

2 Revisão Bibliográfica

2.1.Histórico dos Pesticidas

Há séculos o homem vem utilizando substâncias químicas, com o objetivo de controlar doenças em plantas, pragas e enfermidades (Freire, 2005). É possível encontrar na literatura, escritos de romanos e gregos, que relatam o uso de algumas substâncias químicas, tais como o arsênico e o enxofre, para o controle de insetos nos primórdios da agricultura (Luna et al., 2004).

Segundo Freire (2005), a partir de 1920, foram iniciadas pesquisas voltadas para utilização de substâncias químicas orgânicas, tais como o DDT (na década de 30) e outros organoclorados (na década de 40). No entanto, foi após a II Guerra Mundial, que ocorreu um rápido desenvolvimento do campo agroquímico, com a introdução em grande escala de inseticidas, fungicidas e herbicidas - que no final da década de 60, já eram destinados a substituírem os organoclorados (Freire, 2005; Mackay, 1991).

Os pesticidas são substâncias químicas, naturais ou sintéticas, utilizadas com a finalidade de prevenir a ação, controlar ou eliminar pragas que podem ser constituídas por insetos, fungos, ervas daninhas, ácaros, bactérias, nematóides, roedores e outras formas de vida animal ou vegetal, indesejáveis ou prejudiciais à agricultura e à pecuária (Ribeiro et al., 2008).

Nos últimos 30 anos, o uso de pesticidas na agricultura tornou-se bastante difundido, especialmente no Brasil, que passou a ser um dos maiores consumidores de pesticidas, ficando atrás somente do Japão e dos EUA (Dams, 2006). Contudo, o uso indiscriminado desses pesticidas - sem as devidas precauções e cuidados em relação à manipulação, produção, estocagem e destino final - podem por em risco o ambiente e, também a saúde das pessoas, que de alguma forma entram em contato com tais produtos.

2.2. Impactos dos Pesticidas à Saúde Humana

Quando algum tipo de pesticida entra em contato com o homem, podem ocorrer os seguintes sintomas: dores de cabeça, fraqueza, mal-estar, dor de estômago, sonolência. Dependendo do grau de intoxicação, os pesticidas também podem causar no homem, distúrbios respiratórios, como a asma, distúrbios reprodutivos, como câncer de mama e de ovário ou ainda numa situação mais grave, paralisia e neoplasia (Dams, 2006).

De acordo com Ribas & Matsumura (2009), dentre todos os casos de impactos sobre organismos específicos, os seres humanos são os mais afetados, pois a contaminação das águas e solo e, também o impacto direto na biodiversidade interferem diretamente na qualidade de vida humana. De acordo com (Anvisa) e citado por Ribas & Matsumura (2009), a segunda maior causa de intoxicação em seres humanos é por pesticidas, perdendo apenas para intoxicações por medicamentos.

Ainda segundo Ribas & Matsumura (2009), a população mais exposta aos riscos de intoxicações por pesticidas são os produtores e aplicadores, ou seja, aos profissionais que possuem contato direto com o produto (Peron et al, 2003).

2.3. Impactos dos Pesticidas no Meio Ambiente

Embora ocupem um importante papel na agricultura, os pesticidas podem ser danosos ao ambiente (Mackay, 1991), uma vez que podem atingir os mananciais hídricos (Da Silva et al., 2009), podem ser volatilizados para a atmosfera (Souza, 2003) ou ainda serem adsorvidos por partículas do solo e permanecerem neste por longos períodos, desde meses até anos (Dams, 2006). Segundo (Mesquita, 2005), uma fração considerável dos pesticidas utilizados na agricultura, acaba atingindo o solo e as águas de forma indesejável.

De acordo com Ribas & Matsumura (2009), os principais destinos dos pesticidas são as superfícies e as subsuperfícies, pois considera o fato dos recursos hídricos agirem como integradores de todos os processos biogeoquímicos em qualquer região. O homem é o alvo mais sensível aos impactos do uso de pesticidas, o que pode ser observado a partir das doenças e mortes decorrentes.

2.4. Classificação dos Pesticidas

Os pesticidas podem ser classificados de acordo com o grau de periculosidade (Ibama, 1996; Freire, 2005), estrutura química (Freire, 2005) e de acordo com o seu mecanismo de ação sobre os organismos alvo a serem combatidos finalidade do uso (Hassal, 1982; Freire, 2005).

2.4.1. Classificação dos Pesticidas por Periculosidade

A periculosidade é a capacidade que um pesticida possui em produzir algum efeito danoso à saúde humana (Freire, 2005). Esse critério de classificação pondera formas de maior e menor risco de cada produto, através da Dose Letal (DL₅₀), por via oral ou dérmica em ratos. O valor da DL₅₀ é uma estimativa da quantidade de pesticida (mg) por kg de peso corporal, requerido para matar 50% do grupo de animais em experimentação (Opas, 1997). A tabela 1 apresenta a classificação dos pesticidas em função da periculosidade, obtida pela Organização Mundial de Saúde [OPAS, 1997] e citado por Maraschin (2003) e Freire (2005).

Tabela 1: Classificação dos pesticidas em função da periculosidade.

*Fonte: Organização Mundial de Saúde - Adaptado de OPAS, 1997 & FREIRE, 2005.

DL50 para ratos (mg/kg de peso corporal)						
Classe		Faixa no Rótulo	Oral		Dérmica	
			Sólidos	Líquidos	Sólidos	Líquidos
I	Extremamente tóxico	Vermelha	< 5	< 20	< 10	< 40
II	Altamente tóxico	Amarela	5 - 50	20 - 200	10 - 100	40 - 400
III	Medianamente tóxico	Azul	50 - 500	200 - 2000	100 - 1000	400 - 4000
IV	Pouco tóxico	Verde	> 500	> 2000	> 1000	> 4000

Consta também na tabela 1, a classificação dos pesticidas em função da coloração da faixa no rótulo do produto, segundo determinações da OMS (Organização Mundial da Saúde) e descrito por Opas (1997).

2.4.2. Classificação dos Pesticidas por Finalidade de Uso

Os pesticidas podem ser classificados em diferentes grupos, de acordo com o propósito de uso (Hassal, 1982), conforme consta na tabela 2:

Tabela 2: Classificação dos pesticidas em função da finalidade de uso.

* Fonte: HASSAL, 1982

Pesticidas	Principais Funções
Acaricidas	Controle de ácaros.
Algicidas	Controle das algas e outras vegetações aquáticas.
Anti-sépticos	Proteção de materiais não-metálicos.
Arboricidas	Destruição de árvores indesejáveis.
Bactericidas	Controle de bactérias e doenças bacterianas das plantas.
Fungicidas	Controle de doenças de plantas e vários fungos.
Herbicidas	Controle de ervas.
Inseticidas	Controle de insetos prejudiciais.
Molusquicidas	Controle de vários moluscos.
Nematocidas	Controle de nematódeos.
Raticidas	Controle de roedores.

Desde a Segunda Guerra Mundial, as substâncias químicas (em grande parte os organoclorados) já se destacavam pela considerável persistência ambiental e pelos efeitos danosos que causavam (Mackay, 1991). Com o rápido desenvolvimento no campo agroquímico, os organoclorados foram aos poucos sendo substituídos pelos inseticidas, fungicidas e herbicidas (Freire, 2005).

2.4.3. Classificação dos Pesticidas por Estrutura Química

Os pesticidas podem ser classificados de acordo com sua estrutura química em diversos grupos específicos (Freire, 2005), conforme é apresentado na tabela 3. Cada um desses grupos apresenta um radical comum e todos os compostos são derivados deste radical.

Tabela 3: Classificação dos pesticidas em função de sua estrutura química e finalidade de uso.

*Fonte: FREIRE, 2005.

Classes	Pesticidas	Finalidade
Acetanilídricos	Propanil, dimetenamida, atacloro.	Herbicidas
Bipiridílicos	Paraquat, diquat.	Herbicidas
Carbanatos	Carbaril, carbosulfan, carbofuran, metiocarb, pirimicarb, fenoxicarb, dimetan, tiodicarb.	Inseticidas
Carbamoiloxímicos	Aldicarb, metomil, oxamil, tiofanox, tirpate.	Inseticidas
Ditiocarbanatos	Ferbam, thiram, maneb, zineb, mancozeb.	Fungicidas
Imidazólicos	Benomil, carbendazin, tiabendazol, imazalil.	Fungicidas
Organoclorados	Aldrin, isômeros do HCH, metoxiclor, mirex, DDT e isômeros, endossulfan, heptaclor.	Inseticidas
Organoestânicos	Acetato e hidróxido de trifetil estanho	Fungicidas
Organofosforados	Acefato, metil azinfós, clorpirifós, bromofós, demeton, fenitrothion, malation, paration.	Inseticidas
Organomercuriais	Cloreto de etilmercúrio, acetato de fenilmercúrio.	Fungicidas
Piretróides	Aletrina, remetrina, premetrina, cipermetrina, fenvalerato, cialotrina, deltametrina.	Inseticidas
Pirimidínicos	Metirimol, etirimol, ciprodinil.	Fungicidas
Tiocarbamatos	Bentio carb, butilate, dialate, sulfate, trialate.	Herbicidas

2.5. Inseticidas

Podem ser subdivididos em diferentes grupos, de acordo com o nível de ação no organismo do inseto (Melnikov, 1971):

__ Sensíveis: mata insetos por meio do contato com qualquer parte do corpo;

__ Estomacais: mata os insetos através da penetração nos órgãos do sistema alimentar;

__ Sistêmicos: envenena os insetos que se alimentam das plantas, devido à capacidade de locomoção do inseticida através do sistema vascular das plantas;

__ Fumegantes: penetra nos insetos através dos órgãos respiratórios.

Os inseticidas que são simultaneamente sensíveis, estomacais, sistêmicos e fumegantes classificam-se de acordo com a característica principal. É o que acontece com o lindano, que é classificado como sensível, embora apresente todas as características de classificação, feita por Melnikov (1971).

Existem também os inseticidas que são considerados letais para os insetos, por obstruírem os canais respiratórios, causando a morte por asfixia. Para este caso, destacam-se os compostos constituídos de óleo mineral e de gel de sílica.

2.6.Fungicidas

Os fungicidas são agentes químicos utilizados contra os patógenos dos fungos. Geralmente são divididos em dois subgrupos principais: os fungicidas usados para controle de doenças que se desenvolvem em plantas e os desinfetantes de sementes, que protegem as mudas de várias enfermidades (Hassal, 1982).

São aplicados na forma de pulverização, para proteger culturas contra doenças das folhas, dos caules e dos frutos, além de deter infestações iniciais (efeito curativo ou erradicativo), úteis no esquema de trabalho do Manejo Integrado de Pragas (MIP).

2.7.Herbicidas

São usados na agricultura para remover ervas daninhas, que estariam presentes nas futuras colheitas. Os herbicidas podem ser classificados de acordo com os seguintes critérios: ação e efeitos (Hassal, 1982).

Com relação à ação, os herbicidas podem ser divididos em dois subgrupos:

__ Herbicidas Não-Seletivos: atuam em todas as espécies de plantas;

__ Herbicidas Seletivos: nocivos apenas a algumas espécies de plantas e seguro para outras.

Quanto aos efeitos, todos os herbicidas são divididos em três subgrupos: contato, sistêmicos e herbicidas que atuam nos sistemas das raízes das plantas ou na germinação das sementes.

Os herbicidas de contato incluem compostos prejudiciais às folhagens e aos caules das plantas, que interrompem o processo de vida normal das plantas. Estes tipos de herbicidas atingem apenas as partes de contato, não sendo úteis, portanto para o transporte através das plantas.

Os herbicidas sistêmicos incluem compostos com capacidade de movimentação através do sistema vascular das plantas. No contato com a folhagem e raízes das plantas, são rapidamente distribuídos por toda a planta, causando sua morte. O uso dos herbicidas sistêmicos é especialmente valioso no controle das ervas, tendo atuação forte nas raízes.

O terceiro subgrupo consiste nos herbicidas que são introduzidos no solo para destruir sementes, germinação das sementes e as raízes das ervas.

Geralmente, após a aplicação de herbicidas em determinada cultura recomenda-se respeitar dois intervalos de tempo específicos:

__ Intervalo de acesso às culturas tratadas: intervalo de tempo precedente à entrada de pessoas ou animais na área tratada;

__ Intervalo de segurança: intervalo de tempo entre o último tratamento da cultura e sua respectiva colheita.

2.8. Herbicida Paraquat

O Paraquat ($C_{12} H_{14} Cl_2 O_2$) - comercialmente conhecido como Gramoxone® - é um herbicida de contato não-seletivo, pertencente ao grupo dos bipyridílios, cuja aplicação é indicada em situações de pós-emergência de diversas plantas invasoras, tais como: capim-papuã, arroz-vermelho, picão-preto, poaia-branca e picão-branco (Valencia, 2007). Em geral, é aplicado nas culturas de abacaxi, cacau, banana, beterraba, chá, pêssego, café, feijão, pêra, trigo e uva. Também é empregado como agente dessecante em culturas de algodão, arroz, batata, cana-de-açúcar, milho, soja e sorgo.

O paraquat não existe em seu estado natural, e sua síntese deve-se a Widel e Russo, que publicaram em seus trabalhos em 1882. As propriedades deste composto só foram descobertas em 1955, e sua utilização começou por volta do ano de 1962 (Abreu, 2008).

A figura 1 e a ilustração 1 apresentam a estrutura molecular do Paraquat.

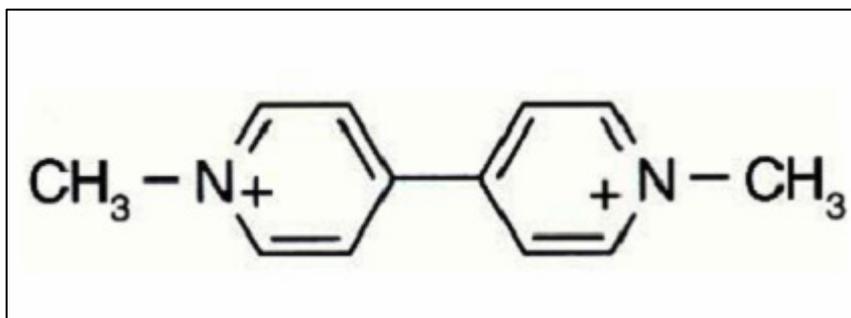


Figura: Estrutura Molecular do Paraquat.

* Fonte: ANVISA.

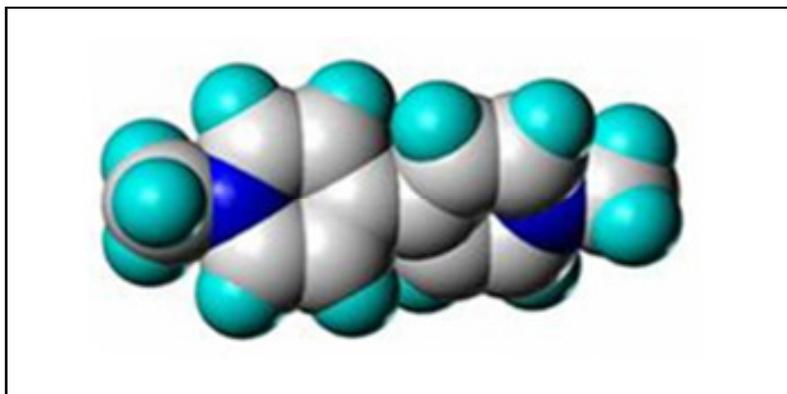


Ilustração 1: Ilustração da Estrutura Molecular do Paraquat.

* Fonte: Centro de Informações sobre Paraquat em nome de Syngenta Crop Protection AG .

2.8.1. Paraquat em Contato com o Solo

O Paraquat, quando em contato com o solo, não é degradado e é altamente persistente, além de ser rapidamente e fortemente retido pelos minerais argilosos (Seki & Yurdakoç, 2005) e pela matéria orgânica (Prata & Lavorenti, 2000), através de mecanismos moleculares, tais como: pontes de hidrogênio, transferência de carga, forças de Van-der-Waals e sorção hidrofóbica (Prata, 2002). Segundo Valencia (2007), além de persistirem indefinidamente no solo, os resíduos do paraquat também podem ser transportados em efluentes de descarte em conjunto com o sedimento. Apesar de a troca iônica ser considerada o principal mecanismo de retenção do paraquat nas partículas de argila (presentes no solo) Seki & Yurdakoç (2005), diversas pesquisas, como: Musumeci (1992), Piccolo et al. (1996), Vieira et al. (1999), Prata & Lavorenti (2000) e Rizzi (2003) destacam a matéria orgânica como principal responsável pela retenção de pesticidas no solo.

2.8.2. Riscos Toxicológicos Causados por Paraquat

Apesar de bastante utilizado na agricultura, o Paraquat é considerado bastante tóxico para os humanos e animais (Almeida et al., 2007) - com classificação toxicológica Classe I (Extremamente perigoso) (Anvisa). De acordo com Peron et al. (2003), a população mais exposta aos riscos de intoxicações por paraquat são os profissionais que possuem contato direto com o produto, tais como os trabalhadores do setor agropecuário, dos setores de transporte e comércio e das indústrias de formulação e síntese.

O Paraquat pode causar intoxicações fatais aos humanos e animais, devido principalmente à falta de antídoto eficaz na reversão do quadro clínico (Almeida et al., 2007). Sua toxicidade pode comprometer rins, fígado, músculos, cérebro e, na maioria das vezes os pulmões, levando a severas conseqüências como o edema, hemorragia, inflamação intersticial e fibrose pulmonar. O tratamento da intoxicação, atualmente, é baseado em medidas que diminuam a absorção e aumentem a excreção. Entretanto, ainda de acordo com Almeida et al. (2007),

estudos sobre o uso de agentes antioxidantes e antifibróticos vem sendo desenvolvidos, com o objetivo de obter um antídoto nas intoxicações.

É possível também encontrar na literatura, casos de suicídios causados pela ingestão do paraquat (Serra et al., 2003). Porém, pesquisas recentes indicam um declínio nestes envenenamentos intencionais (Freire, 2005).

Ainda de acordo com Freire (2005) estudos sobre envenenamento em humanos, indicam DL₅₀ de aproximadamente 3-5 mg x kg⁻¹, o equivalente a 10-15 mL de 20% de solução de paraquat.

2.8.3. Propriedades Físico-Químicas do Paraquat

De acordo com Prata (2002) e Mackay (1991) e com mais detalhes no capítulo 2.9, algumas propriedades físico-químicas podem influenciar o destino de um herbicida no ambiente. A tabela 4 apresenta algumas dessas propriedades físico-químicas relativas ao paraquat, obtidas a partir de Silva (2004) e Syngenta (2009).

Tabela 4: Propriedades físico-químicas relativas ao Paraquat.

*Fonte: Adaptado de Silva(2004).

Propriedades Físico-Químicas	
Solubilidade Aquosa	$7 \times 10^5 \text{ mg L}^{-1}$
Pressão de Vapor	10^{-7} mmHg
Peso Molecular	$257,2 \text{ g mol}^{-1}$
K _{OW}	4,5
K _{OC}	10^3 mL g^{-1}
DT ₅₀	10^3 dias

2.9. Propriedades Físico-Químicas de um Pesticida

Segundo Prata (2002), o destino ambiental dos pesticidas pode ser influenciado por algumas propriedades físico-químicas, dentre as quais se destacam: coeficiente de partição K_{OW}, solubilidade aquosa, pressão de vapor, constante de equilíbrio de ionização e constante da lei de Henry.

2.9.1. Coeficiente de Partição K_{OW}

O coeficiente de partição K_{OW} é um número adimensional, estimado sob temperatura constante e em condições de equilíbrio, e representado pela razão entre as concentrações do pesticida respectivamente, no octanol (C_O) e na água (C_W) (Souza, 2003):

$$K_{OW} = \frac{C_O}{C_W} \quad [2.1]$$

De acordo com estudos realizados por Prata (2002), o K_{OW} pode indicar o comportamento do pesticida no solo. Pesticidas lipofílicos, com valores de $\text{LOG}(K_{OW}) > 4$ tendem a se acumular nos materiais lipídicos, e conseqüentemente na fração orgânica do solo. Analogamente, pesticidas hidrofílicos, com valores de $\text{LOG}(K_{OW}) < 1$ são mais solúveis em água, apresentando por conseqüência baixa sorção no solo.

2.9.2. Solubilidade Aquosa

A solubilidade (S_W) aquosa de um pesticida é a quantidade máxima do pesticida, que à temperatura constante, pode ser dissolvida em uma dada quantidade de água. Um pesticida que possui alta solubilidade aquosa e baixa sorção tende a ser um contaminante de águas subterrâneas. Em geral, a solubilidade aquosa é inversamente proporcional ao coeficiente de partição K_{OW} (Paraíba et al., 2005).

2.9.3. Pressão de Vapor

A pressão de vapor (P_V) de um pesticida é definida como sendo a pressão exercida pelo pesticida em equilíbrio dinâmico, entre seus estados gasoso e líquido. Em geral, pode indicar a tendência de transporte do pesticida para a atmosfera. Quanto maior a pressão de vapor, maior a possibilidade do pesticida existir no estado gasoso (Garcia, 2005).

Geralmente, pesticidas com $P_v > 10^{-2}$ mmHg são considerados muito voláteis à temperatura ambiente; $10^{-4} \leq P_v \leq 10^{-3}$, mediantemente voláteis; $10^{-7} \leq P_v \leq 10^{-5}$, pouco voláteis e $P_v < 10^{-8}$, não voláteis (Prata, 2002).

2.9.4. Constante de Equilíbrio de Ionização

A constante de ionização (K) do pesticida é indicada para moléculas que possuem características de ácido fraco ou base fraca, e representa respectivamente, a maior ou menor tendência do pesticida em se ionizar (Prata, 2002). Os valores de K indicam a faixa de P_H da solução do solo, em que o pesticida pode ionizar-se.

As tabelas 5 e 6 apresentam faixas de pH do solo, associadas com valores de K de pesticidas, juntamente com a tendência de concentração predominante no solo:

Tabela 5: Faixas de pH do solo – Ácido Fraco.

* Fonte: PRATA (2002).

Ácido Fraco	
Constante K e P_H do solo	Tendência
P_H (solução do solo) = P_K (pesticida)	$C_{P_M} = C_{P_A}$
P_H (solução do solo) < P_K (pesticida)	$C_{P_M} > C_{P_A}$
P_H (solução do solo) > P_K (pesticida)	$C_{P_M} < C_{P_A}$

C_{P_M} – Concentração de pesticida na forma molecular;

C_{P_A} – Concentração de pesticida na forma aniônica;

$P_K = -\log K$.

Tabela 6: Faixa de pH do solo – Base fraca.

* Fonte: PRATA (2002)

Base Fraca		
Constante K e P_H do solo		Tendência
P _H (solução do solo) = P _K (pesticida)	P _H ≤ 6	C _{P_M} < C _{P_C}
	P _H ≥ 8	C _{P_M} > C _{P_C}
	P _H = 7	C _{P_M} = C _{P_C}
P _H (solução do solo) < P _K (pesticida)	P _H ≤ 5	C _{P_M} < C _{P_C}
	P _H ≥ 7	C _{P_M} > C _{P_C}
P _H (solução do solo) > P _K (pesticida)	P _H ≤ 7	C _{P_M} < C _{P_C}
	P _H ≥ 8	C _{P_M} > C _{P_C}

C_{P_M} – Concentração de pesticida na forma molecular;

C_{P_C} – Concentração de pesticida na forma aniônica;

P_K = - log K .

A partir das informações das tabelas 5 e 6, é possível analisar algumas possibilidades de retenção do pesticida pelo solo. Basta identificar quando a concentração do pesticida em sua forma aniônica (ou catiônica) é superior à concentração do pesticida em sua forma molecular. Por exemplo, para pesticidas caracterizados como base fraca, quando o pH (solução do solo) for maior que o P_K (pesticida), há uma tendência de sorção do pesticida pelo solo, sempre quando P_H ≤ 7 .

2.9.5. Constante da Lei de Henry (H)

A constante da Lei de Henry (H) é obtida pela equação [2.2], à temperatura constante e em condição de equilíbrio, e refere-se ao coeficiente de partição ar-líquido ou vapor-líquido (Prata, 2002).

$$H = \frac{P_i}{C_i} \quad [2.2]$$

Na eq. [2.2], P_i e C_i representam respectivamente a pressão parcial e a concentração de um componente i na interface ar-água. Quanto maior o valor de H , maior o potencial de volatilização da molécula, que em geral, diminui com o aumento da solubilidade do componente i (Martins, 2006).

Assim, de acordo com Prata (2002), a tabela 7 apresenta tendências de volatilidade de um componente i , em função de valores de H . A maioria dos pesticidas apresentam valores de H inferiores a $10^{-5} \text{ atm m}^3 \text{ mol}^{-1}$.

Tabela 7: Tendência de volatilidade de um componente químico.

*Fonte: PRATA, 2002.

Constante de Henry (H - atm m ³ mol ⁻¹)	Volatilidade
$H < 10^{-7}$	Baixa
$10^{-7} < H < 10^{-5}$	Média
$10^{-5} < H < 10^{-3}$	Considerável
$H < 10^{-3}$	Extremamente Importante

2.9.6. Interceptação Foliar

A interceptação foliar de um pesticida sobre as plantas é um fator relevante para a avaliação do destino da substância química no solo (Linders et al., 2000). Esse fator é representado por uma fração (> 0 e ≤ 1), e é obtido em função das seguintes variáveis de influência: formas de aplicação de pesticida, fase de crescimento da planta, densidade da planta e algumas propriedades físico-químicas, tais como pressão de vapor e coeficiente de Henry. Com o

conhecimento da interceptação é possível identificar a fração de pesticida que realmente alcança o solo e, conseqüentemente avaliar o destino ambiental da substância química no solo.

Devido aos diferentes tipos de manejo de solo, aos métodos de aplicação de pesticidas e ao clima, pesquisas realizadas por Linders et al. (2000) destacam muitas dificuldades na obtenção das frações de interceptação de pesticidas. Contudo, a partir dessas pesquisas, foi possível organizar dados sobre interceptação foliar de pesticida, específicos para determinado tipo de cultura.

A tabela 8 apresenta índices de interceptação foliar, organizados de acordo com as fases de desenvolvimento das culturas (Linders et al., 2000). As fases I e IV correspondem respectivamente às etapas iniciais e as fases II e III correspondem às etapas finais de crescimento.

Tabela 8: Índices de interceptação foliar por culturas.

* Fonte: LINDERS, 2000.

	Fator de Interceptação (%)			
	Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV
Feijão	25	40	70	80
Cebola	10	25	40	60
Repolho	25	80	90	90
Frutas Cítricas	30	50	70	70
Algodão	25	60	70	90
Milho	25	50	75	90
Ervilha	35	55	85	--
Batata	15	50	80	50
Arroz	20	50	70	90
Soja	20	60	90	--
Cenoura	25	50	70	60
Morango	30	50	70	60
Tomate	25	50	70	60

Quando a aplicação de pesticidas ocorre manualmente (spray manual) em culturas muito densas e em fases finais de crescimento, os índices de interceptação foliar tendem a ser mais próximos de 100%.

2.10. Destino do Pesticida no Solo

O destino de um pesticida no solo depende consideravelmente do tipo de processo que a molécula desse pesticida sofre, quando alcança o solo (Prata, 2002). Assim, a molécula do pesticida pode sofrer os seguintes processos: sorção pelo solo (Spark & Swift, 2002; Arias-Estéves et al., 2008; Boivin et al., 2005; Vieira et al., 1999), absorção pelas plantas (Sterling, 1994), degradação (Garcia, 2005), volatilização (Silva, 2004), lixiviação (Abreu, 2008; Rosa et al., 2007; Inque et al., 2003) e escoamento superficial (Ferracini et al., 2001; Prata, 2002; Milhone et al., 2009). De acordo com Damin (2005), os principais fatores que influenciam estes processos são as condições climáticas, as propriedades físico-químicas do pesticida e as características físicas, químicas e microbiológicas do solo.

A figura 2 apresenta todos os processos que influenciam o destino do pesticida no solo.

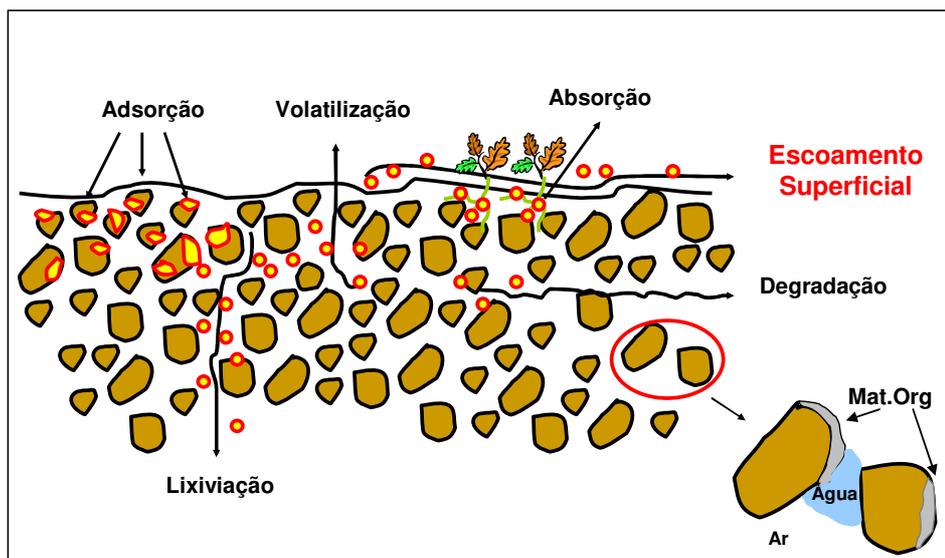


Figura 2: Processos associados no destino do pesticida no solo.

2.10.1.Sorção de um Pesticida no Solo

A sorção do pesticida no solo consiste no processo de retenção das moléculas de pesticidas pela matriz do solo. Dependendo do mecanismo de ligação, isto é, o modo como o pesticida se liga aos colóides do solo, esse processo pode ocorrer por adsorção ou por interação hidrofóbica (Prata, 2002).

De um modo geral, a sorção tende a ser inversamente proporcional à solubilidade do pesticida na água. Assim, a movimentação de pesticidas no solo ocorre mais facilmente quando o grau de solubilidade é alto.

A adsorção é o processo de adesão de uma molécula, um íon ou uma partícula à superfície de uma outra partícula, em função de um campo de força gerado pela superfície do adsorvente (argila, matéria orgânica) e a superfície do adsorbato (pesticida). Dependendo da energia de sorção, isto é, da intensidade com que o pesticida é sorvido, a adsorção pode ser física ou química.

A adsorção física caracteriza-se por envolver baixa energia de sorção, tais como as forças de Van der Waals e a ligação iônica.

A adsorção química é um processo de sorção que envolve elevadas energias de ligação, ocorrendo em tempos curtos e à pequenas distâncias. Enquadram-se nesse processo, as ligações covalentes e as ligações de hidrogênio.

2.10.1.1.Matéria Orgânica no Processo de Sorção

De acordo com Oliveira (2007), a matéria orgânica coloidal dos solos deriva de resíduos vegetais e animais, que após decomposição fornecem nutrientes importantes ao solo. A decomposição da matéria orgânica forma um grupo complexo de compostos de cor escura, conhecida como húmus. Este material resiste à decomposição, e é responsável por manter:

- 1) Boa estrutura de poros, capacidade de retenção de água e nutrientes através da troca catiônica;
- 2) Liberação de nitrogênio, fósforo e enxofre através da mineralização.

Ainda de acordo com Oliveira (2007) a matéria orgânica possui propriedade de adsorver

compostos potencialmente tóxicos, que são adicionados ao solo de maneira intencional, como por exemplo, os herbicidas utilizados na agricultura.

Segundo Prata (2002), a matéria orgânica (presente no solo) pode influenciar consideravelmente na retenção de um pesticida no solo, em duas situações:

1) Quando o mecanismo de ligação da molécula do pesticida com o solo, ocorre em função da interação hidrofóbica (afinidade que uma molécula de pesticida tem em relação à fração orgânica do solo);

A interação hidrofóbica ou partição hidrofóbica está relacionada aos valores de K_{ow} e possui grande influência na sorção de pesticidas não iônicos (Prata et al., 2000).

2) Quando há a formação de resíduo-ligado, ou seja, na interação entre espécies químicas, originadas da transformação ou não de pesticidas, e a matriz do solo (Prata, 2002).

Uma proporção significativa das moléculas de pesticidas aplicadas na agricultura permanece no solo como resíduo-ligado, sendo a matéria orgânica a principal responsável pela formação desses resíduos. As frações húmicas também são importantes no processo de retenção, uma vez que retém fortemente os pesticidas, através do processo de sorção às superfícies externas e penetração nos vazios internos das substâncias húmicas (Prata, 2002)..

2.10.2. Absorção de um Pesticida pelas Plantas

A absorção de um pesticida pelas plantas é o processo que ocorre quando o elemento (na forma iônica ou molecular) passa do substrato para uma parte qualquer da célula da planta (parede, citoplasma, vacúolo). Esse processo pode ocorrer através dos seguintes mecanismos: interceptação radicular, quando a raiz da planta absorve o pesticida, presente na solução do solo; fluxo de massa, quando o pesticida movimenta-se de uma fase móvel (distante da raiz), para uma fase mais seca (próxima da superfície radicular); e por difusão, quando o pesticida

movimenta-se por curtas distâncias, dentro de uma fase aquosa, de uma região de maior concentração para outra de menor concentração.

A interação hidrofóbica caracteriza-se pela afinidade da molécula do pesticida pela fração orgânica do solo. Essa interação está relacionada com os valores de K_{OW} do pesticida e é um fator de grande influência na sorção de pesticidas hidrofóbicos não iônicos.

2.10.3. Degradação e um Pesticida no Solo

A degradação de um pesticida, presente no solo, consiste na alteração de sua estrutura molecular e, ocorre por meios bióticos ou abióticos. Assim, a degradação pode ser classificada em:

__ Degradação Abiótica: ocorre quando o pesticida é degradado pela ação de componentes físicos ou químicos do ambiente;

__ Degradação Biótica ou Biodegradação: ocorre quando enzimas (produzidas por microorganismos) entram em contato com as moléculas do pesticida, dando origem a uma série de reações, tais como: oxidação, redução, hidrólise, desalquilação, descarboxilação, hidroxilação, metilação e desalcoilação.

Dependendo da fração de pesticida degradado, a degradação também pode ser classificada em:

__ Mineralização: quando a degradação ocorre completamente, resultando em CO_2 , H_2O e íons minerais;

__ Metabolização: quando a degradação do pesticida ocorre parcialmente, resultando em subprodutos (metabólitos) (Damin, 2005). De um modo geral, esses metabólitos são menos tóxicos que o pesticida, mas ocasionalmente podem ser mais tóxicos do que a molécula original do pesticida (Prata, 2002).

Em geral, utiliza-se o parâmetro físico-químico do pesticida denominado meia-vida, como indicador de tendência de degradação. A meia-vida de um pesticida expressa o tempo em que 50% da concentração total aplicada estará dissipada no solo. Essa dissipação pode ocorrer através da mineralização, metabolização, formação de resíduo-ligado ou por absorção.

2.10.4.Lixiviação de um Pesticida

A lixiviação de um pesticida é o processo responsável pela movimentação da substância química ao longo do perfil do solo, juntamente com a percolação da solução do solo, em direção ao lençol freático (Mantovani, 2007). Essa movimentação ocorre principalmente devido ao fluxo de água, sendo governado pela diferença de potencial (Prata et al., 2000).

Além do fluxo de água, outros fatores influenciam no processo de lixiviação, tais como: a condutividade hidráulica do solo, características físico-químicas do pesticida, propriedades físico-químicas do solo, condições ambientais e práticas de manejo do solo e do pesticida. A tabela 9 apresenta as especificidades de cada fator de influencia de lixiviação.

Tabela 9: Especificidades dos fatores influentes no processo de lixiviação.

Fatores Influentes	Especificidades
Fluxo de água	Precipitação pluviométrica, irrigação, evapotranspiração.
Condutividade hidráulica do solo	Textura e estrutura do solo.
Características físico-químicas do pesticida	Solubilidade aquosa, pressão de vapor, constante de ionização (ácidos ou bases fracas).
Propriedades físico-químicas do solo	Textura, estrutura, permeabilidade, conteúdo de matéria orgânica, conteúdo de água, pH e atividade microbiana.
Condições ambientais	Clima, precipitação pluvial, temperatura.
Práticas de manejo do solo	Irrigação, tipo de aeração, tipo de cobertura do solo, contenção de enxurradas.

Dentre os fatores que podem influenciar a lixiviação de um pesticida no perfil do solo, tem-se: a precipitação pluviométrica, irrigação, evapotranspiração,

textura e estrutura do solo e, principalmente o grau de sorção entre a substância química e as partículas do solo. Em geral, quanto menor o grau de sorção, maior será a proporção do composto na solução do solo e, conseqüentemente maior será sua mobilidade potencial.

2.10.5. Volatilização de um Pesticida

A volatilização de um pesticida é o processo de mudança de estado da substância química – presente na solução do solo – da fase líquida para a fase gasosa. Este processo é responsável pela distribuição do pesticida das superfícies do solo, planta ou água para a atmosfera.

Dentre os fatores que podem influenciar a volatilização de um pesticida têm-se: calor de vaporização, ventos sobre a superfície e a pressão de vapor do pesticida. Em geral, utiliza-se a pressão de vapor como principal parâmetro de volatilização.

Apesar da pressão de vapor de um pesticida ser um ótimo indicador de volatilização, recomenda-se sempre analisar se o pesticida encontra-se em superfície inerte ou no seu estado livre. Quando o pesticida encontra-se ligado à superfície, a pressão de vapor torna-se um indicador redundante para a volatilização.

2.10.6. Escoamento Superficial

O escoamento superficial corresponde ao segmento do ciclo hidrológico, relacionado ao deslocamento da água sobre a superfície do solo, que ocorre durante as chuvas intensas (Pruski et al., 2004). Iniciada a precipitação pluviométrica, parte do volume precipitado é interceptado pela vegetação, parte infiltra no solo e parte é retida em depressões da superfície do terreno. Com a intensificação da precipitação (durante um intervalo de tempo), juntamente com a saturação do solo, as depressões superficiais do terreno são preenchidas, iniciando assim o escoamento. Perdurando o escoamento, é formada uma enxurrada, da qual

irá auxiliar na composição dos córregos, ribeirões, rios, lagos e reservatórios (Alencar et al., 2006).

O volume de pesticida a ser transportado no escoamento superficial, depende de fatores de natureza climática e fisiográfica da região (Alencar, 2006), tais como: intervalo de tempo entre a aplicação de pesticida (Mantovani, 2007) e o início das chuvas, precipitação, cobertura vegetal, características do solo, práticas de manejo (Aquino et al., 2008), evapotranspiração, área e declividade do terreno, além do tipo de rede de drenagem (Pruski et al., 2004). Sendo que os principais fatores influentes na magnitude do escoamento superficial são a intensidade da chuva, a capacidade de infiltração do solo e a declividade do terreno (Spohr et al., 2007).

De acordo com Pruski et al. (2004), algumas relações entre o escoamento superficial e os parâmetros de influência podem ser descritas:

— Precipitação: quanto maior a intensidade e duração da precipitação, maior deverá ser o escoamento superficial;

— Cobertura vegetal e Características do Solo: quanto maior a cobertura vegetal e a rugosidade da superfície do solo, menor deverá ser o escoamento superficial;

— Evapotranspiração: quanto maior a evapotranspiração, menor a umidade do solo. E nessas circunstâncias, após precipitação, maior será a taxa de infiltração e conseqüentemente, menor será o escoamento superficial;

— Área e declividade do terreno: quanto maior a área e declividade, maior deverá ser a vazão máxima de escoamento superficial;

— Rede de drenagem: rede de drenagem muito densa e ramificada permite rápida concentração do escoamento superficial, podendo causar elevadas vazões superficiais.

Dependendo da velocidade de escoamento, pode ocorrer o transporte ou o depósito de partículas presentes no solo. Além das partículas de solo em suspensão, o escoamento superficial pode transportar compostos químicos, matéria orgânica, sementes e pesticidas, podendo atingir os cursos d'água (Pruski

et al., 2004). De acordo com Schriever et al. (2007), o escoamento superficial é um dos principais meios de transporte de pesticidas para os corpos d'água.

2.10.6.1. A influência do Solo no Escoamento Superficial

O solo desempenha um papel importante no escoamento superficial (Spohr et al., 2009). De acordo com Brandão et al. (2009), entre as propriedades físicas do solo que exercem influência nos processos erosivos e que podem ser alteradas em decorrência do tipo de manejo, destacam-se:

__ Textura: Adquire grande importância na interação entre o solo, a água, a planta e a atmosfera, interferindo na capacidade de infiltração, na evaporação, no suprimento de nutrientes, no escoamento superficial e na perda de nutrientes (Brandão et al., 2009).

__ Porosidade: Refere-se à porção de espaços ocupados pelos líquidos e gases em relação ao espaço ocupado pela massa do solo e que tem influência direta sobre o grau de compactação do solo (Brandão et al., 2009).

__ Densidade Aparente: Relaciona-se de maneira inversa com a porosidade, i.e., à medida que a densidade aparente aumenta, a porosidade diminui, conseqüentemente ocorre à redução da infiltração da água no solo. A densidade aparente tende a aumentar, quando se aumenta a profundidade do perfil do solo, devido às pressões exercidas pelas camadas superiores que provocam a compactação do solo e, conseqüentemente reduzindo a porosidade (Brandão et al., 2009).

2.11. Valores Máximos Permitidos de Pesticidas em Água

No Brasil, os valores máximos permitidos (VMP) de pesticidas em água são definidos por padrões de potabilidade (Brasil, 1990, 2001 & Ribeiro et al., 2008) e de qualidade ambiental (Brasil, 1986 & Ribeiro et al., 2008) para um número restrito de pesticidas, sendo alguns desses com uso proibido na década de 1980. Os procedimentos e as responsabilidades relativas ao controle e à vigilância da água, juntamente com a descrição da quantidade de ingredientes ativos são estabelecidos pela Portaria MS nº 518 de 25 de março de 2004 (Brasil, 2004) e citado por Ribeiro et al. (2008). Assim, a tabela 10, apresenta os valores máximos permitidos (VMP) estabelecidos para pesticidas em água.

Tabela 10: Valores Máximos Permitidos (VMP) para Pesticidas em Água.

Fonte: Ribeiro et al. (2008).

Pesticidas	Valores Máximos Permitidos (VMP) ug/L
Alaclor	20
Aldrin e Dieldrin	0,03
Atrazina	2
Bentazona	300
Clordano	0,2
2,4 D	30
DDT	2
Endossulfan	20
Endrin	0,6
Glifosato	500
Heptacloro e Heptacloro Epóxido	0,03
Hexaclorobenzeno	1
Lindano (g-BHC)	2
Metolacloro	10
Metoxicloro	20
Molinato	6
Pendimetalina	20
Pentaclorofenol	9
Permetrina	20
Propanil	20
Simazina	2
Trifluralina	20

Apesar da tabela 10 não apresentar o pesticida paraquat, segundo Bastos et al. (2004), o VMP de paraquat em água é 10 µg/L.

2.12. Sistema de Informação Geográfica (SIG)

De acordo com Burrough (1986) e citado em Câmara Neto (1995), o SIG (Sistema de Informação Geográfica) é um conjunto poderoso de ferramentas capazes de coletar, armazenar, recuperar, transformar e visualizar dados sobre o mundo real.

Um SIG possui duas principais características (Câmara Neto, 1995):

- 1) Capacidade de integrar, numa única base de dados, informações espaciais provenientes de dados cartográficos, dados de censo e cadastro urbano e rural, imagens de satélite, redes e modelos numéricos de terreno;
- 2) Oferecer mecanismos para combinar as várias informações, através de algoritmos de manipulação e análise, bem como para consultar, recuperar, visualizar e representar o conteúdo da base de dados georreferenciados.

Conforme descrito por Burrough (1986) e posteriormente citado por Prado (2004), um SIG pode ser utilizado em estudos relativos ao meio ambiente e recursos naturais, na pesquisa da previsão de determinados fenômenos ou no apoio a decisões de planejamento, considerando que os dados armazenados representam um modelo do mundo real. Para tanto, é importante destacar a necessidade de profissionais ou responsáveis pelo projeto, implementação e uso do SIG adequadamente capacitadas e com visão de contexto global (Prado, 2004).

Existem na literatura diversos softwares desenvolvidos para fins de SIG, tais como: SPRING, ARCGIS, VISIONGIS, QGIS, IDRIS.

Para esta tese foi utilizado o software Arcgis 9.2, pelos motivos abaixo listados:

- ___ Conhecimento prévio do autor desta tese, no que tange á operacionalização do software;
- ___ A disponibilidade de acesso ao software;

- ___ Uso em comum por boa parte dos pesquisadores envolvidos nesta pesquisa;
- ___ Eficiência e potencialidade na operacionalização e na apresentação dos resultados.

2.12.1. Representação Vetorial e Matricial

No universo de representações geométricas de um SIG, existem duas importantes classes de representações: representação vetorial e representação matricial.

2.12.1.1. Representação Vetorial

A representação vetorial caracteriza-se pela tentativa de reproduzir um elemento ou um objeto o mais exato possível (Câmara Neto, 1995). Qualquer entidade ou elemento gráfico de um mapa é reduzido a três formas básicas: pontos,, linhas e polígonos (áreas).

A figura 3 representa uma estrutura vetorial poligonal, onde cada polígono é destacado com uma cor, em função de uma classificação requerida.

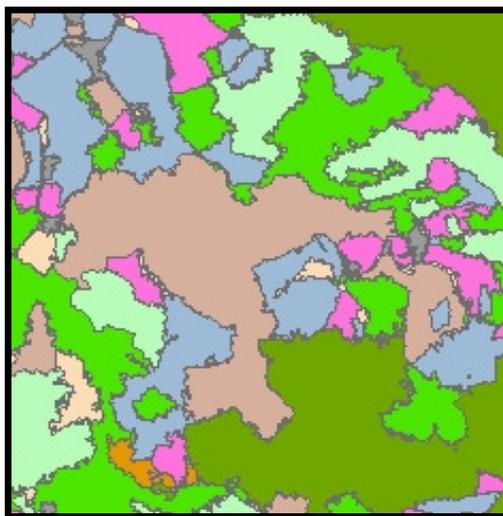


Figura 3: Estrutura vetorial poligonal.

Quando os dados vetoriais estão associados à valores com variação espacial de grandeza numérica, a representação pode ser realizada a partir das seguintes estruturas:

— Conjunto de isolinhas: também denominadas curvas de nível, são constituídas por linhas associadas a valores numéricos. Essas linhas não se cruzam e, são compreendidas por sobreposição;

A figura 4 representa uma estrutura vetorial isolinha:

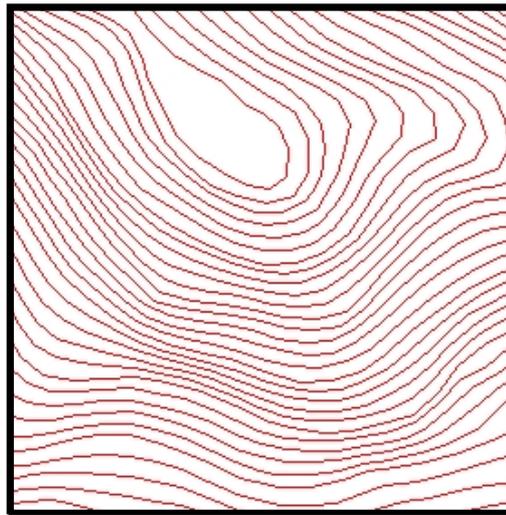


Figura 4: Estrutura Vetorial Isolinha.

— A malha triangular ou TIN (Triangular irregular network): estrutura com topologia formada por nós e arcos, que representam uma superfície através de um conjunto de faces triangulares interligadas. Coordenadas de um ponto são obtidas a partir de informações de dois pontos, tomados como referência.

A figura 5 representa um esboço de uma estrutura formato TIN.

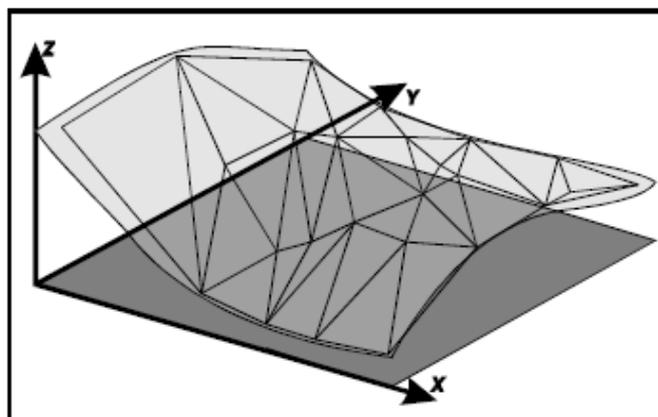


Figura 5: Estrutura Vetorial TIN.

2.12.1.2. Representação Matricial

A representação matricial consiste no uso de uma malha quadriculada regular, da qual se constrói, célula a célula, o elemento que está sendo representado (Câmara Neto, 1995). Assim, as estruturas matriciais são representadas por uma matriz com n linhas e m colunas, $M(n, m)$, onde cada célula, denominada pixel, está associada a uma porção do terreno. A resolução do sistema é dada pela relação entre o tamanho da célula no mapa ou documento e a área por ela coberta no terreno.

As figuras 6 e 7 representam respectivamente a estrutura matricial e uma comparação visual entre as imagens poligonal e matricial.

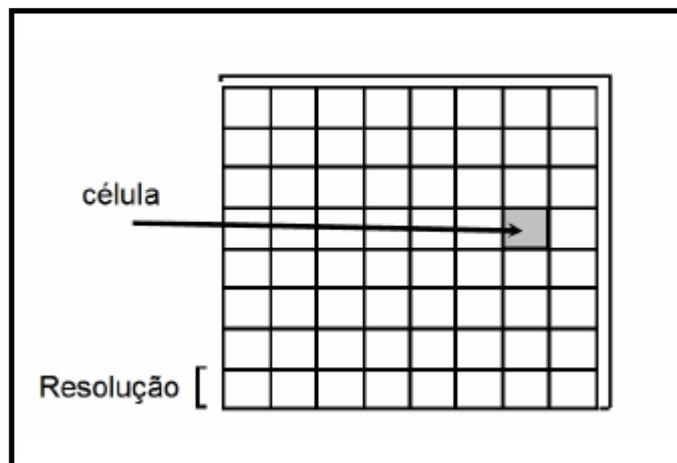


Figura 6: Estrutura matricial.

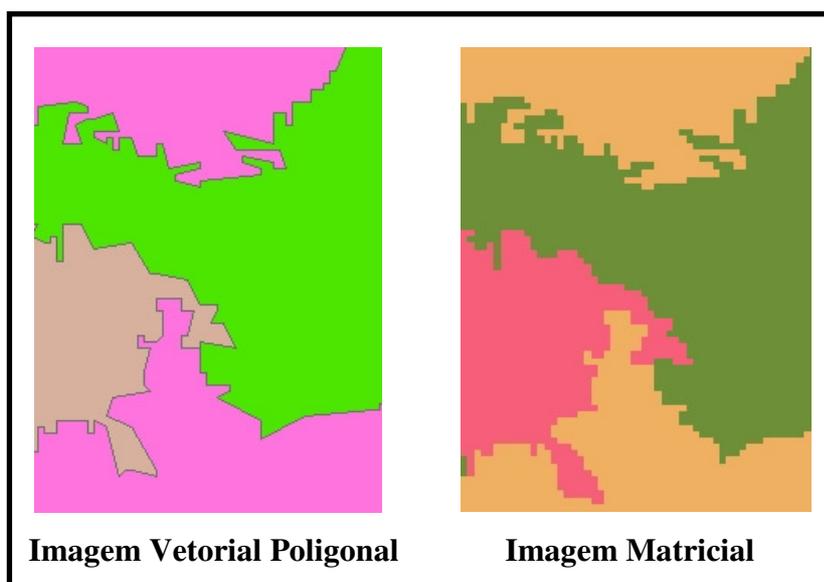


Figura 7: Estrutura Poligonal e Matricial.

2.12.2. Software Arcgis 9.2

O Arcgis 9.2 é uma versão do software Arcgis Desktop, desenvolvido pela ESRI (GIS and Mapping Software) para fins de SIG. Dependendo do propósito de uso, disponibilidade de dados e experiência do usuário, há três possibilidades de instalação do Arcgis 9.2, a saber:

- 1) Arcview: foca sobre uso, análise de dados e representação de mapas;
- 2) Arceditor: adiciona edição e criação de dados geográficos avançados;
- 3) Arcinfo: é mais completo e contempla funcionalidades e ferramentas ricas em geoprocessamento.

Para qualquer que seja a escolha de instalação do software Arcgis 9.2, existem três aplicativos principais, a saber:

- 1) Arcmap: é a principal aplicação do Arcgis, sendo utilizada para tarefas de mapeamento, edição e análises de mapas e seus respectivos dados.
- 2) Arccatalog: aplicação que ajuda os usuários a organizar e gerenciar toda a informação geográfica, tais como mapas, dados de campo, base de dados geográficos e ferramentas de geoprocessamento.
- 3) Arctoolbox: uma coleção organizada de ferramentas de geoprocessamento.

2.13. Modelagem Matemática

Segundo Iritani (1998) e citado por Bonganha et al. (2007), a modelagem matemática consiste na representação matemática do que acontece na natureza a partir de um modelo conceitual (ou matemático), idealizado com base no levantamento e interpretação de dados e observações do sistema do mundo real, tendo como objetivo uma melhor compreensão do sistema atual, possibilitando rever situações futuras, sempre buscando direcionar ações de decisão.

A modelagem matemática pode ser aplicada em diversas áreas do conhecimento e, também para diversos fins, tais como: economia, biologia, geografia, química, física e nas diversas especificações das engenharias.

Considerando a enorme preocupação com os problemas ambientais e, a necessidade de se prever os possíveis impactos no ambiente, a aplicação da modelagem matemática no âmbito ambiental têm se tornado cada vez mais importante (Bonganha et al., 2005).

2.13.1. Modelo Matemático

Um modelo matemático é uma representação matemática criada para representar fenômenos ou processos do mundo real (Felgueiras, 2001) e de acordo com Silva (2006) pode apresentar dois tipos de soluções:

— Soluções Analíticas: Constituem um conjunto de equações matemáticas destinadas a solução de uma classe específica de problema.

— Soluções Numéricas: Resultam no emprego de um conjunto de equações, utilizadas para descrever um determinado processo, que pode dar origem a um modelo matemático de simulação (Silva, 2006).

2.13.1.1. Modelo Matemático de Simulação

Segundo Silva (2006) os modelos matemáticos para simulação são desenvolvidos através de uma função f que produz uma saída y a partir de entradas de x e parâmetros de um sistema p . Sendo os fatores x , y e p uma variável, um vetor ou uma matriz.

A figura 8 apresenta a estrutura geral de funcionamento de um modelo de simulação:

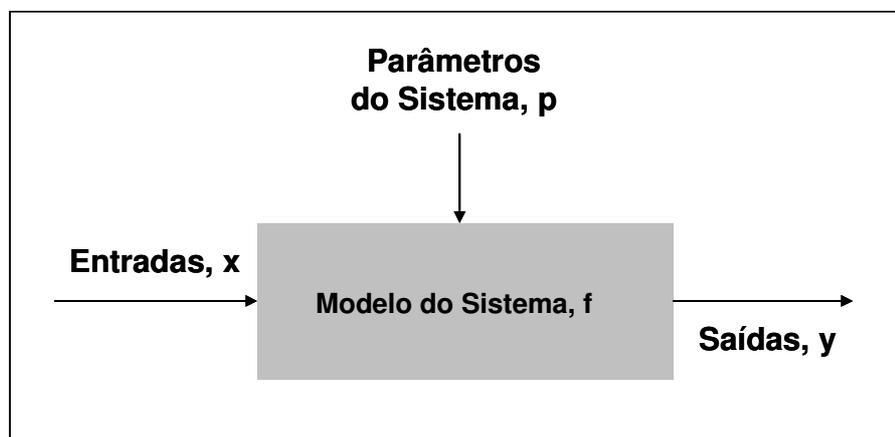


Figura 8: Estrutura de funcionamento de um modelo de simulação.

* Fonte: SILVA (2006).

2.13.1.2. Classificação dos Modelos Matemáticos

De acordo com Silva (2006) um modelo matemático pode ser classificado como determinístico ou estocástico, estático ou dinâmico, discreto ou contínuo.

Seguem abaixo as características de cada classificação de um modelo matemático:

__ Modelo Determinístico: É um modelo em que, para uma mesma entrada, o sistema produz sempre a mesma saída Ferraz et al. (1999). Para esse tipo de modelo não são consideradas variáveis aleatórias, i.e., sem conceitos probabilísticos (Renno & Soares, 2003).

__ Modelo Estocástico: Quando pelo menos uma das variáveis envolvidas no sistema apresenta comportamento aleatório (Renno & Soares, 2003).

__ Modelo Estático: É um modelo que possibilita a descrição do estado do sistema somente para dado momento (Silva, 2006), i.e., quando com um conjunto de dados de entrada produz-se um resultado, oriundo da solução das equações do modelo em um único passo (Renno & Soares, 2003)..

__ Modelo Dinâmico: É um modelo desenvolvido para representar o estado do sistema em função do avanço da variável tempo (Silva, 2006)

__ Modelo Discreto: Quando o avanço da variável tempo é procedido quando da ocorrência de um evento (Silva, 2006).

__ Modelo Contínuo: Quando o avanço de tempo é precedido de forma contínua, i.e., em intervalos de tempo com valores iguais (Silva, 2006).

2.13.2. Modelagem Ambiental

A modelagem ambiental é considerada uma das metodologias mais importantes e muito utilizadas na previsão e avaliação de impactos e processos

que ocorrem no ambiente (Goodchild, 1993). Ainda de acordo com Goodchild (1993), é possível encontrar na literatura estudos realizados a centenas de anos atrás, sobre modelos de aproximações numéricas e analíticas, nas áreas de biologia e ecologia.

Segundo Felgueiras (2001), os modelos ambientais são simplificações da realidade, de onde se abstraem os elementos mais importantes para uma aplicação, e são construídos a partir da observação dos dados espaciais e seus relacionamentos. Ainda de acordo com Felgueiras (2001), os modelos ambientais são utilizados para aumentar o conhecimento sobre um processo, predizer valores ou comportamentos em determinadas áreas e comprovar, ou não, hipóteses feitas sobre processos.

Dentre as diversas aplicações, a modelagem ambiental pode ser utilizado para estudos sobre: sistemas hidrológicos, processos que ocorrem na superfície e subsuperfície, modelos biológicos e ecológicos e modelos integrados em ambiente SIG.

2.13.2.1. Modelagem em Ambiente SIG

De acordo com Felgueiras (2001), modelagem em ambiente SIG consiste na implementação de um modelo matemático, que representa um fenômeno natural, no contexto de um Sistema de Informação Geográfica. Os modelos utilizados para esse fim, podem ser classificados em:

- 1) Modelos Lógicos – quando um atributo de saída é obtido a partir de aplicações de regras lógicas simples sobre os atributos de entrada;
- 2) Modelos Empíricos – são fundamentados a partir de experiências ou conhecimentos obtidos por percepção dos fenômenos ambientais;
- 3) Modelos Conceituais ou Modelos Físicos – são desenvolvidos a partir do entendimento dos processos físicos do fenômeno que está sendo modelado.

Segundo Heuvelink (1998) e citado por Felgueiras (2001), na prática, muitos modelos ambientais contêm componentes empíricas e conceituais, tais como os modelos de erosão de solo e os modelos para fins agrícolas.

Modelos hidrológicos, que são representações matemáticas do fluxo de água e seus constituintes sobre alguma parte da superfície terrestre, são também muito utilizados em ambiente SIG. De acordo com Santos & Zeilhofer (2005) a integração dos modelos hidrológicos em ambientes SIG propicia a possibilidade de padronização de bacias hidrográficas, além de facilitar: a manipulação de informações do modelo que agrega; as equações matemáticas; os mapas da região de estudo; os dados numéricos e, sobretudo permite a visualização e avaliação dos resultados no contexto geográfico.

É possível encontrar na literatura diversas pesquisas sobre modelagem ambiental em ambiente SIG, tais como:

— Em Machado et al. (2003), que aplicou o modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool), com interface em ambiente SIG, em uma microbacia hidrográfica, com o objetivo de simular o escoamento e a produção de sedimentos.

— Marra (2009), que apresentou um modelo computacional em interface com o SIG, através do ARCVIEW (ESRI), com o objetivo de definir a quantidade de nitrogênio e fósforo, que ficam disponíveis no solo e posteriormente são transportados através do escoamento superficial em uma bacia hidrográfica.

— Barros (2008) que utiliza o modelo MONERIS (Modelling Nutrient Emissions in River Systems) em ambiente SIG, com o objetivo de quantificar a emissão de nutrientes, provenientes de fontes pontuais e difusas, em uma bacia hidrográfica, destacando a importância em se prevenir a eutrofização dos corpos d'água.

— Pessoa et al. (2003) que estudou a elaboração de mapas de risco de contaminação das águas subterrâneas de uma microbacia, através do simulador CMLS-94 em interface com o sistema de informações geográficas IDRISI.

— Zeilhofer et al. (2003) que descreve a integração do modelo de simulação de qualidade da água QUAL2E em ambiente SIG, através do software ARCVIEW

(ESRI), destacando a automatização do modelo e a visualização dos resultados da modelagem em ambiente SIG.

2.13.2.1.1. Modelos para Escoamento Superficial de Pesticidas

Devido à possibilidade de transporte de poluentes e de pesticidas, através do escoamento superficial, muitos modelos têm sido desenvolvidos, com o objetivo de simular e avaliar as quantidades, as concentrações e os prováveis danos ambientais, causados pelo transporte desses pesticidas.

É possível encontrar na literatura diversos trabalhos sobre o escoamento superficial de pesticidas, tais como:

__ Li et al. (2003) que desenvolveram um modelo integrado ao SIG, com o objetivo de prever a perda de pesticidas, principalmente o pesticida atrazina, através do escoamento superficial em campos da agricultura, em Ontário (Canadá). Com isso, foi possível monitorar os resultados, analisando as razões e indicar soluções efetivas para o controle na aplicação de pesticidas;

__ Chen et al. (2005) que apresentaram o desenvolvimento de um modelo denominado PeLM (Pesticides Losses Model), com interface em ambiente SIG, com o objetivo de simular a perda de pesticidas através do escoamento superficial e transporte de sedimentos em bacia hidrográfica;

__ Barra et al. (2000) que aplicaram um modelo de fugacidade de multimeios, denominado SoilFug e com interface com ambiente SIG, com o objetivo de prever a presença de pesticidas em águas superficiais em bacia hidrográfica. Este estudo combinou 14 unidades geográficas uniformes, para então estimar concentrações de pesticidas em rios;

__ Tian et al. (1997) que estudaram a integração do modelo matemático EPIC-PST com interface em ambiente SIG, com o objetivo de avaliar o potencial de perdas de pesticidas através dos processos de lixiviação e escoamento superficial de inseticidas, no sudoeste de Oklahoma.

— Probst et al. (2005) que utilizaram o modelo REXTOX (Ratio of Exposure to toxicity – proposto inicialmente em OECD (2000), em interface com ambiente SIG, com o objetivo de estimar concentrações de pesticidas em córregos, após escoamento superficial. Esta pesquisa foi desenvolvida para 737 sítios, localizados em uma bacia hidrográfica na Alemanha.

2.13.3. Modelo Utilizado (Tese)

Para esta tese, foi utilizado o modelo REXTOX, por utilizar em sua equação geral (descrita no cap.3.4.6.), fatores importantes no escoamento superficial, tais como: índice de escoamento, degradação do pesticida, sorção do pesticida pelo solo, interceptação foliar, declividade da região. Apesar de não apresentar em sua equação geral, o fator de lixiviação do pesticida, este modelo possui a vantagem de considerar qualquer processo de lixiviação, embutido no índice de escoamento superficial (descrito com mais detalhes no cap.XX).

Segundo Probst et al. (2005), o modelo REXTOX foi proposto inicialmente pela OECD (2000), com o objetivo de simular a porcentagem de pesticida (após aplicação), presente no escoamento superficial. Posteriormente, este modelo foi utilizado por Berenzen et al. (2004), onde também simulou concentrações de pesticidas, no escoamento superficial.

O modelo REXTOX foi modificado e adequado para esta tese, uma vez que desconsidera o fator declividade em sua equação geral, incluindo este fator numa etapa de simulação em SIG. Dessa forma, busca-se a obtenção de resultados quantitativos e qualitativos mais significativos, com relação à presença de paraquat no escoamento superficial, uma vez que os resultados são ponderados em função da variação da declividade na área de estudo.