



01177

**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO**

**DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO  
FACULTAD DE INGENIERÍA**

**TESIS:**

**"MIGRACIÓN DE HERBICIDAS (ATRAZINA Y 2,4-D)  
EN SUELO DEL DISTRITO DE RIEGO 063,  
GUASAVE, SINALOA"**

**PRESENTADA POR:**

**ING. LUIS CARLOS GONZÁLEZ MÁRQUEZ**

**COMO REQUISITO PARA OBTENER  
EL GRADO DE**

**MAESTRO EN INGENIERÍA  
(AMBIENTAL)**

**DIRIGIDA POR:**

**DR. MANFRED VAN AFFERDEN**



JIUTEPEC, MORELOS

2005

m345186



Universidad Nacional  
Autónoma de México

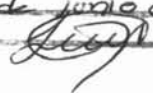


**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

... a la Dirección General de Bibliotecas: : :  
UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el  
contenido de mi trabajo recepcional.  
NOMBRE: Luis Carlos  
González Martínez  
FECHA: 02 de junio de 2005  
FIRMA: 

## *Agradecimientos*

A la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), a la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería (DEPFI-UNAM) Campus Morelos, y al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA).

A mi Director de Tesis, Dr. Manfred van Afferden, por su paciencia y motivación; así como por las ideas aportadas para la realización del presente estudio.

A mis sinodales, Dra. Anne M. Hansen, Dr. Simón González Martínez, Dra. Rosario Iturbe Arguelles, y M.C. Marisela Bernal González, cuyos comentarios y sugerencias sirvieron para enriquecer este trabajo.

A mis compañeros y amigos, Angélica Guillén, Orlando Quintero, Franklin Torres, Arturo Hernández, Magdalena Villalobos, Valeria Dávila, Josefina Vergara, Dolores Martínez e Isaac Bonola, por su apoyo y colaboración.

## *Dedicatoria*

Dedico esta tesis a mi mamá:

Maria Evelia Márquez López

Abuelos:

Luis Márquez López

Maria de Jesús López Suárez

A mi compañera y amiga:

Ivette Renée Hansen Rodríguez

---

**CONTENIDO**

<b>NOMENCLATURA .....</b>	<b>VII</b>
<b>1 INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>1</b>
1.1 Objetivos .....	3
<b>2 MARCO TEÓRICO.....</b>	<b>4</b>
2.1 Suelo.....	4
2.2 Plaguicidas .....	5
2.2.1 Clasificación de los plaguicidas .....	6
2.2.2 Plaguicidas Utilizados.....	8
2.3 Procesos que gobiernan la concentración de plaguicidas en el agua subterránea.....	10
2.3.1 Ocurrencia y movimiento de agua en el subsuelo .....	11
2.3.2 Contaminación por plaguicidas .....	12
2.3.3 Adsorción .....	13
2.3.4 Distribución de solutos en el subsuelo .....	16
2.3.5 Convección - Dispersión .....	17
2.3.6 Degradación biológica .....	19
2.4 Modelación matemática del movimiento de los plaguicidas hacia las aguas subterráneas .....	22
2.4.1 Modelos existentes en función del método empleado .....	22
2.4.2 Modelos existentes según el uso al que se destinan .....	23
2.5 Normatividad.....	24
<b>3 GENERALIDADES DEL DISTRITO DE RIEGO 063.....</b>	<b>26</b>
3.1 Ubicación .....	26
3.2 Clima.....	27
3.3 Edafología .....	27
3.4 Hidrología.....	28
3.5 Agricultura .....	28
3.6 Agroquímicos que se utilizan en el Distrito de Riego 063 .....	30
3.6.1 Fertilizantes.....	30
3.6.2 Plaguicidas .....	31

---

<b>4 METODOLOGÍA .....</b>	<b>33</b>
4.1 Selección del área de estudio.....	34
4.2 Muestreo y caracterización de suelos .....	35
4.2.1 Muestreo de suelos .....	35
4.2.2 Caracterización del suelo .....	36
4.3 Adsorción .....	43
4.3.1 Adsorción de atrazina.....	43
4.3.2 Adsorción de 2,4-D .....	46
4.4 Biodegradación.....	47
4.4.1 Biodegradación de atrazina .....	47
4.4.2 Biodegradación de 2,4-d .....	48
4.5 Transporte en columnas.....	49
4.5.1 Atrazina.....	49
4.5.2 2,4-D .....	50
4.6 Pesticide Leaching Model (Pelmo).....	51
<b>5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....</b>	<b>57</b>
5.1 Granulometría.....	57
5.2 Selección del área de estudio.....	57
5.3 Suelo.....	59
5.3.1 Conductividad hidráulica .....	60
5.4 Compactación.....	61
5.5 Adsorción .....	62
5.5.1 Adsorción de atrazina.....	62
5.5.2 Adsorción de 2,4-D .....	64
5.6 Coeficiente de distribución.....	66
5.7 Biodegradación.....	67
5.7.1 Atrazina.....	67
5.7.2 2,4-D .....	68
5.8 Transporte en columnas.....	69
5.8.1 Atrazina .....	70
5.8.2 2,4-D .....	71
5.9 Simulación con el modelo PELMO.....	72
5.9.1 Simulación del transporte de atrazina .....	73
5.9.2 Simulación del transporte de 2,4-D.....	77

---

<b>6 CONCLUSIONES</b> .....	<b>80</b>
<b>7 RECOMENDACIONES</b> .....	<b>81</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA</b> .....	<b>82</b>
Anexo A. Granulometrías de los puntos de muestreo .....	87
Anexo B. Datos experimentales de adsorción de atrazina.....	91
Anexo C. Datos climatológicos.....	97
Anexo D. Descripción de los parámetros usados en PELMO .....	100
Anexo E. Análisis de sensibilidad del modelo PELMO.....	102

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1</b>	Triángulo de clasificación de suelos de Departamento de Agricultura de los E.U.A. ....	4
<b>Figura 2</b>	Molécula de atrazina.....	8
<b>Figura 3</b>	Molécula de 2,4-D.....	9
<b>Figura 4</b>	Procesos que determinan la dinámica de plaguicidas en el suelo.....	10
<b>Figura 5</b>	Localización de la zona no saturada y de la zona saturada.....	11
<b>Figura 6</b>	Contaminación por plaguicidas.....	12
<b>Figura 7</b>	Isoterma de Freundlich.....	14
<b>Figura 8</b>	Isoterma de Langmuir.....	15
<b>Figura 9</b>	Dispersión mecánica A y B; difusión molecular C. (Frezze y Cherry, 1979).....	17
<b>Figura 10</b>	Transporte preferencial y uniforme (Frezze y Cherry, 1979).....	18
<b>Figura 11</b>	Ubicación de la zona de estudio.....	26
<b>Figura 12</b>	Profundidad promedio del agua en el acuífero de Guasave, Sin., resultado de monitoreos realizados de 1998 al 2000. Fuente: Valle, 2001.....	29
<b>Figura 13</b>	Metodología.....	33
<b>Figura 14</b>	Módulos del DR 063, Guasave, Sin. (unidades UTM).....	36
<b>Figura 15</b>	Permeámetro de carga constante.....	42
<b>Figura 16</b>	Metodología para determinar la adsorción de plaguicidas en suelo.....	44
<b>Figura 17</b>	Degradación de herbicidas en suelo húmedo.....	47
<b>Figura 18</b>	Experimento de degradación de atrazina y 2,4-D.....	48
<b>Figura 19</b>	Columna utilizada en el experimento de transporte de atrazina y 2,4-D.....	49
<b>Figura 20</b>	Ubicación del área de estudio en el DR 063. Coordenadas en unidades UTM.....	58
<b>Figura 21</b>	Granulometría del suelo estudiado, San José de la Brecha.....	59
<b>Figura 22</b>	Hoja de entrada del programa para el cálculo de conductividad hidráulica.....	60
<b>Figura 23</b>	Conductividad hidráulica y energías de compactación.....	61
<b>Figura 24</b>	Isoterma de adsorción de atrazina.....	62
<b>Figura 25</b>	Isoterma lineal de atrazina en suelo de San José de la Brecha.....	63
<b>Figura 26</b>	Isoterma de Freundlich para atrazina en suelo de San José de la Brecha.....	63
<b>Figura 27</b>	Isoterma de adsorción de 2,4-D.....	64
<b>Figura 28</b>	Linealización de la isoterma de 2,4-D en suelo de San José de la Brecha.....	65
<b>Figura 29</b>	Isoterma de Freundlich para 2,4-D en suelo de San José de la Brecha.....	65
<b>Figura 30</b>	Porcentajes de degradación de atrazina y 2,4-D, en suelo del DR 063.....	67
<b>Figura 31</b>	Infiltración de atrazina en suelo (columna); ♦ experimentales; - modelo.....	70
<b>Figura 32</b>	Infiltración de 2,4-D en suelo (columna); Datos ♦ experimentales; - modelo.....	71
<b>Figura 33</b>	Estimación de la infiltración de atrazina en suelo de San José de la Brecha con precipitación pluvial alta; ♦ escenario I, ▲ escenario II.....	74
<b>Figura 34</b>	Plaguicida que entra al manto freático.....	75



---

<b>Figura 35</b>	Estimación de la infiltración de atrazina en suelo de San José de la Brecha con precipitación pluvial baja; ♦ escenario I, ▲ escenario II.....	76
<b>Figura 36</b>	Estimación de la infiltración de 2,4-D en suelo de San José de la Brecha con precipitación pluvial alta; ♦ escenario I, ▲ escenario II .....	78
<b>Figura 37</b>	Estimación de la infiltración de 2,4-D en suelo de San José de la Brecha con precipitación pluvial baja; ♦ escenario I, ▲ escenario II.....	79
<b>Figura 38</b>	Muestra 1 .....	87
<b>Figura 39</b>	Muestra 2 .....	87
<b>Figura 40</b>	Muestra 3 .....	88
<b>Figura 41</b>	Muestra 4 .....	88
<b>Figura 42</b>	Muestra 5 .....	89
<b>Figura 43</b>	Muestra de San José de la Brecha.....	89
<b>Figura 44</b>	Muestra de La Cofradía .....	90
<b>Figura 45</b>	Muestra de Tobobombo .....	90

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1</b>	Clasificación de tamaños de partículas de suelo de acuerdo al sistema del Departamento de Agricultura de los E.U.A. ....	5
<b>Tabla 2</b>	Características fisicoquímicas de la atrazina .....	8
<b>Tabla 3</b>	Características fisicoquímicas de 2,4-D.....	9
<b>Tabla 4</b>	Plaguicidas prohibidos y de uso restringido en México.....	25
<b>Tabla 5</b>	Módulos de riego .....	28
<b>Tabla 6</b>	Consumo total de fertilizantes en los principales cultivos .....	30
<b>Tabla 7</b>	Principales plaguicidas utilizados en el DR 063 (ciclo otoño-invierno 98-99) y en el 076 (ciclo otoño-invierno de 97-98).....	31
<b>Tabla 8</b>	Puntos de muestreo y coordenadas .....	35
<b>Tabla 9</b>	Diseño experimental de adsorción de atrazina en suelo.....	45
<b>Tabla 10</b>	Diseño experimental de adsorción de 2,4-D en suelo del Distrito de Riego 063.....	46
<b>Tabla 11</b>	Sumario de los procesos simulados en PELMO .....	51
<b>Tabla 12</b>	Composición de las muestras de suelo del DR 063 .....	57
<b>Tabla 13</b>	Características físico-químicas de la muestra de suelo estudiado.....	59
<b>Tabla 14</b>	Valores de $K_d$ y $n_d$ para Atrazina y 2,4-D y sus coeficientes de correlación, así como $K_{OC}$ para el suelo en estudio.....	66
<b>Tabla 15</b>	Constantes de degradación (K), vida media ( $T_{1/2}$ ), y coeficientes de correlación ( $r^2$ ) de atrazina y 2,4-D en suelo .....	68
<b>Tabla 16</b>	Precipitación pluvial, lámina de riego y temperaturas correspondientes a los dos escenarios climatológicos utilizados en las simulaciones .....	72
<b>Tabla 17</b>	Coefficiente de biodegradación de atrazina y factores de transformación con respecto a la profundidad, utilizados en la simulación con PELMO .....	73
<b>Tabla 18</b>	Resultados de simulación para los diferentes escenarios para atrazina.....	76
<b>Tabla 19</b>	Coefficiente de biodegradación de 2,4-D y factores de transformación respecto a la profundidad .....	77
<b>Tabla 20</b>	Resultados simulación (máxima concentración) para los escenarios 2,4-D .....	79
<b>Tabla 21</b>	Cuentas por minuto (cpm) obtenidas de la adsorción de atrazina en suelo.....	91
<b>Tabla 22</b>	Concentraciones de atrazina en agua y suelo después de 24 h de contacto .....	92
<b>Tabla 23</b>	Cuentas por minuto (cpm) obtenidas de la adsorción de 2,4-D en suelo .....	93
<b>Tabla 24</b>	Concentraciones de 2,4-D en agua y suelo después de 24 h de contacto.....	94
<b>Tabla 25</b>	Datos experimentales de atrazina.....	95
<b>Tabla 26</b>	Datos experimentales de 2,4-D.....	96
<b>Tabla 27</b>	Precipitación pluvial mensual (mm de agua) del año 1969 a 1996 (IMTA, 2001).....	97
<b>Tabla 28</b>	Precipitación pluvial en el año 1983 (IMTA, 2001) .....	98
<b>Tabla 29</b>	Precipitación pluvial en el año 1987 (IMTA, 2001) .....	99
<b>Tabla 30</b>	Valores del índice de MAROV.....	103

---

**NOMENCLATURA**

ASTM	American Society for Testing and Materials
ATSDR	Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades
CICOPLAFEST	Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas
CIIDIR	Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional
DR	Distrito de Riego
FOCUS	FORum for the Coordination of pesticide fate models and their USE
h	Hora
ha	Hectárea
HSDB	Hazardous Substances Data Bank
IMTA	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
In	Pulgadas
INE	Instituto Nacional de Ecología
kg	Kilogramos
L	Litro
LMP	Límite Máximo Permisible
NOM	Norma Oficial Mexicana
OECD	Organización para el Desarrollo y Cooperación Económica
PELMO	Pesticide Leaching Model
PRZM	Pesticide Root Zone Model
SEMARNAP	Secretaria del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca
SINHDR	Sistema de información hidroagrícola de distritos de riego
SPRITER	Sistema de Pronóstico del Riego en Tiempo Real
UNAM	Universidad Nacional Autónoma de México
USDA	United States Department of Agriculture
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WHO	World Health Organization

**ABSTRACT**

Two of the most used pesticides in the irrigation districts (DR) located at the north of Sinaloa are atrazine and 2,4-D. Among the most important chemical and physical characteristics that influence environmental fate and transport of pesticides in soil are water solubility, distribution coefficient, vapor pressure, ionization and degradation.

This work has been presented in three sections: The first shows the study area selection; the second describes the determination of adsorption and hydraulics coefficients and biodegradation kinetics which allow the quantification of atrazine and 2,4-D migration in soil; and the third consists in simulation of contamination risk scenarios using a mathematical model.

The study area selection (San José de la Brecha, Gve., Sin.) was done analyzing the regional information and particle size analysis of soil samples from different areas of the irrigation district. The selected soil is sandy (70%) and the average depth of the water table is 1.5.

In comparison with other published results, degradation kinetics of atrazine and 2,4-D on the study soil are slow ( $0.0057 \text{ d}^{-1}$  and  $0.095 \text{ d}^{-1}$ ), particularly atrazine degradation of 18.7% was reached in as long as three months. The atrazine adsorption results adjust to the linear adsorption equation; 2,4-D adjusts better to the Freundlich equation. Adsorption coefficients are  $2.74 \text{ L kg}^{-1}$  and  $0.7952 \text{ L kg}^{-1}$  for atrazine and 2,4-D, respectively.

Numerical simulation using experimentally obtained and field data, suggest that leaching of the herbicides may occur to the groundwater. The atrazine concentrations that moves with water through the soil profile to the water table are in the range or exceeds the limits recommended by the World Health Organization (WHO) for drinking water. The limit was reached eight years after application of a constant dose of atrazine of  $0.375 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ; the maximum atrazine concentration in the lixivate was  $5.7 \mu\text{g L}^{-1}$ , sixteen years after application. The concentration and the arrival time of atrazine and 2,4-D into the water table are mainly controlled by the degradation and adsorption.

The methodology of this work can be applied as a useful tool to estimate the leaching risk of pesticides in soil and to know the behavior of pesticides in other irrigation districts.

---

## RESUMEN

En los distritos de riego (DR) de la parte norte de Sinaloa se utilizan una gran variedad de plaguicidas, entre los cuales, atrazina y 2,4-D son dos de los más utilizados.

Entre las propiedades físicas y químicas de los plaguicidas que más influyen en su comportamiento ambiental y que pueden favorecer la exposición a los ecosistemas y a los seres humanos se encuentran la solubilidad en agua, el coeficiente de distribución, la presión de vapor, la ionización y la degradabilidad.

Este trabajo consiste de tres etapas: La primera es la determinación del área de estudio. La segunda etapa es la determinación de los coeficientes de adsorción, hidráulicos y cinéticas de biodegradación, los cuales permiten cuantificar la migración de atrazina y 2,4-D en el suelo. La tercera etapa consiste en simular escenarios de riesgo de contaminación con un modelo matemático.

La selección del área de estudio (San José de la Brecha, Guasave, Sin) se hizo a partir de un análisis de información de la región; así como de análisis granulométricos de muestras de suelo de diferentes zonas del DR. El suelo seleccionado es arenoso (70%) y el manto freático en la zona está a una profundidad promedio de 1.5 m.

En comparación con otros estudios, las cinéticas de degradación (en el suelo en estudio) de atrazina y 2,4-D son lentas ( $0.0057 \text{ d}^{-1}$  y  $0.095 \text{ d}^{-1}$ ), particularmente en el caso de atrazina donde se alcanzó solo un 18.7% de degradación en tres meses. Los resultados de adsorción de atrazina se ajustan a la ecuación de adsorción lineal; 2,4-D se ajusta mejor a la ecuación de Freundlich. Los coeficientes de adsorción son  $2.74 \text{ L kg}^{-1}$  y  $0.7952 \text{ L kg}^{-1}$  para atrazina y 2,4-D, respectivamente.

En la simulación del transporte de los herbicidas se observó que bajo las condiciones utilizadas existe riesgo de infiltración, ya que las concentraciones de atrazina que entran al manto freático están en el rango o exceden el límite que recomienda la Organización Mundial de la Salud (OMS) para agua potable.

El límite fue alcanzado después de ocho años y se presentó después de aplicar una dosis constante de atrazina de  $0.375 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ; la máxima concentración de atrazina debajo del perfil de suelo fue  $5.7 \mu\text{g L}^{-1}$ , la cual se alcanzó después de 16 años de simulación.

La biodegradación y adsorción son los parámetros que rigen la concentración y el tiempo de arribo de atrazina y 2,4-D al manto freático de la zona de estudio.

La metodología de esta tesis puede representar una herramienta de gran utilidad para estimar los riesgos de infiltración de plaguicidas en suelo, pudiendo así ser utilizada para conocer el comportamiento de los plaguicidas en otros distritos de riego.

## 1 INTRODUCCIÓN

En México anualmente se siembran alrededor de 20 millones de hectáreas, de las cuales 6 millones son de riego; la producción en esta superficie es cercana al 55% del valor total de la cosecha nacional. De la superficie que cuenta con riego, 3.3 millones de hectáreas están comprendidas dentro de los 86 Distritos de Riego (DR) que operan en el país (CNA, 2001).

En la cuenca Pacífico Norte (III) se desarrollan diversas actividades productivas, como el turismo, la agricultura, la pesca y la acuicultura. En la parte norte de dicha cuenca (Sinaloa) las actividades más importantes son, sin duda, la agricultura y la acuicultura. Cada una de las cuales presenta una problemática particular con respecto al agua que utilizan y desechan. Una de las problemáticas principales en el sector agrícola es el gran volumen de plaguicidas introducidos al ambiente anualmente (SEMARNAP-IMTA, 2000).

En los distritos de riego de la parte norte del estado de Sinaloa se utiliza una gran variedad de plaguicidas, entre los cuales, atrazina y 2,4-D son dos de los herbicidas más utilizados (IMTA-UNAM, 1999; SEMARNAP-IMTA, 2000). La aplicación de plaguicidas en los campos agrícolas es una necesidad, pero a su vez es una preocupación, debido a los efectos que puede provocar en la salud humana; es por ello el interés y la preocupación por conocer el comportamiento de estos agroquímicos en el ambiente. La aplicación de plaguicidas al suelo es un problema que nos concierne a todos.

En México no está prohibida la aplicación de atrazina y 2,4-D en la agricultura. Sin embargo, en la NOM-127-SSA1-1994 (Norma Oficial Mexicana, 1994) se establece un límite máximo permisible (LMP) para 2,4-D en agua para uso y consumo humano de 0.05 mg/l; mientras que para atrazina no existen límites para concentraciones en el agua. No obstante, el límite que establece la Organización Mundial de Salud para este herbicida en el agua para consumo humano, es de 0.002 mg/l.

El movimiento vertical de plaguicidas en el subsuelo puede resultar en la contaminación del agua subterránea. Es por ello que el estudio de la migración de herbicidas en el suelo es de gran importancia en el ambiente ecológico y económico; por lo cual existe la necesidad de realizar

un estudio de este tipo en suelo del distrito de riego 063, ya que esto permitirá conocer los mecanismos que rigen el movimiento de los plaguicidas en el suelo de la región, y así conocer y prever efectos, consecuencias e impactos de los herbicidas en el medio ambiente; además de establecer medidas de manejo y control.

Desde mayo de 2001, a través del Convenio de Estocolmo, 127 países adoptaron un tratado de la Organización de las Naciones Unidas (ONU) para prohibir o minimizar el uso de doce de las sustancias tóxicas más utilizadas en el mundo, además existe una lista de otros Compuestos Orgánicos Persistentes (COP) candidatos a inclusión en el Convenio; entre estos compuestos se encuentra atrazina. México depositó la ratificación de este Convenio en febrero de 2003 y entró en vigor en mayo de 2004. Al firmar este Convenio México se ve en la obligación de impedir la producción, uso y liberación al medio ambiente de los COP; así como en un periodo de dos años desarrollar planes de acción nacional que permitan cumplir con las obligaciones de adhesión al Convenio (INE, 2004).

En México se han desarrollado estudios de la migración de plaguicidas (Német, 1996), de agroquímicos (Hansen *et al*, 1998) y de biodegradación de plaguicidas (Hansen *et al*, 2000; Afferden y Hansen, 2001; Guillen, 2001). Estos estudios se han realizado en la parte central y sureste del país. Hasta la fecha no se tienen datos de estudios de migración de herbicidas en suelos agrícolas del noroeste del país, región geográfica donde se ubica el distrito de riego 063 (Guasave, Sin.).



## **1.1 Objetivos**

El objetivo general de este trabajo es evaluar los procesos asociados a la migración de atrazina y 2,4-D en suelo del distrito de riego 063, Guasave, Sinaloa.

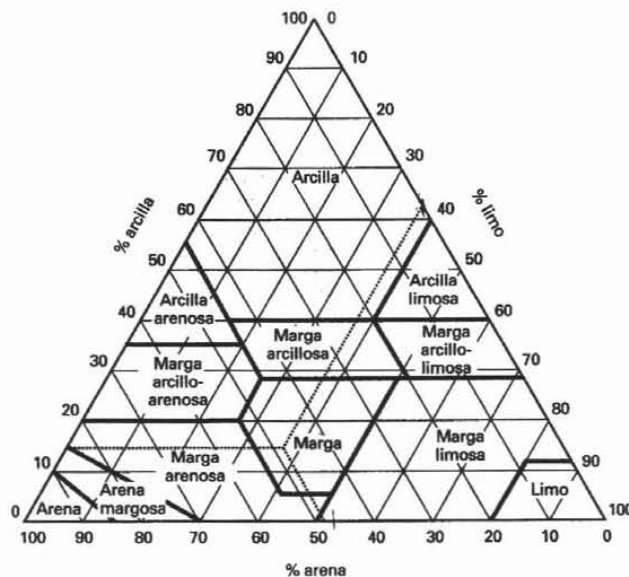
Para poder cumplir con tal objetivo se desarrollaron los siguientes alcances:

- Investigar los procesos de adsorción, biodegradación y transporte de atrazina y 2,4-D a nivel laboratorio
- Implementar una metodología que permita evaluar los procesos físicos, químicos y biológicos involucrados en la migración de plaguicidas en suelos agrícolas
- Presentar una evaluación de los riesgos de contaminar el manto freático por lixiviación, para diferentes escenarios de manejo de atrazina y 2,4-D

## 2 MARCO TEÓRICO

### 2.1 Suelo

El suelo se define como un conjunto de materiales biogeoquímicos sobre los cuales pueden crecer las plantas; teniendo propiedades estructurales y biológicas que los distinguen de las rocas y sedimentos, de los cuales ellos son originados; consistiendo de sistemas ecológicos dinámicos que proporcionan soporte físico y nutrientes para el crecimiento de las plantas y microorganismos (Pierzinski *et al*, 2000). Las propiedades físicas y químicas de los suelos influyen en gran manera en la aireación, la disponibilidad de nutrientes y la retención de agua y, por lo tanto, en la actividad biológica. Las propiedades más importantes que engloban estos grupos son el tamaño de partícula, la porosidad, la humedad, el estado de aireación, la composición química, la fracción de arcilla, la capacidad de intercambio catiónico y la fracción orgánica. El suelo está compuesto de materiales sólidos, con tamaños que van desde fragmentos de rocas hasta materiales finos como las finas arcillas (Tabla 1). Las partículas del suelo se definen en base a su diámetro, ya que raramente existen como objetos esféricos. Los tamaños de partículas del suelo a menudo difieren con los sistemas de clasificación utilizados por diferentes grupos. En este trabajo se utilizó el sistema de clasificación de suelos del Departamento de Agricultura de los E.U.A.



**Figura 1** Triángulo de clasificación de suelos de Departamento de Agricultura de los E.U.A.

**Tabla 1** Clasificación de tamaños de partículas de suelo de acuerdo al sistema del Departamento de Agricultura de los E.U.A.

Partículas del suelo	Diámetro (mm)	Comparación
FRAGMENTOS GRUESOS		
Fragmentos de rocas	> 254	Mayor de 10 in
Guijarros	75 – 254	3 a 10 in
Gravas	2 – 75	0.08 a 3 in
PARTÍCULAS DEL SUELO		
Arena	2.00 – 0.05	Punta de lápiz Cristales de sal Grosor de una página Casi invisible a la vista
Muy gruesa	2.00 – 1.00	
Gruesa	1.00 – 0.50	
Media	0.50 – 0.25	
Fina	0.25 – 0.10	
Muy fina	0.10 – 0.05	
Limo	0.05 – 0.002	Raíz de cabello Nemátodo Hongo
Grueso	0.05 – 0.020	
Medio	0.02 – 0.010	
Fina	0.01 – 0.002	
Arcilla	< 0.002	Bacteria Virus
Gruesa	0.002 – 0.0002	
Fina	< 0.0002	

Existen 12 clases de textura de suelo que se definen por las proporciones relativas de arena, limo y arcilla que forman la muestra de suelo (Figura 1).

## 2.2 Plaguicidas

Según el Catálogo Oficial de Plaguicidas, un *plaguicida* es cualquier sustancia o mezcla de sustancias que se destina a controlar cualquier plaga, incluidos los vectores que transmiten enfermedades a seres humanos y animales, las especies no deseadas que causen perjuicio o que interfieran con la producción agropecuaria y forestal; así como las que interfieran con el

bienestar del hombre y de los animales. Se incluyen en esta definición las sustancias defoliantes y las desecantes (CICOPLAFEST, 2002).

### 2.2.1 Clasificación de los plaguicidas

Los plaguicidas se pueden clasificar de varias maneras. A continuación se presenta la clasificación presentada en el Catálogo Oficial de Plaguicidas:

#### 1. *Concentración:*

- a) Plaguicida técnico: La máxima concentración del ingrediente activo obtenida como resultado final de su fabricación.
- b) Plaguicida formulado: Mezcla de uno o más plaguicidas técnicos, con uno o más ingredientes conocidos como “inertes”, cuyo objeto es dar estabilidad al ingrediente activo o hacerlo útil y eficaz; constituye la forma usual de aplicación de los plaguicidas.

#### 2. *Organismos que controla:*

- a) Insecticida: Control de insectos
- b) Acaricida: Control de ácaros
- c) Funguicida: Control de hongos y levaduras
- d) Bactericida: Control de bacterias
- e) Antibiótico: Control de bacterias
- f) Herbicida: Control de hierba y maleza
- g) Rodenticida: Control de roedores
- h) Molusquicida: Control de moluscos

#### 3. *Modo de acción:*

- a) De contacto: Actúa principalmente al ser absorbido por los tejidos externos de la plaga
- b) De ingestión: Debe ser ingerido por la plaga para su acción efectiva
- c) Sistémico: Al aplicarse en plantas o animales se absorbe y traslada por su sistema vascular a puntos remotos del lugar en que se aplica y en los cuales actúa
- d) Fumigante: Se difunde en estado gaseoso o de vapor y penetra por todas las vías de absorción
- e) Repelente: Impide que las plagas ataquen
- f) Defoliante: Causa la caída del follaje de las plantas

#### 4. *Composición química:*

Los ingredientes activos pueden ser:

- a) **Compuestos inorgánicos:** Compuestos que carecen de carbono
- b) **Compuestos orgánicos:** Son aquellos que contienen átomos de carbono en su estructura química, la mayoría son de origen sintético, fabricados a partir de compuestos químicos básicos; algunos son extraídos de plantas por lo que se conocen como botánicos
- c) **Plaguicidas biológicos:** Se llama así a los virus, microorganismos o derivados de su metabolismo, formulados como insumos, que pueden controlar a una plaga en particular

#### 5. *Persistencia:* Conforme el tiempo que transcurre entre la aplicación y la degradación ambiental del compuesto se clasifican como:

- a) Ligeramente persistente: menos de 4 semanas
- b) Poco persistentes: de 4 a 26 semanas
- c) Medianamente persistente: de 27 a 52 semanas
- d) Altamente persistente: de 1 a 20 años
- e) Permanente: más de 20 años

#### 6. *Uso:* Agrícola, forestal, urbano, para jardinería, pecuario, doméstico e industrial

#### 7. *Familia química:*

- |                     |  |
|---------------------|--|
| a) Organoclorados   | l) Guanidinas y naftoquinonas                                    |
| b) Organofosforados | m) Organoestánicos   |
| c) Carbamatos       | n) Orgánicos con azufre  |
| d) Piretroides      | o) Clorofenoxi   |
| e) Botánicos        | p) Dinitrofenoles  |
| f) Biológicos       | q) Derivados de la urea  |
| g) De cobre         | r) Triazinas   |
| h) Tiocarbamatos    | s) Derivados de los ácidos tricoloroacético y tricloropicolínico |
| i) Ftalimidias      | t) Bipiridílicos   |
| j) Carboxamidas     | u) Otros   |
| k) Carboximidias    |  |

## 2.2.2 Plaguicidas Utilizados

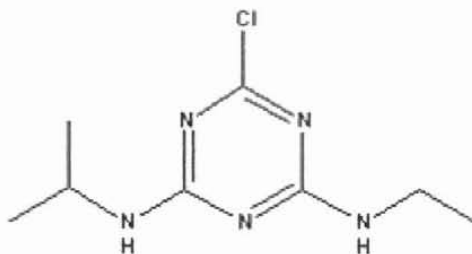
### Atrazina

Este herbicida se descubrió e introdujo al mercado en los años 50's y actualmente se utiliza en todo el mundo debido a su bajo costo y a su efectividad para evitar la pérdida de cultivos por la proliferación de hierba. La atrazina pura es un polvo blanco sin olor, no muy volátil, reactivo o inflamable, y no se disuelve fácilmente en agua. Por su constitución química la atrazina pertenece al grupo de los herbicidas triazínicos organoclorados. La atrazina es un herbicida pre y post-emergente. Es ampliamente usado para el control selectivo de malezas, principalmente en cultivos de maíz, sorgo y caña de azúcar. Uno de los nombres comerciales de la atrazina es Gesaprim y su nombre químico, según la Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (IUPAC, por sus siglas en inglés), es 6-cloro-N<sup>2</sup>-etil-N<sup>4</sup>-isopropil-1,3,5-triazina-2,4-diamina; el ingrediente activo de la atrazina es 2-cloro-4-etilamina-6-isopropilamina-s-triazina. Las características fisicoquímicas de atrazina y su fórmula estructural se muestran a continuación (ATSDR, 2004).

**Tabla 2** Características fisicoquímicas de la atrazina

Parámetro	Características
Peso molecular	215.69 g/mol
Punto de fusión	173-175°C
Presión de vapor	2.89 x 10 <sup>-7</sup> mm Hg a 25°C
Solubilidad	33 mg/L en agua a 22°C
pKa	1.68
log Kow	2.61
Constante de Henry	2.96 x 10 <sup>-9</sup> atm·m <sup>3</sup> /mol a 25°C

Fuente: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp153-c4.pdf>



**Figura 2** Molécula de atrazina

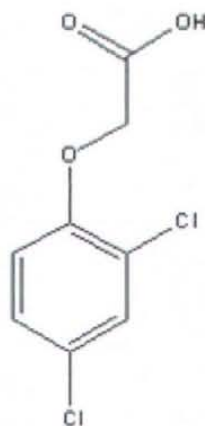
**2,4-D**

El nombre común es 2,4-D y el nombre químico (IUPAC) ácido 2,4-diclorofenoxi-acético. Uno de los nombres comerciales de 2,4-D es Agramina. Este compuesto es ampliamente usado en el control de malezas en cereales, con dosis de aplicación entre 0.28-2.3 kg/ha (Worthing y Hance, 1991). La actividad residual del 2,4-D en suelo es limitada a aproximadamente seis semanas (Hartley y Kidd, 1987). Las características fisicoquímicas de 2,4-D y su fórmula estructural se muestran a continuación.

**Tabla 3** Características fisicoquímicas de 2,4-D

Parámetro	Características
Peso molecular	221.04 g/mol
Punto de fusión	138°C
Presión de vapor	8.25X10 <sup>-8</sup> mm Hg a 20°C
Solubilidad	677 mg/L en agua a 25°C
pKa	2.73
log Kow	2.81
Constante de Henry	8.6x10 <sup>-6</sup> atm·m <sup>3</sup> /mol a 20°C

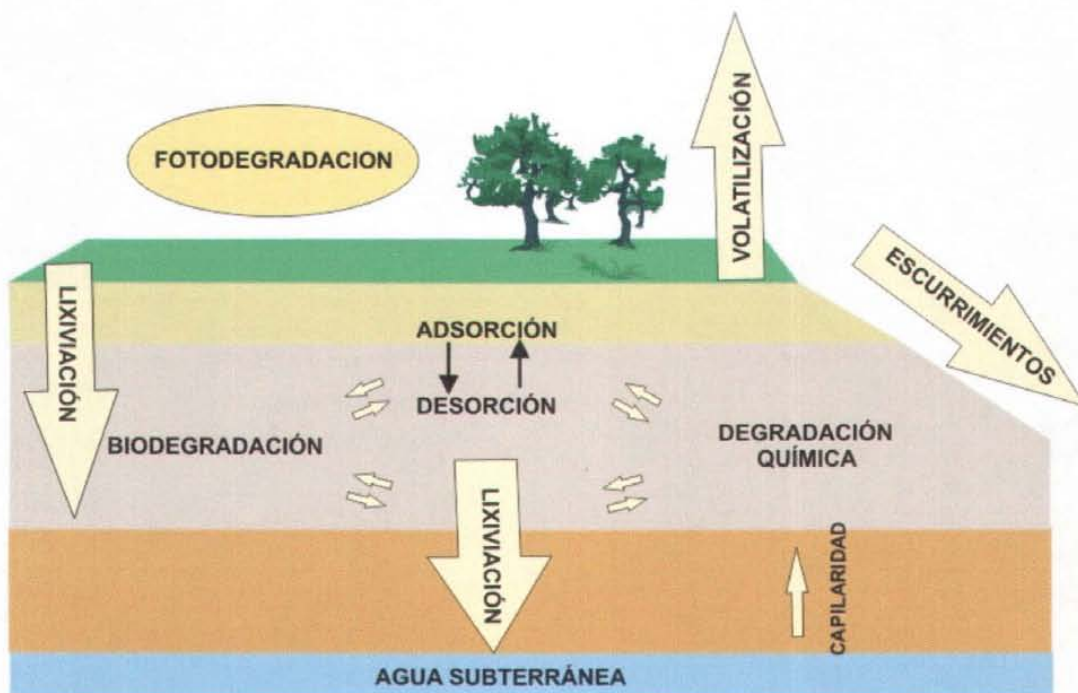
Fuente: <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~ngBAyl:1>

**Figura 3** Molécula de 2,4-D

### 2.3 Procesos que gobiernan la concentración de plaguicidas en el agua subterránea

La concentración de plaguicidas en el suelo superficial disminuye con el tiempo, debido al transporte difusivo y convectivo; así como por transformaciones químicas, físicas y biológicas. Esta disminución en la concentración de los componentes originales a través del tiempo ha sido referida ha menudo como disipación. La disipación representa la influencia de los procesos físicos, químicos y biológicos sobre el compuesto de interés (Barbash y Resek, 1997).

El enfoque de este capítulo es acerca del movimiento y destino de los plaguicidas en el subsuelo. Se examinan los procesos involucrados en la dispersión de plaguicidas para conocer la influencia de los factores físicos, químicos y biológicos en el transporte y destino de un plaguicida en el subsuelo.



**Figura 4** Procesos que determinan la dinámica de plaguicidas en el suelo

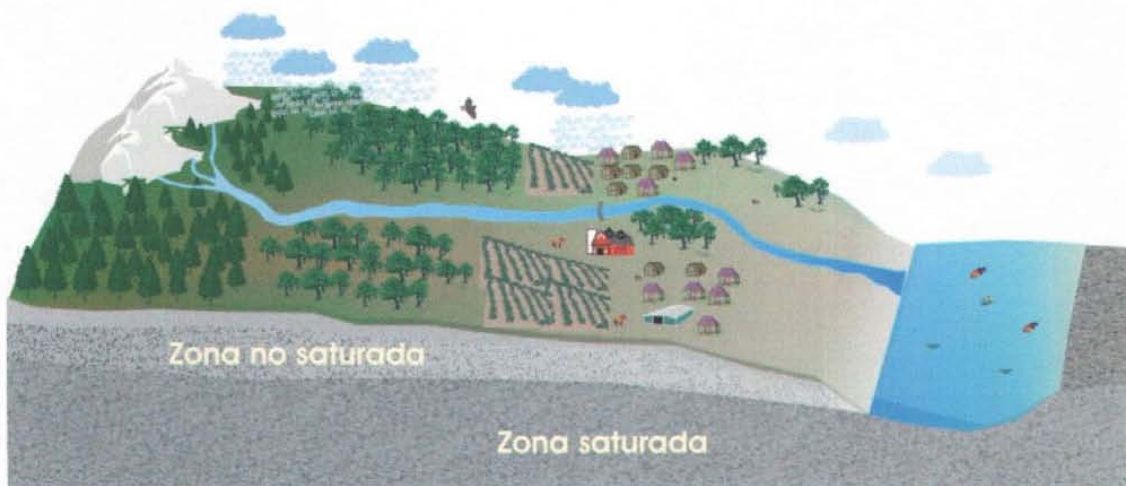


### 2.3.1 Ocurrencia y movimiento de agua en el subsuelo

El agua está presente a diferentes profundidades debajo de cada punto de la superficie del suelo. El *manto freático* se define como la superficie debajo de la cual todos los espacios interconectados están llenos de agua, y en la cual, la presión total o carga hidráulica, es igual a la presión atmosférica.

Bajo la superficie del suelo el agua toma lugar en una o dos regiones generales, la zona no saturada (o vadosa) y la zona saturada, las cuales se encuentran arriba y debajo de manto freático, respectivamente.

El *agua subterránea* se define como el agua dentro de la zona saturada. En la zona vadosa, la fase acuosa y gaseosa están presentes en los espacios intersticiales del suelo (Figura 5). La hidrología de la zona no saturada es diferente de la hidrología de la zona saturada, debido a que existe la presencia de aire en el medio poroso de la zona no saturada. La proporción relativa de aire y agua en los poros puede variar y con eso las propiedades hidráulicas del medio poroso. Los suelos no saturados tienen conductividades hidráulicas bajas, porque el medio poroso contiene aire y evita el flujo del agua. La conductividad hidráulica no saturada es una función del contenido de agua en el suelo (Barbash y Resek, 1997).



**Figura 5** Localización de la zona no saturada y de la zona saturada

### 2.3.2 Contaminación por plaguicidas

En la evaluación del impacto potencial de un plaguicida se debe considerar su distribución y destino en el suelo y el agua.

La Figura 6 muestra que las principales vías de contaminación por plaguicidas son: (i) lixiviación de plaguicidas aplicados a la superficie del suelo, a través de flujos másicos o flujos preferenciales a través de macro-poros; (ii) infiltración de aguas contaminadas por plaguicidas de lagos y ríos; (iii) contaminación directa de pozos y/o derrames; (iv) infiltraciones en sitios donde se enjuagan tractores y equipos de aspersión; (v) lixiviaciones de rellenos sanitarios municipales y de pequeños depósitos de desperdicios (Barbash y Resek, 1997).



**Figura 6** Contaminación por plaguicidas

### 2.3.3 Adsorción

La adsorción es la deposición de un compuesto (adsorbato) sobre una superficie (adsorbente), usualmente en un líquido/sólido o sistema vapor-sólido (Bennett, 2004). El tipo y naturaleza de los grupos funcionales de los compuestos químicos determinan fuertemente su disposición para ser adsorbidos. En el suelo, las arcillas, óxidos y materia orgánica son los adsorbentes dominantes de contaminantes orgánicos. La superficie arcillosa puede actuar como sitios de adsorción para un contaminante, que a su vez, puede influenciar la adsorción de otros contaminantes. La adsorción es una forma efectiva por la cual se puede reducir la movilidad de contaminantes en suelo. Además, puede afectar la biodisponibilidad, persistencia, infiltración y volatilidad de compuestos químicos orgánicos.

La modelación de la adsorción de compuestos químicos orgánicos en el suelo se realiza frecuentemente mediante el uso de isothermas de adsorción. Los datos de adsorción son descritos comúnmente por las isothermas de Freundlich, Langmuir y la Lineal.

#### Isoterma de Freundlich

La ecuación de adsorción de Freundlich es:

$$C_s = K_F C_e^{1/n} \quad \text{Ecuación 2.1}$$

Donde:

$C_s$  es la masa del compuesto químico adsorbido, por unidad de peso de suelo

$K_F$  y  $n$  son constantes empíricas

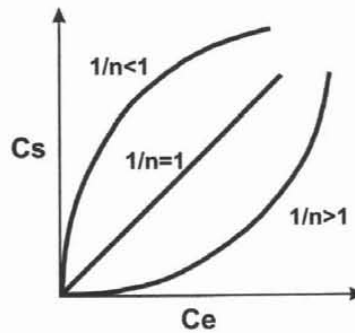
$C_e$  es la concentración en el equilibrio del compuesto químico en estudio

El valor de  $K_F$  es el coeficiente de distribución entre las fases.

La forma lineal de la ecuación de Freundlich se obtiene por transformación logarítmica:

$$\log(C_s) = \log(K_F) + \frac{1}{n} \log C_e \quad \text{Ecuación 2.2}$$

La ecuación de Freundlich es una expresión empírica que toma en cuenta una superficie de adsorción heterogénea, la cual es más común en los sistemas naturales.



**Figura 7** Isoterma de Freundlich

Cuando  $1/n > 1$ , la constante de adsorción aumenta con el incremento de la concentración de la solución, tal vez reflejando un incremento en el carácter hidrofóbico de la superficie después de una monocapa. Cuando  $1/n < 1$ ,  $K_F$  disminuye con la concentración de la solución; esto conforme los sitios de baja energía de adsorción van siendo ocupados. Para solutos orgánicos,  $1/n$  es a menudo ligeramente mayor que uno (Bennett, 2004).

### Isoterma de Langmuir

La ecuación de Langmuir se basa en conceptos básicos, esto es, en las ideas de un equilibrio dinámico entre las velocidades de adsorción y desorción y en un tiempo de adsorción finito (Bennett, 2004).

Las suposiciones en las que se basa la isoterma de Langmuir son las siguientes (Bennett, 2004).

1. Toda la superficie del adsorbente tiene la misma actividad para la adsorción
2. No hay interacción entre las moléculas adsorbidas
3. Toda la adsorción tiene lugar mediante el mismo mecanismo
4. El grado de adsorción es inferior a una capa monomolecular completa en la superficie

La ecuación de Langmuir es:

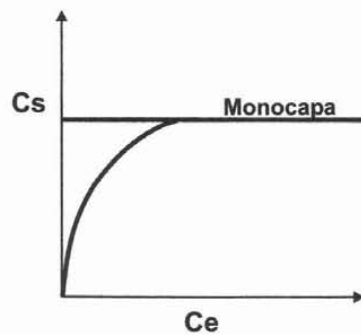
$$C_s = \frac{K_L b C_e}{1 + K_L C_e} \quad \text{Ecuación 2.3}$$

Donde:

- $C_s$  es la masa del compuesto químico adsorbido, por unidad de peso de suelo  
 $K_L$  es la constante de adsorción  
 $C_e$  es la concentración en el equilibrio del compuesto químico en estudio  
 $b$  es la cantidad máxima del compuesto químico que puede ser adsorbida por el suelo

Una de las formas lineales de la ecuación de Langmuir es:

$$\frac{C_e}{C_s} = \frac{1}{K_L b} + \frac{C_e}{b} \quad \text{Ecuación 2.4}$$



**Figura 8** Isoterma de Langmuir

### Isoterma Lineal

Para muchos compuestos orgánicos y especialmente para sustancias no polares, la adsorción puede ser relativamente constante, sugiriendo un comportamiento lineal. La constante de distribución  $K_d$  para estos compuestos orgánicos puede ser calculada usando una ecuación de Freundlich modificada, que considera al término  $1/n$ , aproximadamente igual a 1.0.

$$K_d = \frac{C_s}{C_e} \quad \text{Ecuación 2.5}$$

Con el valor de  $K_d$  y la fracción de carbono orgánico en el suelo puede calcularse otra constante ( $K_{OC}$ ), que es independiente del tipo de suelo y es específica para el compuesto investigado.

$$K_{OC} = \frac{K_d}{f_{OC}} \quad \text{Ecuación 2.6}$$

Donde:

- $f_{OC}$  es la fracción de carbono orgánico en el suelo  
 $K_{OC}$  es un coeficiente que describe la distribución del compuesto investigado entre la fase acuosa y la materia orgánica del suelo

Los valores de  $K_d$  definen la distribución de los contaminantes entre la fase sólida (suelo) y la solución.

### 2.3.4 Distribución de solutos en el subsuelo

La distribución entre el medio acuoso, sólido y la fase vapor tiene tres principales efectos sobre la distribución y movimiento de los solutos en el subsuelo.

1. Conducen a una reducción en la concentración inicial del soluto en la fase acuosa
2. La tendencia de un soluto a asociarse con la fase no acuosa influye fuertemente la velocidad a la cual el soluto se moverá a través del subsuelo
3. La distribución en el subsuelo puede causar que la fase no acuosa sirva como un depósito temporal para una fracción importante del soluto de interés

Por ejemplo, descargas o aplicaciones de compuestos en terrenos conducen a la distribución del mismo en las fases sólida, líquida y gaseosa del subsuelo, originándose una acumulación pasajera de una parte del contaminante en una o más de las fases no acuosas. Una vez que el pulso inicial de contaminantes ha pasado, la transferencia de masa del contaminante desde la fase sólida, líquida y gaseosa puede llevarse otra vez, lo cual origina un ensanchamiento del pulso (Barbash y Resek, 1997).

### Influencia del fenómeno de distribución en el transporte de solutos

La afinidad de un soluto particular a las fases sólida y gaseosa en el subsuelo, ejerce una influencia en su velocidad de migración a través del mismo. Se ha encontrado que las velocidades con que diferentes plaguicidas se mueven en el subsuelo aumentan cuando el valor de coeficiente de distribución entre el agua y materia orgánica ( $K_{oc}$ ) disminuye.

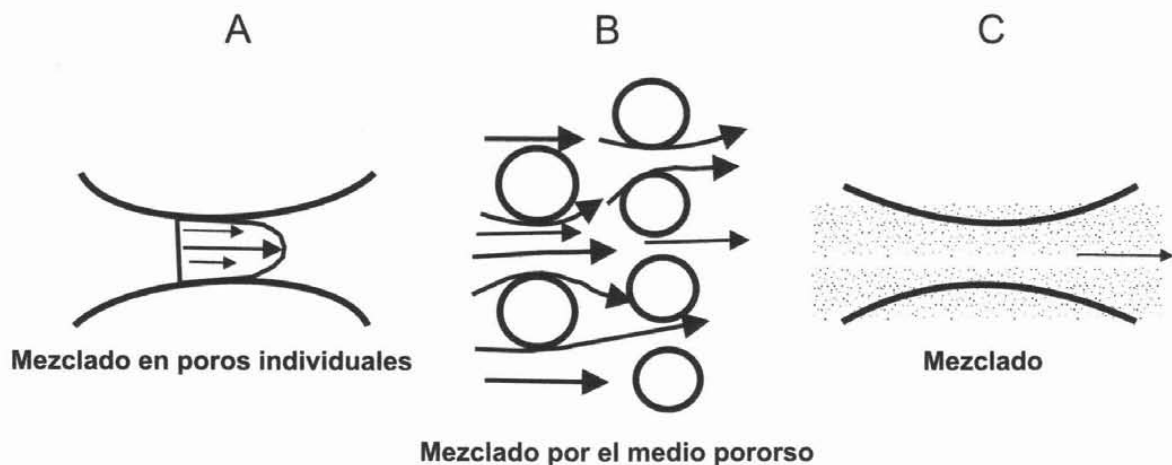
El grado en el cual la interacción del soluto con la fase sólida de la materia orgánica retarda el movimiento de un plaguicida a través del subsuelo es directamente relacionado al  $K_{oc}$  del soluto y el  $f_{oc}$  del medio poroso.

Se ha demostrado que el proceso de retardo del movimiento de solutos orgánicos por adsorción a carbón orgánico natural tiende a dominar sobre los procesos de adsorción a superficies minerales cuando  $f_{oc} > 0.001$ , y por ejemplo, cuando la fracción masa de materia orgánica en el suelo excede 0.1% (McCarty *et al*, 1981 citado en Barbash y Resek, 1997).

### 2.3.5 Convección - Dispersión

El movimiento de solutos disueltos a través del subsuelo está controlado principalmente por dos procesos: convección y dispersión hidrodinámica. Ambos pueden ser afectados, a su vez, por la distribución del soluto entre las fases presentes, sólida, líquida y gaseosa.

La *convección* es el proceso por el cual los solutos son transportados por el movimiento de las masas del flujo de agua (Freeze y Cherry, 1979). La *dispersión hidrodinámica* produce el ensanchamiento de un pulso de contaminante en el tiempo y representa los resultados combinados de dispersión mecánica y difusión molecular.



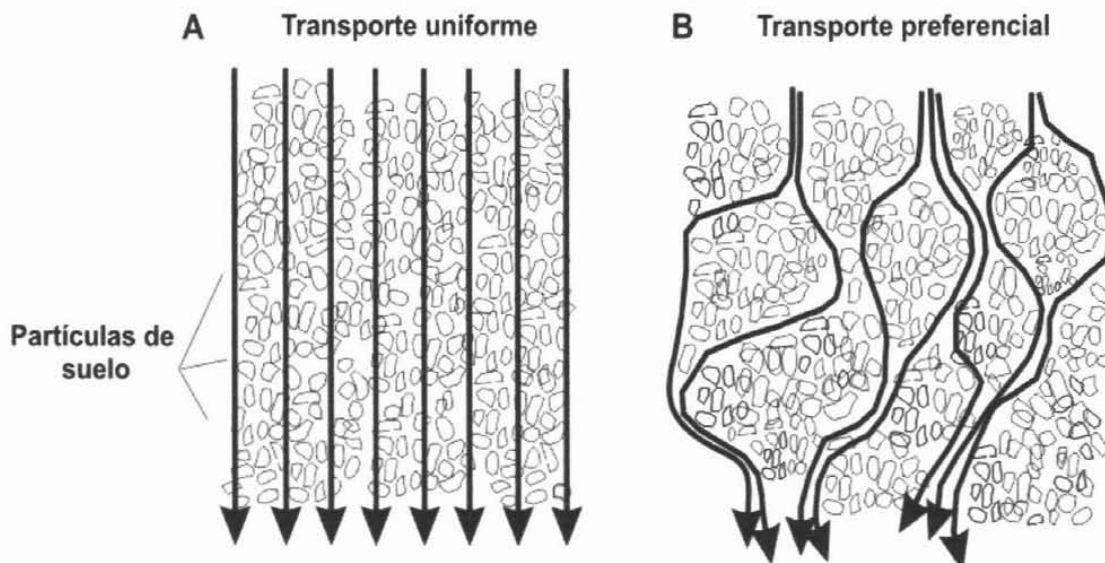
**Figura 9** Dispersión mecánica A y B; difusión molecular C. (Freeze y Cherry, 1979)

La dispersión mecánica se origina debido a variaciones de la dirección y distancia viajada de diferentes moléculas de solutos en medio poroso. Esto ocurre a través de dos mecanismos principales: (1) variaciones en la velocidad de convección a través de los poros individuales y, (2) diferencias en las distancias laterales de las diferentes rutas de flujo (Frezze y Cherry, 1979). Estos procesos se rigen por las propiedades del medio poroso, más que por el soluto.

El movimiento de solutos relacionado con la difusión molecular, también descrito en la Figura 9, ocurre en respuesta a gradientes de concentración dentro del medio de interés. La naturaleza aleatoria del movimiento Browniano da origen a que moléculas de cualquier especie química puedan migrar de áreas de alta concentración hacia áreas de baja concentración. En contraste con la dispersión mecánica, la velocidad de difusión molecular es dependiente de las propiedades físicas y químicas del soluto y del solvente (en este caso, agua), más que de las propiedades físicas del medio poroso (Frezze y Cherry, 1979).

### Transporte preferencial

La migración de solutos en el subsuelo a velocidades que exceden las velocidades predichas por la mayoría de los modelos de transporte, es a menudo atribuido a rutas de flujo preferenciales, un fenómeno conocido como transporte preferencial.



**Figura 10** Transporte preferencial y uniforme (Frezze y Cherry, 1979)



---

El transporte preferencial involucra el movimiento de agua y solutos a través de dos regiones de flujo diferentes, en un medio poroso (Figura 10):

1. Región dinámica. Caracterizada por la rápida convección; transporte dominado por rutas de flujo preferenciales
2. Región estancada. Esta se encuentra ubicada entre las rutas de flujo preferencial, en dicha región la migración de solutos se controla por la difusión molecular

El movimiento rápido de un soluto a través de un medio poroso durante el transporte preferencial se presenta principalmente porque la migración ocurre a través de rutas de flujo preferenciales con conductividades hidráulicas relativamente altas.

Experimentos en laboratorio han demostrado que los efectos del cambio de velocidad de flujos de agua en el transporte preferencial son diferentes bajo condiciones saturadas y no saturadas. En 1993, Kung (citado en Barbash y Resek, 1997) estudió la dirección de flujo a lo largo de rutas preferenciales bajo condiciones no saturadas, a nivel laboratorio. Los resultados del estudio indican que en la zona no saturada el transporte preferencial puede controlar la migración de plaguicidas y otros solutos. Este fenómeno es menos pronunciado cuando las velocidades de infiltración son lo suficientemente altas como para dominar la capacidad del medio poroso a rutas de flujo preferenciales.

### **2.3.6 Degradación biológica**

La degradación a través de la actividad microbiana es el principal proceso para eliminar plaguicidas en el suelo. Básicamente, la transformación de los plaguicidas a través de la actividad microbiana incluye biodegradación, polimerización o conjugación y acumulación. Durante la biodegradación, los microorganismos pueden utilizar los plaguicidas como fuente de energía y de nutrientes (Alexander, 1994).

La *biodegradación* se define como la reducción, catalizada biológicamente, de la complejidad de compuestos químicos (Alexander, 1994). Frecuentemente, aunque no necesariamente, conduce a la conversión de elementos tales como C, N, P, S y otros elementos en los compuestos originales, a compuestos inorgánicos. La conversión de un sustrato orgánico a productos inorgánicos se conoce como *mineralización*.

Para que la biodegradación se efectúe se deben reunir algunas condiciones (Alexander, 1994):

- 1) Los microorganismos deben tener las enzimas necesarias para metabolizar los compuestos
- 2) La población de microorganismos debe estar presente donde se encuentre el compuesto químico
- 3) El compuesto debe estar disponible
- 4) Deben existir las condiciones adecuadas (pH, temperatura, etc.) para el crecimiento microbiano

Dependiendo de las condiciones donde se desarrollan los microorganismos, la biodegradación puede ser aerobia o anaerobia. La degradación aerobia es un proceso de oxidación catalítico donde los microorganismos tienen como último aceptor de electrones al oxígeno. La degradación anóxica es un proceso de oxidación catalítico en el que los microorganismos tienen como último aceptor de electrones compuestos como  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^-$ ,  $\text{CO}_2$ , etc. (Alexander, 1994).

Interacciones entre plaguicidas y procesos como adsorción, afectan la actividad biológica. Por ejemplo, los plaguicidas catiónicos son iónicamente adsorbidos a la mayoría de arcillas y a la materia orgánica del suelo, afectando así la biodisponibilidad de los mismos.

Otros factores que afectan la actividad microbiana, como la temperatura, la humedad, la cantidad de nutrientes y el pH, también afectan la biodegradación de los plaguicidas, en la mayoría de las circunstancias. Por ejemplo, un decremento en la humedad del suelo tiende a disminuir la velocidad de degradación de un plaguicida.

El pH es un factor mucho más complejo, puede afectar no solo el establecimiento de las poblaciones microbianas y su relativa actividad, sino que también puede influir en la adsorción de plaguicidas iónicos.

### Cinéticas de reacción

Existen dos modelos de velocidad para la degradación de plaguicidas. Uno es el modelo de potencia y el otro es el modelo hiperbólico.

En el modelo de potencia, la velocidad es proporcional a la concentración elevada a una potencia y puede ser expresada como (Alexander, 1994):

$$\frac{dC}{dT} = -KC^n \quad \text{Ecuación 2.7}$$

Donde n es el orden de la reacción, no necesariamente un entero.

En el modelo hiperbólico, la velocidad de degradación depende de la concentración del plaguicida y de la suma de concentraciones y otros términos. En el más simple de los casos, estos otros términos son una simple constante (Alexander, 1994):

$$\frac{dC}{dT} = \frac{K_1C}{K_2 + C} \quad \text{Ecuación 2.8}$$

Donde  $K_1$  es la constante que representa la máxima velocidad, aproximada con un incremento de concentración y  $K_2$  es la constante de pseudoequilibrio, que depende de la concentración de un agente catalítico, por ejemplo, las enzimas (Alexander, 1994).

---

## 2.4 Modelación matemática del movimiento de los plaguicidas hacia las aguas subterráneas

El transporte de los plaguicidas a través de las zonas no saturada y saturada está afectado por un gran número de procesos (adsorción, desorción, degradación química y biológica, volatilización, fotólisis, etc.). En este sentido, la modelación matemática es una herramienta importante para proceder a una evaluación realista de las posibilidades de transporte de los plaguicidas hacia y en las aguas subterráneas, puesto que permite cuantificar los diversos procesos que intervienen y su interacción.

Existen diferentes tipos de modelos que permiten caracterizar el comportamiento de los plaguicidas en el suelo y el agua subterránea; estos pueden clasificarse según la manera en que se construyen o el uso que pretende hacerse de los mismos (López *et al*, 1992).

### 2.4.1 Modelos existentes en función del método empleado

Pueden diferenciarse los siguientes tipos:

#### a) Modelos deterministas

En ellos, se supone que el sistema suelo-agua-plaguicida funciona de tal forma que la ocurrencia de una serie dada de eventos da lugar a una respuesta unívocamente definida.

Estos modelos sólo pueden simular la respuesta del sistema ante una determinada serie de condiciones simples y el grado de exactitud en las predicciones hechas por el modelo depende de la naturaleza y extensión de la variabilidad asociada a los procesos físicos, químicos y biológicos que se puedan producir dentro del sistema. En la formulación determinista se ignora la incertidumbre debida a la naturaleza misma, al muestreo y a las medidas (López *et al*, 1992).

Prácticamente la totalidad de los modelos de plaguicidas existentes en la actualidad pertenecen a este grupo.

**b) Modelos estocásticos**

Consideran la incertidumbre que va ligada a cualquier sistema natural y de medida. En la modelación estocástica se tratan, en términos estadísticos, tanto los procesos que tienen lugar dentro del sistema como la respuesta a los mismos. Las predicciones que proporcionan no se realizan para un punto concreto del suelo con coordenadas determinadas, sino en términos de áreas o volúmenes. Aunque actualmente los modelos estocásticos no están bien desarrollados para el estudio de los plaguicidas, se muestran como la clara alternativa que sustituirá a los modelos deterministas en el futuro de la modelación (López *et al*, 1992).

**2.4.2 Modelos existentes según el uso al que se destinan**

Pueden distinguirse tres tipos: investigación, gestión y predicción. De todos ellos existen ejemplos de su aplicación en diferentes estudios de plaguicidas (López *et al*, 1992).

**a) Modelos de investigación**

Son modelos complejos que consideran diversos factores. Están basados en diferentes métodos de cálculo numérico. Requieren normalmente un número muy elevado de datos de partida, por lo que en la práctica sólo los suele utilizar el propio creador del modelo en un número limitado de áreas experimentales, con numerosos datos, o basándose en experimentos de laboratorio. Ejemplo de estos modelos son el PELMO y PRZM (USEPA, 2003).

**b) Modelos de gestión**

En este tipo de modelos se consideran sustanciales simplificaciones de la naturaleza del sistema por lo que, únicamente proporcionan una guía cualitativa sobre el comportamiento de los plaguicidas en función principalmente del suelo y de las características químicas de los plaguicidas. Requieren muchos menos datos y pueden aplicarse a diferentes tipos de situaciones, es decir, son más flexibles que los anteriores (López *et al*, 1992).

**c) Modelos de predicción**

Los modelos de predicción se desarrollan con un propósito muy concreto: la comparación cuantitativa del comportamiento de un plaguicida bajo un conjunto de condiciones muy limitadas y cuidadosamente definidas.

En ellos se realiza una descripción muy completa de los mecanismos básicos y proporcionan soluciones analíticas exactas para un caso concreto muy bien definido, pero no suelen utilizarse en trabajos de campo. Se emplean principalmente para realizar comparaciones entre diferentes plaguicidas (López *et al*, 1992).

## 2.5 Normatividad

En México, no existen normas para el control de los agroquímicos en las descargas por fuentes dispersas. La Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas (CICOPLAFEST) se limita a controlar y normalizar la comercialización de estos productos con la finalidad de evitar que la aplicación indiscriminada ocasione daños al ambiente o a la salud del hombre.

En 1978, la Secretaría de Agricultura y Ganadería publicó el primer Catálogo Oficial de Plaguicidas. En la edición de 1995 se establece la prohibición y el uso restringido bajo supervisión de personal autorizado y capacitado de los plaguicidas listados en la Tabla 4.

La aplicación de atrazina y 2,4-D en la agricultura no está prohibida en México. Sin embargo, en la NOM-127-SSA1-1994 se establece un límite máximo permisible (LMP) de 2,4-D en agua para uso y consumo humano de 0.05 mg/l; mientras que, para atrazina, no existen límites para concentraciones en el agua. No obstante, el límite que establece la Organización Mundial de Salud para este herbicida en el agua para consumo humano es de 0.002 mg/L (WHO, 2003).

**Tabla 4** Plaguicidas prohibidos y de uso restringido en México

Plaguicidas prohibidos	Plaguicidas de uso restringido
Acetato o propionato de fenil	1,3-dicloropropeno
mercurio	Alaclor
Ácido 2,4,5-T	Aldicarb
Aldrin	Bromuro de metilo
BHC*	Clordano
Cianofos	Cloropicrina
Cloranil	Dicofol
DBCP	Forato
Dialiafor	Fosfuro de aluminio
Dieldrin	Isotiocianato de metilo
Dinoseb	Lindano
Endrin	Metam sodio
EPN*	Metoxicloro
Erbon	Mevinfos
Formotión	Paraquat
Fluoracetato de sodio (1080)	Pentaclorofenol
Fumisel	Quintozeno
Kepone/Clordecone	
Mirex	
Monuron	
Nitrofen	
Paratión etílico*	
Schradan	
Sulfato de talio*	
Toxafeno*	
Triamifos	

\* Plaguicidas de los que sólo se prohíbe su comercialización y uso; del resto se prohíbe la importación, fabricación, formulación, comercialización y uso (CICOPLAFEST, 2002)

### 3 GENERALIDADES DEL DISTRITO DE RIEGO 063

#### 3.1 Ubicación

El Distrito de Riego 063 se encuentra ubicado en la parte norte del estado de Sinaloa, ocupando una importante área de los municipios de Guasave y Sinaloa de Leyva. Limita al norte con el canal principal, margen derecha, al sur con las marismas (Golfo de California), al este con la primera y segunda unidad del Distrito de Riego No. 075 y al oeste con el Arroyo de San Rafael. Su localización geográfica está entre los meridianos 108° 10' y 108° 40' de longitud oeste y los paralelos 25° 30' y 25° 50' de latitud norte; a una altitud de 3.5 a 60 msnm.



**Figura 11** Ubicación de la zona de estudio



### 3.2 Clima

En la zona del DR el clima se interpreta como seco; cálido con régimen normal de calor e invierno benigno. La temperatura media anual es de 23.9°C; las temperaturas máximas y mínimas extremas son de 42.0°C y 4.4°C, y su precipitación media anual oscila en los 409 mm; de la cual, entre el 70 y 80% se concentra en el verano, dependiendo principalmente, y de manera muy significativa, de la presencia de tormentas tropicales y huracanes, y el resto se distribuye en el invierno en los meses de noviembre a enero. La evaporación media anual es de 2,202 mm (Valle, 2001). En la zona dominan vientos del norte con una frecuencia constante e intensidad moderada y con una alta incidencia de ciclones en los meses de septiembre, octubre y noviembre.

### 3.3 Edafología

Los suelos de la zona costera del DR 063 tienen el mismo origen y modo de formación, que proceden de productos de la meteorización y descomposición de las rocas que constituyen la Sierra Madre Occidental, cuyos materiales son transportados por arrastre de suspensión de las fuertes corriente fluviales, quedando depositados en la planicie costera y en parte llegan al mar, originando suelos aluviales de diferente grado de desarrollo. Todos poseen buenas características edafológicas de regulares a excelentes cualidades de laboreo.

Desde el punto de vista agrícola, el suelo del DR (área correspondiente al valle de Guasave) es generalmente de tipo teozem y vertizol y presenta una textura limosa, moderadamente permeable y susceptible a la erosión. Desde el punto de vista granulométrico los principales suelos son de tipo limo-arenoso y limo-arcilloso. En cuanto al pH del suelo saturado, la capa superficial varía de 7.6 a 8.2 y en las capas inferiores los valores varían de 7.7 a 8.6 (Valle, 2001).

### 3.4 Hidrología

El DR 063 cuenta con dos fuentes de abastecimiento, el Río Sinaloa y el Arroyo Ocoroni. Del primero se captan sus aportaciones en la Presa Bacurato y del segundo en la Presa El Sabinal, cuyas capacidades de operación son de 1,920 y 300 millones de metros cúbicos, respectivamente. A su vez, se ubica sobre uno de los mejores acuíferos de la Región Centro-Norte del Estado de Sinaloa, que cuenta con una recarga media anual del orden de los 300 millones de metros cúbicos. Las profundidades promedio del agua en el acuífero de Guasave se muestran en la Figura 12 (Valle, 2001). La profundidad promedio del agua subterránea en la zona de estudio (San José de La Brecha) es de aproximadamente 1.5 m. Este valor se utilizó en la modelación numérica del transporte de atrazina y 2,4-D.

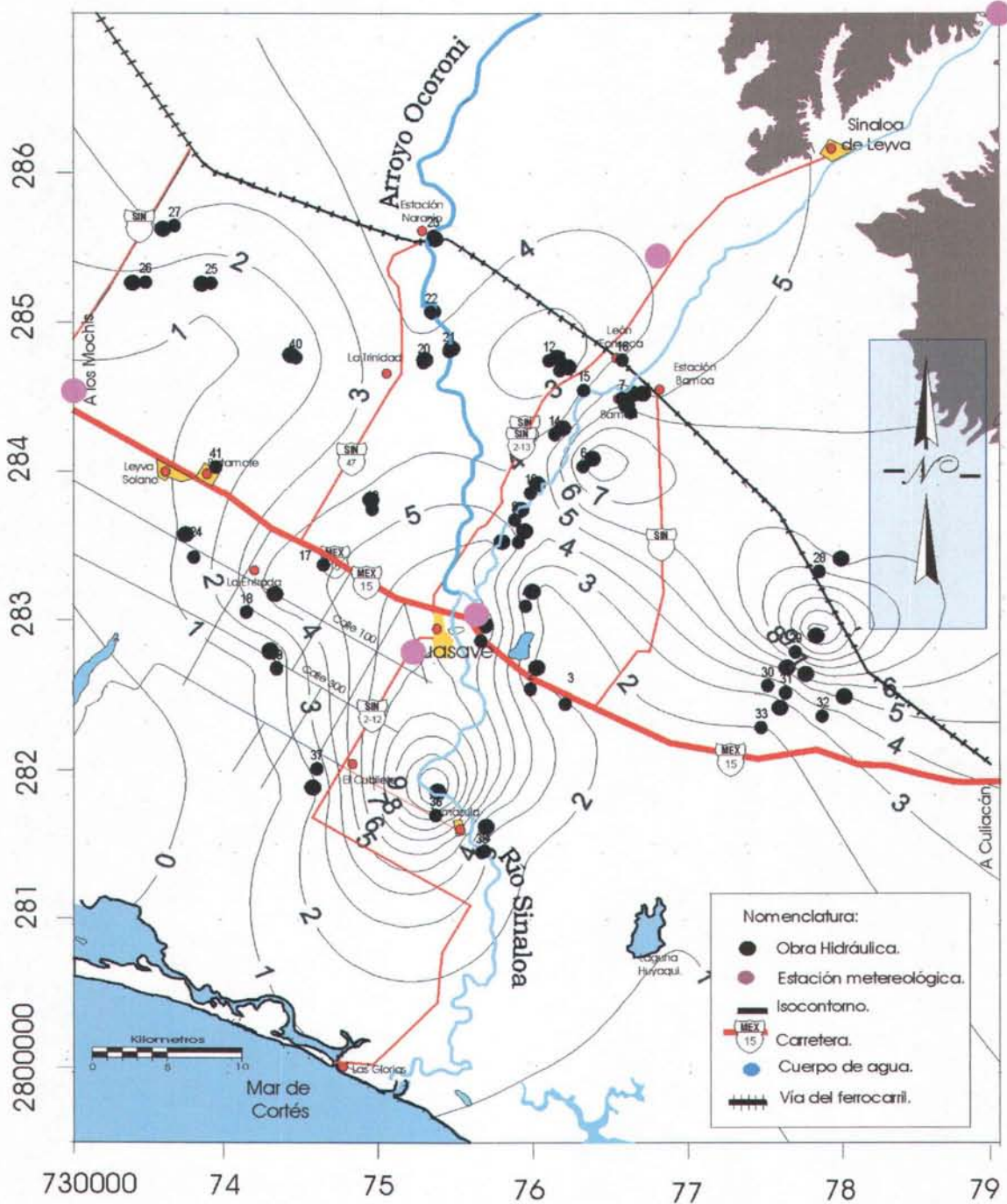
### 3.5 Agricultura

La agricultura en el es moderna y avanzada. Su padrón de cultivos está diversificado en más de 30 productos que se comercializan en el mercado nacional e internacional, que son materia prima de agroindustrias locales, o bien, se destinan al comercio exterior. Son típicos de esta región el maíz, algodón, arroz, cártamo, sorgo, soya, papa, tomate, frijol, trigo, garbanzo (Valle, 2001).

El DR cuenta con una superficie agrícola de 108,865 ha, y 14,056 usuarios (IMTA, 2000). Se encuentra totalmente transferido a 5 asociaciones de usuarios productores agrícolas, que conforman igual número de módulos de riego (Payan y Carbajal, 2001).

**Tabla 5** Módulos de riego

<b>Módulo de Riego</b>
I-I Bamoa
I-2 Las Milpas
II-I Petatlán
II-2 Tetameche
III-1 El Sabinal



**Figura 12** Profundidad promedio del agua en el acuífero de Guasave, Sin., resultado de monitoreos realizados de 1998 al 2000. *Fuente:* Valle, 2001

### 3.6 Agroquímicos que se utilizan en el Distrito de Riego 063

La actividad agrícola demanda anualmente una gran cantidad de agroquímicos sintéticos (plaguicidas y fertilizantes) principalmente para el control de plagas, pero también para agregar nutrientes a los suelos.

#### 3.6.1 Fertilizantes

Los fertilizantes de mayor consumo durante el ciclo agrícola otoño-invierno 98-99, para los principales cultivos sembrados en el DR 063, fueron los nitrogenados y los fosforados.

#### Consumo de fertilizantes aplicados en el DR 063

La superficie total de los cuatro principales cultivos (maíz, frijol trigo y garbanzo) que se sembraron en el distrito durante el ciclo otoño-invierno 98-99 fue de 85,845 ha que representaron el 80.6% de la superficie regable. En ellos se estima que se realizó un consumo total de fertilizantes nitrogenados de 15,432 T/ciclo y de 5,524 T/ciclo de fertilizantes fosforados.

**Tabla 6** Consumo total de fertilizantes en los principales cultivos

Cultivo	Nitrogenados (T/ciclo)	Fosforados (T/ciclo)
Maíz	10,908.0	3,272.0
Frijol	1,822.2	1,214.8
Trigo	2,042.0	817.0
Garbanzo	660.0	220.0
Total	15,342.2	5,523.8

Fuente: (SEMARNAP-IMTA, 2000)

### 3.6.2 Plaguicidas

Para el control de plagas, se utilizan principalmente 10 productos comerciales, de los cuales 7 son insecticidas y 3 herbicidas.

#### Consumo total de plaguicidas en el DR 063

En todo el distrito se estima que durante el ciclo otoño-invierno 98-99 se consumieron un total de 88.3 T/ciclo de plaguicidas. De los plaguicidas utilizados, uno es extremadamente tóxico, cinco son altamente tóxicos, dos son moderadamente tóxicos y otros dos ligeramente tóxicos. En la Tabla 7 se muestran los consumos de los plaguicidas más utilizados en los DR 063, Guasave, Sin., y 076, Valle del Carrizo, Sin., basándose en el ingrediente activo (i.a).

**Tabla 7** Principales plaguicidas utilizados en el DR 063 (ciclo otoño-invierno 98-99) y en el 076 (ciclo otoño-invierno de 97-98)

Nombre Comercial	Nombre Técnico	Grupo Químico	Grado de Toxicidad (1)	Persistencia en semanas	Consumo total con base en el i.a. (t/ciclo)	
					DR 063	DR 076
Semevin 350	Thiodicarb	Insecticida carbámico	A	< 4	8.4	1.957
Faena	Glifosato	Herbicida alifático	L	< 4	1.5	0.57
Gesaprim	Atrazina	Herbicida de las triazinas	A	27-52	13.5	*
Estamine	2,4-D	Herbicida	M	4-26	*	3.769
Paratión	Paratión Metílico	Insecticida organofosforado	ET	< 4	10.2	2.32
Lorsban	Clorpirifos etil	Insecticida organofosforado	A	4-26	5.1	2.494
Puma	Fenoxaprop-p-ethyl	Herbicida sistémico	L	27-52	0.6	0.274
Diazinon	Diazinon 25 E	Insecticida organofosforado	M	< 4	7.5	*
Sevin	Carbarilo	Insecticida carbámico	A	3-5	24	1.471
Decis	Deltametri -na	Insecticida piretroide	A	< 4	0.3	3.769
Total (T/ciclo) =					88.3	

\* No se tienen datos

(1) L = ligero; A = alto; M = moderado; ET = extremadamente tóxico

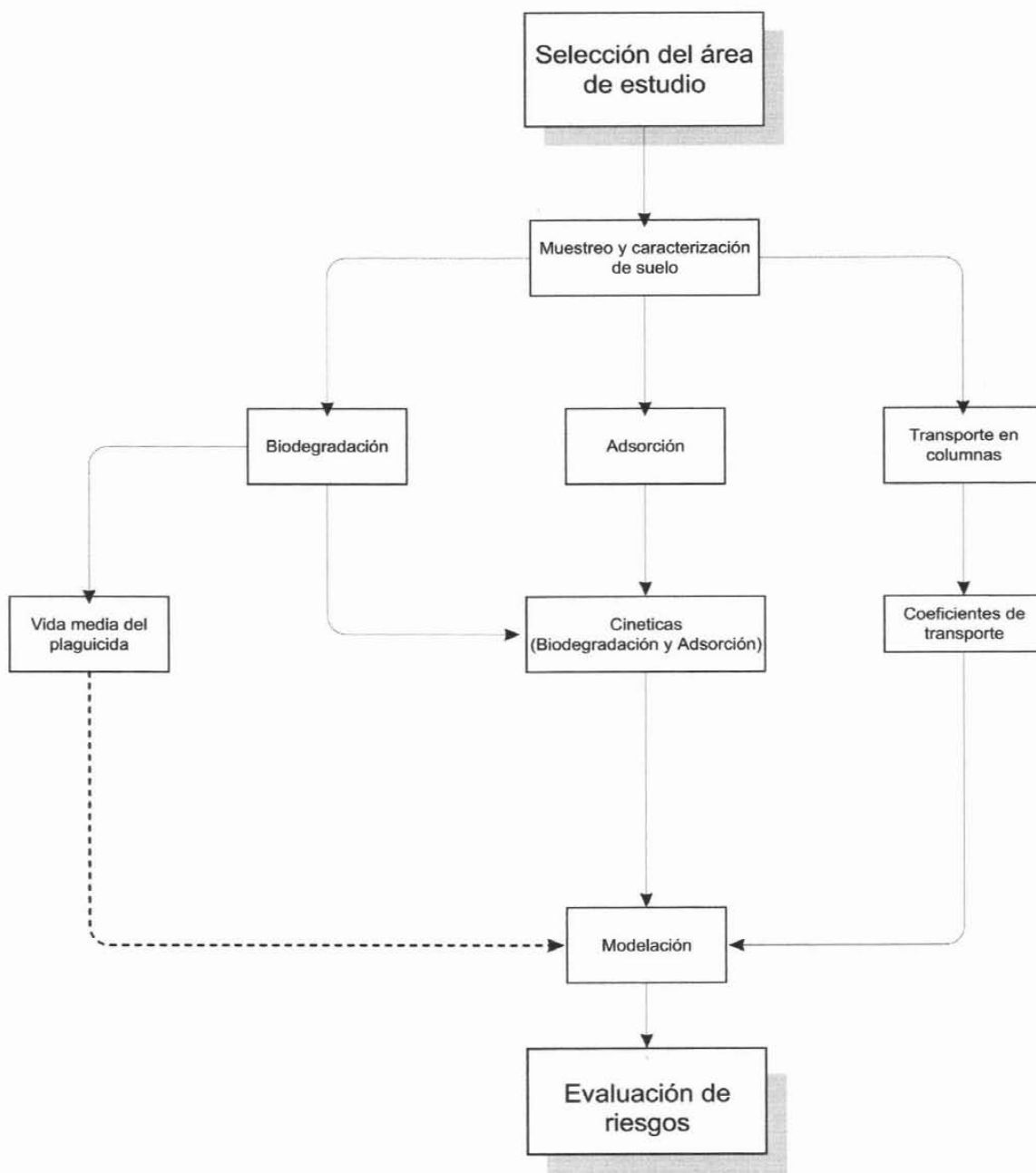
Fuente: SEMARNAP-IMTA, 2000; IMTA-UNAM, 1999

Uno de los tres herbicidas utilizados en el DR 063 es Gesaprim; su consumo total en base al ingrediente activo (atrazina) durante el ciclo otoño-invierno 98-99 fue de 13.5 toneladas, colocándolo como el principal herbicida utilizado en esta zona. Se estima que la dosis de atrazina aplicada en este distrito es de 375 g/ha (SEMARNAP-IMTA, 2000).

Otro herbicida utilizado en los campos agrícolas del norte de Sinaloa es 2,4-D. Su consumo total en base al ingrediente activo (2,4-D) durante el ciclo otoño-invierno 97-98 fue de 3.769 toneladas, siendo así el principal herbicida utilizado en el DR 076. Se estima que la dosis de 2,4-D aplicada en ese distrito es de 879 g/ha (SEMARNAP-IMTA, 2000). Para el DR 063 no existe información sobre el uso de 2,4-D, pero por la proximidad de ambos distritos, la similitud de los cultivos y las condiciones climáticas, es muy probable que se utilicen cantidades similares.

#### 4 METODOLOGÍA

La metodología experimental llevada a cabo durante el desarrollo del presente trabajo se muestra en el siguiente diagrama:



**Figura 13** Metodología

#### 4.1 Selección del área de estudio

La determinación del área de estudio se hizo considerando los siguientes factores:

- a) *Uso de suelo.* El DR 063 es uno de los distritos más importantes de Sinaloa. Su padrón de cultivos está diversificado en más de 30 productos. Estos cultivos anualmente demandan gran cantidad de agroquímicos (plaguicidas y fertilizantes) para el control de plagas principalmente, pero también para agregar nutrientes a los suelos. Se optó por seleccionar una región donde se sembrara el cultivo con mayor demanda de atrazina y 2,4-D
- b) *Tipo de suelo.* El tipo de suelo del DR 063 es muy variado, por lo que se optó por realizar una caracterización granulométrica de diferentes puntos geográficos de dicho distrito, para así poder seleccionar la zona de mayor riesgo de contaminación al manto freático por plaguicidas; esto, desde el punto de vista de la permeabilidad del suelo
- c) *Manto freático.* El DR 063 se ubica sobre uno de los mejores acuíferos de la Región Centro-Norte del Estado de Sinaloa (Valle, 2001). Los niveles freáticos en este distrito son muy variados (ver capítulo 3). Se optó por seleccionar una región que presentara un manto freático somero, ya que esta presenta una distancia más corta entre la superficie terrestre y el manto freático, lo cual puede representar un mayor riesgo de contaminación de las aguas subterráneas

Tomando en consideración los puntos anteriores, se decidió que el área de estudio a seleccionar debería ser una parcela agrícola en la cual se sembrara el cultivo que demandara la mayor cantidad de plaguicidas, así como que presentara un tipo de suelo permeable y que tuviera un manto freático somero.



## 4.2 Muestreo y caracterización de suelos

### 4.2.1 Muestreo de suelos

Se realizaron dos muestreos, el primero sobre los diferentes módulos del DR 063 (acorde con la selección del área de estudio), con el fin de determinar las características granulométricas de los suelos y seleccionar la sub-región más vulnerable a la contaminación por plaguicidas.

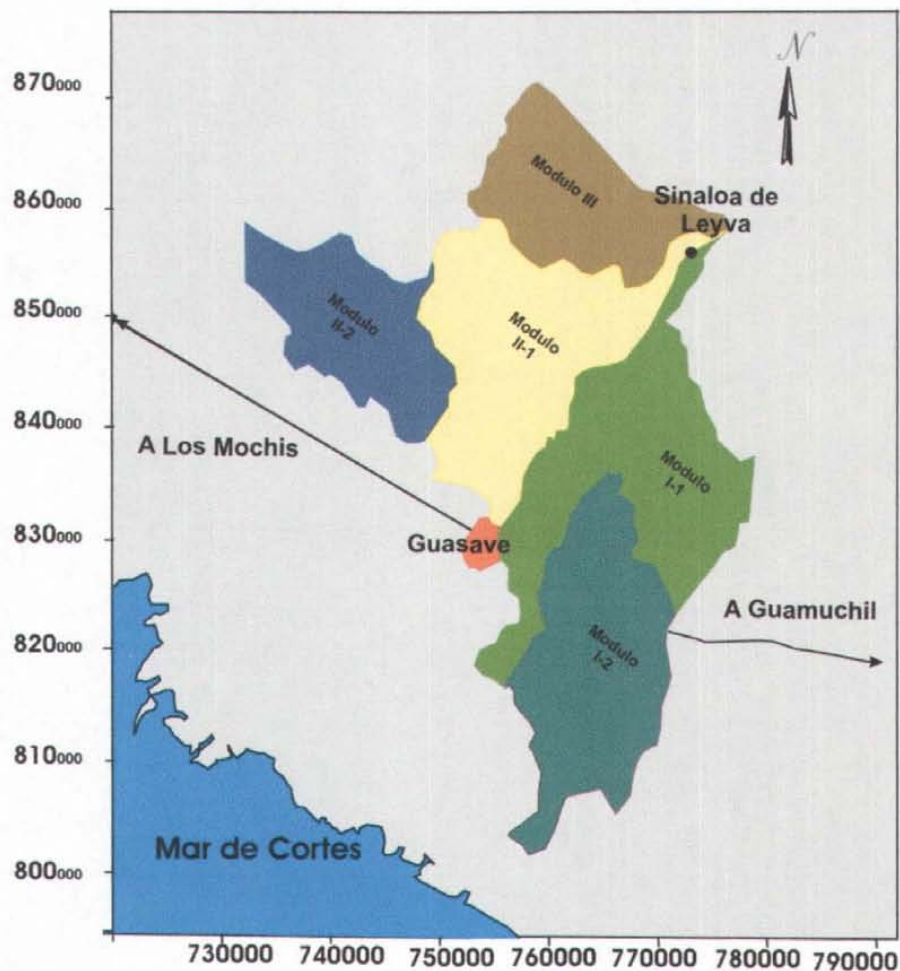
**Tabla 8** Puntos de muestreo y coordenadas

Punto de muestreo	Módulo de riego	Coordenadas (GG,MM,SS) **	
		Latitud	Longitud
1	II-1	25,42,53	108,21,29
2	II-1	25,49,25	108,16,30
3	III	25,48,38	108,25,22
4	III	25,58,41	108,23,05
5	II-2	25,42,25	108,29,21
6	II-2	25,48,46	108,39,16
7	I-1	25,30,01	108,26,15
8	I-2	25,20,02	108,26,50

\*\* GG,MM,SS (Grados, minutos, segundos)

En cada punto de muestreo se recolectaron muestras de suelo de los primeros 20 cm de la superficie. Luego se depositaron en bolsas de plástico herméticas y etiquetadas con los datos del lugar de muestreo, fecha de muestreo, profundidad del muestreo y nombre del muestreador. El muestreo fue realizado por personal del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR), de Guasave, Sin., Posteriormente, las muestras se transportaron al Laboratorio de Hidrogeoquímica del IMTA, donde se almacenaron para su posterior caracterización. Se determinó granulometría y materia orgánica.

Una vez seleccionada el área de estudio se llevó a cabo el segundo muestreo, con el fin de determinar los coeficientes de adsorción, cinéticas de degradación microbiana de atrazina y 2,4-D y los coeficientes hidráulicos de transporte. Este muestreo se realizó de forma similar al primero, con la variante de que se recolectaron 20 Kg de suelo y fueron almacenados a una temperatura de 4°C.



**Figura 14** Módulos del DR 063, Guasave, Sin. (unidades UTM)

#### 4.2.2 Caracterización del suelo

A continuación se describen las metodologías utilizadas en la caracterización físico-química de los suelos utilizados en este trabajo.

##### Granulometría

Para determinar la granulometría de los suelos se utilizó una variación del método D422-63 (ASTM, 1998), el cual cubre la determinación cuantitativa de la distribución de los tamaños de partículas en suelos. La distribución de partículas de tamaño mayor a 0.074 mm (retenidas sobre la malla 200) se determina por tamizado, mientras que aquella con partículas de tamaño menor a éste mediante un proceso de sedimentación, utilizando un hidrómetro.

**Equipo:**

- Tamices
- Balanza electrónica
- Varilla de vidrio
- Vaso de precipitado
- Agitador mecánico
- Vaso de agitación
- Cilindros de sedimentación
- Hidrómetro
- Cronometro

**Procedimiento:**

1. Las muestras de suelo se homogenizaron y se dejaron secar hasta temperatura ambiente
2. El porcentaje de arena se determinó pasando suelo a través de la malla 200. El material retenido se clasificó como arenas
3. El porcentaje de limo y arcilla se determinó a partir de una muestra de 60 g de suelo seco que se hizo pasar por la malla 200
4. Se colocó el suelo en un vaso de precipitado y se adicionaron 100 ml de agua. La mezcla se agitó con una varilla de vidrio, para homogenizarla
5. Posteriormente, se adicionaron 20 ml de defloculante y 150 ml de agua desionizada. Una vez preparada la mezcla, se dejó reposar durante 18 horas
6. La solución suelo-agua se agitó durante 10 minutos utilizando un agitador mecánico
7. La solución se depositó en un cilindro de sedimentación y se aforó con agua a 1 litro. El cilindro se agitó manualmente durante 1 minuto, luego se retiró la espuma formada por la agitación y se introdujo el hidrómetro. Las lecturas de densidades reportadas por el hidrómetro se hicieron a diferentes tiempos

**Contenido de agua y materia orgánica**

Para determinar el contenido de agua y materia orgánica de los suelos se utilizó el método D 2974-00 (ASTM, 2000). Este método cubre la medición del contenido de agua, cenizas y materia orgánica, en suelos orgánicos arcillosos y limos.

**Equipo:**

- Horno a temperatura constante de  $110 \pm 5$  °C.
- Balanza con sensibilidad de 0.10 g
- Desecador
- Mufla
- Cápsulas de porcelana

**Contenido de agua**

1. Se determinó el contenido de agua en las muestras a partir de una submuestra de 10 g de suelo húmedo
2. Se fragmentó el suelo con una espátula, procurando que el grosor de las partículas de suelo no excediera de 3 cm
3. Se secaron en horno las muestras de suelo a una temperatura constante de  $110 \pm 5$  °C por al menos 16 h y hasta que no hubo variación de peso de la muestra
4. Una vez secas, se colocaron en el desecador hasta alcanzar temperatura ambiente
5. Las muestras se pesaron y se determinó el contenido de agua (w/w)

**Materia orgánica**

1. Se determinó a partir del suelo seco utilizado en la determinación del contenido de agua. En un crisol previamente tarado se colocó el suelo y se determinaron la masa del suelo y el crisol
2. El crisol con el suelo se colocó en una mufla a 440°C hasta que el espécimen estuvo completamente en cenizas (a partir de este punto no existe variación de peso)
3. El crisol con suelo se sacó de la mufla y se colocó dentro de un desecador hasta alcanzar temperatura ambiente
4. El crisol con las cenizas del suelo se pesó y se determinó, por diferencia de pesos, el contenido de materia orgánica

**pH**

El pH del suelo se midió colocando 10 g de suelo seco en un vaso de precipitado de 100 mL. Se añadieron 20 mL de agua destilada, lo cual da una relación suelo/solución de 1:2. Se agitó manualmente durante un minuto y se dejó reposar durante 10 minutos. Se calibró el potenciómetro con las soluciones amortiguadoras de pH 4, 7 y 10, y una vez calibrado, se tomó la lectura del pH de la suspensión del suelo.

## Conductividad hidráulica

La estimación de la conductividad hidráulica de campo se hizo basándose en funciones de pedotransferencia. Estas, relacionan propiedades complejas del suelo con características que pueden ser fácilmente medidas, tales como textura del suelo y otros datos que a menudo son examinados. El modelo para el cálculo de la conductividad hidráulica fue el Soil Water Characteristics Hydraulic Properties Calculador (USDA, 2003), que utiliza la siguiente función de pedotransferencia (Saxton, 1986).

$$K = 2.778 \times 10^{-6} \{ \exp[12.012 - 0.0755 \times (A) + [-3.8950 + 0.03671 \times (A) - 0.1103 \times (B) + 8.7546 \times 10^{-4} \times (B)^2](1/\theta) \} \quad \text{Ecuación 4.1}$$

Donde:

K	Conductividad hidráulica, en m/s	B	% de arcilla
A	% de arena	$\theta$	Contenido de agua, en m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>

## Compactación

La prueba utilizada fue la D698 (ASTM, 2000) que determina las condiciones óptimas de compactación de un suelo en el laboratorio, con el objeto de que proporcione valores similares en cualquier sitio que se efectúe.

### Equipo:

- Cilindro Próctor de compactación con diámetro interior y altura de 10 y 11.5 cm, respectivamente
- Extensión del cilindro con diámetro interior de 10 cm y 6.5 cm de altura
- Pistón cilíndrico de 5 cm de diámetro en base y un peso de 2.49 Kg
- Guía de lámina galvanizada de 32.8 cm con escalón de 30.5 cm para dar caída libre del martillo
- Base estándar de 3.25 Kg de peso
- Charola de lámina galvanizada
- Charola de plástico
- Juego de espátulas de acero para enrasar
- Horno a temperatura constante de  $110 \pm 5^\circ\text{C}$
- Balanza con sensibilidad de 0.10 g
- Cápsulas de porcelana
- Cucharón
- Atomizador
- Mortero y pistilo

**Procedimiento:**

1. Secar 2,500 g de muestra de suelo. Si hay formación de gránulos, se procede a triturar el material hasta obtener partículas que pasen la malla 4 (4.69 mm)
2. Se esparce agua en una cantidad que nos proporcione la humedad requerida. Esta operación puede efectuarse utilizando un atomizador
3. Se revuelve perfectamente el material tratando que el agua agregada se distribuya uniformemente
4. Usando el cucharón, se vacía en el cilindro Próctor, previamente armado con su extensión, material suficiente para obtener una capa floja de unos 8 cm de espesor
5. Esta capa se compacta mediante golpes del pistón procurando repartirlos en toda la superficie utilizando la guía metálica para que la altura de caída sea la misma (30.5 cm). Los golpes de pistón, se dan levantando este hasta el nivel superior de la guía y dejándolo caer libremente
6. Se vuelve a vaciar el material en el cilindro para obtener una segunda capa, que agregada a la primera, dé una altura total de 11 a 12 cm, compactándola del mismo modo que la primera (punto 5)
7. De la misma forma se procede con la tercera capa, procurando que una vez compactado el material, la superficie se encuentre 1 o 2 cm arriba del collarín o extensión
8. Al terminar la compactación de las tres capas, se extrae el collarín/extensión, y con una espátula de cuchillo se recorre el perímetro interior para despegar el material, enrasando la muestra al nivel superior del cilindro
9. Se pesa con la muestra compactada y se obtiene el peso del cilindro más el suelo.
10. Se desarma el cilindro con el objeto de extraer fácilmente el material, devolviéndolo a la charola

Con el número de golpes, número de capas, peso del pistón, altura del pistón y volumen de la muestra se calcula la energía de compactación.

$$E_c = \frac{N * n * w * h_p}{V} \quad \text{Ecuación 4.2}$$

Donde:

$E_c$	es la energía de compactación, en $\text{kg} \cdot \text{cm}/\text{cm}^3$
$N$	es el número de golpes
$n$	es el número de capas
$w$	es el peso del pistón, en kg
$h_p$	es la altura del pistón, en cm
$V$	es el volumen de la muestra, en $\text{cm}^3$

En la fase experimental de mecánica de suelos, las pruebas de compactación se realizaron con el equipo Próctor. En la etapa experimental de hidrogeoquímica se utilizó un equipo Próctor en miniatura, con el fin de reproducir la compactación que se obtenga en la fase experimental de mecánica de suelos (Hernández, 2003).

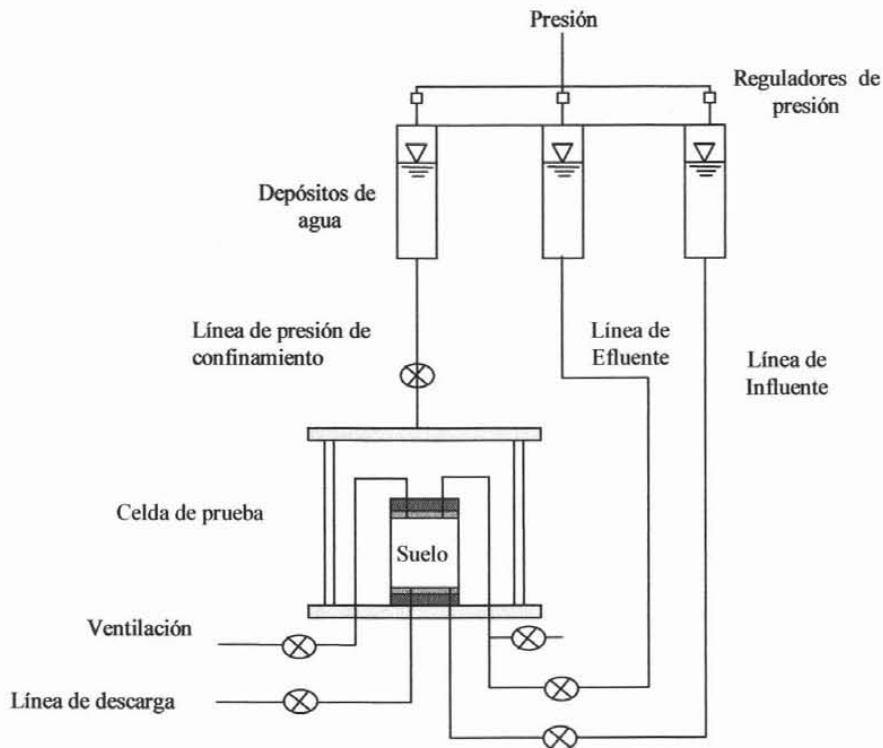
### **Permeabilidad**

Con la finalidad de determinar el coeficiente de conductividad hidráulica “ $k$ ” en las muestras preparadas en las pruebas de compactación se realizaron pruebas de conductividad hidráulica con el permeámetro de carga constante del Laboratorio de Mecánica de Suelos del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), esquematizado en la Figura 13. Esta prueba se detalla en la norma D5084 (ASTM, 2000).

### **Procedimiento**

La mezcla del suelo previamente compactada con dimensiones de 10 cm de diámetro y 14 cm de altura se somete a un proceso de labrado para disminuir el diámetro de la muestra a 7 cm y colocarla en los cabezales de la celda del permeámetro.

Para instalar la columna de suelo en la base de la celda de prueba, se coloca una piedra porosa seguida de un papel filtro (Whatman) en la parte superior e inferior, y se cubre la columna de suelo con una membrana de látex.



**Figura 15** Permeámetro de carga constante

Instalada la columna de suelo en la celda, es cerrada totalmente para evitar fugas y por una línea de confinamiento se conduce agua hacia la celda de prueba; la cual proporciona a la muestra una presión lateral. La cual se calcula con la siguiente ecuación:

$$\sigma = \frac{\rho \times h}{\delta} \quad \text{Ecuación 4.3}$$

Donde:

- $\sigma$  es la presión de confinamiento, en Kpa
- $\rho$  es la densidad del suelo, en  $\text{kg}/\text{cm}^3$
- $\delta$  es el factor de conversión 0.01020, en  $\text{Kpa}/(\text{kg}/\text{cm}^2)$

Después de colocar la columna en la celda y una vez que esta se encuentra confinada por la presión lateral, se procede a saturar (con agua) la columna de suelo. Cuando la muestra se encuentra saturada se determina la permeabilidad del suelo; si la conductividad hidráulica obtenida en el permeámetro no correspondía al valor de la conductividad hidráulica de campo



(obtenida con la función de pedotransferencia), se procedía a repetir el procedimiento compactación-conductividad hidráulica. Este procedimiento se llevó a cabo con varias columnas a diferentes compactaciones. Lo anterior se realizó hasta alcanzar el valor de la conductividad hidráulica de campo.

Los cálculos se hicieron considerando la Ley de Darcy:

$$Q = K \times i \times A \quad \text{Ecuación 4.4}$$

Donde:

- Q es el gasto que pasa a través de la muestra, en  $\text{cm}^3/\text{s}$
- K es la conductividad hidráulica, en  $\text{cm}/\text{s}$
- $i$  es el gradiente hidráulico, en  $\text{cm}/\text{cm}$
- A es el área transversal de la muestra, en  $\text{cm}^2$

### 4.3 Adsorción

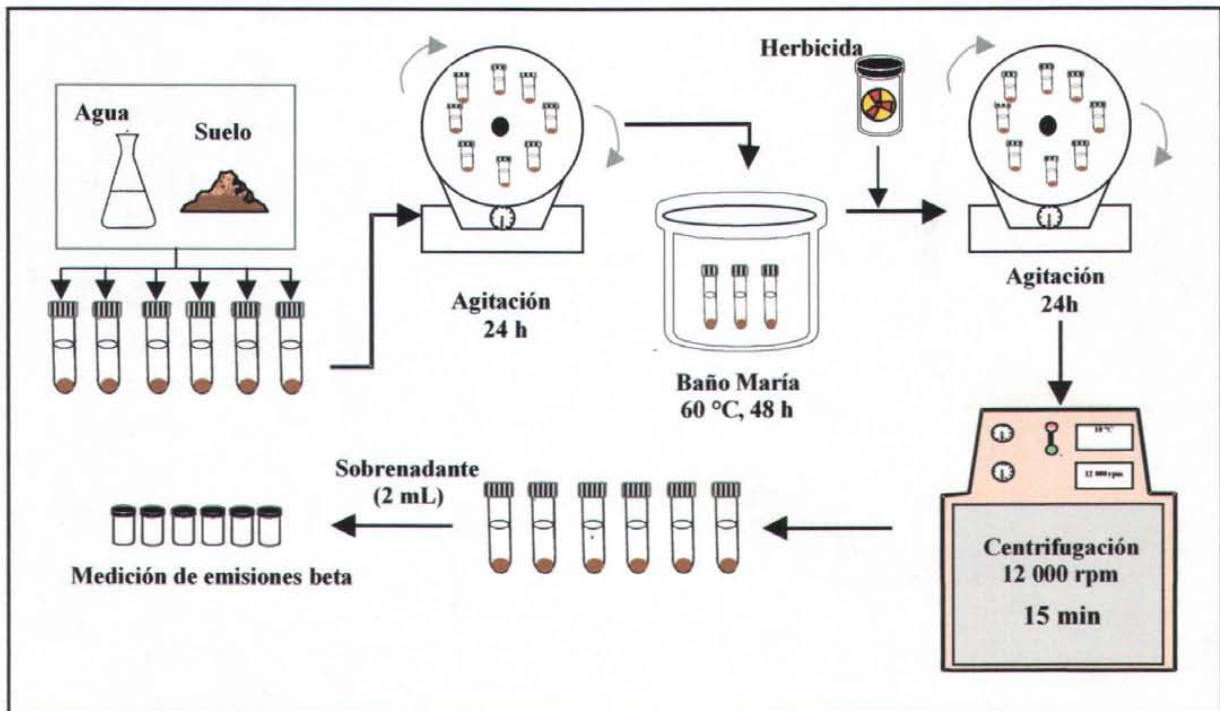
El objetivo de estos experimentos fue la determinación de los coeficientes de adsorción de los herbicidas atrazina y 2,4-D en suelo del DR 063 (suelo de San José de La Brecha). El procedimiento para el desarrollo de los experimentos se presenta en la Figura 16.

#### 4.3.1 Adsorción de atrazina

La metodología utilizada para determinar la adsorción de atrazina en suelo fue una modificación de las guías OPPTS 835.1220 “Sediment and Soil Adsorption/Desorption Isotherm” (USEPA, 1998) y de la OECD TG 106 “Determination of Soil Adsorption/Desorption, using a Batch Equilibrium Method” de la Organización para el Desarrollo y Cooperación Económica (OECD, 2000). Estas guías cubren la determinación de las isotermas de adsorción/desadsorción de plaguicidas en suelo.

El experimento de adsorción de atrazina se realizó en tubos de teflón para centrifuga. Diferentes volúmenes de agua desionizada (ver Tabla 9) fueron agregados a tubos que

contenían 2 g de suelo (en base seca). Los volúmenes de agua utilizados fueron menores que el volumen requerido para obtener una relación 10 a 1 en los tubos. Los tubos con la solución agua-suelo se agitaron durante 24 h (Rotador Cole Parmer, modelo 7637). Una vez homogeneizada la mezcla, los tubos se sometieron a baño María durante 48 h, esto con el fin de mantener en estado latente la actividad microbiana del suelo y no tener influencia de la biodegradación en los resultados de adsorción.



**Figura 16** Metodología para determinar la adsorción de plaguicidas en suelo

Una vez transcurridas 48 h de baño María, se agregaron diferentes concentraciones de atrazina marcada isotópicamente a cada tubo, a través de la adición de diferentes volúmenes de una solución de atrazina 2.0 mg/L. El rango de concentraciones de atrazina utilizadas se seleccionó con base en la guía OPPTS 835.1220 de la USEPA (1998); la cual recomienda utilizar como límite máximo 5 mg/L o  $\frac{1}{2}$  de la solubilidad del producto químico a utilizar y como límite mínimo, valores diferentes de cero que puedan ser detectados por el método de cuantificación. Así, también se recomienda al menos un orden de magnitud de diferencia entre las concentraciones utilizadas en la determinación de las isothermas de adsorción.

La relación agua-suelo en los tubos se ajustó a una relación 10 a 1. Los tubos con herbicida se agitaron a 100 rpm durante un periodo de 24 h a 25°C y después se centrifugaron a 12,000 rpm durante 15 minutos (se utilizaron duplicados con fin de hacer análisis estadísticos de los resultados).

Estudios previos han mostrado que la condición de equilibrio ocurre rápidamente y que un periodo de 2 horas puede ser suficiente para alcanzar un equilibrio de adsorción de plaguicidas en suelo (Wauchope *et al*, 2001).

La determinación de la concentración de plaguicida en el equilibrio se realizó tomando 2 ml del sobrenadante de cada tubo de centrifuga y analizándolos en un espectrómetro de centelleo liquido (marca Packard, modelo 3255). La cantidad de herbicida adsorbido en el suelo se determinó por diferencia entre la concentración inicial en solución y la concentración en el equilibrio. El diseño experimental de adsorción de atrazina se presenta en la siguiente tabla.

**Tabla 9** Diseño experimental de adsorción de atrazina en suelo

Reactor No.	Suelo (g)	Vol. solución de atrazina (mL)***	Vol. agua (mL)	Concentración en cada reactor (mg/L)	Actividad Total (cpm*)
1	2.00	10	10	1.0	771 000
2	2.00	5	15	0.5	385 500
3	2.00	1	19	0.1	77 100
4	2.00	0.5	19.5	0.05	38 550
5	2.00	0.37	19.63	0.037	28 527
6	2.00	0.1	91.9	0.01	7 710
7	2.00	0.05	19.95	0.005	3 855
8	2.00	0.01	19.99	0.001	771

\*Cuentas por minuto      \*\*\*Concentración = 2.0 mg/L

### 4.3.2 Adsorción de 2,4-D

El experimento de adsorción de 2,4-D se realizó siguiendo la metodología descrita en el experimento de adsorción de atrazina.

Estudios previos han mostrado que la adsorción de 2,4-D en suelo ocurre rápidamente, siendo removido el herbicida de la solución en unas pocas horas, y que un periodo de 24 h es suficiente para alcanzar un equilibrio de adsorción (Mallawatanri y Mulla, 1992). El diseño experimental de adsorción de 2,4-D se presenta en la siguiente tabla.

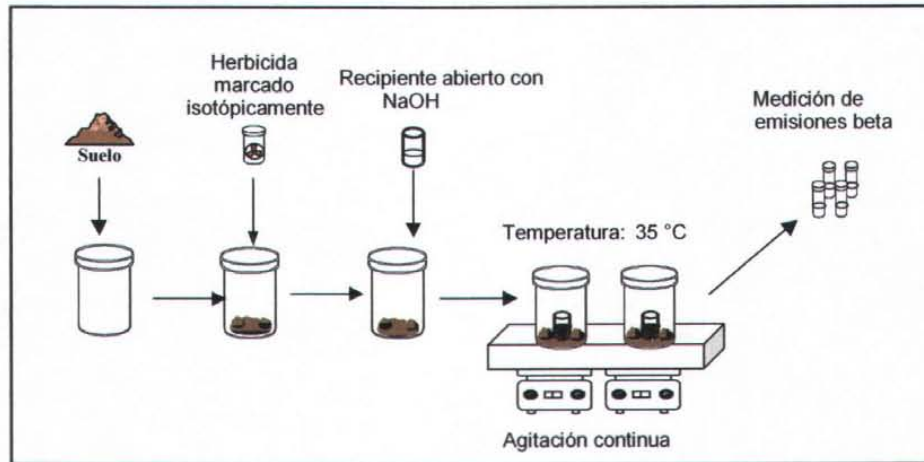
**Tabla 10** Diseño experimental de adsorción de 2,4-D en suelo del Distrito de Riego 063

Reactor No.	Suelo (g)	Vol. Solución estándar (mL)***	Vol. Agua (mL)	Concentración en cada reactor (mg/L)	Actividad Total (cpm*)
1	2.00	16	4	1.00	89400.0
2	2.00	8	12	0.50	44700.0
3	2.00	4	16	0.25	22350.0
4	2.00	1.6	18.4	0.10	8940.0
5	2.00	0.16	19.84	0.01	894.0
6	2.00	0.12	19.88	0.0075	670.5
7 (total)	0.00	2	18.0	1.25	11175.0
8 (blanco)	2.00	0.0	20.00	0.00	0.0

\*Cuentas por minuto \*\*Duplicado \*\*\*Concentración = 1.25 mg/L

#### 4.4 Biodegradación

El objetivo de estos experimentos fue la determinación de la cinética de biodegradación de los herbicidas atrazina y 2,4-D, en suelo del DR 063 (Suelo de San José de La Brecha). El procedimiento para el desarrollo de los experimentos se presenta en la Figura 17.



**Figura 17** Degradación de herbicidas en suelo húmedo

##### 4.4.1 Biodegradación de atrazina

La metodología utilizada para determinar la biodegradación de atrazina en suelo fue una modificación de la guía 307 “Aerobic and Anaerobic Transformation in Soil”. Esta guía describe los lineamientos para evaluar la transformación aerobia y anaerobia de compuestos químicos en suelo (OECD. 2002).

Para el desarrollo de este experimento se colocaron 10 g de suelo, en base seca, en reactores por lotes (frascos de vidrio). Al suelo se le adicionó 40 microlitros de una solución 0.014 mg/ml de atrazina marcada isotópicamente ( $^{14}\text{C}$ ) y 0.00858 mg de atrazina no marcada, dando una concentración de 1 mg de atrazina/kg suelo. La concentración utilizada fue mayor a la utilizada en campo (pero menor a la especificada en los recipientes de los plaguicidas comerciales), esto con el fin de obtener una mejor distribución del plaguicida en el suelo; así como una mejor cuantificación del proceso de biodegradación.

La mezcla suelo-atrazina se homogeneizó para obtener una mejor distribución del herbicida en el suelo. Una vez preparada la mezcla suelo-atrazina se colocó un recipiente con hidróxido de sodio 1 molar dentro del frasco de vidrio, con el fin de atrapar el CO<sub>2</sub>, producto de la biodegradación del herbicida. El frasco se tapó y se colocó a baño María a una temperatura de 35°C. Una vez montado el experimento se procedió a tomar muestras (1 ml de hidróxido de sodio) a diferentes tiempos. Las muestras tomadas se colocaron en viales de vidrio a los que se les adicionó líquido de centelleo. Los viales se colocaron en un espectrómetro de centelleo líquido y se determinó la actividad de cada muestra analizada.

#### 4.4.2 Biodegradación de 2,4-d

Para el desarrollo de este experimento se utilizaron 50 g de suelo, en base seca. Los recipientes de reacción, al igual que en el experimento de degradación de atrazina, fueron frascos de vidrio. La cantidad de solución de 2,4-D marcado isotópicamente (<sup>14</sup>C) que se adicionó al suelo fue de 500 microlitros (0.1 g/L), dando una concentración de 1 mg de 2,4-D/Kg suelo. La concentración utilizada fue mayor a la utilizada en campo, con el fin de obtener una mejor distribución del plaguicida en el suelo, así como una mejor cuantificación del proceso de biodegradación. Los pasos siguientes en el desarrollo del experimento fueron los mismos que se siguieron en el experimento de degradación de atrazina. La siguiente figura ilustra los equipos utilizados en los experimentos de biodegradación.



**Figura 18** Experimento de degradación de atrazina y 2,4-D

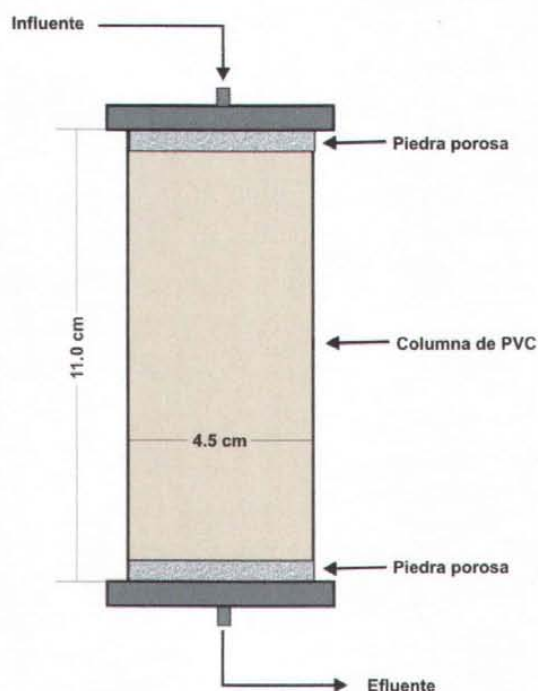
## 4.5 Transporte en columnas

Los plaguicidas pueden alcanzar el suelo a través de la aplicación directa o por vías indirectas (aguas residuales, lodos residuales, deposición húmeda y/o seca, etc.). Para el manejo de riesgos de estos químicos es importante estimar su potencial para moverse en el subsuelo.

Con el propósito de determinar los coeficientes de transporte de atrazina y 2,4-D en suelo del DR 063 se realizaron pruebas en columnas. La metodología utilizada fue una modificación de la guía 312 Leaching in Soil Columns (OECD, 2002). Esta guía describe una metodología para evaluar el potencial de lixiviación de químicos en suelo, bajo condiciones de laboratorio controladas.

### 4.5.1 Atrazina

El experimento de transporte de atrazina en suelo fue llevado a cabo usando una columna de PVC (OECD, 2002) con piedra porosa en la parte superior e inferior de la columna (4.5 cm de diámetro interno y 11.0 cm de largo). El esquema de la columna se muestra en la siguiente figura.



**Figura 19** Columna utilizada en el experimento de transporte de atrazina y 2,4-D

La columna fue empacada con suelo, a una energía de compactación de  $0.495 \text{ kg cm/cm}^3$ , con el fin de darle las condiciones necesarias para obtener la conductividad hidráulica de campo. Posteriormente se conectó a una bomba peristáltica y se le bombeó agua desionizada ( $24.6 \text{ ml/h}$ ); el flujo de agua utilizado fue menor al correspondiente a flujo saturado. Esta operación se mantuvo hasta que la condición de estado estable se alcanzó ( $24 \text{ h}$ ). El estado estable se define como igual flujo en el influente y efluente de la columna. Una vez que el estado estable fue alcanzado, se aplicó un pulso ( $3 \text{ ml}$ ) de herbicida marcado isotópicamente ( $20.238 \text{ mg/L}$ ;  $250,000 \text{ cpm}$ ). La concentración de plaguicida fue acorde a la utilizada en campo ( $0.375 \text{ kg/ha}$ ) y se calculó con la siguiente fórmula:

$$M[\mu\text{g}] = \frac{A[\text{Kg} / \text{ha}] * 10^9 [\mu\text{g} / \text{kg}] * d^2 [\text{cm}^2] * \pi}{10^8 [\text{cm}^2 / \text{ha}] * 4} \quad \text{Ecuación 4.5}$$

Donde:

- M es la cantidad de plaguicida aplicado por columna, en  $\mu\text{g}$
- A es la tasa de aplicación del plaguicida en campo, en  $\text{kg/ha}$
- d es el diámetro de la columna de suelo, en  $\text{cm}$
- $\pi$  es igual a  $3.1416$

El efluente de la columna fue colectado a intervalos regulares de tiempo; las muestras se centrifugaron y fue medida la radiación en un espectrómetro de centelleo líquido. Con los datos obtenidos se trazaron curvas de ruptura o avance.

#### 4.5.2 2,4-D

El experimento de transporte de 2,4-D se realizó siguiendo el mismo procedimiento utilizado para el transporte de atrazina. El flujo de agua desionizada y el pulso de 2,4-D fueron de  $33.02 \text{ mL/h}$  y  $139.8 \text{ mg/L}$ , respectivamente. La concentración de plaguicida utilizada fue acorde a la utilizada en campo ( $0.875 \text{ kg/ha}$ ,  $500,000 \text{ cpm}$ ) y se calculó con la fórmula (4.5).



#### 4.6 Pesticide Leaching Model (Pelmo)

En este trabajo se utilizó el modelo Pesticide Leaching Model (PELMO). Modelo unidimensional que simula el movimiento vertical de plaguicidas en el suelo no saturado, dentro y debajo de la zona radicular de las plantas (Klein, 1995). En el programa se representa la variación del transporte con respecto al tiempo, la advección y la dispersión. PELMO es un modelo de uso libre y está basado en el modelo PRZM-1 (Carsel *et. al.*, 1984), pero se le agregaron algunos procesos para superar las limitaciones del PRZM-1.

**Tabla 11** Sumario de los procesos simulados en PELMO

Proceso	Descripción
Movimiento de agua	Flujo de agua basado en capacidades
Movimiento de plaguicidas	La ecuación de convección – dispersión esta basada en una simulación diaria del transporte de plaguicidas
Simulación de siembras	Intercepción de agua y plaguicidas en las plantas
Degradación en el suelo	Velocidad de degradación de primer orden. Corrección de la velocidad de degradación con la profundidad, humedad del suelo y temperatura del suelo
Adsorción de plaguicidas	Los coeficientes $K_d$ , $K_{oc}$ , así como la ecuación de Freundlich, se pueden considerar en la adsorción. Opción para correlacionar el pH con la adsorción
Volatilización de plaguicidas (del suelo)	Modelo simplificado que utiliza las ecuaciones de Fick y Henry
Escorrentía	Basado en Soil Conservation Service curve number technique
Erosión	Basada en Modified Universal Soil Loss Equation
Temperatura del suelo	Basado en correcciones empíricas que usan la temperatura del aire
Consumo por las plantas	Modelo basado en las concentraciones en el suelo
Aplicación del pesticida	La aplicación puede ser foliar, directa al suelo, o incorporada en el interior del suelo
Metabolismo	Utiliza un sofisticado esquema con más de 8 metabolitos que pueden ser simulados paralelamente con el plaguicida utilizado

Las ecuaciones del balance de agua se desarrollan de manera separada para la zona superficial, los horizontes que comprenden la zona radicular y los horizontes restantes dentro de la zona no saturada.

Zona superficial:

$$(SW)_i^{t+1} = (SW)_i^t + P + SM - L_i - E_i \quad \text{Ecuación 4.6}$$

Zona radicular:

$$(SW)_i^{t+1} = (SW)_i^t + L_{i-1} - U_i - L_i \quad \text{Ecuación 4.7}$$

Debajo de la zona radicular:

$$(SW)_i^{t+1} = (SW)_i^t + L_{i-1} - L_i \quad \text{Ecuación 4.8}$$

Donde:

$(SW)_i^t$  es el agua en el suelo, en la capa  $i$ , en el día  $t$ , en cm

$P$  es la precipitación, en cm/d

$SM$  es la nieve derretida, en cm/d

$E_i$  es la evaporación en la capa  $i$ , en cm/d

$U_i$  es la transpiración en la capa  $i$ , en cm/d

$L_i$  es la percolación fuera de la zona  $i$ , en cm/d

El agua que se infiltra en el suelo es redistribuida en forma tal que el exceso de agua en una capa está siempre guiada hacia abajo, hasta que todas las capas están en o debajo de la capacidad de campo. En el programa se puede seleccionar si el drenaje de los compartimientos individuales ocurre instantáneamente (opción de drenaje libre) o a una velocidad dada por el parámetro de la velocidad de drenaje.

$$\Theta_i^{t+1} = (\Theta_i^{t*} - \Theta_{FCi}) \exp(-\alpha \Delta t) + \Theta_{FCi} \quad \text{Ecuación 4.9}$$

Donde:

- $\Theta_i^t$  es el contenido de agua en el suelo, en la capa  $i$  y al final del día  $t$ , en  $m^3m^{-3}$
- $\Theta_i^{t*}$  es el contenido de agua en el suelo, en la capa  $i$ , en el día  $t$ , más cualquier percolación de la capa de suelo  $i-1$ , antes de la ocurrencia de cualquier drenaje, en  $m^3m^{-3}$
- $\Theta_{FC_i}$  es el contenido de agua en el suelo a la capacidad de campo, en la capa  $i$ , en  $m^3m^{-3}$
- $\alpha$  es el parámetro de la velocidad de drenaje, (1/d)
- $\Delta t$  es el paso de tiempo, día

Si se conoce el contenido de arena y arcilla, se estima la capacidad de campo (por PELMO) utilizando la siguiente ecuación:

$$\Theta_{FC} = \frac{(F_{CL} \times 60 + F_{SA} \times 20 + F_{SI} \times 40)}{10,000} \quad \text{Ecuación 4.10}$$

Donde:

- $\Theta_{FC}$  es la capacidad de campo, en  $cm^3cm^{-3}$
- $F_{CL}$  es el contenido de arcilla, en %
- $F_{SI}$  es el contenido de limo, en %
- $F_{SA}$  es el contenido de arena, en %

El potencial de evapotranspiración puede introducirse como un valor numérico constante, o bien, calcularse de acuerdo a las ecuaciones de Haude o Hamon.

La ecuación de Haude es:

$$E_{pot} = \frac{f_{Haude} ES_{14} (100 - RH)}{100} \quad \text{Ecuación 4.11}$$

Donde:

- $E_{pot}$  es el potencial diario de evapotranspiración, en mm/d
- $f_{Haude}$  es el factor mensual de Haude, en  $mm h Pa^{-1}$
- $ES_{14}$  es la presión de vapor saturado a las 2:00 p.m., en h Pa
- $RH$  es la humedad relativa del aire a las 2:00 p.m.

La ecuación de Hamon es:

$$E_{pot} = \frac{0.021L_d^2 ES_o}{(T + 273)} \quad \text{Ecuación 4.12}$$

Donde:

- $L_d$  son las posibles horas de luz solar por día, en h  
 $ES_o$  es la presión de vapor saturado a la temperatura media del aire, en h Pa  
 $T$  es la temperatura media del aire, en °C

La actual evapotranspiración diaria se divide entre la evaporación de la cubierta de las plantas, la evaporación del suelo y la transpiración del cultivo.

Las temperaturas del suelo se estiman basándose en la temperatura diaria del aire mediante un modelo empírico, de acuerdo a la ecuación siguiente:

$$T_{t+1} = T_t + (T_{t+1,aire} - T_t)0.346 \exp(-0.027028 \times d) \quad \text{Ecuación 4.13}$$

Donde:

- $T_t$  es la temperatura del suelo, en el día t, en °C  
 $T_{t,aire}$  es la temperatura media del aire, en el día t, en °C  
 $\alpha$  es la profundidad de la capa de suelo, en cm

La adsorción de los plaguicidas se estima de acuerdo a la ecuación de Freundlich:

$$C_S = K_f C_{sol}^n \quad \text{Ecuación 4.14}$$

Donde:

- $K_f$  es la constante de porción en la ecuación de Freundlich, en (µg/g)/(µg/ml)  
 $C_{sol}$  es la concentración del plaguicida en el agua del suelo, en µg/ml  
 $n$  es el exponente de Freundlich  
 $C_S$  es la concentración adsorbida, en µg/g

El incremento de la adsorción en el tiempo se estima utilizando un modelo lineal:

$$C_{Si+1} = \frac{C_{Si} \times F_{tiempo}}{(100 \times 360)} \quad \text{Ecuación 4.15}$$

Donde:

$C_{Si}$  es la adsorción del día  $i$ , después de la primera aplicación

$C_{Si+1}$  es la adsorción del día  $i+1$ , después de la primera aplicación

$F_{\text{tiempo}}$  es el incremento anual de adsorción, en %

Para considerar la influencia de la temperatura del suelo en la biodegradación, PELMO utiliza la regla Q10, la cual indica que un incremento de temperatura (*e.g.* 10°C) conduce a un incremento constante en la degradación (*e.g.* factor de 2), matemáticamente expresado por:

$$K_{\text{Temp}} = Q^{(T-T_0)/10} \quad \text{Ecuación 4.16}$$

Donde:

$K_{\text{Temp}}$  es el factor de corrección para la biodegradación, con base a la temperatura actual

$Q$  es el factor de incremento de la velocidad de degradación, dada por un incremento en la temperatura de 10°C

$T_0$  es la temperatura durante el experimento de biodegradación, en °C

$T$  es la temperatura actual del suelo, en °C

Además de la influencia de la temperatura del suelo, la vida media de un plaguicida también depende de la humedad del suelo.

PELMO es capaz de corregir la velocidad constante de degradación. El usuario puede decidir si la corrección se basa en la humedad absoluta del suelo o en la humedad relativa del suelo (humedad del suelo relacionada con la capacidad de campo).

La ecuación que considera la humedad absoluta del suelo es:

$$K_{\text{moi}} = \left( \frac{\theta}{\theta_0} \right)^e \quad \text{Ecuación 4.17}$$

Donde:

- $K_{moi}$  es el factor de corrección para la biodegradación, con base a la humedad actual del suelo
- $\theta$  es el contenido de humedad actual del suelo (vol. %)
- $\theta_0$  es el contenido de agua del suelo durante la prueba de biodegradación
- $e$  es un exponente

La volatilización de los plaguicidas se basa en la Ley de Henry y de Fick, usando la constante de Henry y el coeficiente de difusión en el aire. Para estimar la cantidad de pesticida que se mueve de la superficie del suelo a la atmósfera se asume que la concentración del pesticida en el aire, sobre el suelo, es baja. Además, el usuario debe introducir el espesor de la capa activa,  $d$ .

Por último, PELMO considera únicamente volatilización de plaguicida del agua que está en el suelo (y no de la fase adsorbida). Basado en ello, se calcula la volatilización mediante la ecuación siguiente:

$$J_v = -D \times \frac{H c_i}{d} \quad \text{Ecuación 4.18}$$

Donde:

- $D$  es el coeficiente de difusión en el aire, en  $\text{cm}^2/\text{d}$
- $J_v$  es la velocidad de volatilización, en  $\text{g cm}^{-2}/\text{d}$
- $d$  es la capa activa, en  $\text{cm}$
- $H$  es la constante de Henry, (-)
- $c_i$  es la concentración del plaguicida disuelto en la capa superficial, en  $\text{g/cm}^3$

La captura de plaguicidas por las plantas se estima siguiendo un modelo lineal:

$$J_{UPi} = F_{UP} \times c_i \times ET_i \quad \text{Ecuación 4.19}$$

Donde:

- $F_{UP}$  es el factor de captura por las plantas
- $c_i$  es el pesticida disuelto, en la capa de suelo  $i$ , en  $\text{g/cm}^3$
- $ET_i$  es la evapotranspiración actual, en  $\text{cm/d}$

## 5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.1 Granulometría

Los resultados de la caracterización por tamaño de partícula de los suelos muestreados en el DR 063 se muestran en la Tabla 12.

**Tabla 12** Composición de las muestras de suelo del DR 063

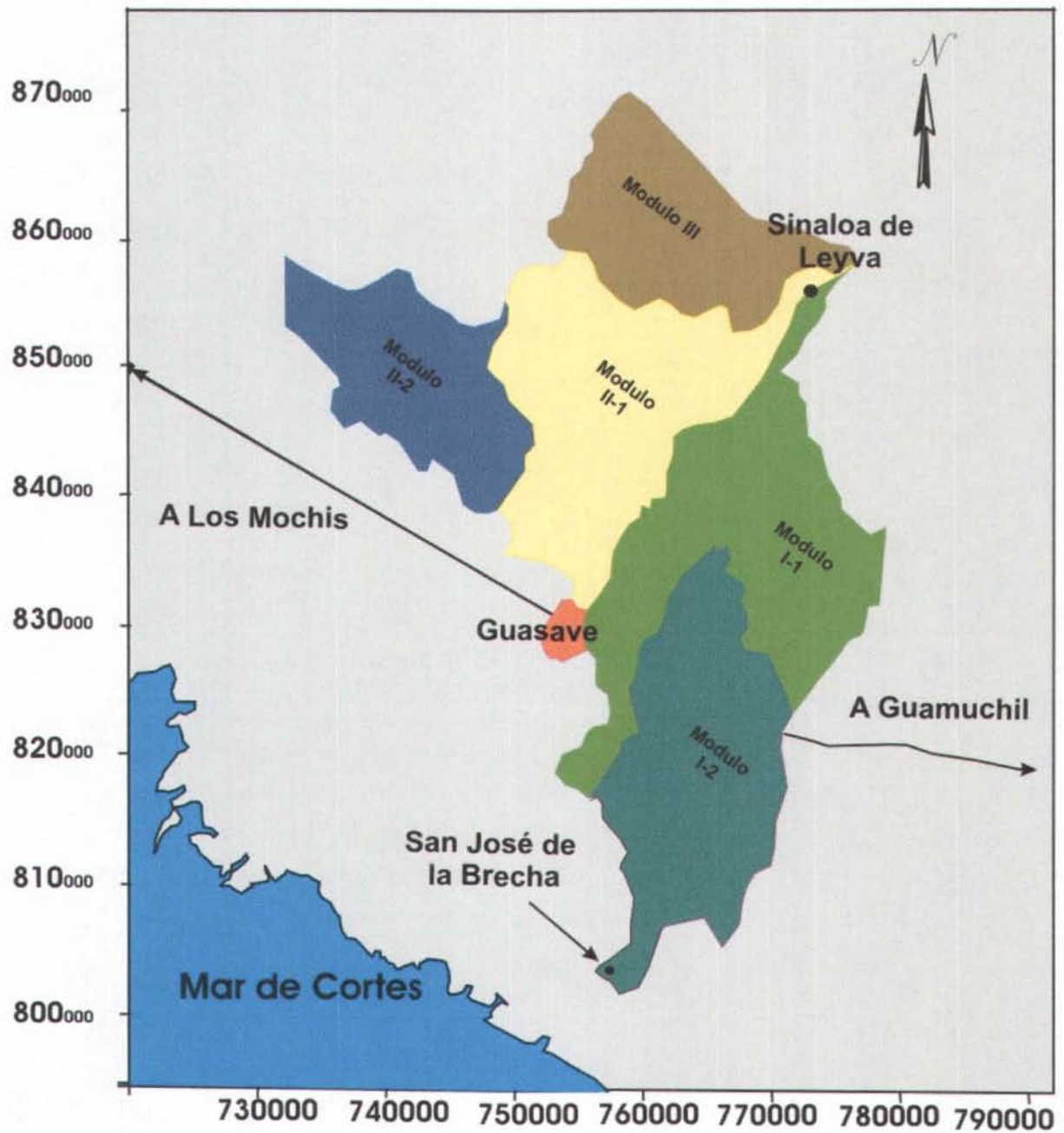
Muestra	Arena	Limo	Arcilla	Coordenadas**	
				Latitud	Longitud
Muestra 1	45	49	6	25,42,53	108,21,29
Muestra 2	35	45	20	25,49,25	108,16,30
Muestra 3	42	43	15	25,48,38	108,25,22
Muestra 4	43	51	6	25,58,41	108,23,05
Muestra 5	45	46	9	25,42,25	108,29,21
Muestra 6	40	45	15	25,48,46	108,39,16
Muestra 7	25	67	8	25,30,01	108,26,15
Muestra 8*	70	23	7	25,20,02	108,26,50

\*Suelo de San José de la Brecha, Guasave, Sin.

\*\* Coordenadas en grados, minutos y segundos (GG,MM,SS)

### 5.2 Selección del área de estudio

El área de estudio seleccionada fue una parcela agrícola localizada en la comunidad de San José de la Brecha, Guasave, Sin. Se encuentra en una región potencialmente agrícola, donde se siembra maíz, el cultivo con mayor demanda de plaguicidas en la región (SEMARNAP-IMTA, 2000). San José de la Brecha se ubica en la región costera del DR 063 (perteneciendo al módulo de riego I-2 Las Milpas), el manto freático en la región está a una profundidad promedio de 1.5 m. La localización geográfica del punto de muestreo es: Latitud 25° 20' 02'' y longitud 108° 26' 50''. Se seleccionó San José de la Brecha por presentar el mayor riesgo de contaminación al manto freático por plaguicidas, debido a la alta permeabilidad del suelo y a presentar un manto freático somero.



**Figura 20** Ubicación del área de estudio en el DR 063. Coordenadas en unidades UTM



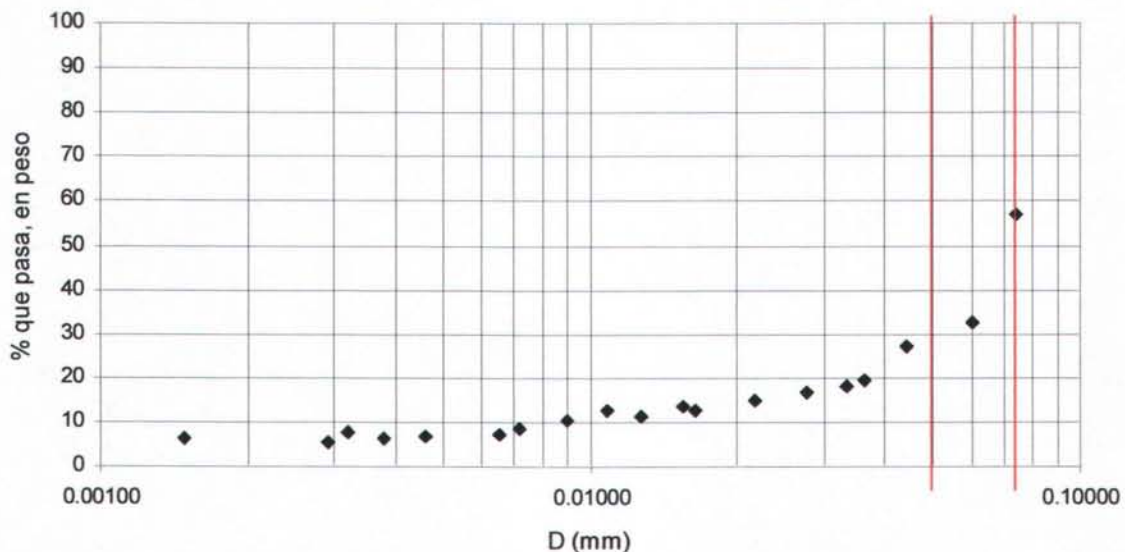
### 5.3 Suelo

Las características físico-químicas resumidas en la Tabla 13, muestran que el suelo en estudio es de tipo arenoso (70%), con un pH de 7.87 y con un porcentaje de materia orgánica de 1.154.

**Tabla 13** Características físico-químicas de la muestra de suelo estudiado

Parámetro	Valor
% Arena	70
% Limo	23
% Arcilla	7
% Materia orgánica	1.15
pH (1:10)(suelo:agua)	7.87

En la Figura 21 se muestra la distribución del tamaño de partícula del suelo de San José de la Brecha. Esta distribución se utilizó para determinar el porcentaje de arcilla en el suelo.



**Figura 21** Granulometría del suelo estudiado, San José de la Brecha

### 5.3.1 Conductividad hidráulica

La conductividad hidráulica saturada, capacidad de campo, punto de marchites y densidad del suelo en estudio fueron calculadas utilizando el programa Soil Water Characteristics (USDA 2003); los valores de estos parámetros fueron  $1.66 \times 10^{-5}$  m/s,  $19 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ ,  $0.08 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$  y  $1.6 \text{ Kg/L}$ , respectivamente. En la siguiente figura se muestra gráficamente la hoja de entrada del programa Soil Water Characteristics.

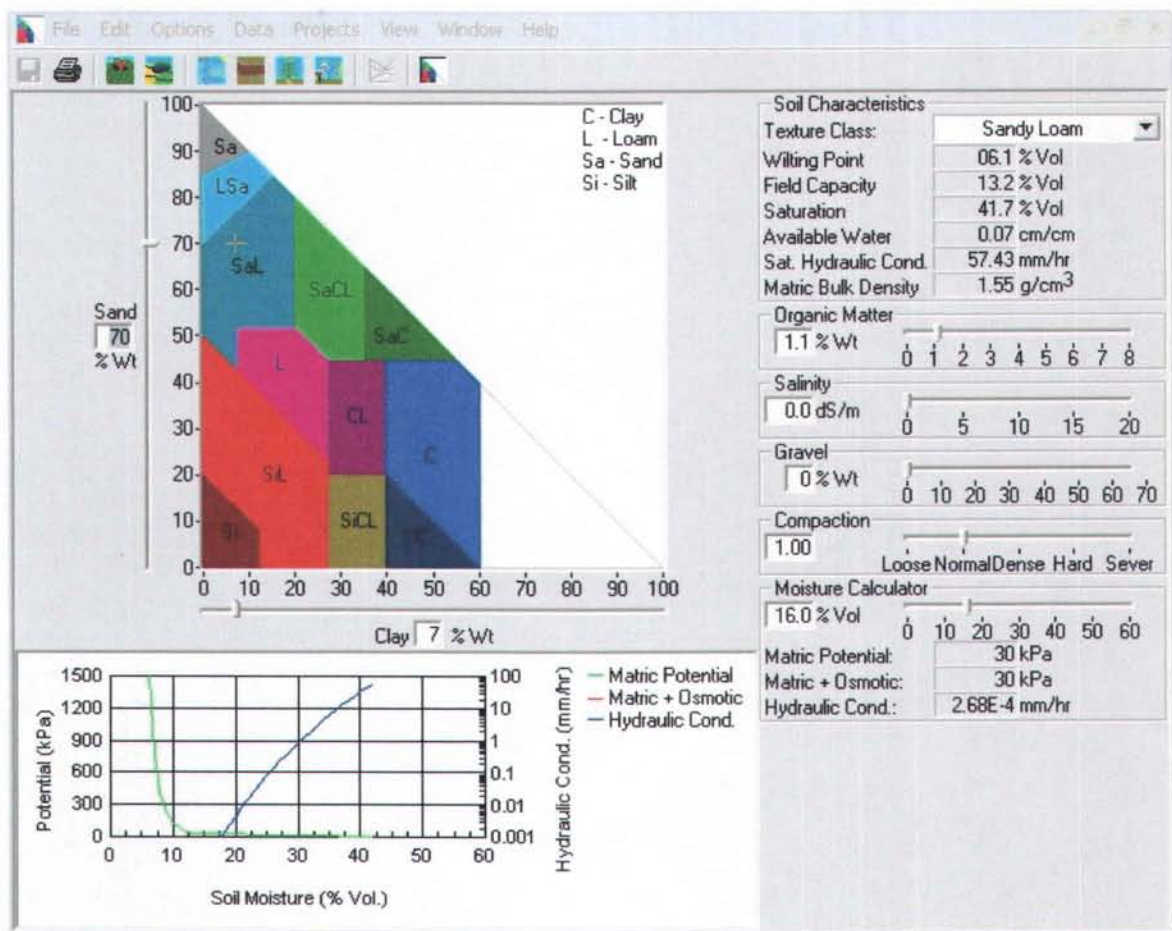
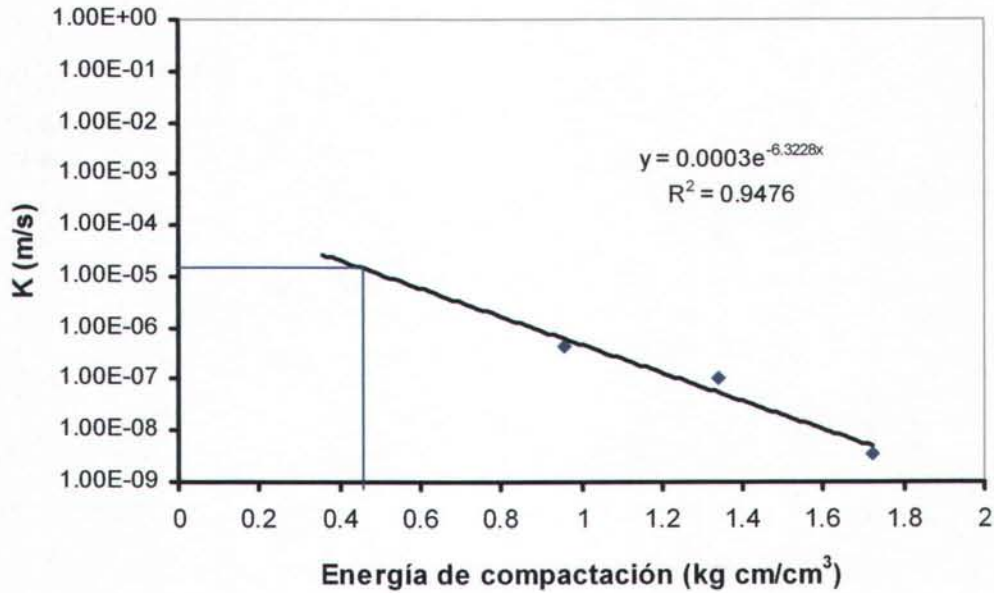


Figura 22 Hoja de entrada del programa para el cálculo de conductividad hidráulica

## 5.4 Compactación

La compactación y el ajuste de la conductividad hidráulica se realizaron de manera consecutiva. A continuación se muestran los resultados obtenidos en los experimentos de compactación y ajuste de la conductividad hidráulica (utilizando un permeámetro de carga constante) para obtener la conductividad hidráulica de campo.



**Figura 23** Conductividad hidráulica y energías de compactación

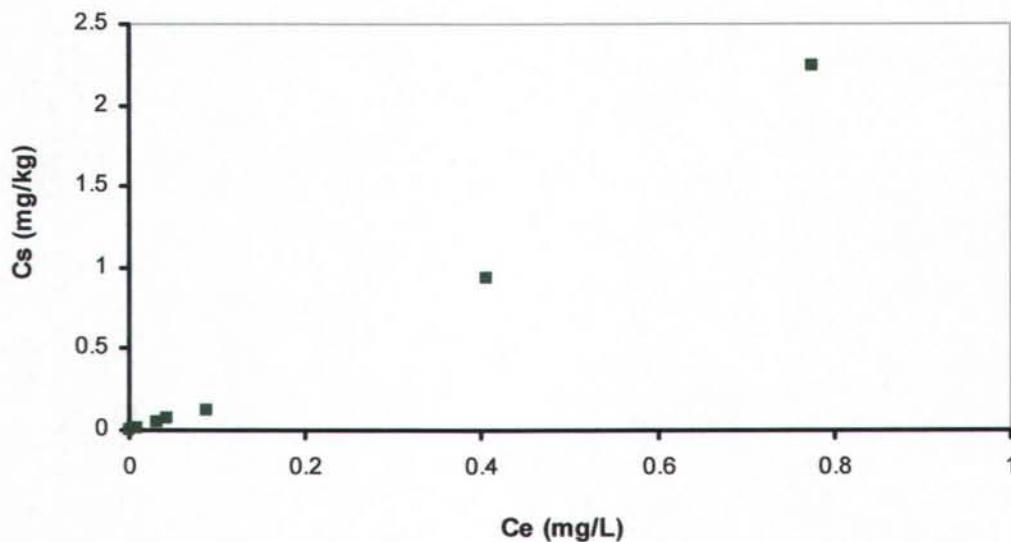
Una vez obtenida la conductividad hidráulica con el programa Soil Water Characteristics, se procedió a determinar la energía de compactación ( $0.457 \text{ Kg cm/cm}^3$ ) y a realizar experimentos de transporte de atrazina y 2,4-D en columnas, esto con el fin de obtener los parámetros hidráulicos necesarios para realizar la simulación de atrazina y 2,4-d con el modelo matemático PELMO.

## 5.5 Adsorción

Los datos de adsorción son necesarios para la evaluación de la tendencia de plaguicidas en el aire, agua y suelo.

### 5.5.1 Adsorción de atrazina

La isoterma de adsorción de atrazina en el suelo en estudio se muestra en la siguiente figura. Esta isoterma presenta una tendencia creciente en el contenido de atrazina adsorbida  $C_s$  (mg/kg) con respecto al incremento en la concentración de atrazina en solución  $C_e$  (mg/L).



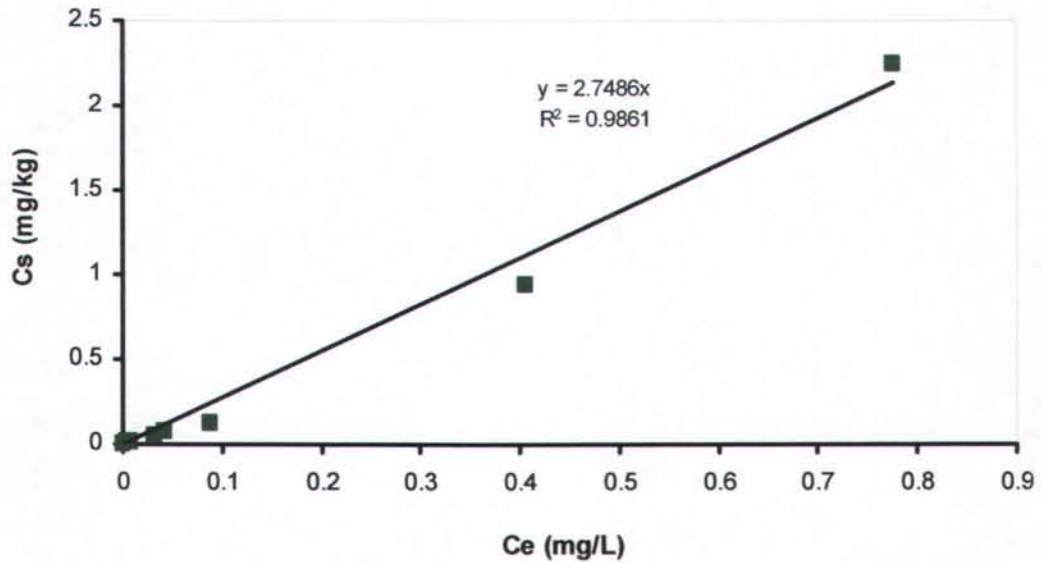
**Figura 24** Isoterma de adsorción de atrazina

#### Caracterización de la isoterma de adsorción

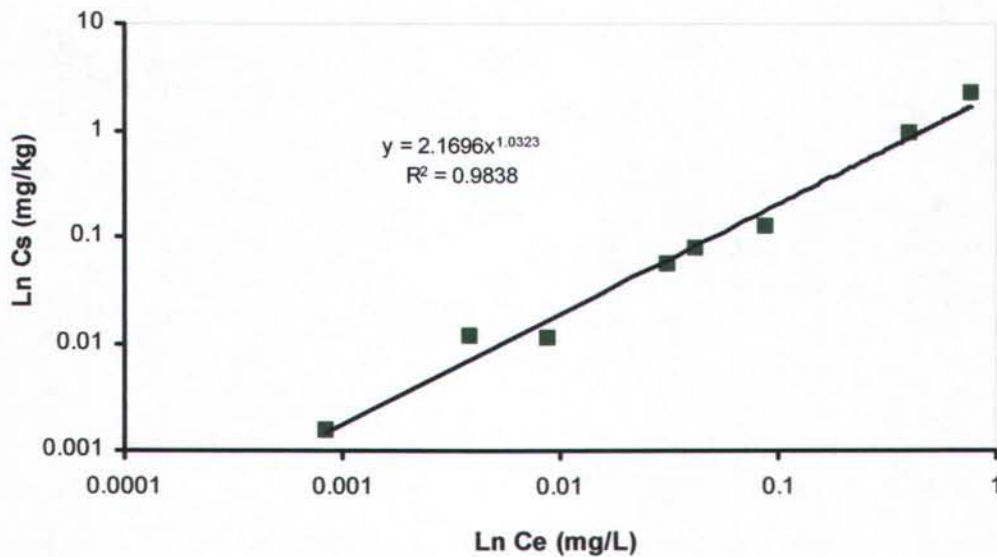
Los datos de adsorción se ajustaron a la ecuación de adsorción lineal y a la ecuación de Freundlich. El mejor ajuste fue para la ecuación lineal con un coeficiente de correlación ( $r^2$ ) de 0.9861 y  $K_d$  o constante de adsorción igual a  $2.7486 \text{ L kg}^{-1}$  (Figura 25).

La linealización de Freundlich se muestra en la Figura 26. El coeficiente de correlación para esta isoterma es de 0.9838 y su constante de adsorción es de  $2.1696 \text{ L kg}^{-1}$ . El valor de  $1/n$  para la ecuación de Freundlich es ligeramente mayor que uno, lo cual refleja una pequeña desviación en la linealidad del proceso de adsorción de 2,4-D en el suelo estudiado.

El valor de  $K_d$  obtenido de la isoterma lineal se utilizó en la modelación numérica del transporte de atrazina en suelo de San José de La Brecha.



**Figura 25** Isotherma lineal de atrazina en suelo de San José de la Brecha



**Figura 26** Isotherma de Freundlich para atrazina en suelo de San José de la Brecha

### 5.5.2 Adsorción de 2,4-D

La isoterma de adsorción de 2,4-D en el suelo en estudio se muestra en la Figura 27. Se observa que a concentraciones más altas la adsorción disminuye, pudiendo ser debido a que los sitios de adsorción ya están ocupados por el mismo plaguicida.

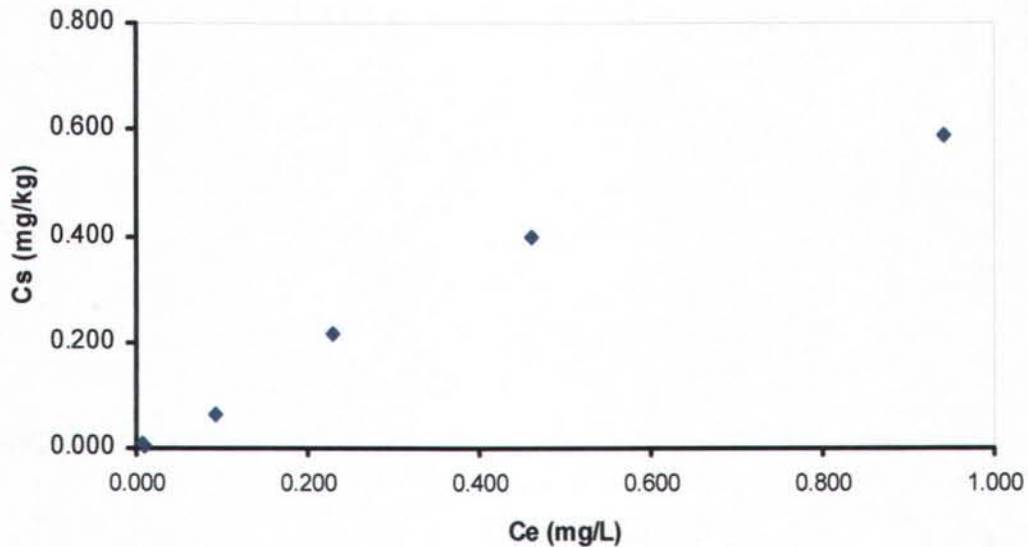


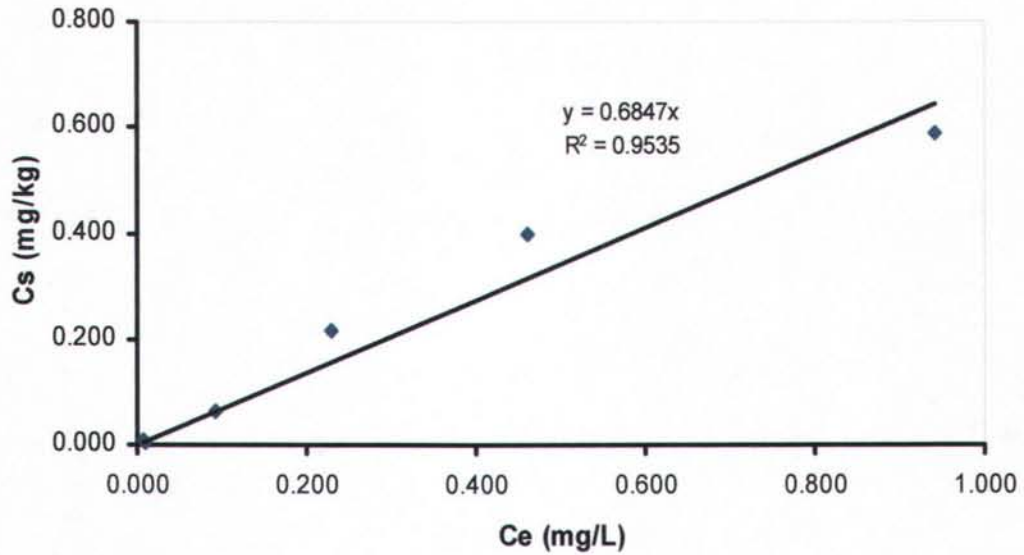
Figura 27 Isoterma de adsorción de 2,4-D

#### Caracterización de la isoterma de adsorción

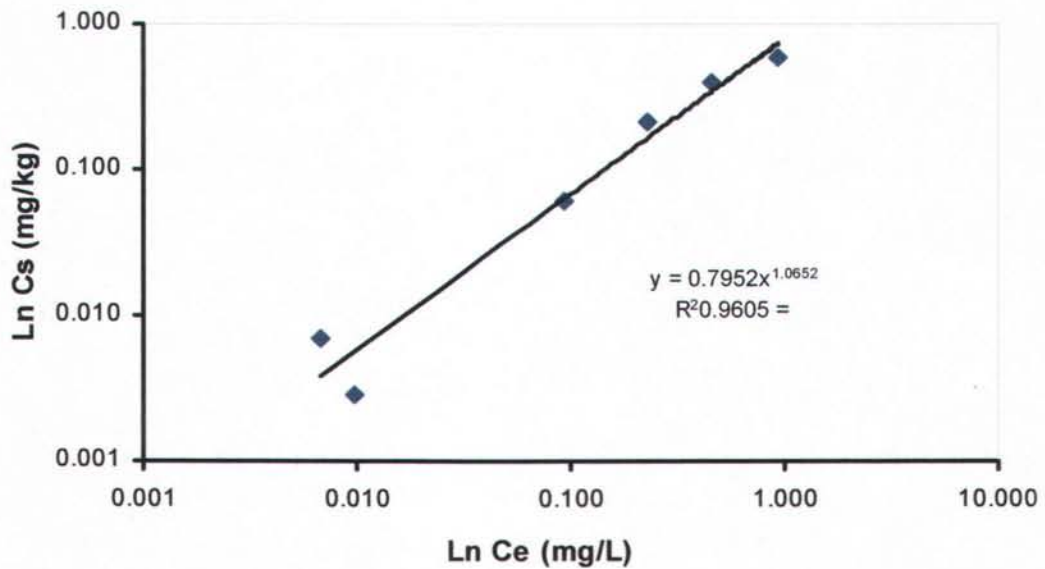
Los resultados del experimento de adsorción de 2,4-D se ajustaron a la ecuación lineal y a la ecuación de Freundlich (Figuras 28 y 29).

La ecuación lineal se ajustó razonablemente a los datos de adsorción ( $r^2 = 0.9535$ ), la constante de adsorción obtenida con esta ecuación fue 0.6847 L/kg. El mejor ajuste a los datos de adsorción se hizo con la ecuación de Freundlich ( $r^2 = 0.9605$ ). La constante de adsorción y la pendiente ( $1/n_F$ ) de la isoterma de Freundlich fueron 0.7952 L kg<sup>-1</sup> y 1.0652.

Los valores de  $K_F$  y  $1/n$  obtenidos de la isoterma de Freundlich se utilizaron en la modelación numérica del transporte de 2,4-D en suelo de la Brecha.



**Figura 28** Linealización de la isoterma de 2,4-D en suelo de San José de la Brecha



**Figura 29** Isoterma de Freundlich para 2,4-D en suelo de San José de la Brecha

## 5.6 Coeficiente de distribución

La normalización del coeficiente de adsorción con el contenido de carbono orgánico da como resultado el coeficiente de distribución  $K_{OC}$ . Dado que los valores de  $K_{OC}$  son aceptados como un indicador del proceso de distribución parcial de compuestos químicos en la fase orgánica de los suelos, los valores de  $K_{OC}$  fueron calculados a partir de la constante de adsorción lineal ( $K_d$ ). En la Tabla 14 se muestran los coeficientes de distribución para atrazina y 2,4-D.

**Tabla 14** Valores de  $K_d$  y  $r_d$  para Atrazina y 2,4-D y sus coeficientes de correlación, así como  $K_{OC}$  para el suelo en estudio

Plaguicida	$K_d$	$r_d$	$K_{OC}^*$
Atrazina	2.7486	0.9861	238.18
2,4-D	0.6487	0.9535	56.21

$$^* K_{OC} = (K_d / \% OC) * 100$$

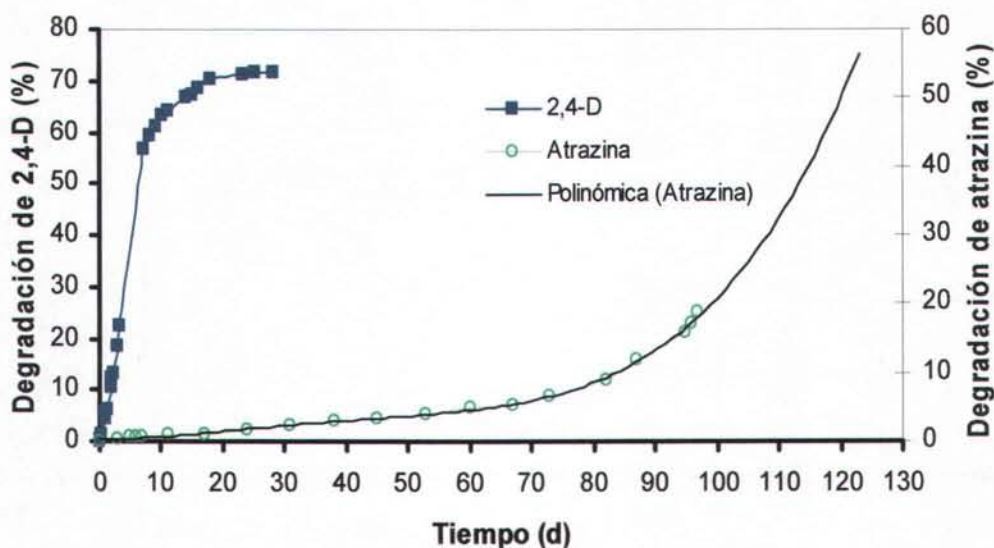
En la literatura se han reportado valores de  $K_{OC}$  para atrazina en suelo de 140 L Kg<sup>-1</sup> (Seybold y Mersie, 1996), 100 L Kg<sup>-1</sup> (Wauchope *et al*, 1992) y de 54 a 1,164 L Kg<sup>-1</sup> (HSDB, 2004b). Para 2,4-D se han reportado valores de 20 a 188 L Kg<sup>-1</sup> (HSDB, 2004a).



## 5.7 Biodegradación

Los datos obtenidos en los estudios sobre biodegradación de plaguicidas permiten determinar la velocidad con la cual los plaguicidas se degradan e identificar a los que pueden afectar adversamente al ambiente (suelo, aire, agua) y organismos que no son considerados plaga.

Las curvas de biodegradación de atrazina y 2,4-D se muestran en la Figura 30. En esta gráfica se muestran los porcentajes de degradación de atrazina y 2,4-D con respecto al tiempo.



**Figura 30** Porcentajes de degradación de atrazina y 2,4-D, en suelo del DR 063

### 5.7.1 Atrazina

La biodegradación de atrazina alcanzada al día 97 de su desarrollo fue del 18.7%. Atrazina presentó una fase de adaptación de 67 días; lo cual puede representar una baja adaptación de los microorganismos del suelo en estudio para degradar el herbicida aplicado; así también como una baja disposición del herbicida debido a una mala distribución.

La curva de degradación de atrazina se extrapoló (con Excel y se utilizó una función polinomial de orden 4) para obtener la vida media del herbicida, el valor obtenido fue de 120 días. Estudios previos han mostrado que la vida media de atrazina, en algunos lugares de México, es de 5 a 12 días (Guillen, 2001); así también en otros países se han reportado vidas medias de 3 a

4 meses (USEPA, 2001). A partir de la vida media y suponiendo cinética de primer orden se calculó la cinética de degradación. La constante de degradación de atrazina fue de  $0.0057 \text{ d}^{-1}$ .

### 5.7.2 2,4-D

La curva de degradación de 2,4-D se muestra en la Figura 30. La degradación de 2,4-D alcanzada en 28 días fue de 72%; la fase de adaptación, comúnmente reportada en experimentos de degradación de 2,4-D (Estrella *et al*, 1993) no fue observada. La vida media de 2,4-D fue de 6.5 días. La constante de degradación de 2,4-D, considerando cinética de primer orden y calculada a partir de su vida media fue de  $0.1066 \text{ d}^{-1}$ .

**Tabla 15** Constantes de degradación (K), vida media ( $T_{1/2}$ ), y coeficientes de correlación ( $r^2$ ) de atrazina y 2,4-D en suelo

Suelo	Plaguicida	$r^2$	K(días <sup>-1</sup> )	$T_{1/2}$ (días)
San José de la Brecha	Atrazina	0.9932	0.00577	120 *
	2,4-D	0.9085	0.1066	6.5

\* El valor de vida media seguido de un asterisco fue extrapolado

La cinética de degradación de 2,4-D obtenida en este trabajo, comparada con cinéticas reportadas en otras investigaciones,  $0.7 \text{ d}^{-1}$  (Estrella *et al*, 1993) es relativamente lenta. Un factor que pudo haber influido en la cuantificación de la degradación de 2,4-D es la precipitación del  $^{14}\text{C}$  (producto de la mineralización de 2,4-D) como carbonatos en el suelo, lo cual pudo haber impedido su captura en la trampa de hidróxido de sodio y por lo cual solo se cuantificó el 72% del plaguicida inicial.

## 5.8 Transporte en columnas

El experimento consistió en dos etapas: La primera fue la etapa compactación, que se realizó tomando como base la energía de compactación correspondiente a la conductividad hidráulica de campo (ver sección 5.4). El equipo utilizado fue un Próctor modificado (Hernández, 2003). La ecuación para determinar el número de golpes necesarios para obtener la energía de compactación requerida es:

$$N = \frac{E_c V}{n * h * W} \quad \text{Ecuación 5.1}$$

Donde:

$$E_c = 0.457 \text{ kg cm/cm}^3$$

$$V = 159 \text{ cm}^3$$

$$h = 10 \text{ cm}$$

$$W = 0.337 \text{ kg}$$

Considerando un número de capas igual a 3, se requiere de 7 golpes para dar las condiciones necesarias para obtener la permeabilidad requerida.

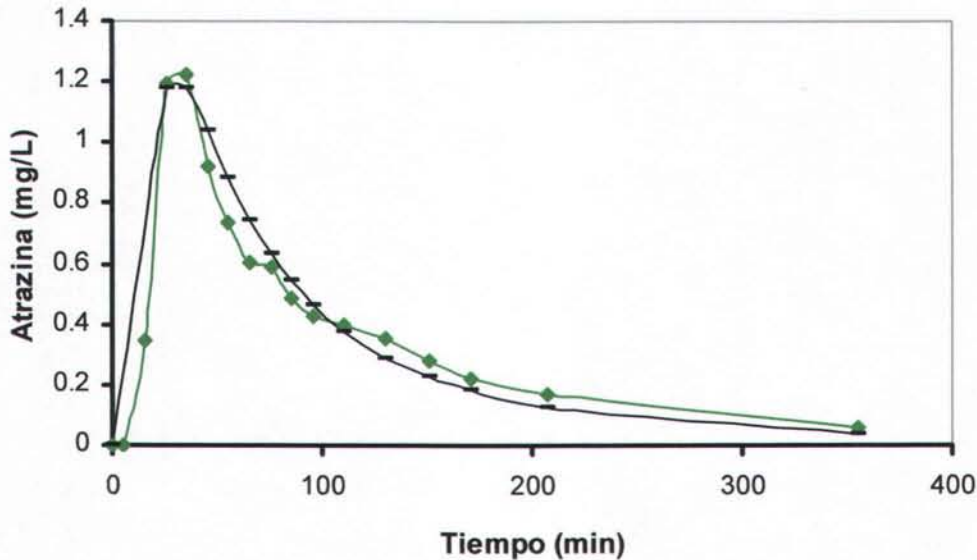
La segunda etapa del experimento fue el transporte de atrazina y 2,4-D en columnas de suelo; los resultados obtenidos en estos experimentos se utilizaron para determinar los coeficientes de transporte (dispersión y dispersividad). La dispersión engloba diferentes fenómenos tales como la difusión y la dispersión mecánica. De ellos, la dispersión mecánica constituye la contribución más importante para los intervalos de velocidades intersticiales habituales en los experimentos de columnas (Álvarez *et al*, 1999). Si la dispersión mecánica ( $D$ ) es el mecanismo predominante, la expresión del coeficiente de dispersión en función de la velocidad de flujo ( $v$ ) es función de un parámetro  $\lambda$ , denominado dispersividad:

$$D = \lambda v \quad \text{Ecuación 5.2}$$

Dispersividad es un parámetro que es tan importante para el cálculo del transporte como su dificultad para determinarlo. La dispersividad no fue medida en este estudio. Un valor modelado de dispersividad fue seleccionado para que minimizara las diferencias entre las concentraciones medidas y las calculadas de atrazina y 2,4-D. Un valor único de dispersividad fue utilizado para cada plaguicida utilizado.

### 5.8.1 Atrazina

La curva de infiltración de atrazina (Figura 31) presenta el máximo de concentración de atrazina a la salida de la columna, 1.23 mg/L, a los 40 minutos de aplicado el pulso (3 ml a 20.238 mg/L). El tiempo de residencia promedio (TR) del herbicida en la columna fue de 3 h (TR = L/v, donde L es la longitud de la columna y v es la velocidad de poro).



**Figura 31** Infiltración de atrazina en suelo (columna); ♦ experimentales; - modelo

Los datos de infiltración de atrazina en la columna de suelo se utilizaron para determinar el coeficiente de dispersividad, el cual se calculó a partir del modelo Víctor 0.1, el cual se basa en la ecuación de advección-difusión para una columna semi-infinita, con un término de reacción de primer orden y un pulso constante en una frontera (Arroyo, 1998).

$$\frac{\partial C_c}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C_c}{\partial x^2} - v \frac{\partial C_c}{\partial x} - k_1 C_c \quad \text{Ecuación 5.3}$$

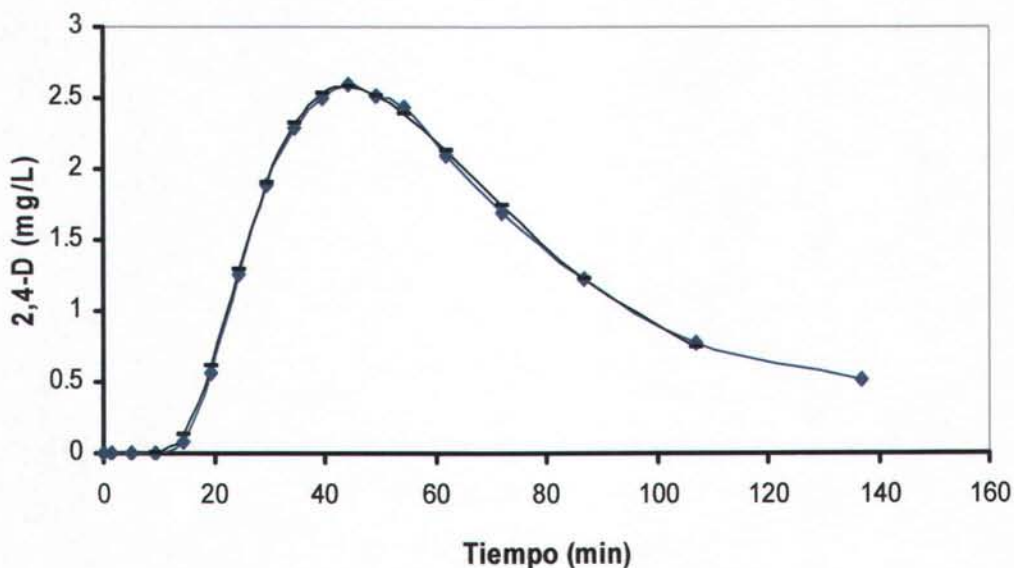
Donde

$C_c$	Concentración del contaminante en la fase líquida, en mg/L
$t$	Tiempo, en min
$x$	Distancia que recorre el contaminante, en cm
$D$	Coefficiente de dispersión, en $\text{cm}^2/\text{min}$
$V$	Velocidad de poro, en $\text{cm}/\text{min}$
$K_1$	Coefficiente de adsorción, en $\text{L}/\text{mg}$

El modelo se calibró con los resultados experimentales de concentración de atrazina a la salida de la columna de suelo, para lo cual se varió el coeficiente de dispersión hasta ajustar la curva de infiltración modelada a la experimental. El valor de dispersividad obtenido fue de 6 cm.

### 5.8.2 2,4-D

La curva de infiltración de 2,4-D (Figura 32) presenta el máximo de concentración de 2,4-D a la salida de la columna, 2.6 mg/L, a los 44 minutos de aplicado el pulso (1.66 ml a 139.8 mg/L). El tiempo de residencia (TR) del herbicida en la columna fue de 1.7 h. Los datos de infiltración de 2,4-D en la columna de suelo se utilizaron para determinar el coeficiente de dispersión utilizado en el modelo PELMO.



**Figura 32** Infiltración de 2,4-D en suelo (columna); Datos ♦ experimentales; - modelo

El modelo usado para determinar la dispersividad fue el mismo que se utilizó para atrazina; en este se varió el coeficiente de dispersión hasta ajustar la curva de infiltración modelada a la experimental. El valor de dispersividad obtenido fue de 2.8 cm.

El coeficiente de dispersividad para el suelo en estudio es 4.2 cm, valor obtenido del promedio de los dos coeficientes obtenidos en los experimentos de columnas anteriormente mencionados.

## 5.9 Simulación con el modelo PELMO

La simulación de la migración de atrazina y 2,4-D se realizó con el fin de determinar el comportamiento de los plaguicidas en suelo del DR 063. La simulación se llevó a cabo para dos diferentes escenarios climatológicos (Tabla 16): a) precipitación pluvial alta y b) precipitación pluvial baja. Los dos escenarios de precipitación se seleccionaron sobre la base del análisis de datos climatológicos del DR 063, para conocer el efecto de la precipitación y el riego en la infiltración de los plaguicidas.

**Tabla 16** Precipitación pluvial, lámina de riego y temperaturas correspondientes a los dos escenarios climatológicos utilizados en las simulaciones

Escenario	Temperatura promedio (°C)	Precipitación pluvial (cm)	Lámina de riego aplicada (cm)	Lámina total (cm)
Precipitación pluvial alta	27	42	75	117
Precipitación pluvial baja	26	15	85	100

Cada escenario de precipitación contó con dos subescenarios de degradación, estos escenarios se basan en que la degradación de los plaguicidas es dependiente de la profundidad del suelo y que a falta de datos de biodegradación en el perfil de suelo, se utilicen factores de ajuste para modificar la tasa de degradación de los plaguicidas respecto a la profundidad (ver Tabla 17). El escenario I está basado en la consideración proveída por el Forum for the Coordination of Pesticide Fate Models and their Use (FOCUS) y el escenario II está basado en estudios de degradación de atrazina a diferentes profundidades del suelo (Kruger *et al*, 1993); se consideró atrazina ya que es el plaguicida (comparado con 2,4-D) que representa un mayor riesgo de infiltración para la zona de estudio (vida media de 120 días).

Los subescenarios de degradación se consideraron porque los principales factores que influyen en la degradación de herbicidas son la composición y la abundancia de microorganismos, los cuales varían con la profundidad del suelo (Veeh *et al*, 1996). En este trabajo la caracterización del coeficiente de biodegradación de atrazina solo se hizo para los primeros 20 cm del perfil de suelo, y no se tienen datos de biodegradación para los 130 cm restantes del perfil.

### 5.9.1 Simulación del transporte de atrazina

La simulación se realizó tomando como base los resultados experimentales de atrazina y la caracterización del suelo de San José de la Brecha (coeficientes de adsorción, biodegradación, hidráulicos, datos granulométricos, climatológicos, etc.). Las hojas de entrada del modelo PELMO se muestran en el Anexo E. Los resultados de las simulaciones para los diferentes escenarios son:

#### a) Precipitación pluvial alta

Este escenario se basó en los datos climatológicos del año 1983 de la estación climatológica Guasave (DGE), ubicada en Guasave, Sin.; la precipitación en este año representa una de las precipitaciones pluviales más altas de los últimos 30 años en la zona de estudio. Para más detalles ver el Anexo D.

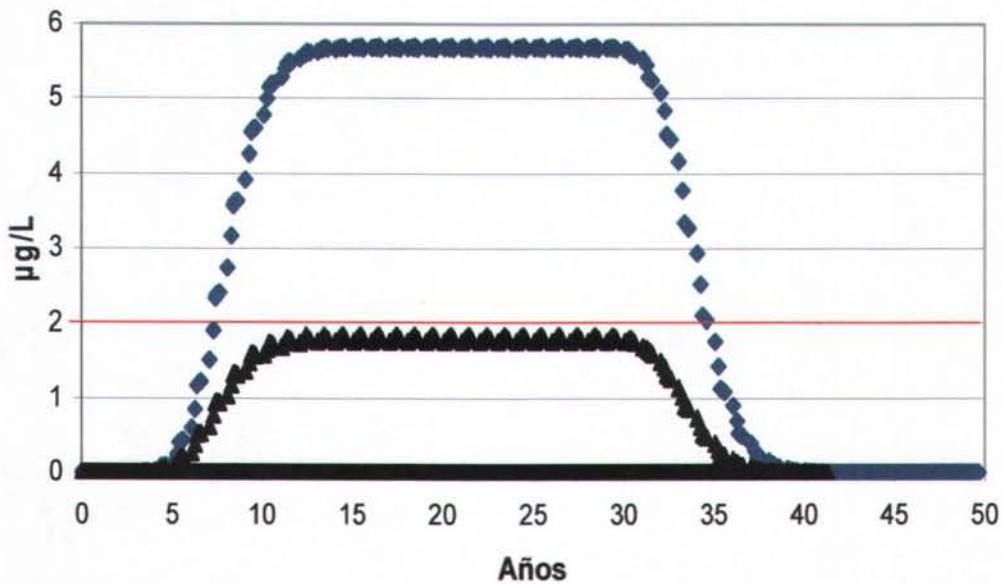
La simulación se hizo para un periodo de 50 años, con el fin de conocer el tiempo requerido para que la concentración de atrazina debajo de la capa no saturada se estabilizara y conocer el tiempo requerido para que atrazina desapareciera del perfil de suelo, una vez que se deja de aplicar. Se dejó de aplicar el plaguicida a partir del año 27.

**Tabla 17** Coeficiente de biodegradación de atrazina y factores de transformación con respecto a la profundidad, utilizados en la simulación con PELMO

Horizonte (cm)	Factor de transformación		Tasa de transformación (d <sup>-1</sup> )	
	I*	II*	I*	II*
0-30	1	1	0.00577	0.00577
30-60	0.5	0.6	0.00288	0.00346
60-100	0.3	0.6	0.00173	0.00346
> 100	0	0.15	0	0.000865

La curva de infiltración de atrazina simulada con PELMO se muestra en las Figuras 33 y 34. En estas figuras se observan dos curvas de infiltración correspondientes a dos escenarios de biodegradación.

Los resultados obtenidos con los escenarios de degradación son inferiores al límite de la OMS para agua potable ( $2 \mu\text{g/L}$ ) en el caso del escenario II, y para el escenario I, exceden el límite.



**Figura 33** Estimación de la infiltración de atrazina en suelo de San José de la Brecha con precipitación pluvial alta; ◆ escenario I, ▲ escenario II

I) El resultado de la simulación con el escenario que muestra la consideración propuesta por el FOCUS presenta concentraciones de atrazina por encima del límite establecido para agua potable por la OMS. El límite establecido fue alcanzado después de 8 años y se presentó después de aplicar una dosis constante de atrazina,  $0.375 \text{ kg/ha año}$ ; la máxima concentración de atrazina debajo del perfil de suelo fue  $5.7 \mu\text{g/L}$ , la cual se alcanzó después de 16 años de simulación. Se estima (considerando las mismas condiciones para todo el DR) que la cantidad de atrazina que podría infiltrarse anualmente, una vez estabilizada la concentración a la entrada del manto freático ( $38 \text{ g/ha}$ , Figura 34) y considerando que en cada ciclo agrícola se aplican 13.5 toneladas de atrazina en todo el distrito de riego, es de 1.35 toneladas.

II) La simulación del transporte de atrazina para el escenario II presentó la máxima concentración del plaguicida debajo del perfil de suelo después de 13 años de aplicar el herbicida, la cual fue de  $1.8 \mu\text{g/L}$ . El tiempo requerido para que desaparezca atrazina, una vez que se deja de aplicar, es de 14 años.



PELMO solo permite simulaciones con aplicación de plaguicida para un periodo máximo de 26 años, es por ello que en la Figura 34 se observa que existe un decaimiento en la concentración de atrazina después de concluido el periodo de aplicación.

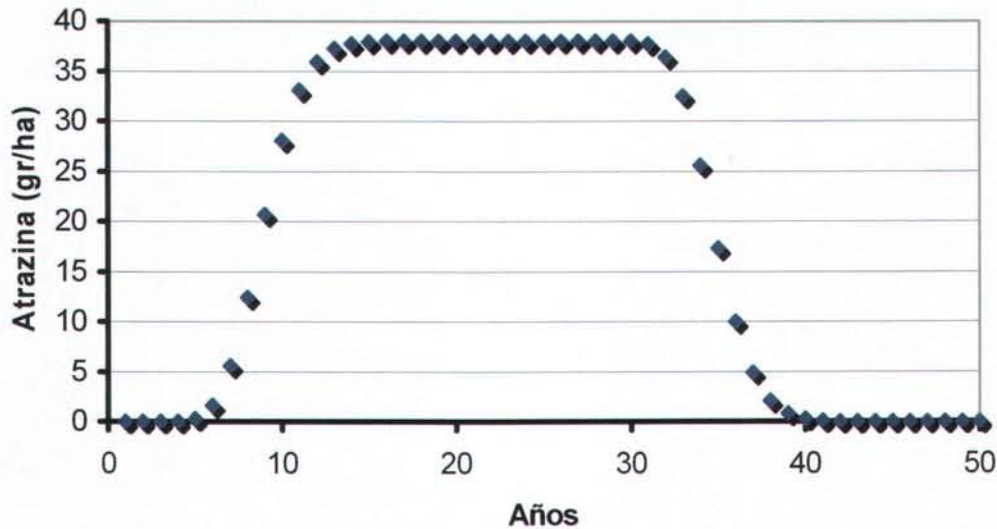


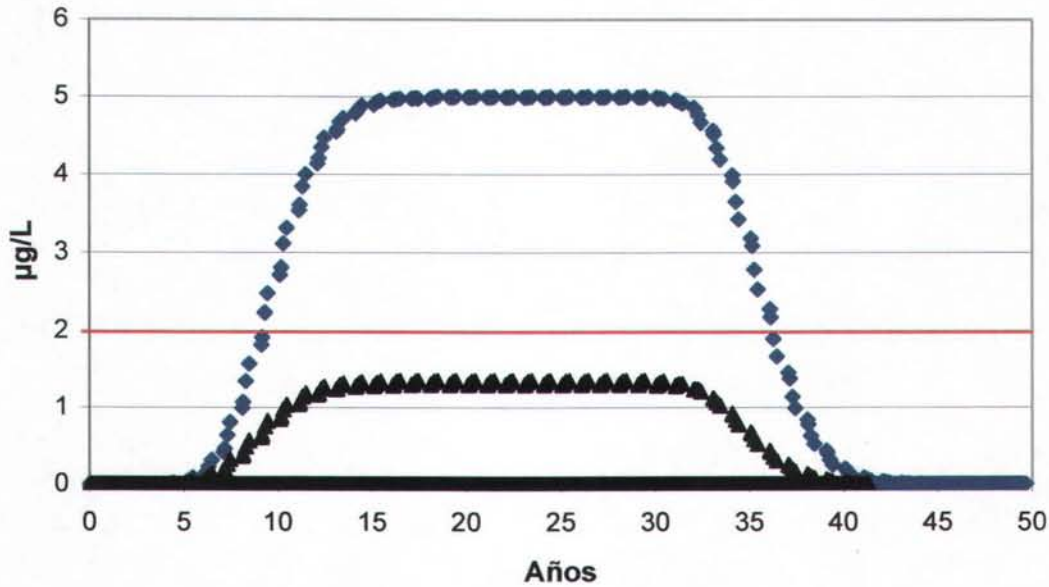
Figura 34 Plaguicida que entra al manto freático

### c) Precipitación pluvial baja

Este escenario se basó en los datos climatológicos del año 1987. La precipitación en este año representa una de las precipitaciones pluviales más bajas de los últimos 30 años en la zona de estudio.

La simulación se realizó para un periodo de 50 años. En la Figura 35 se observan las dos curvas de infiltración correspondientes a los escenarios de biodegradación.

I) El escenario de biodegradación I presenta concentraciones de atrazina que exceden el límite para agua potable establecido por la OMS; el cual fue alcanzado después de 10 años y la máxima concentración de atrazina debajo del perfil de suelo fue 5  $\mu\text{g/L}$ , la cual se alcanzó después de 18 años de simulación.



**Figura 35** Estimación de la infiltración de atrazina en suelo de San José de la Brecha con precipitación pluvial baja; ♦ escenario I, ▲ escenario II

II) La simulación del transporte de atrazina con el escenario de biodegradación II presentó la máxima concentración del plaguicida debajo del perfil de suelo después de 15 años de aplicar el herbicida, la cual fue de 1.33 µg/L. Los valores de concentración máxima de los dos escenarios de precipitación, con las respectivas consideraciones de biodegradación se muestran en la Tabla 18.

**Tabla 18** Resultados de simulación para los diferentes escenarios para atrazina

Escenario	Escenario I (µg/L)	Tiempo (años)	Escenario II (µg/L)	Tiempo (años)
Precipitación pluvial alta	5.7	16	1.8	13
Precipitación pluvial baja	5.0	18	1.33	15

Las simulaciones muestran que los escenarios de precipitación dan resultados similares; las láminas de agua aplicadas no presentaron una diferencia significativa en la infiltración del plaguicida. La infiltración de atrazina se vio más influenciada en los escenarios de biodegradación que en los de precipitación.

### 5.9.2 Simulación del transporte de 2,4-D

Se realizó tomando como base los resultados experimentales de 2,4-D y los resultados de la caracterización del suelo de San José de la Brecha. Las hojas de entrada del modelo PELMO se muestran en el Anexo E. Los resultados de las simulaciones para los diferentes escenarios son:

#### a) Precipitación pluvial alta

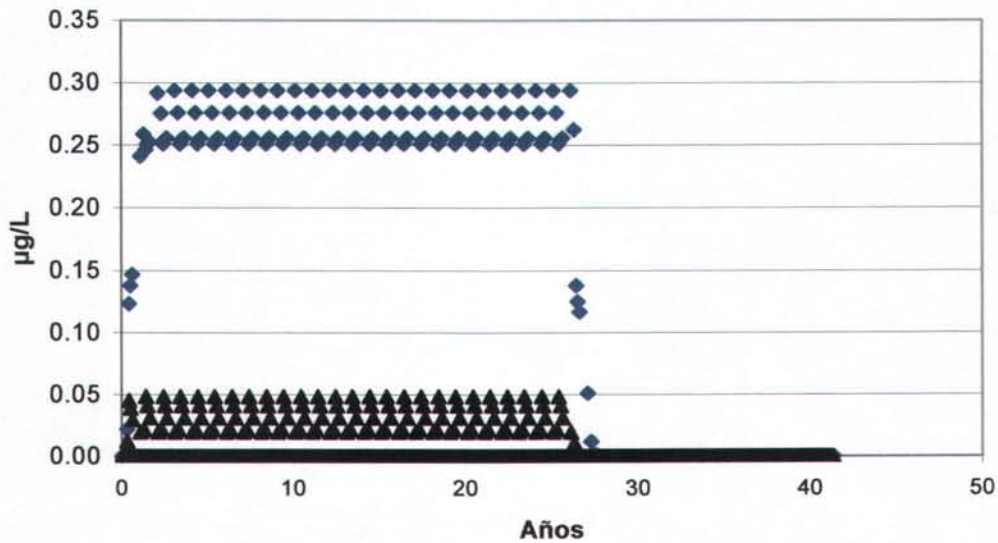
Este escenario se basó en los datos climatológicos del año 1983, por representar el año con más lluvias de los últimos 30 años y contar con los datos requeridos por PELMO para la simulación (temperatura, evaporación y lluvia). La simulación se hizo para un periodo de 50 años para saber el tiempo requerido para que la concentración de 2,4-D, debajo de la capa no saturada, se estabilizara y conocer el tiempo necesario para que 2,4-D desapareciera del perfil de suelo una vez que se dejara de aplicar. Se dejó de aplicar el plaguicida a partir del año 27, porque, como se mencionó anteriormente, PELMO tiene la restricción de aplicación de plaguicidas sólo para 26 años.

**Tabla 19** Coeficiente de biodegradación de 2,4-D y factores de transformación respecto a la profundidad

Horizonte (cm)	Factor de transformación		Tasa de transformación (d <sup>-1</sup> )	
	I*	II*	I*	II*
0-30	1	1	0.1066	0.1066
30-60	0.5	0.6	0.0533	0.06396
60-100	0.3	0.6	0.03198	0.06396
> 100	0	0.15	0	0.01599

\* Escenarios de biodegradación

La curva de infiltración de 2,4-D simulada con PELMO se muestra en la Figura 36 y 37; en ella se observan dos curvas de infiltración correspondientes a dos escenarios de biodegradación.



**Figura 36** Estimación de la infiltración de 2,4-D en suelo de San José de la Brecha con precipitación pluvial alta; ◆ escenario I, ▲ escenario II

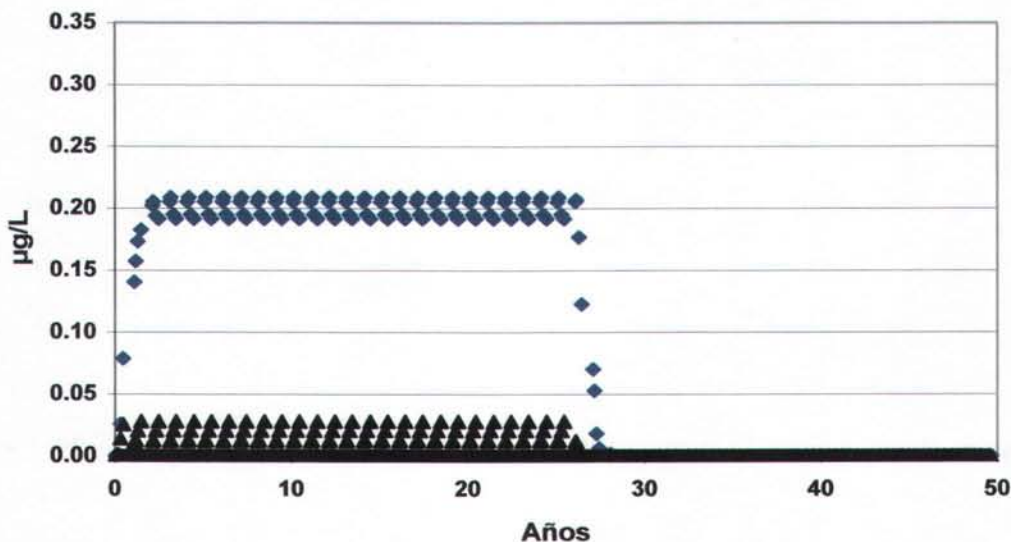
Los resultados obtenidos para los dos escenarios de degradación están debajo del límite que marca la normatividad mexicana para agua potable (50 µg/L).

I) Este escenario presenta una concentración máxima de 2,4-D de 0.3 µg/L, después de 3 años aplicar una dosis constante de 0.879 kg/ha.

II) La simulación del transporte de 2,4-D para el escenario II presentó la máxima concentración del plaguicida debajo del perfil de suelo, 0.05 µg/L, después de 13 años de aplicar el herbicida.

#### b) Precipitación pluvial baja

Este escenario se basó en los datos climatológicos del año 1987. La precipitación en este año representa una de las precipitaciones pluviales más bajas de los últimos 30 años en la zona de estudio.



**Figura 37** Estimación de la infiltración de 2,4-D en suelo de San José de la Brecha con precipitación pluvial baja; ♦ escenario I, ▲ escenario II

La simulación se realizó para un periodo de 50 años. En la figura anterior se observan las dos curvas de infiltración correspondientes a los escenarios de biodegradación. I) El escenario de biodegradación I presenta concentraciones de 2,4-D debajo del límite que marca la normatividad mexicana para agua potable. La máxima concentración de 2,4-D debajo del perfil de suelo fue 0.2  $\mu\text{g/L}$ , la cual se alcanzó después de 3 años. II) La simulación del transporte de 2,4-D con el escenario de biodegradación II presentó la máxima concentración del plaguicida debajo del perfil de suelo después de 2.5 años de aplicar el herbicida, la cual fue de 0.3  $\mu\text{g/L}$ .

**Tabla 20** Resultados simulación (máxima concentración) para los escenarios 2,4-D

Escenario	Lámina total (cm)	Escenario I ( $\mu\text{g/L}$ )	Escenario II ( $\mu\text{g/L}$ )
Precipitación pluvial alta	117	0.3	0.05
Precipitación pluvial baja	100	0.2	0.03

Las simulaciones muestran que los escenarios de precipitación dan resultados similares; las láminas de agua aplicadas no presentaron una diferencia significativa en la infiltración del plaguicida. La infiltración de 2,4-D se notó más influenciada por los escenarios de biodegradación que los de precipitación.

**ESTA TESIS NO SALE  
DE LA BIBLIOTECA**

---

## 6 CONCLUSIONES

Para el suelo en estudio y las simulaciones de la migración de atrazina y 2,4-D se originaron las siguientes conclusiones:

- Los resultados de la simulación de la migración de atrazina y 2,4-D en suelo del DR 063 muestran que, bajo las condiciones simuladas en este trabajo, las cuales corresponden a prácticas agrícolas habituales, existe un riesgo de contaminación ya que las concentraciones calculadas de atrazina que entran al manto freático están en el rango o exceden el límite de la OMS para agua potable. Por lo tanto, el consumo de agua de pozo en esta región podría representar un riesgo a la salud humana
- La dosis de atrazina utilizada en las simulaciones de la migración de los plaguicidas (0.375 Kg/ha) es menor a la recomendada e indicada en la etiqueta de los recipientes de plaguicidas comerciales (1 a 3 Kg/ha); indicando así que la aplicación de estas dosis pueden incrementar las concentraciones de atrazina que entran al manto freático
- El comportamiento de 2,4-D fue menos persistente que atrazina, ya que las concentraciones calculadas que entran al manto freático son inferiores al LMP en agua para uso y consumo humano que marca la normatividad mexicana.
- La lenta biodegradación (vida media de 120 días) y la alta capacidad de adsorción, de atrazina, en el suelo en estudio son los parámetros que rigen la concentración y el tiempo de arribo de atrazina y 2,4-D al manto freático de la zona de estudio
- Se estima que la cantidad de atrazina que podría infiltrarse al manto freático es de 1.35 toneladas anualmente, esto considerando que en cada ciclo agrícola se aplican 13.5 toneladas de atrazina en todo el distrito de riego
- Para la aplicación de atrazina en el DR 063 se debe considerar no utilizar el plaguicida donde los mantos freáticos sean poco profundos y/o donde los suelos sean muy permeables

---

## 7 RECOMENDACIONES

- Es importante poder evaluar las constantes de biodegradación y adsorción en distintas regiones del DR 063, buscando así no generalizar con los resultados de un solo sitio, para poder tener un mejor conocimiento del comportamiento de los plaguicidas en la región
- A pesar de que en la literatura se comenta que la diferencia entre simulaciones con datos calibrados y no calibrados con PELMO son generalmente pequeñas (Klein *et al*, 2000), es necesario realizar estudios de caracterización del agua subterránea y de perfiles de suelo en la zona de estudio para tener una mayor certidumbre de la concentraciones de atrazina que existen actualmente en el DR 063, así como para poder validar el modelo
- La metodología de este trabajo puede representar una herramienta de gran utilidad para estimar las concentraciones de plaguicidas en perfiles de suelo, pudiendo ser implementada en otros distritos de riego para saber los mecanismos que rigen el movimiento de los plaguicidas en suelo, y así conocer y prever efectos, consecuencias e impactos de los herbicidas en el medio ambiente; además de establecer medidas de manejo y control
- Los resultados y la metodología implementada en este trabajo pueden contribuir a la recopilación de información para la toma de decisiones en lo que respecta a los compromisos adquiridos, por México, en el Convenio de Estocolmo, en el cual atrazina es un candidato a incluirse
- Sin la divulgación de resultados y metodología de poco sirve la labor realizada en este trabajo, pues estos únicamente llegarían a un reducido número de personas. Por lo tanto, se considera necesario hacer participe de los mismos a la sociedad, como método fundamental de lucha contra la contaminación del suelo y de las aguas subterráneas

---

**BIBLIOGRAFÍA**

Afferden van, M. y Hansen, A.M. 2001. "Influence of N-fertilization on Atrazine biodegradation and consequences for groundwater contamination". In Herrmann A, Schumann S (eds). Extended Abstracts, *International Workshop on Environmental Risk Assessment of Pesticides and Integrated Pesticide Management in Developing Countries*, University of Braunschweig, ISSN 0170-7299: 102-103.

Alexander, M. 1994. Biodegradation and remediation. Ed 2<sup>a</sup>, 453 pp. Academia Press. San Diego California. EUA.

Álvarez Benedí, T. Isla, A. Cartón y S. Bolado. 1999. Efecto de la velocidad de flujo en los parámetros de transporte de solutos. Estudios de la zona no saturada del suelo. Eds. R. Muñoz-Carpena, A. Ritter, C. Tascón. ICIA.: Tenerife.

Arroyo, V. 1998. Uso eficiente y conservación del agua en el medio rural. Publicación interna. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Proyecto HC-9803.

Annemieke, F.; Muc, D.; Monreal, C. e Igor Florinski. 2001. "Sorption of herbicides in relation to soil variability and landscape position". *J. Environ. Sci. Healt.* B36 (4), 381-387.

ASTM. (American Society for Testing and Materials). 1998. D42-63 Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils.  
<http://www.astm.org/cgi-bin/SoftCart.exe/DATABASE.CART/HISTORICAL/D422-63R98.htm?L+mystore+xbmt1911>

ASTM. (American Society for Testing and Materials). 2000. D2974-00 Standard Test Methods for Moisture, Ash, and Organic Matter or Peat and Other Organic Soils.  
[http://www.astm.org/cgi-bin/SoftCart.exe/DATABASE.CART/REDLINE\\_PAGES/D2974.htm?L+mystore+wyr0614](http://www.astm.org/cgi-bin/SoftCart.exe/DATABASE.CART/REDLINE_PAGES/D2974.htm?L+mystore+wyr0614)

ATSDR (Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades). 2004. Atrazina.  
[http://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es\\_tfacts153.html](http://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts153.html)

Barbash, J. y Resek E.A. 1997. Pesticides in groundwater: distribution, trends, and governing factors. Lewis. 590p. Boca Raton.

Bennett P. 2004. *Environmental Organic Geochemistry*, Lecturas del Curso. Department of Geological Sciences. University of Texas at Austin.  
<http://www.geo.utexas.edu/courses/387e/>

Carsel, R. F., C. N. Smith, L. A. Mulkey, J. D. Dean, and P. Jowise. 1984. User's Manual for the Pesticide Root Zone Model (PRZM). EPA/600/3-84-109, U.S. EPA, Athens, GA, 30605.



CICOPLAFEST (Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas). 2002. Catálogo Oficial de Plaguicidas. Comisión Intersecretarial para el Control del proceso y uso de PLaguicidas Fertilizantes y Sustancias Tóxicas. <http://www.salud.gob.mx/unidades/dirgsa/downloads/catplag/INICIO.pdf>

Dubus I.G. 2002. Calibration of pesticide leaching models. PhD thesis. Cranfield Centre for EcoChemistry. Cranfield University, Silsoe. <http://viso.ei.jrc.it/focus/>

Estrella, M.R.; Brusseau M.L.; Maier, R.S.; Pepper, I.L.; Wierenga, P.J. y Miller, R.M. 1993. "Biodegradation, sorption, and transport of 2,4-D dichlorophenoxyacetic acid in saturated and unsaturated soil". *Applied and Environmental Microbiology*. 4266-4273.

FOCUS (FORum for the Coordination of pesticide fate models and their USE). 2000. Groundwater scenarios in the EU review of active substances. The report of the work of the Groundwater Scenarios Workgroup. Version 1. <http://viso.ei.jrc.it/focus/gw/>

Fetter, C. W. 1994. Contaminant Hydrogeology. Macmillan Publishing Company, USA, 458 p.

Freeze, R. A. y Cherry J. A. 1979. Groundwater. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.

Guillen Garcés, A. 2001. Influencia de la biodegradación en la migración de herbicidas (2,4-D y Atrazina) en suelos tropicales. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, Campus Morelos. Universidad Nacional Autónoma de México.

Hamby D.M. 1994. "A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models". *Environmental Monitoring and Assessment*, 32:135-154.

Hamby D.M. 1995. "A comparison of sensitivity analysis techniques". *Health Physics*, 68:195-204.

Hansen, A.M.; Arroyo, V.M.; Quintero, O.; Tamari, S. y Mariano, C. 1998. Migración de agroquímicos en el suelo y cuantificación en los excedentes de agua drenada a nivel parcelario (primera de tres etapas). Documento técnico, proyecto HC-9814. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua y Comisión Nacional del Agua. Jiutepec, Morelos, México.

Hansen, A.M.; van Afferden, M.; Quintero O.; Martínez, E.; Guillen, R.A.; Tamari S. y Gómez L. 2000. Migración de agroquímicos en el suelo agrícola y cuantificación en el agua drenada a nivel parcelario (etapa II). Documento técnico, proyecto TH-2015. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua y Comisión Nacional del Agua. Jiutepec, Morelos, México.

Hartley, D. y Kidd, H. 1987. The agrochemicals handbook, 2nd ed. (England: Royal Society of Chemistry).

Hernández A.A. 2003. Rehabilitación de suelos contaminados y reúso como capa sellada. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, Campus Morelos. Universidad Nacional Autónoma de México.

- HSDB (Hazardous Substances Data Bank). 2004a. 2,4-d.  
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~7NgZ6N:1>.
- HSDB (Hazardous Substances Data Bank). 2004b. Atrazine.  
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~BgMre3:1>.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 2000. Sistema de Información Hidroagrícola de Distritos de Riego (SINHDR). Coordinación de Tecnología de Riego y Drenaje. Jiutepec, Morelos, México.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 2001. Extractor Rápido de Información Climatológica (ERIC II). Disco compacto. Colección de proyectos IMTA. Jiutepec, Morelos, México.
- IMTA-UNAM (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua – Universidad Nacional Autónoma de México). 1999. Evaluación del impacto ambiental causado por agroquímicos en lagunas costeras del noroeste de México. Coordinación de Tecnología de Riego y Drenaje. Subcoordinación de Contaminación y Drenaje Agrícola. Jiutepec, Morelos.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2004. El Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes y sus implicaciones para México.  
<http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/gacetitas/422/convenio.html>
- Klein, M. 1995. Pesticide Leaching Model (PELMO), User manual version 2.01. Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, D57392.
- Kruger, E.A.; Somasundaram, L.; Kanwar, R.S. y Coats, J.R. 1993. "Persistence and degradation of [<sup>14</sup>C] atrazine and [<sup>14</sup>C] deisopropylatrazine as affected by soil depth and moisture conditions". *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12. 1959-1967.
- López Geta, J; Martínez Navarrete, C; Moreno Merino, L; Navarrete Martínez, P. 1992. Las Aguas Subterráneas y los Plaguicidas. <http://aguas.igme.es/igme/publica/libro28/lib28.htm>
- Mallawatantri, A.P. y Mulla, D.J. 1992. "Herbicide adsorption and organic carbon contents on adjacent low-input versus conventional farms". *J. Environ. Qual.* 21 (4). 546-551.
- Bekbolet, M. Jiutepec, Morelos, México.; Yenigun, O. y Yucel, I. 1999. "Sorption studies of 2,4-D on selected soils". *Water, air, and soil pollution.* 75-88.
- Montgomery, J.H. 1997. Agrochemicals Desk Reference, 2. ed. Lewis Publishers, Boca Raton, NY. 643 p.
- Német, Ildikó. 1996. Modelación de la migración de pesticidas en el subsuelo del Distrito de Riego 085, La Begoña, Gto. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México.

NOM-127-SSA1-1994 (Norma Oficial Mexicana). 1994. Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.

OECD (Organización para el Desarrollo y Cooperación Económica). 2000. Guidelines for the Determination of Soil Adsorption/Desorption, using a Batch Equilibrium Method, TG 106.

OECD (Organización para el Desarrollo y Cooperación Económica). 2002. Guidelines for the Testing of Chemicals Proposal for a New Guideline 312. Leaching in Soil Columns.

OECD. 2002. Guidelines for the Testing of Chemicals Proposal for a New Guideline 307. Aerobic and Anaerobic Transformation in Soil.

Ojeda B., W. y J. M. González C. 2000. Sistema de Pronóstico del Riego en Tiempo Real (Sprinter) Ver. 2.1. IMTA. Jiutepec, Morelos, México. 83 p.

Payan, S. S. J. y Carvajal, D. J. L. 2001. La participación de los usuarios del distrito de riego 063, ante baja disponibilidad de agua para uso agrícola, así como en los programas hidroagrícolas del p.a.c. Artículo: ANEI-S30112. XI Congreso Nacional de Irrigación. Guanajuato, Guanajuato, México.

Pierzynski, G.M.; J. Sims, T; Vance, G.F. 2000. Soils and Environmental Quality –2—Boca Raton: CRC Press. 459 p.; Ilust. Tabs. ISBN: 0-8493-0022-3

Saxton, W.J.; Rawls, J.S.; Romberger. y Papendick, R.I. 1986. "Estimating generalized soil-water characteristics from texture". *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 50(4):1031-1036

SEMARNAP-IMTA (Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca – Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 2000. Contaminación y Drenaje Agrícola. Coordinación de Tecnología de Riego y Drenaje. Subcoordinación de Contaminación y Drenaje Agrícola. Jiutepec, Morelos, México.

Seybold, C.A. y Mersie, W. 1996. "Adsorption and desorption of atrazine, deethylatrazine, deisopropylatrazine, hidrxiatrazine, and metolachlor in two soils from Virginia". *J. Environ. Qual.* 25, 1179-1185.

USDA (United States Department of Agriculture). 2003. Soil Water Characteristics Hydraulic Properties Calculator. <http://www.bsyse.wsu.edu/saxton/soilwater/>

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1998. OPPTS 835.1220 Sediment and Soil Adsorption/Desorption Isotherm. [http://www.epa.gov/opptsfrs/OPPTS\\_Harmonized/835\\_Fate\\_Transport\\_and\\_Transformation\\_Test\\_Guidelines/Drafts/835-1220.pdf](http://www.epa.gov/opptsfrs/OPPTS_Harmonized/835_Fate_Transport_and_Transformation_Test_Guidelines/Drafts/835-1220.pdf)

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2001. Drinking water exposure assessment for atrazine and various chloro-triazine and hydroxy-triazine degradates. Washington, D.C. 20460.

---

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2003. PRZM. Center for Exposure Assessment Modeling (CEAM). National Exposure Research Laboratory – Ecosystems Research Division. Office of Research and Development (ORD). Athens, Georgia 30605-2700. <http://www.epa.gov/ceampubl/gwater/przm3/przm3121.htm>

Valle, M.O. 2001. Planeación Regional Bidimensional en función de la disponibilidad del Recurso Hídrico del Acuífero de Guasave, Sinaloa. Tesis de Maestría. Escuela de Administración Agropecuaria y Desarrollo Rural (ESCADER), Universidad Autónoma de Sinaloa (UAS).

Veeh R.H., Inskip W.P. 1996. Camper A.K. Soil depth and temperature effects on microbial degradation of 2,4-D. *J. Environ. Qual.* 25:5-12

Wauchope, R.D.; Buttler, T.M.; Hornsby, A.G.; Augustijn, P.W.M. y Burt, J.P. 1992. The SCS/ARA/CES pesticide properties database for environmental decision-making. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 123:1–164

Wauchope, R. D., Yeh, S.; Linders, J. B. H.; Kloskowski, R.; Tanaka, K.; Katayama, li A.; Kördel, W.; Gerstl, Z.; Lane, M. y Unsworth, J. 2001. *Pesticide Soil Sorption Parameters: Theory, Measurement, Uses, Limitations and Reliability*. Poster presented at the IUPAC Congress/General Assembly.

Mersie, W. y Seybold, C. 1996. “Adsorption and desorption of atrazine, deethylatrazine, deisopropylatrazine, and hidroxyatrazine on levy wetland soil”. *J. Agric. Food chem.* 44, 1925-1929.

WHO (World Health Organization). 2003. Guidelines for drinking-water quality. 3<sup>rd</sup> edition. Draft. Chapter 8. Chemical aspects. [http://www.who.int/docstore/water\\_sanitation\\_health/GDWQ/Updating/draftguidel/draftchap87b.htm](http://www.who.int/docstore/water_sanitation_health/GDWQ/Updating/draftguidel/draftchap87b.htm)

Worthing, C.R y R.J. Hance. 1991. A world compendium, The pesticide manual, ed 9<sup>a</sup>. 1141 pp. British Crop Protection Council.

## Anexo A. Granulometrías de los puntos de muestreo

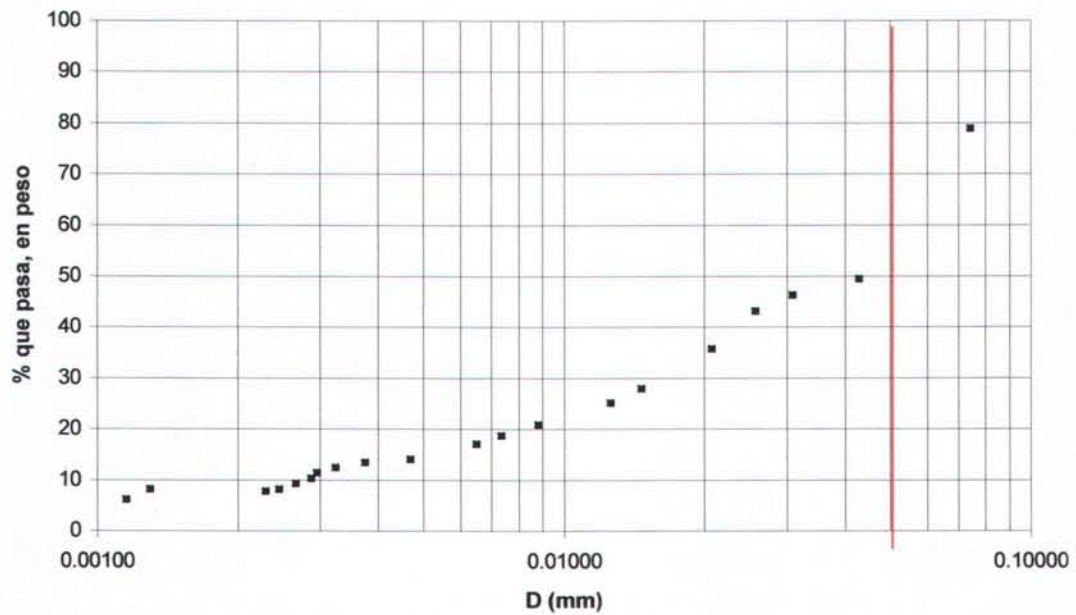


Figura 38 Muestra 1

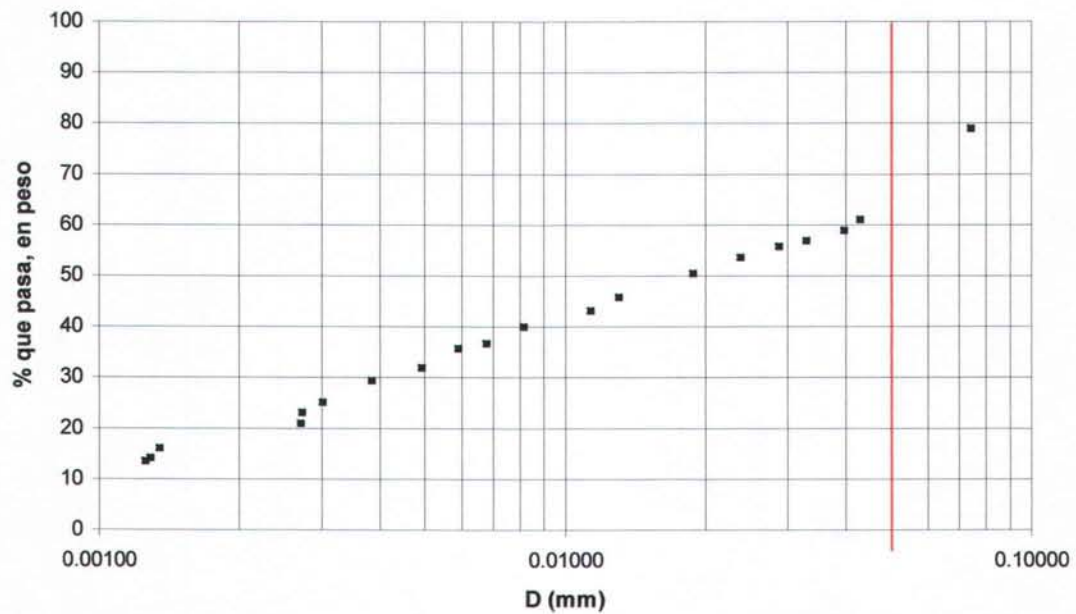


Figura 39 Muestra 2

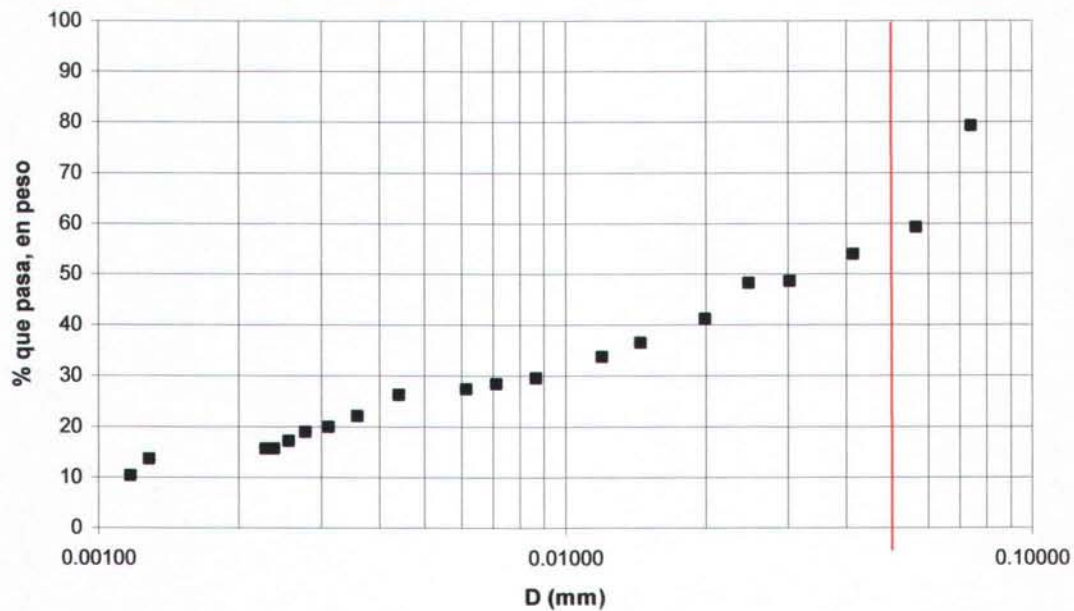


Figura 40 Muestra 3

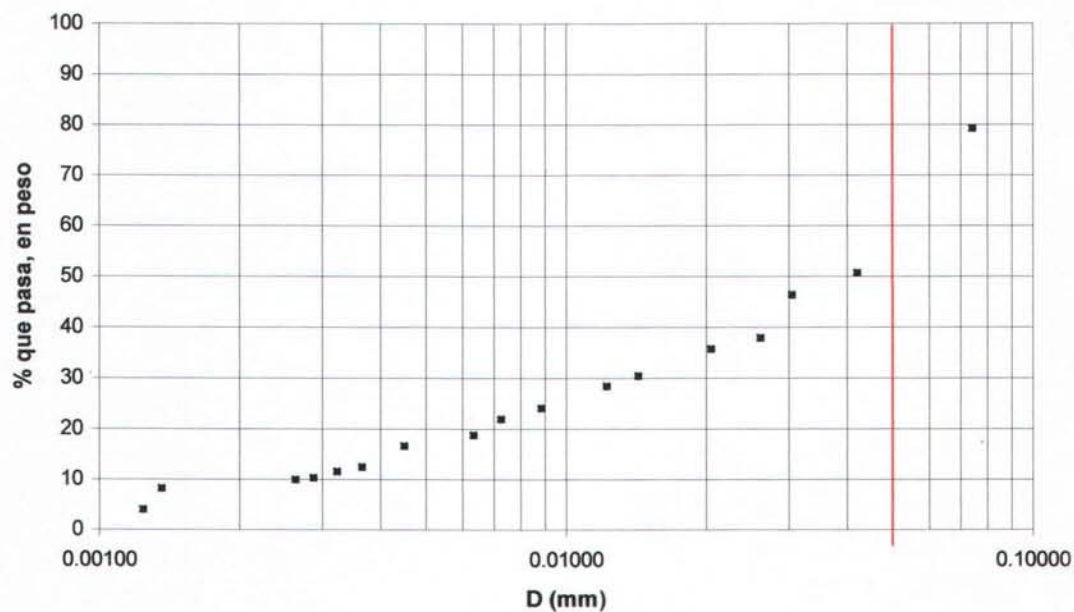
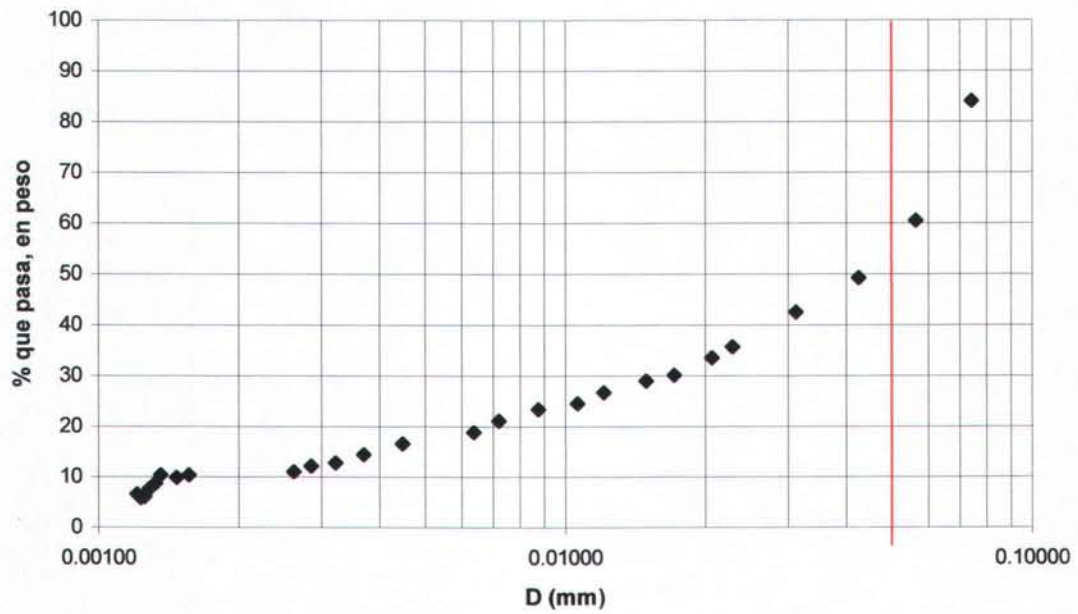
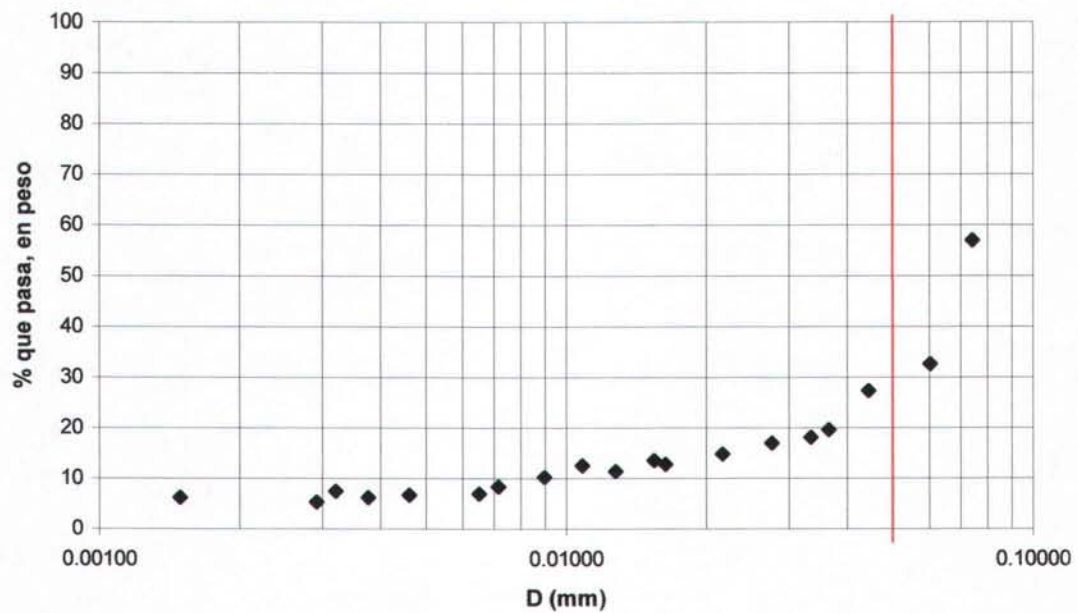


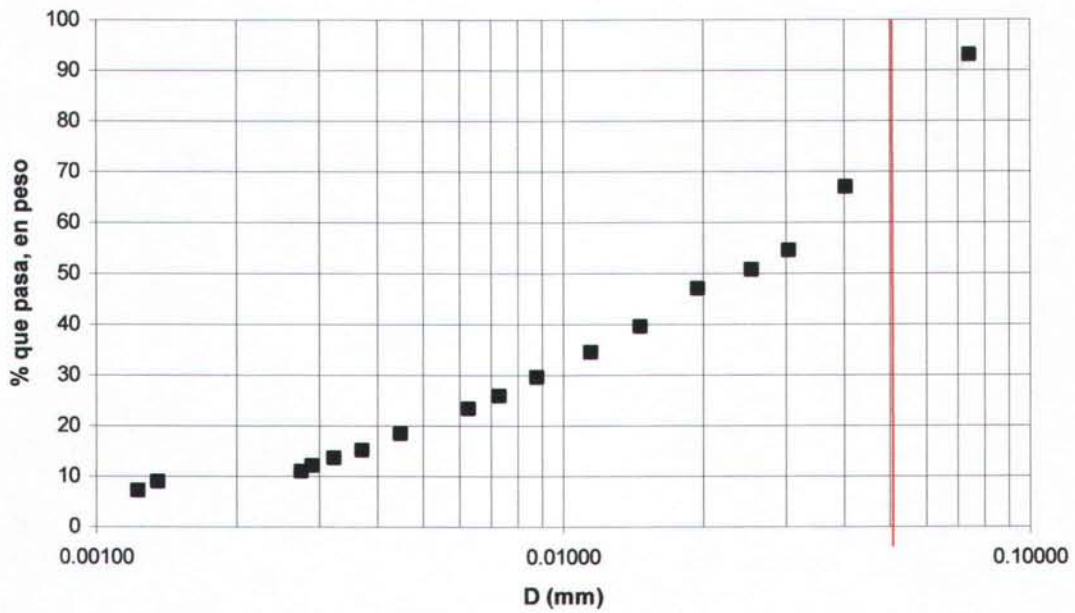
Figura 41 Muestra 4



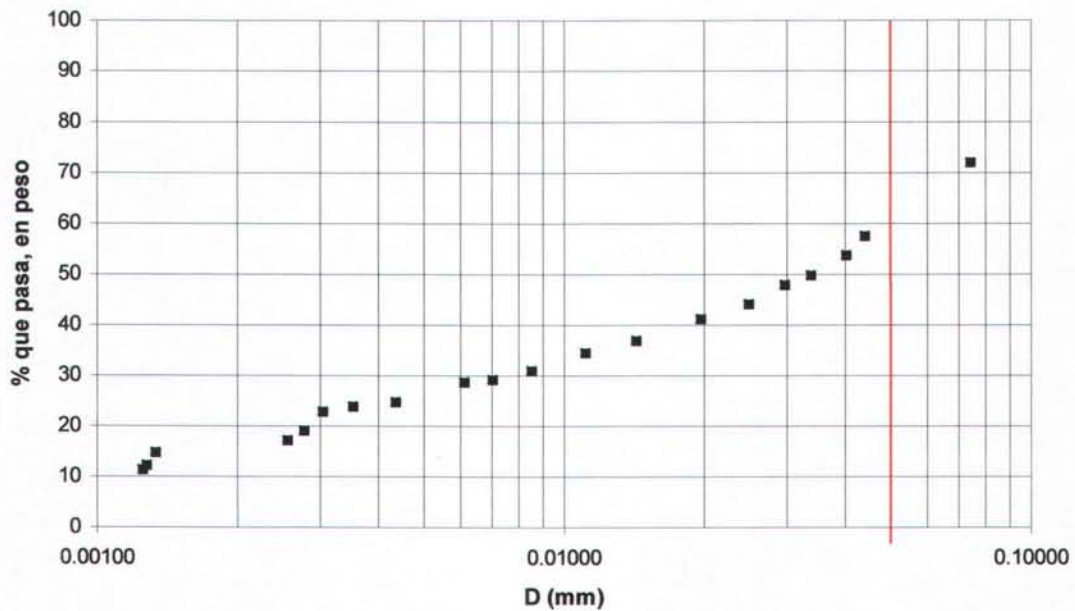
**Figura 42** Muestra 5



**Figura 43** Muestra de San José de la Brecha



**Figura 44** Muestra de La Cofradía



**Figura 45** Muestra de Tobobombo



## Anexo B. Datos experimentales de adsorción de atrazina

Medio: Muestra de suelo superficial de San José de la brecha  
 Granulometría: 70% arena, 23% limo y 7% arcilla  
 Carbono orgánico total: 1.154%  
 pH: 7.8

Tiempo de residencia: 24 horas  
 Herbicida: Atrazina

**Tabla 21** Cuentas por minuto (cpm) obtenidas de la adsorción de atrazina en suelo

Reactor	1	2	3	4	5	6	7	8
Concentración	1 mg/L	0.5 mg/L	0.1 mg/L	0.05 mg/L	0.037 mg/L	0.01 mg/L	0.005 mg/L	0.001 mg/L
CPM	44355	26151	5701	2855	2130.6667	599	275	82
	52089	27110	5674.5	2934	2118.6667	579	275	68
	51200	20922	5720.5	2744	2109.0000	629	277	93
	53416	27674	5849.5	2767	2131.6667	631	308	84
	55399	27246	5924	2880	2146.6667	604	286	80
	49971	27668	6026	2868	2102.6667	602	290	83
	51463	28485	5834.5	2963	2055.3333	652	274	82
	56328	28455	5837	2800	2132.3333	598	272	84
	47840	28439	5876.5	2697	2122.3333	625	270	90
	Promedio	51340	26906	5952	2834	2117.0000	613	281
Promedio -blanco	51313.222	26878.667	5924.8889	2807.3333	2089.7037	586.33333	253.88889	56

**Tabla 22** Concentraciones de atrazina en agua y suelo después de 24 h de contacto

Reactor	Concentración		Atrazina en agua	Atrazina en suelo	Porcentaje en el suelo	Porcentaje en el agua
	inicial de atrazina en agua (mg/L)	Reactividad (cpm)	después del periodo de contacto (mg/L)	después del periodo de contacto(mg/kg)		
1	1	51313	0.776	2.243	22.4	77.6
2	0.5	26879	0.406	0.937	18.7	81.3
3	0.1	5800	0.088	0.123	12.3	87.7
4	0.05	2807	0.042	0.076	15.1	84.9
5	0.037	2090	0.032	0.054	14.6	85.4
6	0.01	586	0.009	0.011	11.4	88.6
7	0.005	254	0.004	0.012	23.2	76.8
8	0.001	56	0.001	0.002	15.3	84.7

**Adsorción de 2,4-D**

Medio: Muestra de suelo superficial de San José de la brecha  
 Granulometría: 70% arena, 23% limo y 7% arcilla  
 Carbono orgánico total: 1.154%  
 pH: 7.8

Tiempo de residencia: 24 horas  
 Herbicida: 2,4-D

**Tabla 23** Cuentas por minuto (cpm) obtenidas de la adsorción de 2,4-D en suelo

Reactor	Reactor 1	Reactor 2	Reactor 3	Reactor 4	Reactor 5	Reactor 6	Reactor 7
Concentración	1 mg/L	0.5 mg/L	0.25 mg/L	0.1 mg/L	0.05 mg/L	0.01 mg/L	0.0075 mg/L
CPM	10759.1	5480.5	2686	1125.5	492.9	124	115
	11570.5	5463.5	2773	1130	495.6	135.5	117
	11152.4	5410.5	2765	1124.5	512	139.5	79
	11225.1	5521.5	2767	1144	510.9	151.5	120
	11344.8	5560.5	2651	1144.5	498.6	137	95
	11103.1	5390.5	2767	1147.5	493.3	129.5	96
	11114.6	5453.5	2688	1132.5	504.8	150	99
	11117.5	5421	2724	1120.5	494.2	128	109
	11092.3	5550	2720	1135.5	503.8	143	98
	Promedio	11164.4	5472.4	2726.8	1133.8	500.7	137.6
Prom-blanco	11141.9	5449.9	2704.3	1111.3	478.2	115.0	80.60

**Tabla 24** Concentraciones de 2,4-D en agua y suelo después de 24 h de contacto

Reactor	Concentración inicial de 2,4 D en agua( mg/L)	Reactividad (cpm)	2,4-D en agua después del periodo de contacto (mg/L)	2,4-D en suelo después del periodo de contacto(mg/kg)	Porcentaje en el suelo	Porcentaje en el agua
1	1	11141.9	0.941	0.6	5.9	94.1
2	0.5	5449.9	0.460	0.4	7.9	92.1
3	0.25	2704.3	0.228	0.2	8.6	91.4
4	0.1	1111.3	0.094	0.1	6.1	93.9
5	0.05	478.2	0.040	0.1	19.2	80.8
6	0.01	115.0	0.010	0.0	2.8	97.2
7	0.0075	80.6	0.007	0.0	9.2	90.8

## Degradación de atrazina y 2,4-D

### 1. Degradación de atrazina

Medio: Muestra de suelo superficial de San José de la brecha

Granulometría: 70% arena, 23% limo y 7% arcilla

Carbono orgánico total: 1.154%

Concentración de herbicida adicionado: 1 mg/Kg de suelo

pH: 7.8

Humedad: 16%

Reactividad total: 102 832 cpm

Herbicida: Atrazina

**Tabla 25** Datos experimentales de atrazina

Tiempo (días)	Reactividad cuantificada (cpm)	Atrazina degradada (%)
0	0	0.0
3	408	0.4
5	525	0.5
6.0	560	0.5
7	647	0.6
11	949	0.9
17	1174	1.1
24	1622	1.6
31	2315	2.3
38	2932	2.9
45	3556	3.5
53	4164	4.0
60	4978	4.8
67	5388	5.2
73	6784	6.6
82	9293	9.0
87	12372	12.0
95	16284	15.8
96	17706	17.2
97	19236	18.7

## 2. Degradación de 2,4-D en suelo

Medio: Muestra de suelo superficial de San José de la brecha

Granulometría: 70% arena, 23% limo y 7% arcilla

Carbono orgánico total: 1.154%

Concentración de herbicida adicionado: 1 mg/Kg de suelo

pH: 7.8

Humedad: 16%

Reactividad total: 257697 cpm

Herbicida: 2,4-D (Ácido 2,4-diclorofenoxi-acético)

**Tabla 26** Datos experimentales de 2,4-D

Tiempo (días)	Reactividad cuantificada (cpm)	2,4-D degradado (%)
0.0	257697	0.0
0.1	939	0.4
0.2	2214	0.9
0.3	3304	1.3
0.9	11369	4.4
1.0	12364	4.8
1.1	14676	5.7
1.2	15887	6.2
1.9	27431	10.6
2.1	31445	12.2
2.3	34224	13.3
2.9	47217	18.3
3.3	57407	22.3
7.3	146149	56.7
8.3	153363	59.5
9.2	157712	61.2
10.2	162685	63.1
11.2	165295	64.1
14.3	171665	66.6
15.3	173868	67.5
16.2	177264	68.8
18.2	180671	70.1
23.2	183070	71.0
25.2	184307	71.5
28.2	185184	71.9

## Anexo C. Datos climatológicos

Tabla 27 Precipitación pluvial mensual (mm de agua) del año 1969 a 1996 (IMTA, 2001)

Año	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Sumatoria
1969	0	9.3	0	0	0	0	105.4	88.7	8.1	11.4	0	35.8	258.7
1970	0.4	7.1	0	0	0	0	0	61	134	0	0	0	202.5
1971	0	0	0	0	0	4.8	93	0	138	146	9	9.4	400.2
1972	0	0	0	0	14.7	0	50.5	153.1	43.4	92.1	31	1	385.8
1973	6	31	0	0	0	0	70.3	0	100.1	1.6	0	0	209
1974	0	0	0	0	0	1.7	105.4	58.2	170.7	41.6	112.2	50.7	540.5
1975	14.3	3.7	0	1.2	0	0	66.4	180.4	103.9	5.4	19	3	397.3
1976	0.1	1.1	0	0	0.5	22.9	113.7	115.3	282.3	138	29.3	0	703.2
1977	32.1	0	2.7	0	0	6.5	41.1	222.2	27.2	20.5	1.1	0	353.4
1978	0	34.5	0	0	0	0	137.2	101.8	0	56.6	0.2	1.7	332
1979	57	26.4	0	0	40.3	15.6	18.8	64.6	145.4	0	0	0	368.1
1980	0	0.5	0.6	0	0	0	0	0	0	59.8	0	36.2	97.1
1981	69.1	4	9.2	5.6	0	0	37.5	67.9	105.8	198.3	0	0	497.4
1982	4.3	0	0	0	0	0	134.4	108.2	340.7	0	68	82.1	737.7
1983	46.6	10.2	39.7	10.1	0	0	103.7	170.8	53.1	93.8	24.7	43.1	595.8
1984	77.7	4.5	1	0	0	54.8	279.8	188.8	74.4	33	9.3	105.5	828.8
1985	50.2	0	5.8	0	0	0	58.6	88.8	30.5	81.4	0	0	315.3
1986	12.3	0	0	2	0	0	119.2	191.8	52	117.7	0	0	495
1987	0	9.8	0	0	0.8	0	22.8	119.9	8.2	1	9.8	4.5	176.8
1988	0	0	0.8	6	0	8.2	114.9	57.6	125.8	0	0	11	324.3
1989	42.6	9.6	0	0	0	5	129	211.8	95.1	3	48	18.5	562.6
1990	0	13	3	6.5	0	10.6	206.2	71.1	71.8	85.4	129.6	113.7	710.9
1991	5	0	0	0	0	1.6	42.3	42.9	207.6	5.3	58.7	50.7	414.1
1992	95.1	5.4	2.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	102.7
1994	0	0	0	0	0	16.5	41.5	121	93	10.5	0	0	282.5
1996	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3

Fuente: ERIC II

Tabla 28 Precipitación pluvial en el año 1983 (IMTA, 2001)

Día	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	40.2
2	0	0	11.8	0	0	0	0	0	0.4	0	0	2.9
3	0	1.2	27.6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	7.5	0.3	0	0	0	0	38	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	1.5	31.5	5.8	0	0	0
6	0	0	0	10.1	0	0	17	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	6.5	0	0	0
12	1	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0
13	16	0	0	0	0	0	0	0.5	9	0.5	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0.3	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	25.2	0	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0	0	3.5	0	0	0	0
17	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	93	0	0
19	0.4	0	0	0	0	0	49	0	5.5	0.3	0	0
20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21	0	0	0	0	0	0	5	0	24	0	24.2	0
22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25	0	1.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5	0
26	0	0	0	0	0	0	0	3	1.5	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	0
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29	0	NO_D	0	0	0	0	0	8.6	0	0	0	0
30	28.2	NO_D	0	0	0	0	30.2	0	0	0	0	0
31	0	NO_D	0	NO_D	0	NO_D	0.8	0	NO_D	0	NO_D	0

NO\_D: no disponible



Tabla 29 Precipitación pluvial en el año 1987 (IMTA, 2001)

Día	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
1	0	0	0	0	0	0	0	0	2.5	1	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	18.6	0	0	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	14.6	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	5.8	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	3.7	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0	3.2	0	0	0	0
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.5
13	0	0	0	0	0	0	8	34	0	0	0	0
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	0	0	3.7	0	0	0
19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0
21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
22	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
24	0	0.8	0	0	0	0	0	8	0	0	0	3
25	0	9	0	0	0	0	1.7	0	0	0	0	0
26	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9.8	0
29	0	NO_D	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	0	NO_D	0	0	0	0	13.1	7	0	0	0	0
31	0	NO_D	0	NO_D	0	NO_D	0	0	NO_D	0	NO_D	0

## Anexo D. Descripción de los parámetros usados en PELMO

Los escenarios implementados y la definición de los parámetros están basados en datos experimentales y datos bibliográficos.

### Archivos meteorológicos (\*.cli)

Parámetro y descripción	Valor, fuente y/o comentario
<b>Record 1</b> Título: Identificación del archivo meteorológico	Se utilizó un nombre diferente para identificar cada archivo
<b>Record 2 – repetición para cada día del año</b>	
MMDDYY Mes/día/año	
PRECIP Precipitación (cm día <sup>-1</sup> )	Se usaron los datos climatológicos del área de estudio (IMTA, 2001); así como datos de irrigación calculados con el modelo Spriter (Ojeda B., W. <i>et al</i> , 2000)
PEVP Datos de evaporación (cm día <sup>-1</sup> )	
TEMP 14h Temperatura por día (°C)	
AVTEMP Temperatura promedio por día (°C)	
VATEMP Diferencia entre la temperatura min y max por día (°C)	
REMOL Humedad relativa (%) - no usado	

### Archivos de características del suelo (\*.sce)

Parámetro y descripción	Valor, fuente y/o comentario
<b>Record 1</b> Título: Nombre del escenario	Para identificar el archivo
<b>Record 2</b>	
PFAC Factor para estimar el potencial de evapotranspiración diario (ET) a partir de la evaporación diaria	0.8
SFAC Factor de descongelamiento	0
ANETD Profundidad mínima a la cual hay evaporación	35 cm
ERFLAG Indicación para simular erosión	No se simuló erosión
NDC Número de cultivos en la simulación	1
CINTCP Máxima capacidad de intercepción del cultivo (cm)	0.275, valor recomendado por PELMO para maíz
AMXDR Profundidad máxima de la raíz (cm)	100 cm
COVMAX Cobertura máxima por el cultivo	100 %
ICNAH Condiciones superficiales después de la siembra	Residuos
CN Número de curva para escorrentías	No simulada
WFMAX Peso seco máximo del cultivo cuando cubre toda la superficie	1.05 Kg/m <sup>2</sup>
<b>Record 3</b>	
NCPDS Número de periodos de siembra	26
<b>Record 4</b>	
CORED Profundidad total del perfil de suelo (cm)	150
NCOM2 Número de compartimentos de simulación en el perfil de suelo	30
HSWZT Drenaje	No se consideró
<b>Record 5</b>	
NHORIZ Número de horizontes totales	4
THKNS Espesor de cada horizonte (cm)	30, 30, 40 y 50
BD Densidad (g/cm <sup>3</sup> )	1.6
DISP Dispersión hidrodinámica	0

Contenido de agua inicial en los horizontes (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	0.19
Capacidad de campo (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	0.19
Punto de marchites (cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )	0.08
Contenido de carbón orgánico (%)	1.15
pH	7.8
Factor de biodegradación	Factor de corrección de la biodegradación con respecto a la profundidad:
	0-30 cm de profundidad 1
	30-60 cm de profundidad 0.5
	60-100 cm de profundidad 0.3
	> 100 cm de profundidad 0
Salida de datos hidrológicos:	Anual
Número de capas de salida	1
Latitud	25.5°

## Archivos de características del plaguicida (\*.psm)

Parámetro y descripción	Valor, fuente y/o comentario
Nombre del plaguicida	Atrazina o 2,4 -D
Número de horizontes	4
Número de aplicaciones del plaguicida	26
Día de aplicación	25
Mes de aplicación	Mayo
Dosis de aplicación (Kg/ha)	Atrazina: 0.375 2,4-D: 0.879
Profundidad de aplicación (cm)	0
Modo de aplicación del plaguicida	Directo al suelo
Constante de Henry para el plaguicida J/mol	Atrazina: 0 2,4-D: 0
Coefficiente de difusión en aire	No se considero volatilización
Profundidad de volatilización	No se considero volatilización
Consumo por las plantas	0
Tasa de degradación (días <sup>-1</sup> )	Atrazina: 0.00577 2,4-D: 0.1066
Temperatura a la cual se realizaron los experimentos de degradación	35°C
Q10 – factor para incremento de la degradación cuando la temperatura aumenta 10°C.	2.2 (valor recomendado por FOCUS)
Humedad absoluta durante los experimentos (%)	16
Exponente de corrección de biodegradación por humedad	0.7 (valor recomendado por FOCUS)
Incremento de la adsorción anual (%)	0
Coefficiente de adsorción ml/g	Atrazina: 2.748 2,4-D: 0.795
Exponente de Freundlich	Atrazina: 1 2,4-D: 1.06
Factor de corrección para biodegradación	Factor de corrección de la biodegradación con respecto a la profundidad:
	0-30 cm de profundidad 1
	30-60 cm de profundidad 0.5
	60-100 cm de profundidad 0.3
	> 100 cm de profundidad 0

## Anexo E. Análisis de sensibilidad del modelo PELMO

El análisis de sensibilidad consistió en mover los parámetros seleccionados uno a uno (todos los demás permanecieron constantes, con su valor normal) y observando la influencia de los cambios sobre las predicciones del modelo (Hamby, 1994).

La sensibilidad del modelo a cambios en los parámetros de entrada fue cuantificada numéricamente por el máximo cociente de variación de las salidas y entradas del modelo. Los valores absolutos de los cocientes fueron tomados para propósitos de comparación y el índice del máximo cociente absoluto de variación, MAROV (por sus siglas en inglés), para cada parámetro fue determinado por:

$$MAROV = \text{Max} \left| \frac{(O - O_{BC})}{(I - I_{BC})} * \frac{(I_{BC})}{(O_{BC})} \right|$$

Donde:

- O Valor de salida correspondiente al valor obtenido con el parámetro modificado
- O<sub>BC</sub> Valor de salida del modelo (correspondiente al parámetro experimental o de la literatura)
- I Valor de entrada con el cual se quiere medir la sensibilidad
- I<sub>BC</sub> Valor de entrada original (parámetro experimental o de la literatura)

Para un parámetro cuanto mayor es el índice MAROV, mayor es la influencia de ese parámetro sobre la salida del modelo. Cuando el índice es igual a la unidad, significa que una variación en la entrada del modelo resultará en la misma variación a la salida del modelo.

A continuación se muestran los parámetros con los cuales se realizó el análisis de sensibilidad (los cuales se variaron un 20% respecto a los valores base) para conocer el índice MAROV respecto a la concentración de atrazina (µg/L) que entra al manto freático.

**Tabla 30** Valores del índice de MAROV

Parámetro	Unidades	Nivel de influencia	I	IBC	O	OBC	MAROV
Biodegradación	días <sup>-1</sup>	1	0.00456	0.0057	9	5.7	2.9
Adsorción	L/Kg	2	2.2	2.75	8.65	5.7	2.6
Capacidad de campo	cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup>	3	0.15	0.19	8.1	5.7	2.1
Dosis plaguicida	Kg/ha	4	0.3	0.375	4.55	5.7	1.0
Capas	capas	5	20	30	5.9	5.7	0.1
Dispersión	cm <sup>2</sup> /d	6	10	5	6.45	6.1	0.06

En la tabla anterior se observa que los parámetros con mayor influencia son la biodegradación, la adsorción y la capacidad de campo. La adsorción y la degradación fueron determinadas experimentalmente, la capacidad de campo se estimó con una función de pedotransferencia. Estos resultados reflejan la importancia de la cuantificación experimental de los parámetros a usar en una simulación de migración de plaguicidas.

En el caso de la dispersión se utilizó como valor base (IBC) 5 cm<sup>2</sup>/d en vez de cero (valor utilizado en la modelación con PELMO), esto debido a que al utilizar este valor el índice de MAROV siempre sería cero, y no se podía hacer el análisis de sensibilidad, por lo cual se optó por utilizar los valores indicados en la tabla anterior. En la Tabla 30 se observa que dispersión fue el factor que presentó el menor nivel de influencia.

En la modelación con PELMO se utilizó un coeficiente de dispersión igual a cero debido a que en la literatura se recomienda no considerar este factor cuando se utiliza PELMO, ya que el modelo arrastra errores de redondeo que compensan el efecto de la dispersión, y representa una influencia pequeña en la concentración de los plaguicidas que entran al manto freático (Tabla 30).