DCBP podem ter origem em fontes secundárias de emissão, como evaporação a partir do solo ou da água, ou até mesmo outros precursores químicos, como o DDT, clorobanzilato ou cloropropilato. A razão entre os isômeros de *o,p'*-DDT/*p,p'*-DDT também reforçou o uso da formulação técnica de DDT nessa região. Portanto, não se pode afirmar que a presença do indicador de dicofol medido nas amostras de ar atmosférico em São Luís, tenham sua origem na aplicação direta de dicofol.



4. PLANOS DE AÇÃO

Considerando todas as informações levantadas durante o desenvolvimento desse inventário e também os processos pelos quais tais informações foram adquiridas, destaca-se, primeiramente, apesar do baixo nível de resposta ao questionário, as informações levantadas foram suficientes para a revisão do NIP.

O inventário localizou registros de importações recentes de dicofol (2018 e 2020), a situação do mesmo estaria controlada no Brasil, desde antes de sua listagem como POP pela Convenção de Estocolmo. Essa informação foi encaminhada ao Ibama para adoção de providências. Assim, não há necessidade de se adotar ações adicionais em relação a essa substância química.

Vale ressaltar que o método para identificação e quantificação de dicofol já foi implementado no Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca, do Instituto de Biofísica da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como uma das etapas fundamentais para o desenvolvimento e continuação do NIP-Brasil.



5. REFERÊNCIAS

ALVES, A.A.R; REZENDE, M.J.C; HOVELL, A.M.C; BIZZO H.R; OLIVEIRA A.C.L; RODRIGUES, S.V; REZENDE, C.M. 2012. Comparison between GC-MS-SIM and GC-ECD for the Determination of Residues of Organochlorine and Organophosphorus Pesticides in Brazilian Citrus Essential Oils. J. Braz. Chem. Soc., Vol. 23, No. 2, 306-314. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532012000200017>

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. 2020^a. Site consultado em setembro de 2020. <http://antigo.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/excluidas>

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. 2020^a. Site consultado em setembro de 2020. <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/agrotoxicos/programa-de-analise-de-residuos-em-alimentos>

AVANCINI, R.M; SILVA, I.S; ROSA, A.C.S; SARCINELLI, P.N; MESQUITAS.A. 2013. Organochlorine compounds in bovine milk from the state of Mato Grosso do Sul – Brazil. Chemosphere 90, 2408–2413. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.069>

BISHNU A, CHAKRABRATI K, CHAKRABORTY A, SAHA T (2009): Pesticide residues in tea ecosystems of Hill and Doars regions of West Bengal, India. Environ Monit Assess 149:457-64. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-008-0222-9>

BRASIL. 2016. Further information on dicofol provided by the Brazilian government following the requirements of Annex E request for information. <http://chm.pops.int/>

CALDAS, E. D. & SOUZA, L. C. K. R. 2004. Chronic dietary risk for pesticide residues in food in Brazil: na update, Food Additives & Contaminants, 21:11, 1057-1064. <http://dx.doi.org/10.1080/02652030400009225>

DHI (2007) Study on enhancing the Endocrine Disrupter priority list with a focus on low production volume chemicals. DHI Water and Environment. Revised report to DG Environment. http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/pdf/final_report_2007.pdf

EFSA (2011): Review of the existing maximum residue levels (MRLs) for dicofol according to Article 12 of Regulation (EC) No 396/20051. European Food Safety Authority Reasoned opinion. EFSA Journal 2011;9(8):2337. <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/2337>

EFSA (2018a) Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. EFSA Journal 2018;16(11):5333. <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/5333>

EFSA (2018b) Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluoro-octanoic acid in food. EFSA Journal 2018;16(12):5194. <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/5194>

ENTEC UK LIMITED (2011): Technical Support for the Impact Assessment of the Review of Priority Substances under Directive 2000/60/EC. Substance Assessment: Dicofol. Report for European Commission Unit D.1 Water. https://circabc.europa.eu/webdav/CircaBC/env/wfd/Library/framework_directive/thematic_documents/priority_substances/supporting_substances/substance_impacts/Dicofol.pdf



(Assessed 2016.01.07)

FERREIRA, V.B; SILVA, T.T.C; GARCIA, S.R.M.C; SRUR, A.U.O.S. 2018 Estimativa de ingestão de agrotóxicos organofosforados pelo consumo de frutas e hortaliças. *Cad. Saúde Colet.*, Rio de Janeiro, 26 (2): 216-221. <https://doi.org/10.1590/1414-462x201800020095>

HARAGUCHI K, KOIZUMI A, INOUE K, HARADA KH, HITOMI T, MINATA M, TANABE M, KATO Y, NISHIMURA E, YAMAMOTO Y, WATANABE T, TAKENAKA K, UEHARA S, YANG HR, KIM MY, MOON CS, KIM HS, WANG P, LIU A, NGUYEN

NGOC HUNG NN. (2009): Levels and regional trends of persistent organochlorines and polybrominated diphenyl ethers in Asian breast milk demonstrate POPs signatures unique to individual countries. *Environment International* 35:1072-1079. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.06.003>

HOFERKAMP L, HERMANSON MH, MUIR DC. (2010): Current use pesticides in Arctic media; 2000-2007. *Science of the Total Environment* 408(15):2985-94. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.038>

http://chm.pops.int/Portals/0/docs/from_old_website/documents/meetings/poprc/submissions/AnnexE_2007/Short-chained%20chlorinated%20paraffins%20Germany.doc

KOLBERG, D.I; PRESTES, O.D; ADAIME, M.B; ZANELLA, R. 2011. Development of a fast multiresidue method for the determination of pesticides in dry samples (wheat grains, flour and bran) using QuEChERS based method and GC-MS. *Food Chemistry*. 125, 1436-1442. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2010.10.041>

KORTENKAMP A, EVANS R, OLWENN M, MCKINLAY R, ORTON F, ROSIVATZ E. 2012. State of the art assessment of endocrine disrupters. Summary of the state of the science. Final Report. Annex 1. http://ec.europa.eu/environment/chemicals/endocrine/pdf/annex1_summary_state_of_science.pdf

LESSENGER JE & RILEY N. 1991. Neurotoxicities and behavioural changes in a 12-year-old male exposed to dicofol, an organochlorin pesticide. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 33: 255-26. <https://doi.org/10.1080/15287399109531524>

LI L, LIU J, HU J. 2014: Global inventory, long-range transport and environmental distribution of dicofol. *Environmental Science and Technology*, 49, 212-222. <https://doi.org/10.1021/es502092x>

Luzardo OP, Ruiz-Suárez N, Almeida-González M, Henríquez-Hernández LA, Zumbado M, Boada LD 2013: Multi-residue method for the determination of 57 Persistent Organic Pollutants in human milk and colostrum using a QuEChERS-based extraction procedure. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 405, 9523-9536. <https://doi.org/10.1007/s00216-013-7377-0>



RIBEIRO, M.L.; AMADOR, J.R. POLESE, L; ARDIM, E.F.G; MINELLI, E.V; CORDIS, O.C.P. 2000. Effect of a Pilot Washing System on Dicofol Levels in Orange Matrix. *J. Agric. Food Chem.* 48, 2818-2820. <https://doi.org/10.1021/jf990380b>

TORRES, J.P.M; LEITE, C; KRAUSS, T; WEBER, R. 2013. Landfill mining from a deposit of the chlorine/ organochlorine industry as source of dioxin contamination of animal feed and assessment of the responsible processes. *EnvSciPollut Res.* 20, 1958-1965. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1073-z>

OSPAR. 2002. Ospar Commission, 2002. Hazardous Substances Series, Dicofol. https://www.ospar.org/v_publications/download.asp?v1=p00150

OSPAR. 2008. Towards the cessation target: Emissions, discharges and losses of OSPAR chemicals identified for priority action, available at: www.ospar.org

QIU X, ZHU T, YAO B, HU J, HU S. 2005. Contribution of dicofol to the current DDT pollution in China. *Environ Sci Technol.* 2005 Jun 15;39(12):4385-90. <https://doi.org/10.1021/es050342a>

RAUERT et al. 2018. Air monitoring of new and legacy POPs in the Group of Latin America and Caribbean (GRULAC) region. *Environmental Pollution.* 243, 1252-1262.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.048>

ROBERTS EM, ENGLISH PB, GREYER JK, WINDHAM GC, SOMBERG L, WOLFF C. 2007. Maternal Residence Near Agricultural Pesticide Applications and Autism Spectrum Disorders among Children in the California Central Valley. *Environmental Health Perspectives* 115, 1482-1489. <https://ehp.niehs.nih.gov/doi/10.1289/ehp.10168>

SAEGER, SILVIA CRISTINA DE SOUZA. Avaliação da Ação de Vigilância Sanitária Quanto à Redução dos Níveis de Resíduos de Agrotóxicos em Morangos Produzidos na Região Serrana do Estado do Rio de Janeiro. - Uma Contribuição para a Avaliação do Risco./ Silvia Cristina de Souza Saeger. Rio de Janeiro: INCQS/ FIOCRUZ, 2007. xiv, 99p.

SÁNCHEZ AI, HERNANDO DM, VAQUERO J. 2010. Hazard Assessment of Alternatives to Dicofol, *Journal of Environmental Protection*, (1), 231-241. <https://doi.org/10.4236/jep.2010.13028>

SÁNCHEZ-SARMIENTO, A., ROSSI, S., ILCA, F., THIJL VANSTREELS, R., MONTEIRO, S., VALE, L., MATUSHIMA, E. 2016. Organochlorine pesticides in green sea turtles (*Chelonia mydas*) with and without fibropapillomatosis caught at three feeding areas off Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 97(1), 215-223. <https://doi.org/10.1017/S002531541500226X>

TURGUT C., GOKBULUT C., CUTRIGHT T.J. (2009) Contents and sources of DDT impurities in dicofol formulations in Turkey, *Environmental Science and Pollution Research International*, 16:214-217. <https://doi.org/10.1007/s11356-008-0083-3>

UNEP/POPS/POPRC.10/10 (2014): Report of the Persistent Organic Pollutant Review Committee on the work of its tenth meeting. Annex to POPRC-10/3, POPRC 10, 2014. <http://chm.pops.int/>

UNEP. 2016. Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its twelfth meeting. Persistent Organic Pollutants Review Committee. Twelfth meeting. Rome, 19-23 September 2016. <http://chm.pops.int/>



UNEP. 2017. Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its thirteenth meeting. Addendum. Risk management evaluation on dicofol. Persistent Organic Pollutants Review Committee. thirteenth meeting. Rome, 17-20 October 2017. <http://chm.pops.int/>

USEPA (1998) RED: Reregistration Eligibility Decision Dicofol. <https://www.epa.gov/pesticides/reregistration/REDS/0021red.pdf>

USEPA (2009): Risks of Dicofol Use to Federally Threatened California Red-legged Frog (*Rana aurora draytonii*), Pesticide Effects Determination Environmental Fate and Effects Division Office of Pesticide Programs Washington, D.C. 20460, June 15, 2009. <http://www.epa.gov/espp/litstatus/effects/redleg-frog/dicofol/analysis.pdf>

VAN DE PLASSCHE EJ, SCHWEGLER M, RASENBERG M, SCHOUTEN G (2003): DDT in Dicofol. UN-ECE report. http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/lrtap/TaskForce/popsxg/2000-2003/ddt_in_dicofol.pdf

VAN DER GON, H.D, BOLSCHER, M., VISSCHEDIJK, A., ZANDVELD, A. (2007) Emissions of persistent organic pollutants and eight candidate POPs from UNECE–Europe in 2000, 2010 and 2020 and the emission reduction resulting from the implementation of the UNECE POP protocol. *Atmospheric Environment*, 41: 9245–9261. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231007005559>

WANG N, SHI L, KONG D, CAI D, CAO Y, LIU Y, PANG G, YU R. 2011. Accumulation levels and characteristics of some pesticides in human adipose tissue samples from Southeast China. *Chemosphere* 84, 964-971. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.05.062>

WANG J, YU X, FANG L. 2014. Organochlorine pesticide content and distribution in coastal seafoods in Zhoushan, Zhejiang Province. *Marine Pollution Bulletin* 80: 288–292. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.055>

WEBER, R. (2017) Learning from Dioxin & PCBs in meat – problems ahead? *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 85 012002. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/85/1/012002/pdf>

WEBER, R. et al. (2018) Reviewing the relevance of dioxin and PCB sources for food from animal origin and the need for their inventory, control and management. *Environ Sci Eur.* 30:42. <https://rdcu.be/bax79>

WHO (1996): International Programme on Chemical Safety, Dicofol, WHO/FAO Data Sheets on Pesticides No. 81 World Health Organization. Geneva, July 1996. http://www.inchem.org/documents/pds/pds/pest81_e.html

ZHONG GC, XIE ZY, CAI M H, MÖLLER A, STURM R, TANG JH, ZHANG G, HE JF, EBINGHAUS R. 2012. Distribution and air-sea exchange of current-use pesticides (CUPs) from East Asia to the high Arctic Ocean, *Environ. Sci. Technol.*, 46(1), 259–267. <https://doi.org/10.1021/es202655k>



6. ANEXOS

6.1. Tabela de Balanço Comercial

Tabela A1: Valores de importação e exportação de dicofol em quilograma líquido, no período de janeiro de 1989 a dezembro de 2019. Dados disponíveis na plataforma Comex Stat (<http://comexstat.mdic.gov.br>)

Ano	NBM 2906290300		NCM 29062920	
	Importação	Exportação	Importação	Exportação
1989	512.600	0	-	-
1990	768.680	0	-	-
1991	100.000	0	-	-
1992	287.850	0	-	-
1993	321.332	0	-	-
1994	438.927	0	-	-
1995	668.160	0	-	-
1996	567.019	0	-	-
1997	-	-	350.500	0
1998	-	-	271.200	4.716
1999	-	-	294.000	1.500
2000	-	-	225.000	3.000
2001	-	-	205.501	5.500
2002	-	-	242.000	1.028
2003	-	-	276.000	2.000
2004	-	-	215.000	0
2005	-	-	148.000	0
2006	-	-	108.500	6.000
2007	-	-	99.001	0
2008	-	-	165.000	0
2009	-	-	148.500	0
2010	-	-	121.500	0
2011	-	-	33.000	0
2012	-	-	66.000	0
2013	-	-	0	0
2014	-	-	0	0
2015	-	-	0	0
2016	-	-	0	0
2017	-	-	0	0



2018	-	-	3.000	0
2019	-	-	1	0
Total	3.664.568	0	2.971.703	23.744

6.2. Protocolo de revisão sistemática

Para uma avaliação completa a respeito da ocorrência dos POP, se faz necessário – além das investigações diretas com as partes interessadas e levantamentos previamente descritos ao longo desse inventário – revisar a produção acadêmica nacional e internacional em busca de relatos científicos que apontem a ocorrência de tais substâncias no país; seja em produtos disponibilizados no mercado consumidor interno, ou seja em matrizes ambientais nativas.

Com essa finalidade, foi estabelecido um processo de revisão sistemática para obtenção de dados com base no protocolo PRISMA (“Principais itens para relatar Revisões sistemáticas e Meta-análises”, 2015). O método PRISMA envolve a definição de critérios de busca e seleção rígidos para definir as publicações que serão consideradas para a revisão. Duas bases de dados específicas para a busca de publicações científicas revisadas pelos pares foram utilizadas, sendo elas: Web of Science e SCOPUS. Além dessas, a plataforma Sucupira da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) para Teses e Dissertações (base nacional) foi consultada para se obter uma visão da produção de conhecimento a respeito de POP pela pós-graduação brasileira. A revisão foi realizada no período de 28 de setembro até 28 de outubro de 2020. O critério de seleção das publicações foi a menção sobre a ocorrência de PCP e compostos derivados no território brasileiro.

Nas duas bases de dados específicas internacionais (Web of Science e SCOPUS), foi feito primeiramente um levantamento de trabalhos que mencionassem o nome do composto ou sua sigla, bem como nomes e siglas de compostos. Em ambas as bases de dados, as buscas foram feitas em inglês e utilizando caracteres curingas para a variação de palavras chaves.

As buscas por trabalhos que mencionassem dicofol nos sites Web of Science e Scopus incluíram apenas o termo “dicofol” dentro da busca por tópicos.

Posteriormente, a palavra (Bra?il) (que engloba as variações de escrita Brazil (inglês) e Brasil (português), bem como as palavras derivadas que denominam nacionalidade em ambos os idiomas) foi utilizada para avaliar quantas das publicações contendo o nome do composto e suas possíveis variações e correlações diretas estariam também relacionadas ao país.



Já na plataforma Sucupira da CAPES para Teses e Dissertações, as buscas foram feitas na língua portuguesa, utilizando apenas “dicofol” como palavra-chave. Nesse caso não se fez necessário utilizar o nome do país como palavra-chave.

Nas três bases de dados utilizadas as palavras chaves foram pesquisadas nos seguintes campos: Títulos, Palavras-chaves e Resumos. O único filtro aplicado às buscas foi o intervalo de anos para focar em trabalhos publicados entre os anos 2000 e 2020. O critério de seleção das publicações tidas como relevantes foi toda e qualquer menção a ocorrência de parafinas cloradas no território brasileiro.

Na base de dados Web of Science foram encontrados 693 trabalhos mencionando o composto de interesse. Porém quando a busca foi refinada para trabalhos que também mencionassem a ocorrência do composto no Brasil nos campos de buscas selecionados, apenas 22 publicações foram encontradas. Apenas 3 publicações reportaram a ocorrência de dicofol no Brasil.

Na base de dados SCOPUS foram encontrados 710 trabalhos mencionando o composto de interesse. Quando a busca foi refinada para trabalhos que também mencionassem a ocorrência do composto no Brasil nos campos de buscas selecionados, 74 publicações foram encontradas. Apenas 5 publicações reportaram a ocorrência de dicofol no Brasil.

Na base de dados da CAPES de Teses e Dissertações foram encontrados 32 trabalhos mencionando o composto de interesse. Porém quando a busca foi refinada para trabalhos que também mencionassem a ocorrência do composto no Brasil nos campos de buscas selecionados, apenas uma publicação atendeu aos critérios de seleção.