

**AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA POR
RESÍDUOS DE PESTICIDAS
EM CIDADE DOS MENINOS, DUQUE DE CAXIAS**

**CAPÍTULO VI
MECANISMOS DE TRANSPORTE**

VI. MECANISMOS DE TRANSPORTE

I. INTRODUÇÃO

Os mecanismos de transporte indicam como cada contaminante considerado de interesse, devido às suas características físicas e químicas, e às condições ambientais existentes no local de risco (Cidade dos Meninos), podem migrar desde as fontes de emissão e poluir os compartimentos ambientais e, por último, o homem.

A caracterização ambiental e definição dos contaminantes de interesse existentes na Cidade dos Meninos foram detalhadas nos capítulos anteriores deste relatório.

Neste capítulo serão relatadas as principais características físicas e químicas de cada poluente e como estas características estão determinando a migração dos contaminantes na Cidade dos Meninos.

Primeiramente, apresentaremos as principais propriedades físico-químicas e como influem no destino e transporte dos compostos através das interfaces e dos meios ambientais. Alguns dos principais fatores químicos são assinalados a seguir.

Solubilidade em água. Refere-se a máxima concentração de um composto químico que se dissolve numa quantidade definida de água pura e em geral situam-se numa faixa de 1 a 100.000 mg/L. A solubilidade é muito importante quando se chega ao momento de entender a possibilidade do contaminante migrar em um meio ambiental. Condições ambientais como a temperatura e o pH, podem influir na solubilidade química. Os agentes químicos muito solúveis em água se adsorvem com baixa afinidade aos solos e, por isso, são rapidamente transportados desde o solo contaminado até os corpos de água superficial e subterrânea. A solubilidade também afeta a volatilidade desde a água. Por exemplo, os compostos químicos muito solúveis em água tendem a ser menos voláteis e também facilmente biodegradáveis. Para os líquidos não solúveis em água, a densidade joga um papel crítico (ATSDR, 1992).

Pressão de vapor. É uma medida da volatilidade de um agente químico em estado puro e é um determinante importante da velocidade de volatilização ao ar desde solos ou corpos de água superficiais contaminados. A temperatura, a velocidade do vento e as condições do solo de um lugar em particular, assim como as características de adsorção e a solubilidade na água do composto, afetarão a taxa de volatilidade. Em geral, os agentes químicos com pressões de vapor relativamente baixas e uma alta afinidade por solos ou água têm menores probabilidades de evaporar-se e chegar ao ar, que os compostos químicos com uma pressão de vapor alta e com menor afinidade por solo ou água. Compostos com pressão de vapor $< 10^{-8}$ mm Hg estarão primariamente associados ao material particulado, enquanto que aqueles com pressão de vapor $> 10^{-4}$ mm Hg se encontrarão na fase vapor. Compostos com pressão de vapor entre estes dois valores poderão se apresentar nas duas fases (Eisenreich et al., 1981).

Constante da Lei de Henry (H). Esta constante leva em conta o peso molecular, a solubilidade e a pressão de vapor, e indica o grau de volatilidade de um composto químico em uma solução. Quando o contaminante químico tem uma alta solubilidade na água com relação a sua pressão de vapor, o composto se dissolverá principalmente em água. Quando a pressão de vapor é relativamente alta com relação a sua solubilidade em água, a constante da Lei de Henry também é alta e o químico se evaporará preferencialmente ao ar. Um alto valor para a constante da Lei de Henry de um contaminante poderia sugerir que a inalação seria a via de exposição (ATSDR, 1992). A tabela VI-1 assinala as faixas de volatilidade em função do valor da Constante da Lei de Henry encontrada para cada composto.

Tabela VI-1: Volatilidade segundo faixas da Constante da Lei de Henry

Volatilidade	Faixa de valor (atm m ³ /mol)
Não volátil	Menor que 3×10^{-7}
Baixa volatilidade	3×10^{-7} a 1×10^{-5}
Volatilidade moderada	1×10^{-5} a 1×10^{-3}
Alta volatilidade	Maior que 1×10^{-3}

Fonte: ATSDR (1992)

O Coeficiente de Partição de Carbono Orgânico (K_{oc}), também conhecido como coeficiente de partição solo/água ou coeficiente de adsorção, é uma medida da tendência de um composto orgânico para ser adsorvido por solos ou sedimentos. O K_{oc} é específico de cada composto químico e é sumamente independente das propriedades do solo. Os valores de K_{oc} vão de 1 a 10.000.000. Um K_{oc} alto indica que o químico orgânico se fixa com firmeza à matéria orgânica do solo resultando em que pouca quantidade de composto se move às águas superficiais ou aos aquíferos. Um valor baixo de K_{oc} sugere a possibilidade de que o composto químico se mova aos corpos de água (ATSDR, 1992). A tabela VI-2 apresenta os intervalos de valores do Coeficiente de Partição de Carbono Orgânico (K_{oc}) e as respectivas características de adsorção do composto aos solos.

Tabela VI-2: Intervalos de valores do K_{oc} e adsorção ao solo

Valores do coeficiente K _{oc}	Adsorção ao solo
Menor que 10	Muito fraca
10 a 100	Débil
100 a 1000	Moderada
1000 a 10.000	De moderada a forte
10.000 a 100.000	Forte
Maior que 100.000	Muito forte

Fonte: ATSDR (1992)

Coeficiente de Partição Octanol/Água (K_{ow}). Este coeficiente prediz o potencial do agente químico para acumular-se na gordura animal, medindo sua distribuição ao equilíbrio, entre octanol e água. Os organismos tendem a acumular compostos com valores altos da constante K_{ow} nas porções lipídicas de seus tecidos. Por isso, uma forma de estimar o potencial de bioconcentração de uma substância é medir o quanto lipofílica ela é. Por ser difícil medir diretamente a lipofilicidade, os cientistas usam regulamente o valor de

K_{ow} para prever a tendência de uma substância para distribuir-se entre o octanol (um representante das gorduras) e a água. O valor de K_{ow} está relacionado de maneira direta com a tendência a bioconcentrar-se na biota e está inversamente relacionado com a solubilidade em água.

Os agentes químicos com valores altos de K_{ow} tendem a acumular-se em solos, sedimentos e biota. Por exemplo, compostos lipofílicos como dioxina, DDT e bifenilos policlorados (BCPs), são substâncias químicas solúveis em matéria lipofílica. Esta classe de compostos tendem a acumular-se na biota, se adsorvem fortemente ao solo, ao sedimento e à matéria orgânica; e se transferem aos humanos através da cadeia alimentícia. Por outro lado, compostos químicos com baixos K_{ow} tendem a distribuir-se na água e no ar. Exemplo deles são os compostos orgânicos voláteis, tais como o tricloroetileno e o tetracloetileno. Estes compostos se distribuem com amplitude no ar e a via de exposição através da cadeia alimentar é de menor importância que outras vias, tais como a inalação (ATSDR, 1992).

A captação de contaminantes do solo pelas plantas não tem sido sistematicamente estudada. Alguns compostos químicos, como o cádmio, são tomados com facilidade pelas plantas em crescimento. Para outros contaminantes, como os bifenilos policlorados, aparentemente a volatilidade a partir do solo e a deposição sobre as superfícies das plantas é mais importante que a extração pela raiz e a migração pela planta (ATSDR, 1992).

O **fator de bioconcentração (FBC)** é uma medida da magnitude da distribuição química em relação ao equilíbrio entre um meio biológico (como o tecido de um organismo marinho) e um meio externo como a água. O *FBC* é determinado dividindo a concentração de equilíbrio (mg/Kg) de um composto químico em um organismo ou tecido pela concentração de um agente químico no meio externo. Em geral, os compostos que têm um alto valor de K_{ow} têm um alto FBC. Entretanto, alguns compostos como os hidrocarbonetos aromáticos, não se acumulam significativamente em peixes e vertebrados, apesar de seu alto K_{ow} . Isto se deve a que os peixes têm a habilidade de metabolizar rapidamente a tais compostos. A bioacumulação é um termo muito amplo, que se refere a um processo que inclui à bioconcentração e qualquer ingestão de resíduos químicos de fontes alimentícias (ATSDR, 1992).

Velocidade de transformação e de degradação. Este fator leva em consideração as mudanças físicas, químicas e biológicas de um contaminante através do tempo. A transformação química é influenciada pela hidrólise, a oxidação, a fotólise e a degradação microbiana. Uma transformação chave para contaminantes orgânicos é a fotólise aquosa, isto é, a alteração de uma espécie química pela absorção da luz. A biodegradação, isto é, a ruptura de compostos orgânicos, é um processo muito importante nos solos. A velocidade de biodegradação está relacionada do conteúdo de matéria orgânica do solo. É difícil calcular com precisão as velocidades de transformação química e degradação. Sua aplicação também é difícil, já que tudo isto depende de variáveis físicas e biológicas específicas do local de estudo (ATSDR, 1992).

2. MECANISMOS DE TRANSPORTE DOS CONTAMINANTES DE INTERESSE NA CIDADE DOS MENINOS

2.1. Isômeros do HCH

As propriedades físicas e químicas, bem como os principais mecanismos de transporte, transformação e degradação dos isômeros do HCH são apresentados no anexo VI-1. Os isômeros do HCH apresentam baixa solubilidade em água (entre 5 e 17 mg/L à 20°C). A pressão de vapor dos isômeros do HCH é baixa, variando entre 10^{-2} a 10^{-6} mmHg à 20°C, indicando que na atmosfera estes compostos poderão se apresentar tanto na fase vapor como ligado ao material particulado suspenso. Os valores da Constante da Lei de Henry, variando da ordem de 10^{-6} a 10^{-7} atm·m³/mol, indicam baixa volatilidade. Os isômeros do HCH apresentam valores altos para o coeficiente de partição octanol-água (Log K_{ow} entre 2,8 e 4), indicando a tendência destes compostos acumularem-se nas porções lipídicas dos animal. Esta classe de compostos tendem a acumular-se na biota, e adsorvem fortemente ao solo, ao sedimento e a matéria orgânica; e se transferem aos humanos através da cadeia alimentar.

2.2. Tricloro-Bis-(Clorofenil)-Etano (DDT) e seus metabólitos

As propriedades físicas e químicas, bem como os principais mecanismos de transporte, transformação e degradação do DDT e seus metabólitos são apresentados no anexo VI-2.

Os coeficientes de partição do carbono orgânico de $1,5 \times 10^5$ (*p,p'* DDT), $5,0 \times 10^4$ (*p,p'* DDE) e $1,5 \times 10^5$ (*p,p'* DDD), sugerem que estes compostos adsorvem fortemente ao solo. O DDT e seus metabólitos são pouco solúveis em água (0,09 a 0,025 mg/L). Desta forma, o transporte destes compostos pelas águas das chuvas ocorre através do material particulado ao qual estão ligados.

Fixados fortemente ao solo, o DDT e seus metabólitos tendem a permanecer nas camadas superficiais do solo, não devendo ser lixiviado para as águas subterrâneas. Isto foi comprovado pelas amostras de água subterrânea coletadas nas proximidades do foco principal, nas quais praticamente não se detectou a presença de DDT e seus metabólitos.

A volatilização do DDT, DDE e DDD é reconhecida como importante perda destes compostos a partir de superfícies de solo e água. Sua tendência a volatilizar a partir da água pode ser prevista a partir dos seus respectivos valores para a constante da Lei de Henry que variam entre $6,2 \times 10^{-5}$ (*o,p'* DDE) a $1,60 \times 10^{-7}$ (*p,p'* DDT).

A pressão de vapor do DDT e seus metabólitos é muito baixa, variando entre 10^{-5} a 10^{-7} mmHg, indicando que estes compostos estarão primariamente associados ao material particulado. Isto é significativo, na Cidade dos Meninos, principalmente nos focos secundários da Estrada Camboaba, onde o revolvimento constante do leito contaminado da estrada durante a passagem dos veículos, pode criar dispersão e transporte dos resíduos, atingindo as residências em suas proximidades. Este fato ficou comprovado pelas altas

concentrações de DDT e seus metabólitos encontradas nas amostras de poeira domiciliar coletadas em residências da Cidade dos Meninos.

O DDT e seus metabólitos apresentam altos coeficientes de partição água-octanol ($\text{Log } K_{ow}$ entre 6,0 e 7,0), indicando a tendência destes compostos acumularem-se nas porções lipídicas dos animal. Esta propriedade lipofílica, combinada com uma meia vida extremamente longa é responsável por sua alta bioconcentração em organismos aquáticos (ou seja, os níveis de concentração nos organismos excedem os níveis na água). A contaminação de animais nos elos inferiores resulta numa progressiva biomagnificação do DDT em organismos no topo da cadeia trófica. Biomagnificação é o acumulativo aumento da concentração de um contaminante persistente em sucessivos níveis tróficos superiores da cadeia alimentar. Em muitos casos, os humanos são os últimos consumidores destes organismos contaminados.

2.3. Dibenzo-p-dioxinas cloradas

No ano de 1976, na Cidade de Seveso (Itália), o aquecimento descontrolado dos reatores de produção de triclorofenol da firma ICMESA emitiu grande quantidade do gás extremamente tóxico 2,3,7,8-Tetraclorodibenzo[1,4]dioxin (TCDD).

Como consequência deste acidente ocorreu nas proximidades da fábrica uma grande mortandade de pássaros e pequenos animais. Mesmo conhecendo-se a toxicidade do TCDD, os trabalhos na empresa continuaram sem interrupção durante uma semana. Isto exigiu o exame médico de aproximadamente 220.000 pessoas, das quais 193 apresentaram problemas de saúde devido aos gases. 70.000 animais tiveram que ser sacrificados. As residências de 40.000 pessoas tiveram que ser destruídas e camadas superficiais dos solos de grandes áreas foram removidos para tratamento ou deposição segura. Os custos de reparação já somam mais de 300 milhões de marcos alemães. A ação tóxica do TCDD, conhecido desde então como “Dioxina de Seveso”, “Veneno de Seveso”, ou simplesmente “Dioxina”, é mais forte do que o gás cianeto, ou que os gases tóxicos Sarin e Tabun. As propriedades físicas e químicas, principais mecanismos de transporte, transformação e degradação das dibenzo-p-dioxinas cloradas são apresentadas no anexo VI-3.

Durante o transporte na atmosfera, as dibenzodioxinas cloradas (CDD) se distribuem entre a fase vapor e ligada ao particulado. Entretanto, devido à baixa pressão de vapor das CDD, a porção presente na fase vapor é geralmente de menor importância, quando comparada à porção adsorvida pelo material particulado (Paustenbach et al. 1991). Compostos com pressão de vapor $< 10^{-8}$ mm Hg estarão primariamente associados ao material particulado, enquanto que aqueles com pressão de vapor $> 10^{-4}$ mm Hg se encontrarão na fase vapor. Compostos com pressão de vapor entre estes dois valores poderão se apresentar nas duas fases (Eisenreich et al., 1981).

As CDDs retidas no material particulado pode ser removido do ar por deposição úmida ou seca (Hites & Harless, 1991). Adsorção é um importante processo que determina o transporte de compostos hidrófobos, como os resíduos de pesticidas na Cidade dos Meninos. Estes compostos são adsorvidos mais fortemente em solos com maior teor de carbono orgânico (Yousefi & Walters, 1987).

Devido a sua baixa solubilidade em água e baixa pressão de vapor, estes compostos, encontrados abaixo da superfície dos solos (alguns poucos mm) são fortemente adsorvidos e mostram pequena migração vertical, particularmente em solos com alto teor de carbono orgânico (Yanders et al. 1989).

CDDs pertencem a uma classe de compostos altamente lipofílicos com baixa solubilidade em água e baixa reatividade química, que são resistentes à degradação microbiana. O processo dominante de transformação que provoca sua degradação é a fotólise superficial e a difusão/volatilização na fase gás com subsequente fotólise (Yanders et al. , 1989). Os CDDs menos clorados (MCDD e TCDD) são mais rapidamente degradados que seus congêneres mais clorados. Os átomos de cloro em posições laterais (p.ex: 2,3,7,8) são também mais suscetíveis à fotólise do que os átomos em posição “para” (p.ex: 1,4,6,9) (Hutzinger et al., 1985).

CDDs são caracterizadas por baixa solubilidade em água e alta lipofilicidade. Os valores de K_{OW} destes compostos variam de 10^4 , no MCDD, até 10^{12} no OCDD, com valores de K_{OW} crescendo relativamente com o nível de cloração crescente. Estas propriedades determinam sua concentração em tecidos gordurosos de animais da cadeia alimentar.

2.4. Triclorofenóis

As propriedades físicas e químicas, bem como os principais mecanismos de transporte, transformação e degradação dos triclorofenóis são apresentados no anexo VI-4.

Em solos, devido às características dos triclorofenóis, baixa solubilidade em água e baixa pressão de vapor, a adsorção é um importante processo que determina o transporte dos triclorofenóis, já que estes compostos são fortemente adsorvidos e mostram pequena migração vertical, particularmente em solos com alto teor de carbono orgânico (Yousefi & Walters, 1987)..

Compostos com pressão de vapor $< 10^{-8}$ mm Hg estarão primariamente associados ao material particulado, enquanto que aqueles com pressão de vapor $> 10^{-4}$ mm Hg se encontrarão na fase vapor. Situando-se com pressão de vapor entre estes dois valores, os triclorofenóis poderão se apresentar nas duas fases (Eisenreich et al., 1981).

O composto 2,4,5 – triclorofenol pode se formar em locais contaminados, como produto de degradação de pesticidas como pentaclorofenol ou 2,4,5- triclorofenol. Quando depositado em solos, o 2,4,5– triclorofenol pode degradar dependendo da temperatura, disponibilidade de oxigênio e da presença de população microbiana adequada. A biodegradação em condições anaeróbicas ocorre bem mais lentamente que em condições aeróbicas. A fotomineralização nas superfícies dos solos pode representar um importante mecanismos de eliminação. Em ambientes aquáticos apresentam bioacumulação significativa em organismos aquáticos e fixam-se fortemente nos material particulado suspenso e nos sedimentos. Quando emitido para o ar, 2,4,5-triclorofenol pode reagir com os radicais hidroxilas formados fotoquimicamente ou removidos por precipitação.

AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA POR

RESÍDUOS DE PESTICIDAS

EM CIDADE DOS MENINOS, DUQUE DE CAXIAS

CAPÍTULO VI

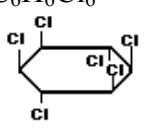
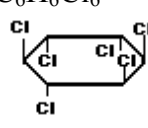
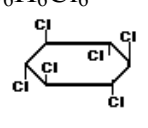
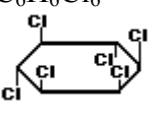
MECANISMOS DE TRANSPORTE

A N E X O S

ANEXO VI –1.

PROPRIEDADES FÍSICAS E QUÍMICAS, MECANISMOS DE TRANSPORTE, TRANSFORMAÇÃO E DEGRADAÇÃO DOS ISÔMEROS DO HCH

Tabela V-1.1. Características físicas e químicas dos isômeros do HCH

Propriedades	γ -HCH (Lindano)	α -HCH	β -HCH	δ -HCH
Peso molecular	290,83	290,83	290,83	290,83
Cor	branco	Branco	S/registro	S/registro
Fórmula química	C ₆ H ₆ Cl ₆	C ₆ H ₆ Cl ₆	C ₆ H ₆ Cl ₆	C ₆ H ₆ Cl ₆
Fórmula estrutural				
Ponto de Fusão °C à 760mmHg	112,5	159-160	314 - 315	141 - 142
Ponto de Ebulição (°C)	323,4	288	60	60
Densidade (g/cm ³)	1,89 à 19 ⁰ C	1,87 à 20 ⁰ C	1,89 à 19 ⁰ C	S/registro
PrVapor20 °C	0.03 (mmHg)	0.02 (mmHg)	0.005 (mmHg)	0.02 (mmHg)
Solubilidade em água à 20°C (mg/L)	17	10	5	10
Coefficiente de Partição				
Log K _{ow}	3,3 – 3,61	3,46 – 3,85	3,78 – 3,98	2,80
Log K _{oc}	3,0 – 3,57	3,57	3,57	3,8
Pressão de Vapor à 20°C (mmHg)	9,4 x 10 ⁻⁶	0,02	0,005	0,02
Constante Lei de Henry (atm·m ³ /mol)	7,8 x 10 ⁻⁶	4,8 x 10 ⁻⁶	4,5 x 10 ⁻⁷	2,1 x 10 ⁻⁷

Fonte: ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). Toxicological Profile for Hexachlorocyclohexanes (HCH). Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1994.

Transporte e Partição

Por suas características físicas e químicas, os isômeros de HCH presentes em solo podem ser lixiviados pelas águas de chuva, atingindo as águas subterrâneas; permanecer adsorvidos no solo, ou volatilizar para a atmosfera.

O isômero β é o mais simétrico e estável, sendo portanto o mais persistente na natureza. As perdas rápidas de α -HCH e γ -HCH, são atribuídos a suas altas pressões de vapor, o que indica maior persistência dos isômeros β -HCH e δ -HCH. Apesar da comprovação da persistência do isômero δ -HCH, os seus resíduos não são encontrados com muita frequência, pois as quantidades deste isômero nas formulações são muito reduzidas e a transformação dos outros isômeros para este não ocorre (Singh et al., 1993).

Geralmente, a lixiviação de compostos orgânicos através do solo é determinada por sua solubilidade em água e por suas propriedades de adsorção ao solo. Com base em uma série de ensaios de lixiviação em laboratórios, utilizando amostras de solo com altas e baixas concentrações de matéria orgânica, o isômero, γ -HCH tem se apresentado de baixa mobilidade em solo (Hollifield 1979; Melancon et al. 1986; Rao and Davidson 1982; Reinhart et al. 1991), ou seja, a adsorção de γ -HCH ao particulado no solo é geralmente mais importante que sua lixiviação.

Na Cidade dos Meninos, no entanto, observou-se grandes concentrações dos isômeros de HCH (acima de 10 $\mu\text{g/L}$) nas amostras de água subterrânea coletadas em profundidades de até 4,0 metros nas imediações do foco principal. Isto indica que, após mais de quarenta anos, e possivelmente estimulado pela tentativa de remediação com cal, foram criadas condições para uma lixiviação mais eficiente dos isômeros de HCH. Nordmeyer et al. (1992) já haviam assinalado o fato que os sedimentos das águas subterrâneas, que apresentam baixo teor de matéria orgânica, não adsorvem o γ -HCH eficientemente, de forma a inibir a contaminação.

Em testes realizados com γ -HCH radioativamente marcado em cereais, milho e arroz, estes produtos vegetais acumularam 0,95%, 0,11% e 0,04% respectivamente dos resíduos de pesticidas após 14-20 dias de crescimento em um solo arenoso. A bioconcentração aumentou de 4 a 10 vezes quando as plantas cresceram em solos de teste contendo tanto os resíduos de γ -HCH fixados quanto extraíveis (Verma and Pillai, 1991).

Transformação e Degradação

Ar

Conforme já assinalado, o γ -HCH pode estar presente no ar tanto como vapor como adosorvido ao material particulado em suspensão. A grande propagação global dos isômeros do HCH é um indicativo da persistência destes compostos no ar. Aparentemente a fotodegradação ou outros processos de degradação não são significativos na remoção de γ -HCH do ar comparado com a lavagem pelas chuvas ou pela deposição à seco.

Água

Acredita-se que a biodegradação, através da fotólise e hidrólise, é o processo degradativo predominante para o γ -HCH em ambientes aquáticos. Zoetemann et al. (1980) estimam uma meia vida de >300 dias para o γ -HCH nas águas subterrâneas

Kar and Singh (1979) demonstraram que γ -HCH é degradado por algas azuis-verdes que fixam o nitrogênio. Estas algas reduzem os efeitos tóxicos do γ -HCH após seguidas inoculações. Também foi observado a decloração do γ -HCH para γ -pentachlorociclohexeno na presença de fungos em suspensão aquosa (Machholz and Kujawa 1985) e em culturas de algas (Sweeney 1969). A hidrólise não é considerado um processo de degradação importante para o γ -HCH em ambientes aquáticos sob condições de pH neutras. No entanto, sob condições alcalinas, o γ -HCH é hidrolizado rapidamente.

Solo

γ -HCH em solo e sedimento é degradado primariamente pela biotransformação. Entretanto, o principal mecanismo de remoção para o γ -HCH dos solos, principalmente em ambientes quentes, é a volatilização do composto a partir da superfície do solo. Observou-se, por exemplo, um aumento de 6 vezes na volatilização do γ -HCH do solo quando a temperatura subiu de 15 para 45°C (Samuel & Pillai 1990). A inundação do solo também aumenta a volatilização

O β -HCH é o mais persistente isômero do HCH, perfazendo de 80 a 100% do resíduo encontrado em solos ou vegetação nas proximidades de um local de resíduo na Alemanha, decorridos 10 anos da atividade emissora (Heinisch et al. 1993).

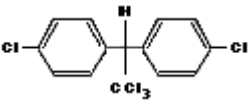
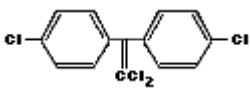
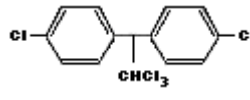
A Degradação do γ -HCH é estimulada em ambientes anaeróbicos e biologicamente ricos O processo de biodegradação inclui a decloração hidrolítica com conseqüente quebra do anel e, finalmente, mineralização parcial ou total (Tsezos and Wang, 1991).

ANEXO VI-2

PROPRIEDADES FÍSICAS E QUÍMICAS, MECANISMOS DE TRANSPORTE, TRANSFORMAÇÃO E DEGRADAÇÃO DO DDT E SEUS METABÓLITOS

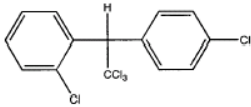
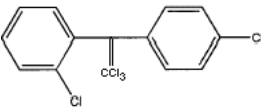
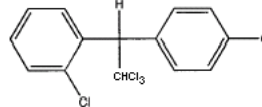
Vários estudos ambientais têm sido realizados por químicos sobre o *p,p'* DDT, principalmente sobre a persistência do componente ativo nas camadas superiores do solo. Apesar disto, existem dúvidas sobre se a perda do princípio ativo é resultado de volatilização, lixiviação ou degradação microbiana. Estudos de campo têm assinalado a ocorrência de óbvios metabólitos remanescentes na superfície dos solos meses ou anos após a aplicação do pesticida. Entende-se que a “degradação” é somente uma parte das perdas relatadas. As tabelas 6-2.1 e 6-2.2 assinalam as principais características físicas e químicas do DDT e seus metabólitos.

Tabela VI-2.1: Principais características físicas e químicas dos metabólitos *p,p'* do DDT.

Propriedades	<i>p,p'</i> DDT	<i>p,p'</i> DDE	<i>p,p'</i> DDD
Peso molecular	354,49	318,03	320,05
Cor	Cristal incolor	Branco	Cristal incolor
Fórmula química	C ₁₄ H ₉ Cl ₅	C ₁₄ H ₈ Cl ₄	C ₁₄ H ₁₀ Cl ₄
Fórmula estrutural			
Ponto de Fusão °C à 760mmHg	109	89	109-110
Ponto de Ebulição (°C)	decompõe	336	350
Densidade (g/cm ³)	0,98 – 0,99	-----	1,385
Pressão de Vapor 20 °C	0.03 (mmHg)	0.02 (mmHg)	0.005 (mmHg)
Solubilidade em água à 25°C (mg/L)	0,025	0,12	0,09
Coefficiente de Partição			
Log K _{ow}	6,91	6,51	6,02
Log K _{oc}	5,18	4,70	5,18
Pressão de Vapor à 20°C (mmHg)	1,60x10 ⁻⁷ à 20°C	6,0x10 ⁻⁶ à 25°C	1,35x10 ⁻⁶ à 25°C
Constante Lei de Henry (atm·m ³ /mol)	8,3 x 10 ⁻⁶	2,1 x 10 ⁻⁵	4,0 x 10 ⁻⁶

Fonte: ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2000. *Toxicological Profile for DDT, DDE e DDD*. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

Tabela VI-2.2: Principais características físicas e químicas dos metabólitos *o,p'* do DDT

Propriedades	<i>o,p'</i> DDT	<i>o,p'</i> DDE	<i>o,p'</i> DDD
Peso molecular	354,49	318,03	320,05
Cor	Pó cristalino branco	-----	-----
Fórmula química	C ₁₄ H ₉ Cl ₅	C ₁₄ H ₈ Cl ₄	C ₁₄ H ₁₀ Cl ₄
Fórmula estrutural			
Ponto de Fusão °C à 760mmHg	74,2	-----	76 - 78
Ponto de Ebulição (°C)	-----	-----	-----
Densidade (g/cm ³)	0,98 – 0,99	-----	-----
Pressão de Vapor 20°C	0.03 (mmHg)	0.02 (mmHg)	0.005 (mmHg)
Solubilidade em água à 25°C (mg/L)	0,085	0,14	0,1
Coefficiente de Partição			
Log K _{ow}	6,79	6,00	5,87
Log K _{oc}	5,35	5,19	5,19
Pressão de Vapor à 20°C (mmHg)	1,1x10 ⁻⁷ à 20°C	6,2x10 ⁻⁵ à 25°C	1,94x10 ⁻⁶ à 30°C
Constante Lei de Henry (atm·m ³ /mol)	5,9 x 10 ⁻⁷	1,8 x 10 ⁻⁵	8,17 x 10 ⁻⁶

Fonte: ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2000. *Toxicological Profile for DDT, DDE e DDD*. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

Transporte e distribuição

O Tricloro-bis-(clorofenil)-etano (DDT) é o mais persistente e durável de todos os inseticidas de contato, devido a sua insolubilidade em água, baixa pressão de vapor e resistência à foto-decomposição e oxidação. O termo DDT geralmente refere-se ao isômero *pp'*-DDT ou aos produtos comerciais constituídos predominantemente por *pp'*-DDT. É persistente no ambiente e acumula-se nos organismos vivos principalmente nos tecidos adiposos.

O DDT e seus metabólitos podem ser transportados de um meio para o outro através de processos de solubilização, adsorção, remobilização, bioacumulação, e volatilização. Adicionalmente, o DDT pode ser transportado por meios de correntes, vento e difusão.

Os coeficientes de partição do carbono orgânico de $1,5 \times 10^5$ (*p,p'* DDT), $5,0 \times 10^4$ (*p,p'* DDE) e $1,5 \times 10^5$ (*p,p'* DDD), sugerem que estes compostos adsorvem fortemente ao solo. O DDT e seus metabólitos são pouco solúveis em água (0,09 a 0,025 mg/L). Desta forma, o

transporte destes compostos pelas águas das chuvas ocorre através do material particulado ao qual estão ligados.

Fixados fortemente ao solo, o DDT e seus metabólitos tendem a permanecer nas camadas superficiais do solo, não devendo ser lixiviado para as águas subterrâneas. Entretanto, o DDT pode ser adsorvido pelo carbono orgânico dissolvido, material húmico solúvel que pode ocorrer na solução em solos. Este material serve de transporte, permitindo a migração dos compostos através das camadas subsuperficiais (Ding and Wu 1997).

Existem evidências de que o DDT, assim como outras moléculas, é submetido a um processo de alteração, ocorrendo seu seqüestro pelos componentes do solo e a diminuição de sua biodisponibilidade para os microorganismos, extratibilidade por solventes, bem como sua toxicidade para alguns organismos. Monitoramento por longos períodos têm indicado que o DDT seqüestrado e alterado não sofrem grandes processos de volatilização, lixiviação ou degradação (Boul et al. 1994).

A volatilização do DDT, DDE e DDD é reconhecida como importante perda destes compostos a partir de superfícies de solo e água. Sua tendência a volatilizar a partir da água pode ser prevista a partir dos seus respectivos valores para a constante da Lei de Henry que variam entre $6,2 \times 10^{-5}$ (*o,p'*DDE) a $1,60 \times 10^{-7}$ (*p,p'*DDT). O grau de volatilização do DDT a partir do solo é significativamente aumentado pela temperatura, luz solar e alagamento do solo (Samuel and Pillai 1990).

DDT, DDE e DDD são altamente solúveis em lipídeos, como indica o coeficiente de partição octanol-água – Log K_{ow} – de 6,91; 6,51 e 6,02, respectivamente para os compostos *p,p'*, e de 6,79; 6,00 e 5,87, respectivamente para os compostos *o,p'* (Howard and Meylan 1997).

Esta propriedade lipofílica, combinada com uma meia vida extremamente longa é responsável por sua alta bioconcentração em organismos aquáticos (ou seja, os níveis de concentração nos organismos excedem os níveis na água). A contaminação de animais nos elos inferiores resulta numa progressiva biomagnificação do DDT em organismos no topo da cadeia trófica. Biomagnificação é o acumulativo aumento da concentração de um contaminante persistente em sucessivos níveis tróficos superiores da cadeia alimentar.

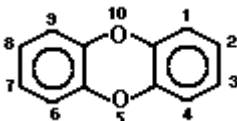
ANEXO VI-3

PROPRIEDADES FÍSICAS E QUÍMICAS, MECANISMOS DE TRANSPORTE, TRANSFORMAÇÃO E DEGRADAÇÃO DAS DIBENZO-*p*-DIOXINAS CLORADAS

1. Características químicas e físicas

Dibenzo Dioxinas Cloradas (CDDs, sigla em inglês) forma uma classe de compostos hidrocarbonetos clorados com estrutura similar. A estrutura básica é uma molécula de dibenzo-*p*-dioxina (DD), composta por dois anéis de benzeno ligados na posição de carbono *para* por dois átomos de oxigênio. Existem 8 homólogos de CDDs, desde monoclorados até octaclorados.

A classe dos CDDs é formada por 75 congêneres, constituída por 2 dibenzo-*p*-dioxinas monocloradas (MCDDs), 10 diclorodibenzo-*p*-dioxinas (DCDDs), 22 triclorodibenzo-*p*-dioxinas (TrCDDs), 22 tetraclorodibenzo-*p*-dioxinas (TCDDs), 14 pentaclorodibenzo-*p*-dioxinas (PeCDDs), 10 hexaclorodibenzo-*p*-dioxinas (HxCDDs), 2 heptaclorodibenzo-*p*-dioxinas (HpCDDs) e uma octaclorodibenzo-*p*-dioxinas (OCDD). A estrutura geral das dibenzo-*p*-dioxinas é mostrada abaixo. Os números indicam a posição dos substituintes de cloro, excluindo-se, naturalmente, as posições 5 e 10.



Nem todos os congêneres foram estudados quanto às suas propriedades químicas e físicas, mas as propriedades básicas são conhecidas para as CDDs como uma família química e para seus grupos homólogos. As dioxinas cloradas existem como sólidos incolores ou cristais, no estado puro. Elas apresentam baixa solubilidade em água e baixa volatilidade. As dioxinas cloradas têm afinidade para o particulado e fácil partição para o particulado suspenso no ar, água e solos. (ATSDR, 1998)

Os compostos mais tóxicos aparentemente são os compostos substituídos nas posições tetra (TCDD); penta (1,2,3,7,8-PeCDD); hexa (1,2,3,4,7,8-HxCDD); (1,2,3,6,7,8-HxCDD); (1,2,3,7,8,9-HxCDD). Estes também são os congêneres que, juntamente com o OCDD, apresentam as maiores tendências de biocumulação. Acredita-se que o composto mais tóxico para os mamíferos seja o 2,3,7,8-TCDD, que é também o composto mais estudado. A tabela a seguir apresenta as propriedades químicas e físicas das principais dioxinas cloradas.

Tabela VI-3.1.: Características físicas e químicas das dibenzo-*p*-dioxinas cloradas CDDs

Características	MCDD	DCDD	TrCDD	2,3,7,8-TCDD	1,2,3,4,7-PeCDD	1,2,3,4,7,8-HxCDD	HpCDD	OCDD
Peso Molecular	218,6	253,1	287,5	322	356,4	390,9	425,3	459,8
P.Ebulição(°C)	S/registro	S/registro	374	446,5	S/registro	S/registro	507,2	510
P.Fusão (°C)	S/registro	S/registro	S/registro	190	195-196	273	265	332
Densidade 25°C	S/registro	S/registro	S/registro	1,827	S/registro	S/registro	S/registro	S/registro
Solubil.em água à 25°C (mg/L)	0,417	0,0149	0,00841	$1,9 \times 10^{-5}$	$1,18 \times 10^{-4}$	$4,42 \times 10^{-4}$	$2,4 \times 10^{-6}$	$7,4 \times 10^{-8}$
Coef. Partição Log K _{ow} Log K _{oc}	4,52-5,45 s/registro	5,86-6,39 s/registro	6,86-7,45 s/registro	7,2 S/registro	8,64 S/registro	9,19-10,4 S/registro	9,69-11,4 S/registro	10-12,26 S/registro
Pressão de vapor À25°C (mmHg)	$9,0 \times 10^{-5}$	$2,9 \times 10^{-6}$	$2,7 \times 10^{-6}$	$7,4 \times 10^{-10}$	$6,6 \times 10^{-10}$	$3,8 \times 10^{-11}$	$5,6 \times 10^{-12}$	$8,2 \times 10^{-13}$
Const.Lei Henry Atm-m ³ /mol	82×10^{-6}	21×10^{-6}	38×10^{-6}	$16,1 \times 10^{-6}$ -101×10^{-6}	$2,6 \times 10^{-6}$	$44,6 \times 10^{-6}$	$1,31 \times 10^{-6}$	$6,74 \times 10^{-8}$

Fonte: ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1998 Toxicological Profile for Chlorinated Dibenzo-*p*-dioxins (CDDs). Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

2. Ocorrência, mecanismos de transporte e transformação

A concentração de 2,3,7,8-TCDD na maioria dos solos é inferior à 12 ppt (ng/Kg) (Des Rosiers, 1987; Nestruck et al., 1986). A EPA (1992), em estudos realizados pelo National Study of Chemical Residues em Fish entre os anos de 1986 e 1989, detectou quatro compostos de benzodioxinas (2,3,7,8-TCDD; 1,2,3,7,8-PeCDD; 1,2,3,6,7,8-HxCDD e 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD). O composto mais detectado (1,2,3,4,6,7,8-HpCDD) foi encontrado em 89% dos locais estudados. Este composto foi também o que apresentou maiores concentrações (máxima de 249 ppt – média de 10,52 ppt) em base de peso úmido (ATSDR, 1998).

Os compostos 2,3,7,8-TCDD e 1,2,3,7,8-PeCDD, considerados ao mais tóxicos para os vertebrados, foram encontrados em concentrações médias de 6,9 ppt e máxima de 204 ppt (2,3,7,8-TCDD) e concentração média 2,3 ppt e máxima de 54 ppt (PeCDD). Em áreas próximas à locais de resíduos a concentração média de 2,3,7,8-TCDD encontrada em tecidos de peixes analisados foi de 1,27 ppt. (WHO, 1998).

Residentes em áreas próximas à deposição de resíduos tóxicos, e que consomem alimentos produzidos na área, são comumente expostos à dioxinas (EPA 1996b; McLachlan et al., 1994). Resíduos de pesticidas contendo triclorofenóis pode ser uma importante fonte para formação de dioxinas (Tiernan et al., 1985).

Durante o transporte na atmosfera, as dibenzodioxinas cloradas (CDD) se distribuem entre a fase vapor e ligada ao particulado. Entretanto, devido à baixa pressão de vapor das CDD, a porção presente na fase vapor é geralmente de menor importância, quando comparada à porção adsorvida pelo material particulado (Paustenbach et al. 1991).

Compostos com pressão de vapor $< 10^{-8}$ mm Hg estarão primariamente associados ao material particulado, enquanto que aqueles com pressão de vapor $> 10^{-4}$ mm Hg se

encontrarão na fase vapor. Compostos com pressão de vapor entre estes dois valores poderão se apresentar nas duas fases (Eisenreich et al., 1981).

As CDD retidas no material particulado pode ser removido do ar por deposição úmida ou seca (Hites & Harless, 1991). Adsorção é um importante processo que determina o transporte de compostos hidrófobos, como os resíduos de pesticidas na Cidade dos Meninos. Estes compostos são adsorvidos mais fortemente em solos com maior teor de carbono orgânico (Yousefi & Walters, 1987).

Devido a sua baixa solubilidade em água e baixa pressão de vapor, estes compostos, encontrados abaixo da superfície dos solos (alguns poucos mm) são fortemente adsorvidos e mostram pequena migração vertical, particularmente em solos com alto teor de carbono orgânico (Yanders et al. 1989).

CDDs pertencem a uma classe de compostos altamente lipofílicos com baixa solubilidade em água e baixa reatividade química, que são resistentes à degradação microbiana. O processo dominante de transformação que provoca sua degradação é a fotólise superficial e a difusão/volatilização na fase gás com subsequente fotólise (Yanders et al., 1989). Os CDDs menos clorados (MCDD e TCDD) são mais rapidamente degradados que seus congêneres mais clorados. Os átomos de cloro em posições laterais (p.ex: 2,3,7,8) são também mais suscetíveis à fotólise do que os átomos em posição “para” (p.ex: 1,4,6,9) (Hutzinger et al., 1985).

CDD são caracterizados por baixa solubilidade em água e alta lipofilicidade. Os valores de K_{OW} destes compostos variam de 10^4 , no MCDD, até 10^{12} no OCDD, com valores de K_{OW} crescendo relativamente com o nível de cloração crescente. Estas propriedades determinam sua concentração em tecidos gordurosos de animais da cadeia alimentar.

2.1. Solos

Em estudo realizado pela EPA (1987) para determinar a extensão da contaminação ambiental pelo composto 2,3,7,8-TCDD em áreas de manipulação ou existência de triclorofenóis, a maioria das amostras analisadas apresentaram concentração acima de 1 ppt. Destas, 75% apresentaram concentração abaixo de 5 ppt e somente uma com 6 ppt.

Em estudo realizado em áreas onde não existem indícios de contaminação, somente 17 de um total de 221 localidades urbanas amostradas e 1 de 138 localidades rurais assinalaram níveis de 2,3,7,8-TCDD acima do limite de detecção utilizado (1 ppt). A maior concentração encontrada do contaminante foi de 12 ppt (Des Rosiers, 1987).

Em áreas não contaminadas a concentração de CDDs em solos reflete os valores de *background*. Nestas áreas, segundo estudo de Reed et al. (1990), os compostos TCDD e PeCDD não foram detectados (limite de detecção utilizado no estudo: 0,75 – 2,9 ppt). Os maiores teores foram encontrados para os compostos OCDD (340 a 3.300 ppt). Os níveis detectados para HpCDD variaram entre 62 e 640 ppt, enquanto os compostos HxCDD apresentaram concentrações variando entre 12 e 99 ppt.

Em áreas industrializadas de estados americanos (Ilinois, Michigan, Nova Iorque, Ohio, Pensilvânia, Tennessee, Virgínia e West Virgínia) as amostras de solos apresentaram teores traços de 2,3,7,8-TCDD, variando de 0,001 a 0,01 ppb (ND – 9,4 ppt) (Nestrick et al., 1986). A maior adsorção pelos solos dos compostos com maior nível de cloração determina

sua menor bioconcentração nos animais que compõem a cadeia alimentar, devido a menor biodisponibilidade destes compostos (Servos et al., 1989).

2.2. Alimentos

Segundo a ATSDR (1989), atualmente, o consumo de alimentos é – de longe – a forma mais importante de exposição aos CDDs para a população em geral, representando mais de 90% da ingestão diária. Schecter et al. (1996) estimaram que a exposição diária de um adulto americano (65 Kg de peso corporal) aos compostos CCD/CDF varia entre 34 a 167 TEQs (Unidade Tóxica Equivalente).

Ryan et al. (1997) estimam, após a análise de mais de 100 amostras de alimentos coletadas no Canadá entre os anos 1992 e 1993, que a ingestão de CDDs/CDFs é de aproximadamente 0,8 pg TEQ/Kg/dia. Birmingham et al. (1989), com base nos níveis de contaminação dos alimentos nos EUA e Canadá, concluíram que a ingestão diária de um adulto de CDDs/CDFs é de aproximadamente 1,52 pg TEQs/Kg de peso corporal. Os alimentos que mais contribuem para esta exposição são leite e derivados, ovos e carnes. Estes produtos são responsáveis por aproximadamente 99% da exposição total. Produtos vegetais são responsáveis por aproximadamente 1% da exposição total.

O FDA (Food and Drug Administration), órgão do governo dos EUA, realizou, entre os anos de 1979 e 1984 análises para detecção dos compostos CDDs mais clorados (HxCDD, HpCDD e OCDD) em amostras de alimentos coletadas em supermercados de diversas partes do país. Segundo Firestone et al. (1986), entre os alimentos analisados, não foi detectado a presença destes compostos nas amostras de ovos analisadas.

Os resíduos de CDD (21 – 1.610 ppt) em amostras de ovos provenientes do Texas e Arkansas (EUA), com teores de PCP > 0,05 µg/g, coletadas entre os anos de 1982 a 1984, apresentaram concentrações de 1,2,3,4,6,7,8- HpCDD variando entre 21 e 588 ppt; e concentrações de OCDD entre 80 e 1.610 ppt. Estas concentrações, segundo Firestone (1986) seriam decorrentes da contaminação de PCPs nestas áreas. Amostras de fígado bovino, carne de porco, galinhas e ovos coletadas nos EUA e analisadas para detecção dos compostos HpCDD e OCDD apresentaram concentrações médias de HpCDD (2,2 – 9,6 ppt) e OCDD (6,3 – 47,6 ppt). As amostras de ovos apresentaram as menores concentrações (Jasinski, 1989).

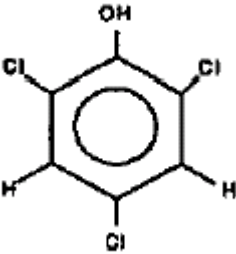
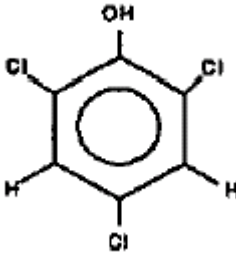
A concentração de OCDD em vários alimentos teve uma variação entre 3 e 210 ppt (base úmida). A concentração média analisada nas amostras de ovos foi de 8 ppt. Frutas e vegetais não apresentaram resíduos de dioxinas e furanos (limite de detecção: 1 ppt) (Birmingham et al., 1989).

Becker et al. (1989a) analisaram a concentração de CDDs/CDFs em 22 amostras de alimentos coletados em diversos pontos de venda na Alemanha. Os teores mais elevados de 2,3,7,8-TCDD foram observados nas amostras de peixe (4,7 – 23 ppt, base gordura). A concentração de 2,3,7,8-TCDD (base gordura) foram baixas: 0,01 ppt (ovelha); 0,03 ppt (porco); 0,2 ppt (ovos); 0,3 ppt (galinha); 0,02 ppt (leite de vaca) e 0,08 ppt (manteiga). O mecanismo primário pelo qual as CDD entram na cadeia alimentar terrestre é a deposição atmosférica, úmida ou seca (McCrary & Maggard, 1993).

ANEXO V1-4

PROPRIEDADES FÍSICAS E QUÍMICAS, MECANISMOS DE TRANSPORTE, TRANSFORMAÇÃO E DEGRADAÇÃO DOS TRICLOROFENÓIS

Tabela VI-4.1. Características físicas e químicas dos triclorofenóis

Identidade química	2,4,5-Triclorofenol	2,4,6-Triclorofenol
Sinônimos	2,4,5-TCP	2,4,6-TCP
Fórmula química	C ₆ H ₃ Cl ₃ O	C ₆ H ₃ Cl ₃ O
Fórmula estrutural		
Propriedades		
Peso molecular	197,46	197,45
Estado físico, cor	Sólido, cinza	Sólido, amarelo
Ponto de fusão (°C)	67	69
Ponto de ebulição	235	246
Densidade	1,678	1,4901
Solubilidade em água à 25°C (mg/L)	948	434
pK _s	7,43	7,42
Coefficientes de partição		
Log K _{ow}	3,69	3,72
Log K _{oc}	1,94 – 3,34	1,94 – 3,34
Pressão de vapor à 25°C	0,0094 mmHg	0,0094 mmHg
Constante lei de Henry à 25°C (atm·m ³ /mol)	5,7 x 10 ⁻⁶	5,7 x 10 ⁻⁶

Fonte: ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1999. *Toxicological Profile for Chlorophenols*. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

Mecanismos de Transporte e transformação

Em solos, devido às características dos triclorofenóis, baixa solubilidade em água e baixa pressão de vapor, estes compostos são fortemente adsorvidos e mostram pequena migração vertical, particularmente em solos com alto teor de carbono orgânico.

Devido sua baixa solubilidade, a adsorção é um importante processo que determina o transporte dos triclorofenóis. Os clorofenóis apresentam moderada à forte adsorção aos solos. Estes compostos são adsorvidos mais fortemente em solos com maior teor de carbono orgânico (Yousefi & Walters, 1987).

Compostos com pressão de vapor $< 10^{-8}$ mm Hg estarão primariamente associados ao material particulado, enquanto que aqueles com pressão de vapor $> 10^{-4}$ mm Hg se encontrarão na fase vapor. Situando-se com pressão de vapor entre estes dois valores, triclorofenóis poderão se apresentar nas duas fases (Eisenreich et al., 1981).

O composto 2,4,5 – triclorofenol pode se formar em locais contaminados, como produto de degradação de pesticidas como pentaclorofenol ou 2,4,5- triclorofenol. Quando depositado em solos, o 2,4,5 – triclorofenol pode degradar dependendo da temperatura, disponibilidade de oxigênio e da presença de população microbiana adequada. A biodegradação em condições anaeróbicas ocorre bem mais lentamente que em condições aeróbicas. Os metabólitos identificados em condições aeróbicas são 3,5-diclorocatecol, 4-clorocatecol, e clorosuccinatos. A fotomineralização nas superfícies dos solos pode representar um importante mecanismos de eliminação.

Em ambientes aquáticos apresenta bioacumulação significativa em organismos aquáticos e fixa-se fortemente nos material particulado suspenso e nos sedimentos..

Quando emitido para o ar, 2,4,5-triclorofenol pode reagir com os radicais hidroxilas formados fotoquimicamente ou removidos por precipitação.