



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

FACULTAD DE INGENIERÍA

**“ATENUACIÓN NATURAL DE ATRAZINA EN
PERFILES DE SUELO DE GUASAVE, SIN.”**

T E S I S

QUE PARA OBTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA

AMBIENTAL – AGUA

P R E S E N T A:

IQ. HENRI MÁRQUEZ PACHECO

TUTOR:

DRA. ANNE M. HANSEN HANSEN



JIUTEPEC, MORELOS 2009.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dra. Iturbe Arguelles Rosario
Secretario: Dr. César Váldez Enrique
Vocal: Dra. Hansen Hansen Anne
1er. Suplente: Dra. Jiménez Cisneros Blanca
2do. Suplente: Dra. León Rodríguez Frida María

Lugar donde se realizó la tesis:

INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA (IMTA)

TUTOR DE TESIS:

Dra. Anne M. Hansen

FIRMA

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por la beca otorgada para la realización de estudios de la maestría en Ingeniería Ambiental.

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, Dra. Anne M. Hansen y a M.I. Luis Carlos González Márquez, por su paciencia y motivación, así como por las ideas aportadas para la realización de éste trabajo.

A mis sinodales, Dra. Blanca E. Jiménez, Dr. Enrique César Valdez, Dra. Rosario Iturbe y Dra. Frida María León, cuyos comentarios y sugerencias sirvieron para enriquecer éste trabajo.

A mis compañeros y amigos, Zaida Rincón, Yliana Hernández, Sandra Ortiz, Tania Gutiérrez, Claudia Escobar, Diana Navarro, Pedro Navarro, Carlos Corzo, Edy García y Arturo Hernández, por su apoyo y colaboración.

Dedicatoria

Dedico esta tesis a las personas que son el motor de mi vida; por su paciencia, apoyo y comprensión, mi esposa e hija: **Marcella Gastélum y Karime Nataly Márquez**. Asimismo, a mis padres: **Elidía Pacheco y Ernesto Márquez** por el gran apoyo que me han brindado durante mis estudios.

CONTENIDO

1 INTRODUCCION	1
1.1 HIPÓTESIS.....	3
1.2 OBJETIVOS.....	3
2 MARCO TEÓRICO	4
2.1 Antecedentes históricos del uso de los herbicidas.....	4
2.2 Atrazina.....	5
2.2.1 Propiedades físicoquímicas de atrazina.....	5
2.2.2 Usos de atrazina.....	6
2.3 Adsorción de atrazina en el suelo.....	7
2.3.1 Efecto de las propiedades y la composición del suelo en la retención de atrazina.....	7
2.3.2 Adsorción de atrazina en suelo.....	8
2.4 Degradación de la atrazina en el suelo.....	9
2.4.1 Factores abióticos responsables de la degradación de atrazina.....	11
2.4.2 Factores bióticos responsables de la degradación de atrazina.....	12
2.5 Persistencia de la atrazina en el suelo.....	13
2.6 Toxicología.....	13
2.7 Efectos sobre la salud humana.....	13
2.8 Efectos ambientales.....	14
3 GENERALIDADES DEL DR 063	15
3.1 Ubicación.....	15
3.2 Clima.....	15
3.3 Edafología.....	16
3.4 Hidrología.....	17
3.5 Agricultura.....	19
3.6 Herbicidas utilizados.....	19
4 METODOLOGÍA	22
4.1 Selección de las estaciones de muestreo en el DR 063.....	22
4.2 Muestreo de suelos.....	22
4.3 Caracterización del suelo.....	23
4.4 Experimentos de adsorción de atrazina.....	26
4.5 Experimentos de mineralización de atrazina.....	28
4.5.1 Mineralización aerobia.....	29

4.5.2 Mineralización anaerobia	30
4.6 Relación de los componentes del perfil de suelo (Parámetros de caracterización) con la atenuación natural de atrazina	31
4.7 Evaluación del riesgo de contaminar el agua subterránea	32
4.7.1 Simulación de migración de atrazina	33
5 RESULTADOS Y DISCUSIONES	36
5.1 Muestreo y caracterización de las muestras de suelo.....	36
5.2 Adsorción de atrazina en el perfil de suelo	39
5.3 Mineralización de atrazina en el perfil de suelo.....	41
5.3.1 Mineralización aerobia	41
5.3.2 Mineralización anaerobia	44
5.4 Relación de los componentes del perfil de suelo con la atenuación natural de atrazina	45
5.5 Evaluación del riesgo de contaminar el agua subterránea	48
6 CONCLUSIONES.....	52
7 RECOMENDACIONES	53
8 REFERENCIAS.....	54
Anexos	
Anexo A Datos experimentales de adsorción de atrazina en suelo.....	65
Anexo B Mineralización de atrazina en condiciones aerobias.....	74
Anexo C Mineralización anaerobia de atrazina	80
Anexo D Datos climatológicos del DR 063, ERIC III (IMTA, 2007).....	81
Anexo E Descripción de los parámetros empleados para la simulación con PELMO	82
Anexo F Concentraciones de atrazina obtenidas a través de simulaciones con PELMO	87

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 Estructura química de Atrazina	5
Figura 2.2 Vía de biodegradación y mineralización de atrazina (Kruger et al., 1993)	10
Figura 3.1 Localización del área de estudio.....	16
Figura 3.2 Tipos de suelo en el DR 063 (CONABIO-INIFAP, 1995).	17
Figura 3.3 Profundidad promedio del nivel freático en el acuífero, en coordenadas UTM, Fuente: Valle, 2002.	18
Figura 3.4 Superficies sembradas con maíz y sorgo, periodo 1970-2001 (Hansen, 2007)..	19
Figura 4.1 Tipos de suelo y estaciones de muestreo	23
Figura 4.2 Metodología para determinar la adsorción de atrazina	27
Figura 4.3 Metodología para determinar la mineralización aerobia de atrazina	30
Figura 4.4 Metodología para determinar la mineralización anaerobia de atrazina	31
Figura 5.1 Isotermas de adsorción de atrazina en la estación 1.	39
Figura 5.2 Isotermas de adsorción de atrazina en la estación 2.	39
Figura 5.3 Isotermas de adsorción de atrazina en la estación 3.	40
Figura 5.4 Velocidad de mineralización de atrazina en la estación 1.....	42
Figura 5.5 Velocidad de mineralización de atrazina en la estación 2.....	42
Figura 5.6 Velocidad de mineralización de atrazina en la estación 3.....	43
Figura 5.7 Velocidad de mineralización de atrazina en condiciones aerobias y anaerobias, estación 2.	44
Figura 5.8 Estimación de la lixiviación de atrazina, estación 1; ♦ escenario I, ■ escenario II..	48
Figura 5.9 Estimación de la lixiviación de atrazina, estación 2; ♦ escenario I, ■ escenario II..	49
Figura 5.10 Estimación de la lixiviación de atrazina, estación 3; ♦ escenario I, ■ escenario II	50

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1	Propiedades fisicoquímicas de atrazina	6
Tabla 3.1	Principales herbicidas y dosis aplicadas en el DR 063 (SAGARPA, 2006).....	20
Tabla 4.1	Diseño experimental de adsorción de atrazina en suelo.....	27
Tabla 4.2	Escenarios de simulación.....	34
Tabla 4.3	Parámetros de entrada del modelo PELMO	34
Tabla 4.4	Procesos que se consideran en PELMO para realizar la estimación de la lixiviación de plaguicidas en suelo.	35
Tabla 5.1	Localización de las estaciones de muestreo	36
Tabla 5.2	Caracterización de las muestras de suelo	38
Tabla 5.3	Coeficientes de adsorción en perfiles de suelo	41
Tabla 5.4	Coeficientes de mineralización y vida media de atrazina en perfiles de suelo.....	45
Tabla 5.5	Correlación de Pearson: coeficientes y probabilidades	47
Tabla 5.6	Resultados de la simulación de atrazina para los dos escenarios.....	50
Tabla A.1	Adsorción de atrazina en suelo, estación 1, 20 cm	65
Tabla A.2	Adsorción de atrazina en suelo, estación 1, 50 cm	66
Tabla A.3	Adsorción de atrazina en suelo, estación 1, 100 cm	67
Tabla A.4	Adsorción de atrazina en suelo, estación 2, 20 cm	68
Tabla A.5	Adsorción de atrazina en suelo, estación 2, 50 cm	69
Tabla A.6	Adsorción de atrazina en suelo, estación 2, 100 cm	70
Tabla A.7	Adsorción de atrazina en suelo, estación 3, 20 cm	71
Tabla A.8	Adsorción de atrazina en suelo, estación 3, 50 cm	72
Tabla A.9	Adsorción de atrazina en suelo, estación 3, 100 cm	73
Tabla B.1	Datos experimentales de mineralización de atrazina a 20 cm	74
Tabla B.2	Datos experimentales de mineralización de atrazina a 50 cm	75
Tabla B.3	Datos experimentales de mineralización de atrazina a 100 cm	75
Tabla B.4	Datos experimentales de mineralización de atrazina a 20 cm	76
Tabla B.5	Datos experimentales de mineralización de atrazina a 50 cm	76
Tabla B.6	Datos experimentales de mineralización de atrazina a 100 cm	77
Tabla B.7	Datos experimentales de mineralización de atrazina a 20 cm	78
Tabla B.8	Datos experimentales de mineralización de atrazina a 50 cm	78
Tabla B.9	Datos experimentales de mineralización de atrazina a 100 cm	79
Tabla C.1	Datos experimentales de mineralización anaerobia de atrazina a 50 cm,.....	80

Tabla C.2	Datos experimentales de mineralización anaerobia de atrazina a 100 cm.....	80
Tabla D.1	Precipitación pluvial promedio, 1974-1995.....	81
Tabla E.1	Datos de entrada para el archivo de características del herbicida (*.PSM).....	82
Tabla E.2	Datos de entrada para el archivo de características de suelo y cultivo (*.SZE)	84
Tabla E.3	Datos de entrada para el archivo de datos meteorológicos (*.CLI)	86
Tabla F.1	Concentraciones promedio anuales de Atrazina que entran al manto freático [µg L ⁻¹].....	87

NOMENCLATURA

AMIPFAC	Asociación Mexicana de la Industria de Plaguicidas y Fertilizantes A. C.
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
cm	Centímetro
CNA	Comisión Nacional del Agua
DR	Distrito de Riego
ERIC	Extractor Rápido de Información Climatológica
FOCUS	FORum for the Coordination of pesticide fate models and their Use
h	Hora
ha	Hectárea
IARC	International Agency for Research on Cancer
IMTA	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
kg	Kilogramos
L	Litro
LMP	Límite Máximo Permisible
mg	Miligramos
mS	Mili Siemens
NOM	Norma Oficial Mexicana
OECD	Organización para el Desarrollo y Cooperación Económica
OMS	Organización Mundial de la Salud
PELMO	Pesticide Leaching Model
PRZM	Pesticide Root Zone Model
SAGARPA	Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
SARH	Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos
SEMARNAP	Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca

UE	Unión Europea
USDA	United States Department of Agriculture
USEPA	United States Environmental Protection Agency
WHO	World Health Organization
WSSA	Weed Science Society of America

ABSTRACT

On the 063 (DR 063) irrigation district of Guasave, Sinaloa, a variety of pesticides is used, among which, atrazine is used most. The pesticides once applied, are carried by air currents and water, and that the vertical transport in the basement can be a cause of groundwater contamination and represent a health risk; therefore, a research was realized about natural attenuation of atrazine in the soil profile to determine the relationship between soil properties and natural attenuation of the herbicide and to more accurately estimate the risk of contaminating the groundwater.

The main objective was to evaluate the natural attenuation (Adsorption and mineralization) of atrazine in soil profiles and to estimate the risk of groundwater contamination in the DR 063.

For the realization of this work three sampling stations were selected considering three factors: where you could apply atrazine, the depth of the water table and representing different soil types in the study area. On each station, soil samples were obtained between 0.20 and 1 m deep, which the constants of mineralization and adsorption of atrazine were characterized and identified.

In the characterization of the samples was found that the soils are alkaline with pH values ranging between 7.1 and 8.0, and organic matter content ranging between 0.5 and 1.4 mg kg⁻¹. The nitrogen content available ranges from 5.9 to 18.6 mg kg⁻¹. The clayey soils and silt loam with a salt that is in the range of non-saline to slightly saline.

The results of adsorption of atrazine in soil samples were adjusted to a linear equation by finding values of adsorption coefficients (Kd) between 0.18 and 1.54 kg L⁻¹ which decrease with respect to soil depth at each station, indicating a decrease in the adsorption of atrazine through the soil profile.

Compared with other studies reported in the literature, the mineralization in the soil samples under aerobic conditions is slow, with half-lives between 277 and 408 d. Similarly, in anaerobic conditions mineralization decreases even more, with half-lives between 631 and 693 d. The behaviour of the speed of mineralization generally increases in samples taken at greater depth, showing that there is no relationship between the mineralization of atrazine and depth as has been reported in the literature.

In the results of the estimated risk of atrazine infiltration to groundwater, it was noted that under the simulated conditions the risk of infiltration of atrazine, as the masses of atrazine that enters groundwater annually exceed two tons.

Keywords: Atrazine, mineralization, adsorption, characterization, modelling

RESUMEN

En el Distrito de Riego 063 (DR 063) de Guasave Sinaloa, se utiliza una gran variedad de plaguicidas, entre los cuales, atrazina es de los más utilizados. Dado que los plaguicidas, una vez aplicados, son arrastrados por las corrientes de aire y de agua, y que el transporte vertical en el subsuelo puede ser una causa de contaminación del agua subterránea y representar un riesgo a la salud, se realizó un estudio de la atenuación natural de atrazina en el perfil de suelo para conocer la relación entre las propiedades del suelo y la atenuación natural del herbicida y poder estimar de manera más precisa el riesgo de contaminar el agua subterránea.

El objetivo principal de este trabajo es evaluar la atenuación natural (adsorción y mineralización) de atrazina en perfiles de suelo y estimar el riesgo de contaminación del agua subterránea en el DR 063.

Para la realización de este trabajo se seleccionaron tres estaciones de muestreo considerando tres factores: dónde se podría aplicar atrazina, la profundidad del manto freático y que represente diferentes tipos de suelo en el área de estudio. En cada estación se obtuvieron muestras de suelo entre 0.20 y 1 m de profundidad, mismas que se caracterizaron y se determinaron las constantes de mineralización y adsorción de atrazina.

En la caracterización de las muestras se encontró que los suelos son alcalinos con valores de pH que varían entre de 7.1 y 8.0 y contenido de materia orgánica que varía entre 0.5 y 1.4 mg kg⁻¹. El contenido de nitrógeno disponible varía entre 5.9 a 18.6 mg kg⁻¹. Los suelos presentan una textura arcillosa y franco-limosa con una salinidad que se encuentra en el rango de no salinos a ligeramente salinos.

Los resultados de adsorción de atrazina en las muestras de suelo se ajustaron a una ecuación lineal encontrando valores de coeficientes de adsorción (Kd) entre 0.18 y 1.54 L kg⁻¹ los cuales disminuyen con respecto a la profundidad del suelo en cada

estación, indicando una disminución de la adsorción de atrazina a través del perfil en estos suelos.

En comparación con otros estudios reportados en la literatura, la mineralización en las muestras de suelo bajo condiciones aerobias es lenta, encontrándose vidas medias entre 277 y 408 d. Asimismo, en condiciones anaerobias la mineralización disminuye aún más, encontrándose vidas medias entre 631 y 693 d. El comportamiento de la velocidad de mineralización generalmente aumenta en muestras obtenidas a mayor profundidad, mostrando que no existe una relación entre la mineralización de atrazina y la profundidad, como se ha reportado en la literatura.

En los resultados de la estimación de riesgo de infiltración de atrazina al agua subterránea, se observó que bajo las condiciones simuladas existe el riesgo de infiltración de atrazina, ya que la masa de atrazina que entra anualmente al manto freático excede de dos toneladas.

Palabras clave: Atrazina, mineralización, adsorción, caracterización, modelación

1 INTRODUCCION

El uso de los plaguicidas en la agricultura se ha convertido en una necesidad para el control de plagas y a su vez en una preocupación debido a que pueden representar un riesgo potencial para la salud humana y el ambiente, dado que pueden contaminar el suelo y los cuerpos de agua (Tappe *et al.*, 2002).

En el Distrito de Riego 063 (DR 063) se utiliza una gran variedad de plaguicidas, entre los cuales atrazina ha sido uno de los más utilizados durante el ciclo agrícola otoño invierno 1998-1999 (SEMARNAP-IMTA, 2000). Atrazina fue introducida al mercado nacional en el año de 1975 (SAGARPA, 2007). Es usada para el control selectivo de malezas en cultivos de maíz, y sorgo. Por ser un compuesto persistente puede representar un riesgo para el ambiente y se asocia a riesgos para la salud, ya que puede acumularse en el agua subterránea y contaminar las fuentes de abastecimiento (Tappe *et al.*, 2002).

En México no existe una regulación para el uso de este herbicida. Asimismo, la NOM-127-SSA1-1994 (DOF, 2000) no establece un límite máximo permisible (LMP) en agua para uso y consumo humano. No obstante, el límite que establece la Organización Mundial de la Salud para este herbicida en el agua para consumo humano es de $2 \mu\text{g L}^{-1}$ (WHO, 2004).

Con el fin de evaluar la capacidad de retención y persistencia de atrazina, diferentes autores han investigado los procesos de adsorción y degradación del herbicida en suelos agrícolas (Li *et al.*, 1996; Krutz *et al.*, 2003; Dorado *et al.*, 2003; Inoue *et al.*, 2006).

Guillén-Garcés *et al.* (2007) reportan vidas medias de atrazina en suelos superficiales del DR 063 que van de 4.5 a más de 35 d, mientras que González-Márquez (2005) reporta una vida media de 120 d para una muestra de suelo de la misma zona agrícola.

Estudios realizados por Villada-Canela (2006) sobre los procesos de migración de atrazina en suelos de este distrito, indican que existe un riesgo de contaminación del agua subterránea por aplicación del herbicida, debido principalmente a la persistencia de atrazina y la poca profundidad de la zona vadosa.

Para poder formular escenarios más realistas sobre la lixiviación de atrazina en los suelos agrícolas, en este trabajo se investiga el efecto de componentes así como de la profundidad de suelos del DR 063, en la adsorción y la mineralización de atrazina.

1.1 HIPÓTESIS

La atenuación natural (adsorción y mineralización) de atrazina disminuye conforme aumenta la profundidad en el perfil del suelo.

1.2 OBJETIVOS

El objetivo general de este trabajo es evaluar la atenuación natural (adsorción y mineralización) de atrazina en perfiles de suelo y estimar el riesgo de contaminación del agua subterránea en el DR 063.

Para lograr tal objetivo se desarrollaron las siguientes actividades:

- Selección de las estaciones de muestreo en zonas donde se podría aplicar atrazina, de mínima profundidad de manto freático y representando tres tipos de suelo del área de estudio.
- Evaluación de las constantes de adsorción y mineralización de atrazina en muestras de suelo, de las estaciones seleccionadas.
- Estimación del riesgo de contaminar el agua subterránea por infiltración de atrazina en suelo agrícola.

2 MARCO TEÓRICO

2.1 Antecedentes históricos del uso de los herbicidas

El uso de los herbicidas surgió de la necesidad de controlar las malezas que afectaban a los rendimientos de los cultivos. Esta tecnología fue ampliamente aceptada, y por lo mismo el consumo de herbicidas aumentó, al mismo tiempo que se incrementó la resistencia de algunas especies de malezas y residuos en el ambiente (Lyon *et al.*, 1996).

En los últimos 30 años los herbicidas pasaron a ser un pilar importante de la producción agrícola y, sin duda alguna, el grupo de las triazinas fue el más ampliamente utilizado en todo el mundo para controlar malezas (Buser, 1990). Se calcula que solamente en Estados Unidos de Norteamérica se consumieron alrededor de 36 mil toneladas de atrazina, con lo cual se incrementaron las concentraciones de este herbicida en algunas zonas agrícolas, sobrepasando los 3 $\mu\text{g kg}^{-1}$ en el suelo y 3 $\mu\text{g L}^{-1}$ en agua potable (Pionke y Glotfelty, 1990).

En Italia y Alemania el uso de este herbicida está restringido debido a que se han encontrado residuos en cuerpos de agua que exceden las concentraciones establecidas por cada país y principalmente porque este plaguicida está clasificado como un posible cancerígeno en humanos (Giupponi, 2001; Tappe *et al.*, 2002). Asimismo, la atrazina está considerada como un plaguicida que presenta una moderada movilidad, encontrándose frecuentemente en el subsuelo, manto freático, agua subterránea y agua potable (Foster y Chilton, 1991).

A nivel nacional no existe un límite máximo permisible para atrazina en agua para uso y consumo humano, por tanto, se adoptan los límites de la Organización Mundial de la Salud (OMS) del año 1993, la cual limita a 2 $\mu\text{g L}^{-1}$ en agua para consumo humano (WHO, 2004).

Considerando la exposición a largo plazo de Atrazina y sus metabolitos en agua y alimentos, la Agencia de Protección al Ambiente de EUA (USEPA por sus siglas en inglés) determinó un valor de $3 \mu\text{g L}^{-1}$ (USEPA, 2003). En México existen listas de plaguicidas prohibidos y restringidos (CICOPLAFEST, 2002), pero no incluyen Atrazina.

2.2 Atrazina

Atrazina es un herbicida selectivo, que tiene como mecanismo de acción la inhibición de la fotosíntesis en plantas sensibles. Este herbicida tiene actividad tanto en el suelo como vía foliar (WSSA, 1994). Es un herbicida del grupo de las triazinas, muy utilizado en todo el mundo para controlar selectivamente plantas de hoja ancha en cultivos de maíz, sorgo, caña de azúcar y plantaciones forestales; además, es usado para el control de malas hierbas en áreas no agrícolas, tales como vías férreas y zonas industriales (Ashton y Crafts, 1981; García y Fernández, 1991). En la Figura 2.1 se muestra la estructura química de atrazina.

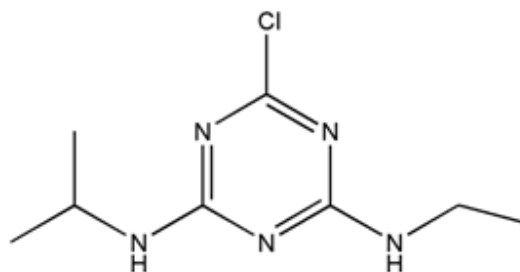


Figura 2.1 Estructura química de Atrazina

2.2.1 Propiedades físicoquímicas de atrazina

La atrazina (No. CAS 1912-24-9) es un herbicida orgánico nitrogenado derivado de las triazinas. En su estado sólido puro es un polvo blanco, sin olor. Es moderadamente soluble en agua y se disuelve bien en compuestos como la acetona, el cloroformo o el acetato de etilo. Es una sustancia poco volátil, reactiva o inflamable (ATSDR, 2003). El compuesto grado técnico se comercializa en forma de suspensión, polvo o gránulos y tiene una pureza entre 92% y 99.9% (USEPA, 1983;

IARC, 1999). Las impurezas presentes en estas formulaciones incluyen: diclorotriazinas, hidroxitriazinas y tris(alquil)aminotriazinas (ATSDR, 2003). En la Tabla 2.1 se muestran las propiedades fisicoquímicas.

Tabla 2.1 Propiedades fisicoquímicas de atrazina

Propiedad	Parámetro
Peso molecular	215.69 g/mol
Punto de fusión	175-176 °C
Presión de vapor	2.89×10^{-7} mm Hg a 25°C
Densidad	1.187 g/cm ³
Vida media	60-150 d
Solubilidad	30 mg/L
pKa	1.68
Log K _{ow}	2.61
Constante de Henry	2.96×10^{-9} atm-m ³ /mol

2.2.2 Usos de atrazina

La atrazina fue registrada por primera vez en 1958 (Ribaud y Bouzaher, 1994) y desde entonces ha sido ampliamente utilizada como un efectivo herbicida para controlar o evitar el crecimiento de malezas. En el año 2001, fue el herbicida más utilizado en Estados Unidos para controlar tanto pastos como especies de plantas de hoja ancha (Trochimowics, 2001). La USEPA estimó que de 31 a 35 millones de kilogramos de atrazina fueron empleados en cultivos agrícolas en los años 1987, 1993 y 1995 (USEPA, 2003).

Este herbicida se introdujo al mercado nacional en 1975. El nombre comercial más conocido de la atrazina en México es Gesaprim. Otros nombres son Aatrex, Aterbutox, Arrasina, Atranex, Atranova, Atraplex 90, Atrapol, Atraz 500 FW, Boxer, Desyerbal, Novaprim y Sanazina

En 1995, el empleo de herbicidas que contenían atrazina como ingrediente activo fue de 2012 t, (12.80% del total de herbicida usado en México) de acuerdo a la Asociación Mexicana de la Industria de Plaguicidas y Fertilizantes (AMIPFAC, 1995).

En México la atrazina tiene los siguientes usos registrados (CICOPLAFEST, 2002):

- Uso agrícola: autorizado para el control o combate de malezas en los cultivos de caña de azúcar, maíz, piña y sorgo.
- Uso industrial: exclusivamente para plantas formuladoras.

2.3 Adsorción de atrazina en el suelo

La adsorción de atrazina está relacionada con la cantidad de carbono orgánico en suelo (Ying y Williams, 2000). La abundancia de este elemento aumenta la adsorción de atrazina por lo que puede disminuir su biodegradación (Strong *et al.*, 2000), está reportado que la retención de atrazina está en función del tipo de suelo (Mills *et al.*, 1989).

2.3.1 Efecto de las propiedades y la composición del suelo en la retención de atrazina

La cantidad de herbicida adsorbido por el suelo fluctúa de 0 a 100% del total aplicado, pero típicamente la adsorción en suelos aluviales o sedimentos francos y francos arcillosos está entre 50-80% (Koskinen y Clay, 1997). La adsorción depende de varios factores importantes tales como: contenido de materia orgánica (MO), contenido y tipo de arcilla, pH, cantidad de producto aplicado y cantidad de carbono orgánico en la solución del suelo (Koskinen y Clay, 1997).

En algunas regiones de los Estados Unidos de Norteamérica se estima que la atrazina se acumula en más de 240 g m⁻² por año, aunque en Nueva Inglaterra se ha llegado a acumular solamente 10 g m⁻² por año (Goolsby *et al.*, 1997).

Suelos sin cubierta vegetal presentan poca capacidad de adsorción de atrazina; sin embargo, pueden llegar a alcanzar concentraciones de hasta $28 \mu\text{g g}^{-1}$ de suelo (Shelton *et al.*, 1995), en este tipo de suelos las turbulencias del aire modifican la concentración, peso y tamaño de las moléculas del herbicida, el cual puede dispersarse en forma de vapores a la atmósfera (Glotfelty *et al.*, 1984).

La adsorción de atrazina en suelo seco y húmedo es de 13 a 22% respectivamente y en presencia de residuos vegetales la adsorción y la degradación se incrementan (Clay y Koskinen, 1990). Sí el suelo carece de materia orgánica, no existe biodegradación, en cambio se incrementa la volatilización (Shelton *et al.*, 1995). En algunas investigaciones se ha encontrado que a medida que se incrementa la profundidad del suelo el herbicida se degrada más lentamente y se adsorbe menos, además de que la actividad microbiana es mínima (Jury *et al.*, 1987; Kookama y Aylmore, 1994; Di y Aylmore, 1997). No obstante, otros estudios han demostrado que la tasa de degradación entre la superficie de suelo y el subsuelo de 60 a 90 cm de profundidad, es similar (Sparling *et al.*, 1998; Di *et al.*, 1998; 2001).

2.3.2 Adsorción de atrazina en suelo

Los metabolitos de la atrazina presentan propiedades únicas que influyen en su adsorción y adherencia al suelo. Por ejemplo, deetilatrastina (DEA) y deisopropilatrastina (DÍA) se adsorben poco al suelo, siendo deetilatrastina el que menos se adsorbe (Brouwer *et al.*, 1990), tiene baja afinidad a suelos arenosos con pocos niveles de carbono orgánico y la adsorción no presenta correlación con el contenido de arcilla y el pH del suelo (Roy y Krapac, 1994).

En cambio, la hidroxiatrastina se adsorbe más fácilmente en suelos tratados con amoníaco que en aquellos no tratados y puede mantenerse retenido en el suelo durante los primeros seis días después de la aplicación, con tan sólo una baja desorción (Clay y Koskinen, 1990).

2.4 Degradación de la atrazina en el suelo

La atrazina, es susceptible de sufrir transformaciones químicas y biológicas al estar expuestas al ambiente (hidrólisis química y degradación microbiana) (Vera *et al.*, 1988; Steinheimer, 1993). La hidrólisis química conduce comúnmente a la obtención de compuestos hidroxilados como hidroxiatrazina (HA), deetilhidroxiatrazina (DEHA) y deisopropilhidroxiatrazina (DIHA). Estos productos comparados con el compuesto original no son fitotóxicos, por tanto se considera que ésta vía es en cierta forma benéfica para el ambiente (Pichon *et al.*, 1995; Aker y Muir, 1978). En el proceso de degradación biológica de atrazina, la actividad microbiana es muy importante puesto que los microorganismos pueden utilizar este compuesto como fuente de nitrógeno y energía (Sorenson *et al.*, 1994). Esta degradación conduce principalmente a la N-dealquilación formando deetilatrazina (DEA), deisopropilatrazina (DIA) y ácido cianúrico, y como producto final de mineralización bióxido de carbono y amonio, en la Figura 2.2 se muestra la vía de mineralización de atrazina.

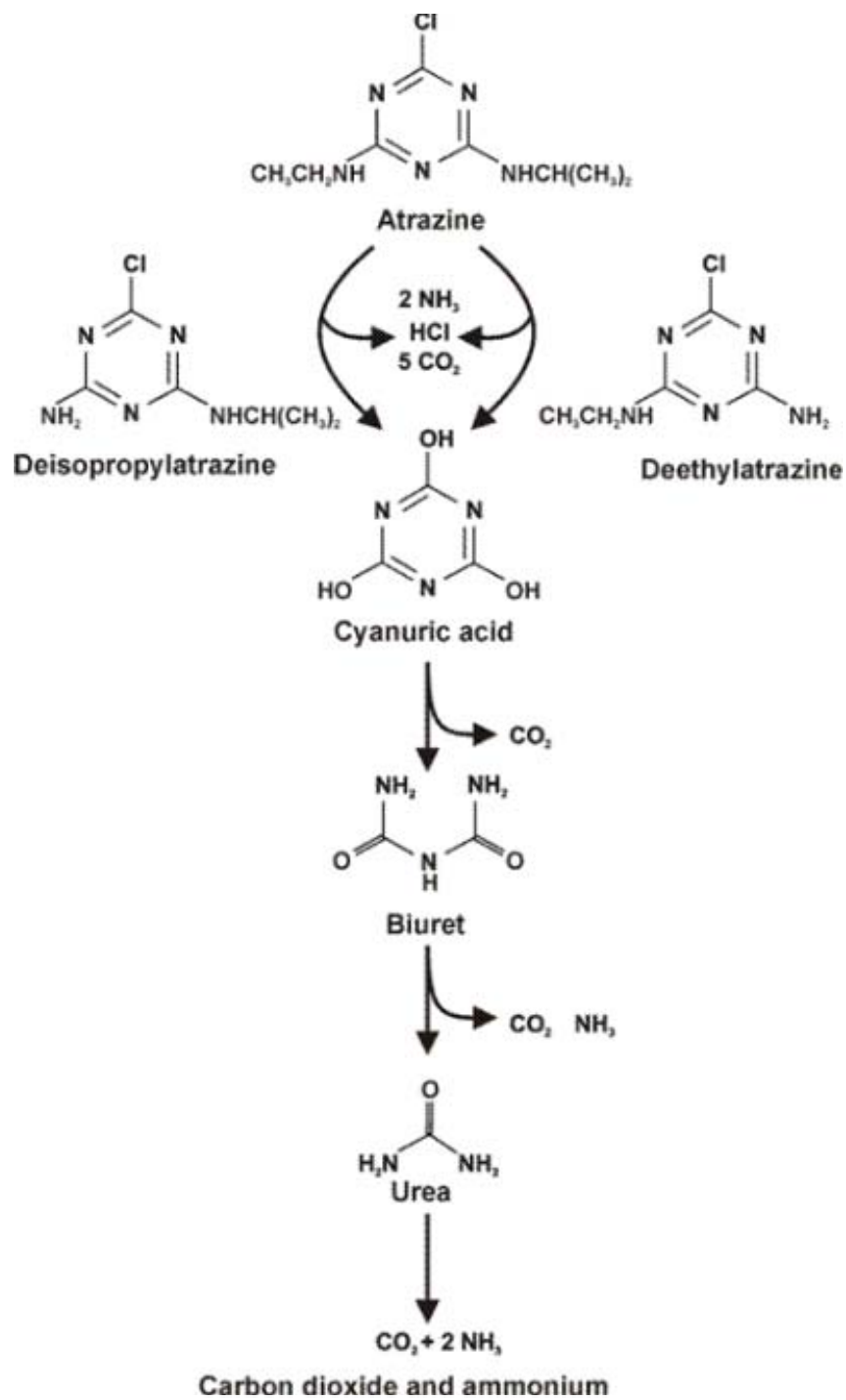


Figura 2.2 Vía de biodegradación y mineralización de atrazina (Kruger *et al.*, 1993)

2.4.1 Factores abióticos responsables de la degradación de atrazina

En la naturaleza existen algunos factores que pueden afectar la degradación de la atrazina, por ejemplo, si las temperaturas son bajas o bien si los suelos presentan deficiencia de nutrientes y una pobre comunidad microbiana, la degradación puede ser nula (Scribner *et al.*, 1992).

La cantidad de carbono y nitrógeno presente en el suelo también influyen en la mineralización de la atrazina (Assaf y Turco, 1994), su persistencia en el ambiente está en función de la flora microbiana nativa. Cuando no existe degradación lo más probable es que los microorganismos no presentan las enzimas específicas que provoca la degradación biológica o bien están ausentes (Cook, 1987).

Las propiedades del suelo son muy importantes, un alto contenido de arena, favorece la lixiviación del herbicida debido a que estos suelos carecen de materia orgánica y arcilla, lo cual limita la habilidad para atenuar el movimiento de los agroquímicos, por lo tanto son fácilmente desplazados a zonas donde los microorganismos degradadores están ausentes (Burkart y Kolpin, 1993).

La estabilidad de los residuos de la atrazina está asociada al contenido de humedad que proporciona la materia orgánica del suelo, pero especialmente las partículas de tamaño de 0.2 a 2.0 μm (Barriuso y Koskinen, 1996; Barriuso *et al.*, 1997).

Además, la degradación de la atrazina puede estar dada por cambios en el pH, en la concentración de carbono orgánico en el suelo y contenido de humedad sobresaliendo el agua y el pH como los elementos más importantes precursores de la hidrólisis (Widmer *et al.*, 1993). Altas concentraciones de carbono orgánico en el agua y suelo favorecen la hidrólisis de la atrazina (Ying y Williams, 2000).

Se ha encontrado que un pH alto disminuye la degradación de atrazina (Holford *et al.*, 1989). Aunque otros estudios con suelos ácidos y alcalinos, han revelado degradación importante a través de una transformación química directa, cuyo

metabolito principal es hidroxiatrazina (Qiao *et al.*, 1996).

2.4.2 Factores bióticos responsables de la degradación de atrazina

Diversas poblaciones de microorganismos degradan los materiales orgánicos y plaguicidas dirigidos al control de plagas, malezas y enfermedades. El inconveniente es que estos compuestos sean metabolizados antes de que ejerzan acción sobre el organismo objeto a control, lo cual significaría pérdida para el agricultor (Racke, 1990).

Los microorganismos representan el elemento más importante del ambiente ya que estos realizan una mineralización completa de la atrazina en el suelo. Se define la mineralización como la degradación completa del substrato a CO₂ y H₂O y la degradación como la transformación del substrato original, pero no necesariamente a CO₂, por lo que la degradación microbiana en el suelo está en función de la habilidad, cantidad de microorganismos y la disponibilidad del herbicida (Entry y Emmingham, 1995).

Muchos compuestos tóxicos son degradados co-metabólicamente. Es decir, a través de un proceso en que mientras los microorganismos crecen a expensas de un substrato, son capaces de transformar un compuesto sin que se derive algún nutriente o energía para su crecimiento (Bollag y Liu, 1990). Además, existe otro mecanismo llamado co-oxidación, en este caso, del substrato se forman compuestos análogos los cuales son degradados por enzimas no específicas. Se considera que esta es la forma como se degradan los herbicidas muy persistentes (Schmidt *et al.*, 1985).

Suelos agrícolas con un historial de aplicación de atrazina por encima de 10 años, han demostrado una hidroxilación de este herbicida con bacterias adaptadas a través de oxígeno 18 (Mandelbaum *et al.*, 1993).

2.5 Persistencia de la atrazina en el suelo

Nueve años después de su aplicación, se ha encontrado atrazina en suelos agrícolas (Foster y Chilton, 1991). Otros reportes indican períodos de persistencia más cortos que fluctúan de 14 a 109 días, dependiendo de la textura y profundidad del suelo, por ejemplo, en un suelo arcilloso de Iowa a la profundidad de 100 cm la atrazina permaneció 55 días, mientras que en Nebraska con similar tipo de suelo tuvo una persistencia de 42 a 50 días (Ghadiri *et al.*, 1984). En Maryland, en un suelo franco arcilloso a las profundidades de 10 y 30 cm el herbicida permaneció de 26 a 35 y 60 días respectivamente (Helling *et al.*, 1988; Isensee y Sadeghi, 1994).

Gaynor *et al.* (1987) consideran que los sistemas de labranza presentan una relación con la atenuación de atrazina; sin embargo, resulta difícil generalizar la influencia que tienen sobre la persistencia de la atrazina, ya que el efecto de la labranza actúa sobre las características físicas y químicas del suelo, por lo que la labranza como tal, no tiene efecto sobre la persistencia, pero la permanencia de los residuos vegetales y su consecuente descomposición conjuntamente con las condiciones climáticas, tiene efectos que favorecen la disipación de la atrazina y de sus residuos.

2.6 Toxicología

La información acerca de los efectos tóxicos de la atrazina en humanos es limitada, sólo se han realizado algunos estudios epidemiológicos y de exposición ambiental a dicho herbicida (ATSDR, 2003).

2.7 Efectos sobre la salud humana

La exposición a atrazina puede llevarse a cabo en el ambiente de trabajo, durante las actividades de producción, formulación y aplicación, ya sea por vía inhalatoria o dérmica. Los efectos conocidos del herbicida están relacionados principalmente a daños reproductivos y daños en el desarrollo fetal. En parejas de agricultores expuestos a atrazina a través de vías inhalatoria y dérmica se ha observado un incremento en el riesgo de crecimiento intrauterino retardado (Savitz *et al.*, 1997) y en poblaciones expuestas a través del agua de consumo, un aumento en el número

de nacimientos prematuros (Munger *et al.*, 1997). Además, la exposición a atrazina se ha asociado a un aumento en la incidencia de cáncer de estómago (Van Leeuwen *et al.*, 1999); sin embargo, la atrazina no ha sido clasificada hasta ahora como un compuesto cancerígeno para el humano y se ubica en el Grupo 3 de la Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC por sus siglas en inglés) (IARC, 1999).

2.8 Efectos ambientales

Prácticamente no existen estudios de los efectos ambientales de atrazina. Se considera que este herbicida no se bioacumula en peces (Gluth *et al.*, 1985) y su toxicidad ha resultado baja para varias especies acuáticas (Detenback *et al.*, 1996).

3 GENERALIDADES DEL DR 063

3.1 Ubicación

El distrito de riego 063 Guasave se encuentra ubicado al norte del estado de Sinaloa, en los municipios de Guasave y Sinaloa de Leyva. El distrito limita al norte con el municipio de El Fuerte y con la Sierra Madre Occidental, al sur con el Golfo de California, al este con el distrito de riego 074 Mocorito en el municipio de Salvador Alvarado y al oeste con el municipio de Ahome y el distrito de riego 075 Río Fuerte. Geográficamente se encuentra entre las coordenadas 25° 52' 00" y 25° 37' 00" de latitud norte y 108° 18' 00" y 108° 42' 00" de longitud oeste. Su altitud media sobre el nivel del mar es de 40 metros (Figura 3.1). El distrito fue establecido por decreto presidencial el 14 de enero de 1958 y su operación se inició el 11 de mayo de 1981. (CONAGUA, 2007)

3.2 Clima

En la zona del DR 063 el clima se interpreta como seco sin excedente de humedad. La temperatura media anual es de 23.9°C; las temperaturas máximas y mínimas extremas son 42°C y 4.4°C respectivamente. Los meses más calurosos abarcan de junio a octubre y los más fríos de noviembre a marzo, y su precipitación media anual oscila en 460 mm, (IMTA, 2005); de la cual, entre 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 los meses de noviembre a enero. La evaporación media anual es de 2202 mm (SARH, 1982)



Figura 3.1 Localización del área de estudio.

3.3 Edafología

Los principales tipos de suelo en el DR 063, de acuerdo al sistema de clasificación FAO/UNESCO de 1970, generalmente son de tipo vertisol y feozem (Figura 3.2) y presenta una textura limosa, moderadamente permeable y susceptible a la erosión (CONABIO-INIFAP, 1995). En cuanto al punto de vista geológico existen suelos de tipo limo-arenoso, limo-arcilloso, suelos de depósito pantanoso, entre otros. El resto de la superficie está formada por arcillas y conglomerados que se observan en las zonas áridas y en zonas próximas a la región serrana además de marismas, esteros y agostaderos en zonas próximas a las costas del Mar de Cortés, las cuales son un

potencial para la actividad acuícola pesquera y ganadera. 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, 2002).

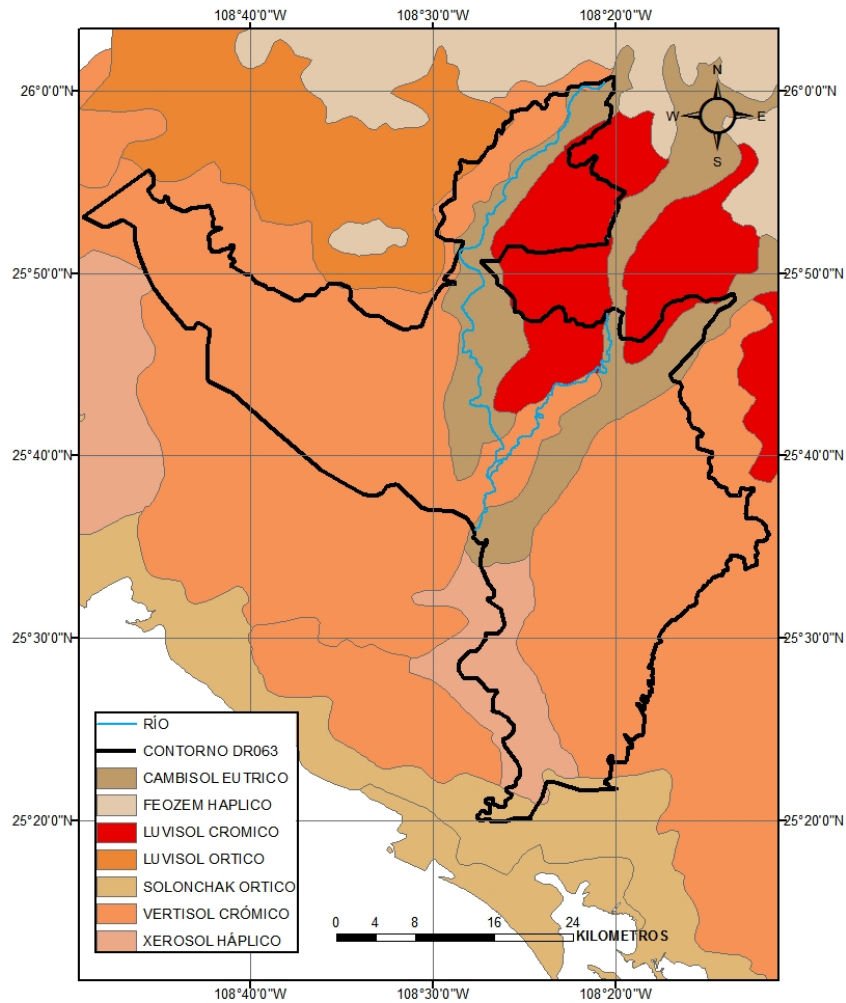


Figura 3.2 Tipos de suelo en el DR 063 (CONABIO-INIFAP, 1995).

3.4 Hidrología

Las principales fuentes de abastecimiento del distrito de riego son:

- La Presa Gustavo Díaz Ordaz, que se localiza sobre el Río Sinaloa y tiene una capacidad útil de 1920 Mm³. A 50 km aguas abajo de la presa se ubica la derivadora Sinaloa de Leyva, donde nacen los canales Bamoa y Sinaloa con

una capacidad de conducción de $50 \text{ m}^3/\text{s}$ cada uno y abastecen una superficie de 105380 ha (CONAGUA, 2007).

- Presa Ing. Guillermo Blake Aguilar, se localiza en el Arroyo Ocoroni y tiene una capacidad útil de 260 Mm^3 . A 12 km aguas abajo de la presa se ubica la derivadora Santa Martha, donde nacen los canales margen derecha y margen izquierda con una capacidad de conducción de 10.4 y $6.5 \text{ m}^3/\text{s}$, respectivamente (CONAGUA, 2007).

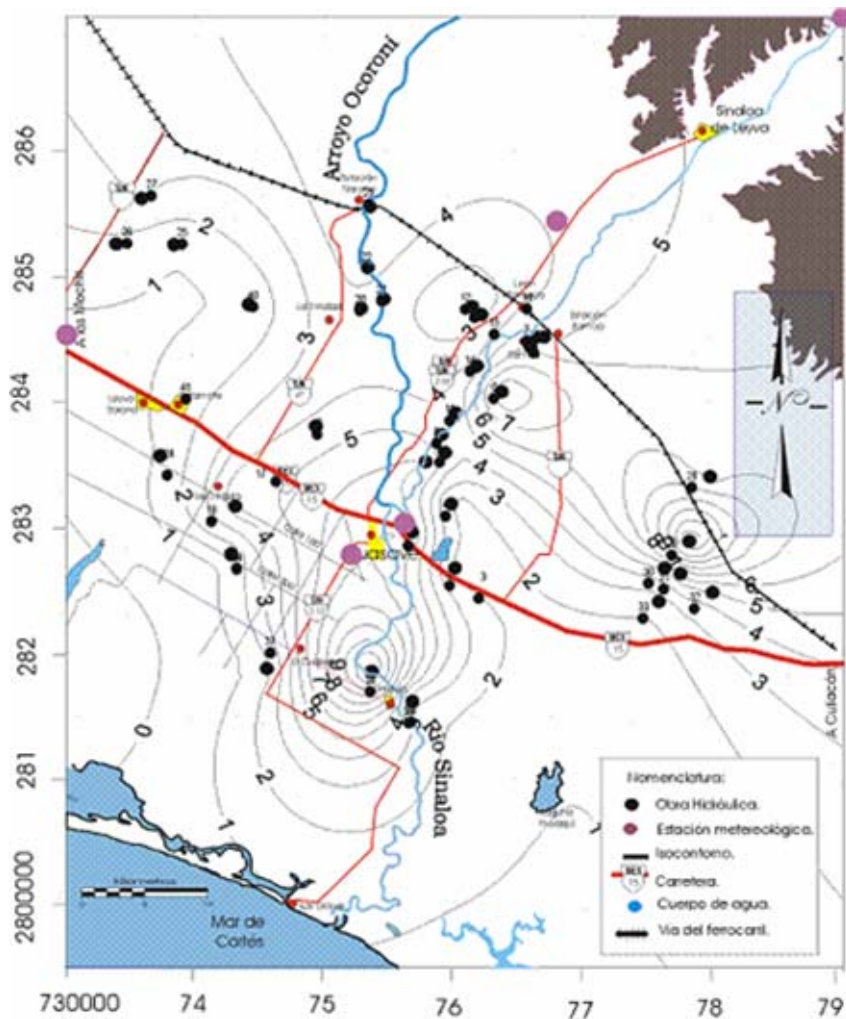


Figura 3.3 Profundidad promedio del nivel freático en el acuífero, en coordenadas UTM, Fuente: Valle, 2002.

El DR 063 se ubica en uno de los mejores acuíferos de la Región Centro Norte del Estado de Sinaloa, contaba con una recarga anual media del orden de 300 millones de metros cúbicos (Valle, 2002). En la Figura 3.3 se muestran las profundidades promedio del nivel freático en el acuífero.

3.5 Agricultura

La agricultura del DR 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 algodón, arroz, cártamo, sorgo, soya, papa, tomate, frijol, trigo, maíz y garbanzo.

El distrito tiene una superficie física de 116,615 ha y una superficie regable de 107,036 ha, que son explotadas por 1,823 pequeños propietarios y por 14,056 ejidatarios (CONAGUA, 2007). En este distrito, los cultivos donde se podría utilizar atrazina son el maíz y el sorgo. En la Figura 3.4 se muestra el historial de las superficies sembradas con estos cultivos.

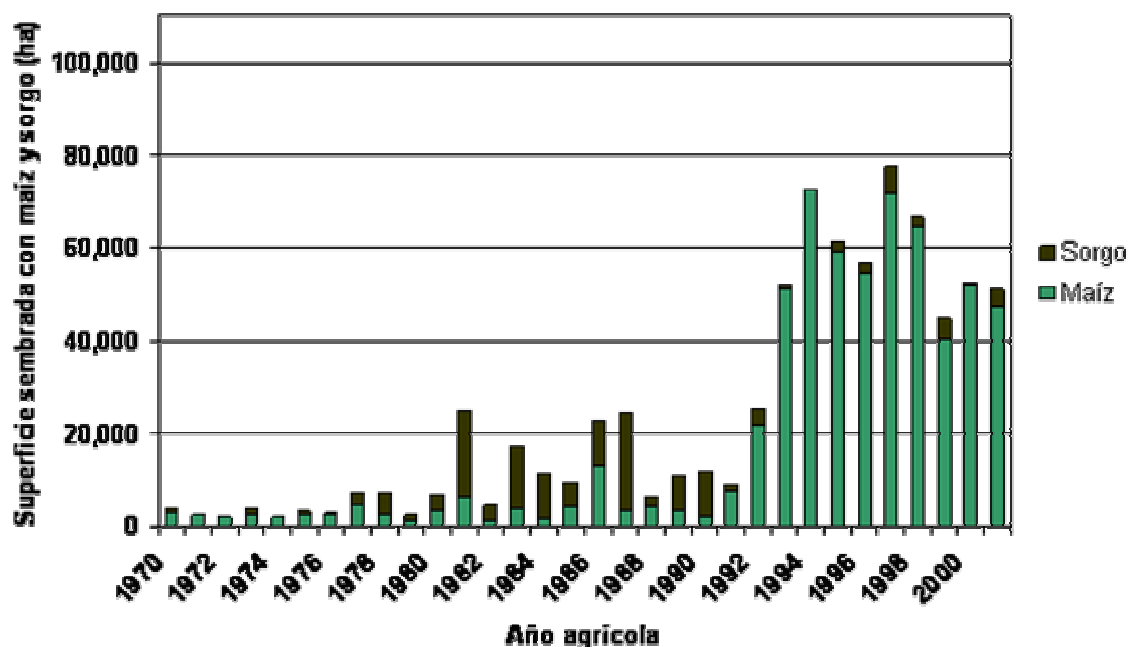


Figura 3.4 Superficies sembradas con maíz y sorgo, periodo 1970-2001 (Hansen, 2007).

3.6 Herbicidas utilizados

Durante el ciclo agrícola otoño invierno 1998-1999 el principal herbicida utilizado fue Gesaprim (SEMARNAP-IMTA, 2000), su consumo total en base al ingrediente activo (atrazina) fue de 13.5 toneladas, colocándolo como el principal herbicida utilizado en esta zona. En la Tabla 3.1 se presentan los nombres técnicos y comerciales así como las dosis aplicadas de los principales herbicidas utilizados en el DR durante el año 2004. La dosis recomendada por SAGARPA es de 0.9 a 2.9 kg ha⁻¹ (SAGARPA, 2006).

Tabla 3.1 Principales herbicidas y dosis aplicadas en el DR 063 (SAGARPA, 2006).

Nombre técnico	Nombre comercial	Dosis
Atrazina	Gesaprim, calibre 90	0.9 kg ha ⁻¹
Ácido 2-2 D	Full-Mina 12X1	1 L ha ⁻¹
Amina, 2-4-D	Damine 480	1 L ha ⁻¹
Fomesanfen 5-2	Flex	1 L ha ⁻¹
Fluazipop-p-butil	Fusilade	1 L ha ⁻¹
Clethodim	Selec ultra	0.5 L ha ⁻¹
Glifosato	Faena ultra	1 L ha ⁻¹
Glifosato	Faena	1 L ha ⁻¹
Glifosato	Faena Transorb	1 L ha ⁻¹
Glifosato	Secafin	2.5 L ha ⁻¹
Glifosato	Glifotox	2.5 L ha ⁻¹
Glifosato	Rival Sobres	24 g ha ⁻¹
Rinsulfurón	Titus	50 g ha ⁻¹
Metsulfuron Meteila 60%	Situi	50 g ha ⁻¹
Pedimentacion	Prowl-400	1 L ha ⁻¹
Dicamba	Banvel 12-24	1 L ha ⁻¹
Paraquat	Paraquat	1 L ha ⁻¹
Paraquat	Diaquat	1 L ha ⁻¹
Paraquat	Gramoxone	1 L ha ⁻¹
Diquat	Reglone	1 a 2 L ha ⁻¹

No se tiene información completa sobre el historial de aplicación de atrazina y las zonas donde se ha aplicado, la única referencia respecto al historial de aplicación podría ser las superficies donde se siembra maíz y sorgo que son los cultivos donde se podría utilizar y que presentaron un incremento de 280% en el periodo de 1970 al 2001.

4 METODOLOGÍA

En este capítulo se describen los métodos experimentales requeridos para llevar a cabo el desarrollo del presente trabajo.

4.1 Selección de las estaciones de muestreo en el DR 063

Para la selección de las estaciones de muestreo se consideraron los siguientes factores.

- a) Cultivos indicadores
- b) Profundidad de manto freático
- c) Tipo de suelo

Basado en la información anterior, se seleccionaron las estaciones de muestreo, representativas del DR 063. La localización de estas estaciones de muestreo se presenta en la Figura 4.1.

Las coordenadas geográficas y los tipos de suelo en las estaciones de muestreo, así como la profundidad a las cual fueron tomadas las muestras se presentan en la Tabla 5.1.

4.2 Muestreo de suelos

Se seleccionaron tres estaciones de muestreo, donde se tomaron 9 muestras de suelo en 3 perfiles, a 20, 50 y 100 cm de profundidad.

Se excavaron zanjas de 1 m de profundidad, donde se recolectaron muestras de suelo de 2 kg, las cuales se depositaron en bolsas de plástico herméticas y etiquetadas con los datos del lugar de muestreo, fecha de muestreo, profundidad a la que se tomó la muestra y nombre del muestreador.

Las muestras se preservaron a 4 °C desde su recolección hasta la realización de los experimentos de atenuación natural.

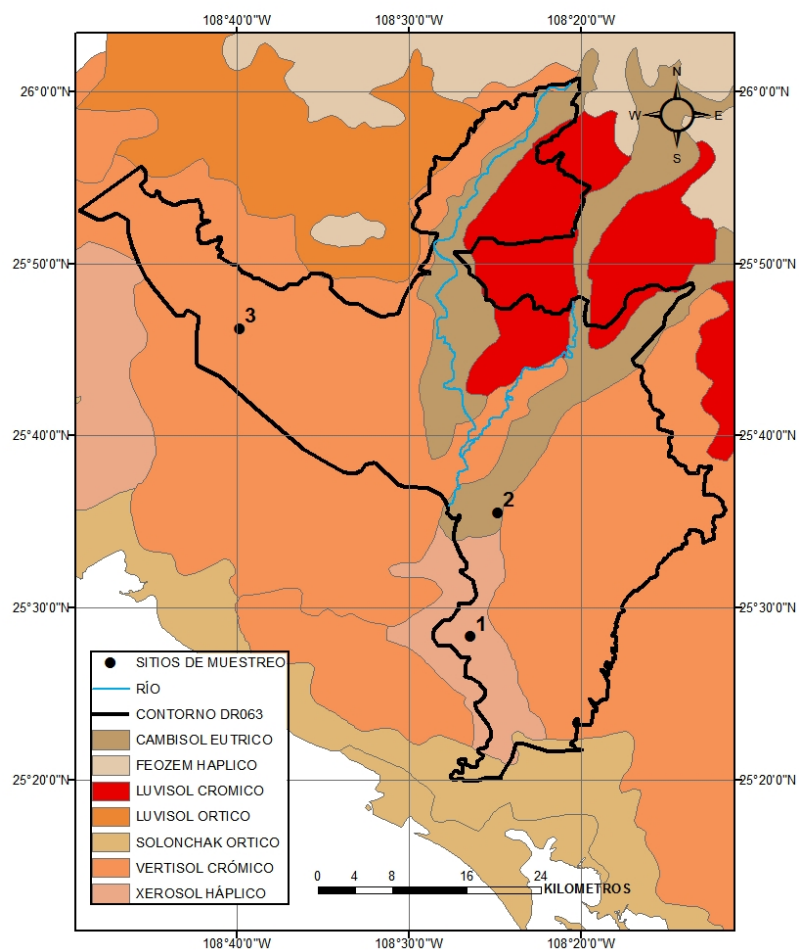


Figura 4.1 Tipos de suelo y estaciones de muestreo

4.3 Caracterización del suelo

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

Granulometría

Para determinar la granulometría de los suelos se utilizó el método D422-63 (ASTM, 1998). A través de este método se realizaron determinaciones cuantitativas de la distribución de los tamaños de partículas de suelos. Las de partículas de tamaño mayor a 0.074 mm (retenidas sobre la malla No. 200 de 0.073 mm) se cuantificaron por tamizado, mientras que aquellas partículas de tamaño menor a éste, mediante un proceso de sedimentación, utilizando un hidrómetro (ASTM Hydrometer, 151H). Se

tomaron 50 g de suelo seco y se depositaron en un matraz Erlenmeyer al cual se agregó 125 ml de hexametáfosfato de sodio (40 g L^{-1}). La solución suelo-hexametáfosfato se dejó reposar 16 h, posteriormente se vertió en un vaso para su agitación durante un minuto, una vez agitado se depositó en una bureta y se aforó a un litro; se agitó y se dejó reposar para la toma de lecturas con el hidrómetro a diferentes tiempos. La textura de suelo se estimó a través del programa Soil Water Characteristics Hydraulic Properties Calculador (USDA, 2003), basado en funciones de pedotransferencia (Saxton, 1986).

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).

Contenido de agua

El contenido de agua en la muestra se determinó a partir de una muestra de 10 g de suelo húmedo, la cual se secó en un horno (marca Limberg Blue, modelo SW-L7TA-1) a una temperatura constante de $105 \pm 5 \text{ }^\circ\text{C}$ por al menos 16 h, una vez seca se colocó en un desecador hasta alcanzar una temperatura ambiente, este procedimiento se repitió hasta alcanzar un peso constante, posteriormente se determinó el contenido de agua por diferencia de peso.

Materia orgánica

La materia orgánica se determinó a partir del suelo seco utilizado en la determinación del contenido de agua. Las cápsulas con las muestras previamente pesadas se colocaron en una mufla (marca Furnace, modelo 550-58) a 440°C durante dos horas, posteriormente se colocaron en un desecador hasta alcanzar la temperatura ambiente para ser pesadas y determinar el contenido de materia orgánica por diferencia de peso.

pH

Para la determinación del pH se utilizó la metodología propuesta en la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2002) que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Se colocaron 10 g de suelo seco en un vial, al cual se le adicionó 20 ml de agua Milli Q (marca Millipore, modelo ZD5211584) obteniendo una relación suelo/agua de 1:2, la mezcla se agitó manualmente durante un tiempo de 30 minutos, a intervalos de 5 minutos, una vez agitada se dejó reposar. Se calibró el medidor de pH (marca WTW, modelo 340i) con las soluciones amortiguadoras de pH 4, 7 y 10, por último, se agitó nuevamente la mezcla y se tomó la lectura.

Conductividad eléctrica (CE)

Para la determinación de la conductividad eléctrica se utilizó el método recomendado por Gartley (1995). Se colocaron 20 g de suelo en un vaso de precipitado de 100 ml y se agregó agua Milli Q hasta aproximadamente 2/3 del vaso, con una espátula se agitó manualmente la pasta, posteriormente se obtuvo un extracto acuoso por medio de filtración al vacío. La calibración del conductímetro (marca WTW, modelo 340i) se llevó a cabo con una solución estándar de KCl 0.010 N. La conductividad eléctrica de esta solución a 25 °C es 1.421 dS m⁻¹. Una vez calibrado el conductímetro se procedió a la toma de la lectura en las muestras de suelo.

Nitratos y amonio

Para determinar el contenido de nitratos y amonio se utilizó el método recomendado por Griffin *et al.* (1995). A un matraz Erlenmeyer se adicionó 2 g de suelo seco, pulverizado y tamizado y 20 ml de una solución 2M KCl, la solución se agitó durante 15 minutos a 200 rpm, posteriormente se filtró con papel Whatman No. 40. La calibración del espectrofotómetro (marca Merck, modelo NOVA 60) se llevó a cabo con soluciones de 4 y 40 mg NO₃⁻-N L⁻¹ y se verificó con una solución de 10 mg NO₃⁻-N L⁻¹ para la curva de calibración. Por último se realizó la medición de NO₃⁻-N y NH₄⁺-N, los resultados se multiplicaron por la relación suelo/solución para obtener las concentraciones en unidades de mg kg⁻¹.

4.4 Experimentos de adsorción de atrazina

Para la evaluación de la adsorción de atrazina en suelo se basó en la guía TG 106 “Determination of soil Adsorption/Desorption, using a Batch Equilibrium Method” de la Organización para el Desarrollo y Cooperación Económica (OCDE, 2000).

Los experimentos de adsorción de atrazina se realizaron en tubos de teflón para centrífuga, donde 10 ml de una solución 0.01M CaCl₂ fueron agregados a tubos que contenían 4 g de suelo (en base seca). Los tubos se agitaron durante 16 horas a 60 rpm (Rotador Cole Parmer, modelo 7637). Una vez transcurrido este tiempo se adicionó atrazina marcada isotópicamente (¹⁴C). El rango de concentraciones de atrazina utilizadas se seleccionó en base a la guía OPPTS 835.1220 de la USEPA (1998); la cual recomienda utilizar como límite máximo 5 mg L⁻¹ y como límite mínimo valores diferentes de cero que puedan ser detectados por el método de cuantificación. Los tubos se agitaron de nuevo a 60 rpm durante dos horas para alcanzar el equilibrio y después se centrifugaron a 12, 000 rpm durante 15 minutos. En la Figura 4.2 se muestra la metodología para evaluar la adsorción de atrazina.

La determinación de la concentración de plaguicidas en el equilibrio se realizó tomando una muestra del sobrenadante de cada tubo y se analizó en un espectrómetro de centelleo líquido (marca Beckman Coulter, modelo LS 6500).

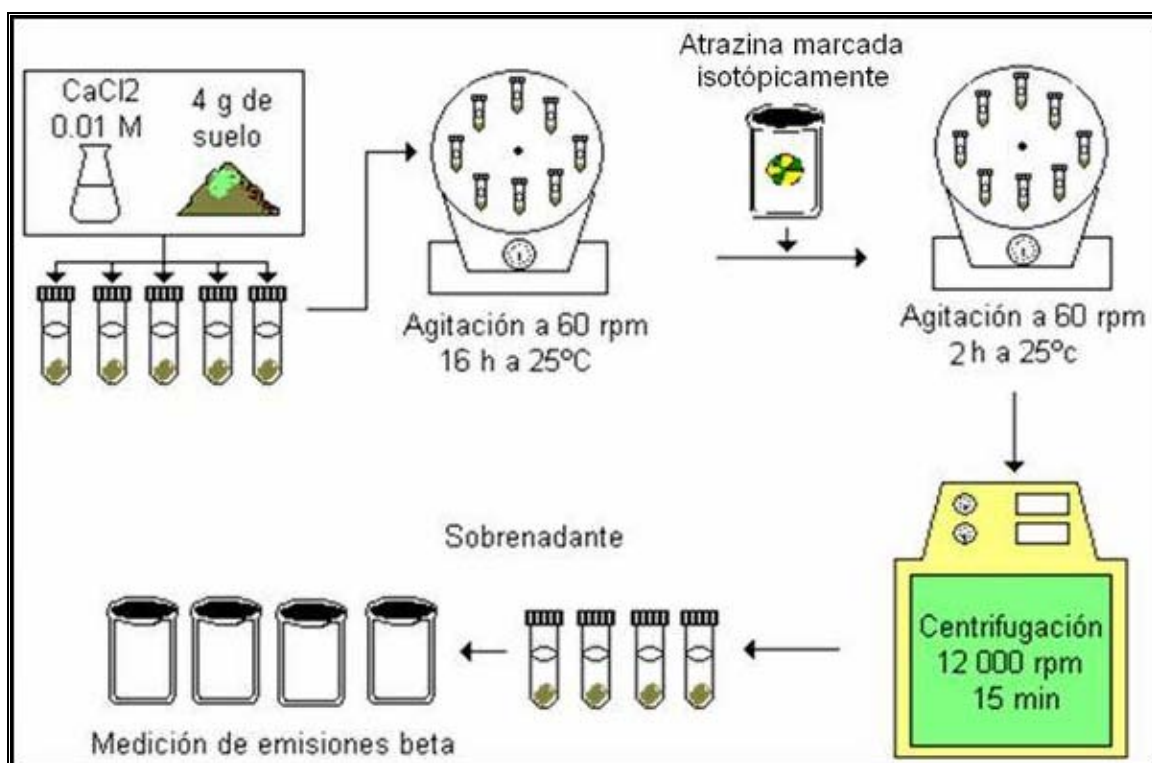


Figura 4.2 Metodología para determinar la adsorción de atrazina

La cantidad de herbicida adsorbido en el suelo se determinó por diferencia entre la concentración inicial en solución y la concentración en equilibrio en la solución. En la Tabla 4.1 se muestra el diseño experimental de adsorción de atrazina.

Tabla 4.1 Diseño experimental de adsorción de atrazina en suelo

Vial	Suelo (g)	[atrazina] (mg L^{-1})	[^{14}C atrazina] (cpm*)
1	4	2.000	30960
2	4	0.200	31470
3	4	0.020	26745
4	4	0.002	6019
Duplicado	4	0.200	31470
Blanco	4	0.000	0
Control	0	0.020	26745

*cpm cuentas por minuto

La adsorción de plaguicidas en suelo, generalmente se representa a través de las isothermas de Freundlich, de Langmuir o la lineal. En este trabajo se utilizó la isoterma lineal para obtener el coeficiente de adsorción (K_d).

$$K_d = \frac{C_s}{C_e} \quad \text{Ecuación 4.1}$$

Donde:

C_s es la concentración del herbicida adsorbido, por unidad de peso de suelo, mg kg^{-1}

C_e es la concentración del herbicida en la solución, mg L^{-1}

K_d es el coeficiente de adsorción, L kg^{-1}

4.5 Experimentos de mineralización de atrazina

Para determinar la mineralización de atrazina en suelo se utilizó 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).

Los experimentos se realizaron bajo condiciones aerobias y anaerobias. Se consideró la ecuación de cinéticas de mineralización de primer orden para el cálculo de los coeficientes de degradación de atrazina (k), y vidas medias ($t_{1/2}$), esta ecuación es aceptable cuando el valor del coeficiente de ajuste (R^2) es mayor a 0.7; (Beulke *et al.*, 2001), aquí $R^2 \geq 0.97$ por lo que la cinética de primer orden si es aceptable.

$$-\frac{dC}{dt} = kC \quad \text{Ecuación 4.2}$$

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{k} \quad \text{Ecuación 4.3}$$

Donde:

C concentración del herbicida, mg kg^{-1}

k constante de mineralización, d^{-1}

t tiempo, d

$t_{1/2}$ vida media, d

4.5.1 Mineralización aerobia

Para el desarrollo de este experimento se colocaron 50 g de suelo, en base seca, en frascos de vidrio. Al suelo se le adicionó agua milli-Q para obtener una humedad de 50% de su capacidad de campo y posteriormente atrazina marcada isotópicamente (^{14}C). La concentración de atrazina en suelo fue de 1 mg kg^{-1} ($521.2 \text{ Bq de } ^{14}\text{C}$ por reactor).

La mezcla suelo-atrazina se homogenizó para obtener una mejor distribución del herbicida en el suelo. Una vez preparada la mezcla se colocó un recipiente con 10 ml de 0.0125 M NaOH dentro del frasco de vidrio, con el fin de atrapar el CO_2 , producto de la mineralización del herbicida. El frasco se tapó y se colocó en un recipiente con agua a temperatura controlada, $30 \text{ }^\circ\text{C}$. Posteriormente se procedió a la toma de muestras (1 ml de NaOH) a diferentes tiempos, las cuales se colocaron en viales de vidrio a los que se les adicionó 9 ml de líquido de centelleo (marca BCN, lote NA, A4128) y se cuantificó la actividad de ^{14}C en un espectrómetro de centelleo líquido (marca Beckman Coulter, modelo LS 6500). En la Figura 4.3 se muestra la metodología para evaluar la mineralización aerobia de atrazina.

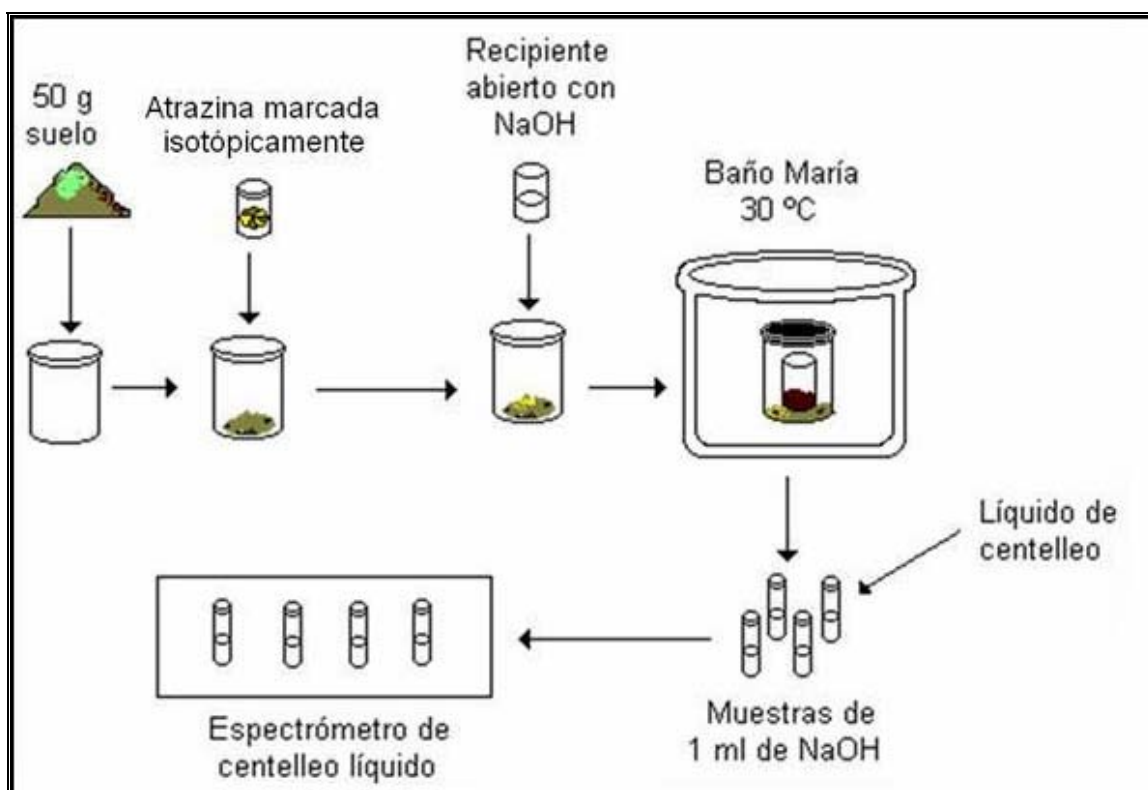


Figura 4.3 Metodología para determinar la mineralización aerobia de atrazina

4.5.2 Mineralización anaerobia

Para este experimento se utilizaron frascos de vidrio como reactores, donde se adicionaron 50 g de suelo en base seca y agua hasta obtener una humedad de 50% de su capacidad de campo. Se adicionó atrazina marcada isotópicamente (^{14}C) para una concentración en el suelo de 1 mg kg^{-1} . ($521.20 \text{ Bq de } ^{14}\text{C}$ por reactor).

La mezcla suelo-atrazina se homogenizó para obtener una mejor distribución del herbicida. El frasco se tapó y se colocó en un recipiente con agua a temperatura controlada, $30 \text{ }^\circ\text{C}$. Se alimentó gas inerte (Nitrógeno) para desplazar el oxígeno del recipiente y mantener las condiciones anaerobias. El CO_2 desplazado por el gas inerte y generado por la mineralización del herbicida se atrapó en un matraz Erlenmeyer con 0.0125 M NaOH , de donde se procedió a tomar muestras (1 ml de NaOH) a diferentes tiempos, las cuales se colocaron en viales de vidrio a los que se les adicionó 9 ml de líquido de centelleo y se cuantificó la actividad del ^{14}C en un

espectrómetro de centelleo líquido. En la Figura 4.4 se muestra la metodología para evaluar la mineralización anaerobia de atrazina.

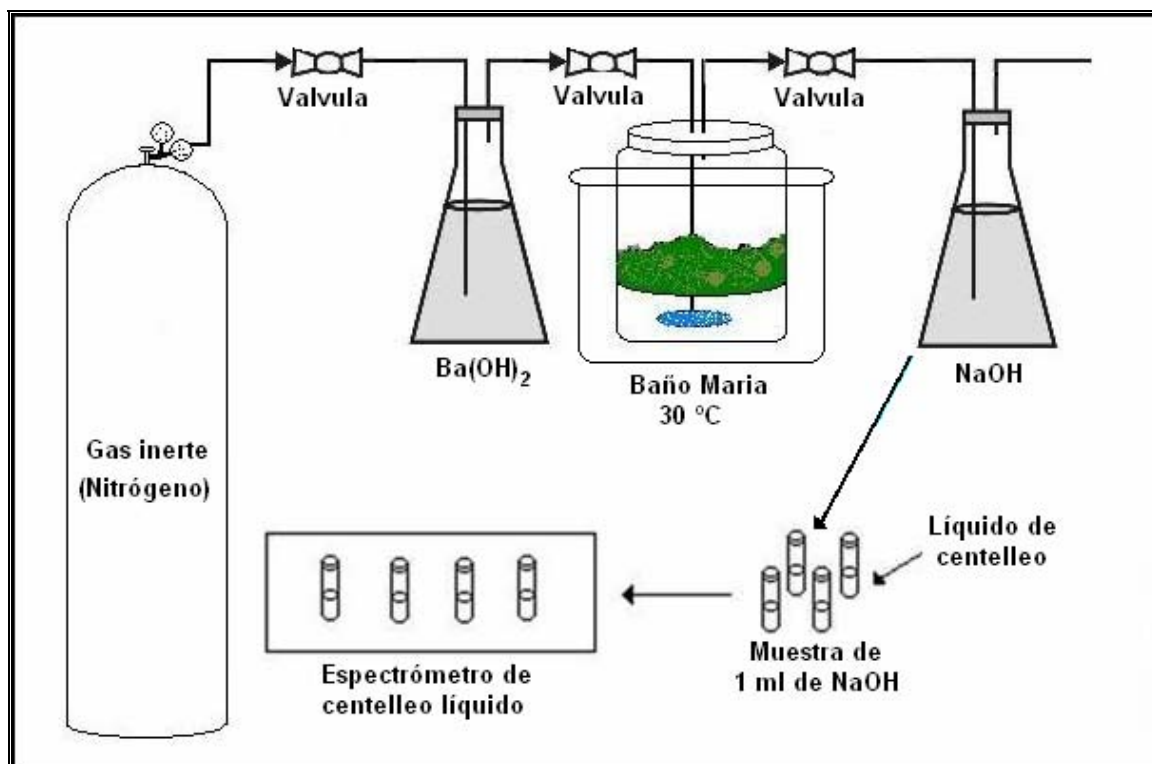


Figura 4.4 Metodología para determinar la mineralización anaerobia de atrazina

4.6 Relación de los componentes del perfil de suelo (Parámetros de caracterización) con la atenuación natural de atrazina

Para determinar la relación que existe entre las propiedades físicas y químicas de los suelos estudiados con la atenuación natural de atrazina, se utilizó el método de correlación lineal de Pearson (Berthouex y Brown, 2002).

$$r_{xy} = \frac{n \sum XY - \sum X \sum Y}{\sqrt{[n \sum X^2 - (\sum X)^2][n \sum Y^2 - (\sum Y)^2]}} \quad \text{Ecuación 4.4}$$

Donde:

- r_{xy} = coeficientes de correlación lineal de Pearson
- n = número de datos
- x_i = valor de la variable x

y_i = valor de la variable y

4.7 Evaluación del riesgo de contaminar el agua subterránea

La vulnerabilidad del agua subterránea a los contaminantes está en función de la atenuación natural de la contaminación que poseen los estratos arriba del acuífero, debido a sus características físicas, químicas y biológicas. Es una propiedad específica del acuífero y sus estratos. Cada acuífero, posee una única vulnerabilidad, y por ende se debe construir un mapa de vulnerabilidad por cada acuífero de una cuenca hidrogeológica.

Los métodos utilizados para la predicción de la vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea, pueden ser clasificados en tres grupos (Otalvaro, 1996):

- Métodos basados en procedimientos: utilizan modelos matemáticos para analizar y simular los procesos que gobiernan el transporte de contaminantes en el subsuelo.
- Métodos estadísticos: utilizan grupos de variables que condicionan la vulnerabilidad de la contaminación de los acuíferos, proporcionando conclusiones según la asociación que presenten estas áreas.
- Métodos de ordenar y superposición: combinan un conjunto de características o atributos físicos del suelo, la zona no saturada y los acuíferos, a los cuales se asigna un valor numérico según su importancia en la evaluación de la vulnerabilidad. Son los más usados por su mayor flexibilidad, en cuanto al conocimiento básico de la zona, aceptando ciertas estimaciones en caso de contar con información insuficiente.

Para evaluar el riesgo de contaminar el agua subterránea se utilizó el modelo matemático (PELMO) con el cual se simulan los procesos de transporte de contaminantes en la zona no saturada.

4.7.1 Simulación de migración de atrazina

Para evaluar la lixiviación de atrazina en el perfil de suelo se llevó a cabo una simulación con el modelo PELMO 3.3.2 (PEsticide Leaching MOdel) (FOCUS, 2000), el cual es un modelo unidimensional que simula el movimiento vertical de los plaguicidas en la zona no saturada y por debajo de la zona de las raíces de las plantas. La simulación se realizó tomando como base los resultados experimentales de atrazina y la caracterización del suelo (coeficientes de adsorción, mineralización, datos granulométricos, etc.). Se simuló para un periodo de 50 años, con el objetivo de conocer la concentración de atrazina y el tiempo en que tarda en llegar hasta el manto freático. El plaguicida se deja de aplicar a partir del año 27 (valor establecido por PELMO).

El modelo PELMO, considera factores de corrección para la biodegradación del herbicida respecto a la profundidad cuando no se cuenta con datos experimentales, considerando que la degradación de los plaguicidas en el suelo disminuye conforme aumenta la profundidad (condiciones anaerobias y consecuente disminución de actividad microbiana) (Accinelli *et al.*, 2001). Estos factores son establecidos por el Forum for the Co-ordination of Pesticide Fate Models and their Use (FOCUS).

Los escenarios de simulación son:

- Escenario I, considera los resultados experimentales de la atenuación natural de atrazina en los tres perfiles de suelo
- Escenario II, utiliza factores de disminución gradual de degradación con la profundidad del suelo, considerando que no existe degradación a profundidades mayores o iguales a 100 cm (FOCUS, 2000).

En la Tabla 4.2 se muestran los factores de mineralización con respecto a la profundidad

Tabla 4.2 Escenarios de simulación

Horizonte [cm]	Escenario I			Escenario II
	Factores de mineralización experimentales			Factores Propuestos
	Estación 1	Estación 2	Estación 3	
0-30	1.00	1.00	1.00	1.00
30-60	0.95	1.06	1.16	0.50
60-100	1.10	1.12	1.32	0.30
> 100	1.10	1.12	1.32	0.00

En ambos escenarios se consideró precipitación promedio del DR 063 (IMTA, 2005). Los datos de entrada del modelo PELMO se muestran en el Anexo E.

La interfase de PELMO consiste en una serie de pantallas interactivas para la introducción de la información del herbicida, de las características del suelo, del cultivo y del clima. En la Tabla 4.3 se presentan los parámetros de entrada del modelo.

Tabla 4.3 Parámetros de entrada del modelo PELMO

Factor	Parámetros
Herbicida	Coefficientes cinéticos de degradación y/o mineralización, vida media, factores de corrección de la mineralización respecto a la profundidad, factores de corrección de temperatura y humedad, coeficientes de partición carbón orgánico (Koc) y en el suelo (Kd), coeficiente de adsorción de Freundlich, límites para el uso de la ecuación de Freundlich, cantidad, fecha y profundidad de aplicación.
Suelo	Latitud, profundidad, % de carbón orgánico, pH, textura, constantes hidráulicas, de adsorción y mineralización para cada horizonte.
Clima	Precipitación, temperatura máxima y media diaria, humedad relativa del aire, y evapotranspiración.
Cultivo	Tipo y número de cultivos, número de periodos de siembra, fechas de maduración, emergencia y cosecha.

En la Tabla 4.4 se presentan los procesos considerados en PELMO para hacer la estimación de la lixiviación de plaguicidas.

Tabla 4.4 Procesos que se consideran en PELMO para realizar la estimación de la lixiviación de plaguicidas en suelo.

Proceso	Descripción
Movimiento de agua	Flujo de agua basado en capacidades
Movimiento de plaguicidas	La ecuación de advección – dispersión basada en el paso diario del tiempo para el transporte de plaguicidas
Siembra	Intercepción de agua y plaguicidas en las plantas
Degradación del plaguicida en el suelo	Velocidad de degradación de primer orden. Corrección de la velocidad de degradación con la profundidad, humedad del suelo, temperatura del suelo y pH
Adsorción de plaguicidas en suelo	Los coeficientes K_d , K_{oc} , así como el coeficiente 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	Emplea la Curva del Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos (USSCS)
Erosión	Basada en la Ecuación Universal Modificada de Pérdida de Suelo
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 plaguicida	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

5 RESULTADOS Y DISCUSIONES

5.1 Muestreo y caracterización de las muestras de suelo

Se obtuvieron nueve muestras de suelo a profundidades entre 0.20 y 1 m en tres sitios del DR 063 Guasave, Sin. La localización de las estaciones de muestreo se presenta en la Tabla 5.1.

Tabla 5.1 Localización de las estaciones de muestreo

Estación	Latitud	Longitud	Profundidad de nivel freático* (m)	Tipo de suelo**	Profundidad de muestreo (cm)
1	25°28'18.53"	108°26'25.16"	4	Xerosol haplico	20 50 100
2	25°35'28.34"	108°24'32.42"	4	Cambisol eutrico	20 50 100
3	25°46'13.64"	108°39'49.43"	1	Vertisol crómico	20 50 100

1. La Cuesta de Arriba; 2. El Ranchito de Castro; 3. Teresita

*Valle (2002); **(CONABIO-INIFAP, 1995)

Los resultados de la caracterización de las muestras de suelo, la cual consistió en la determinación de los parámetros de pH, MO, nitratos y nitritos, CE y textura, se reportan en la Tabla 5.2. Se observan texturas que varían entre arcillosas y franco limosas. Los suelos presentan valores de pH que varían entre 7.1 y 8.0 y se clasifican como suelos medianamente alcalinos según la NOM-021-SEMARNAT-2000 (DOF, 2002). El porcentaje de MO varía entre 0.5 y 1.4 %, valores típicos para suelos minerales (Tinsley, 2004).

La CE es un indicador del grado de salinidad que contienen los suelos. Según la clasificación propuesta por Gartley (2005) las muestras se encuentran entre suelos

no salinos y muy ligeramente salinos.

La concentración de nitrógeno disponible como NO_3^- -N y NH_4^+ -N se encuentra entre 5.9 y 18.6 mg kg^{-1} .

Estos datos se emplean para determinar la influencia de los componentes del suelo en la degradación de atrazina y para alimentar el modelo (PELMO) con el que se realiza la simulación de la infiltración de atrazina en suelo.

Tabla 5.2 Caracterización de las muestras de suelo

Estación	Muestra	Profundidad (cm)	pH	MO (%)	NO ₃ ⁻ -N (mg kg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N (mg kg ⁻¹)	N Disponible (mg kg ⁻¹)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Textura	CE (mS cm ⁻¹)	Grado de Salinidad*
1	1a	20	7.7	1.2	6.8	11.7	18.5	5.4	65.0	29.6	Franco arcillo limosa	1.6	Muy ligeramente salino
	1b	50	7.7	0.9	8.1	3.9	12.0	12.3	62.3	25.4	Franco limosa	1.9	
	1c	100	7.7	1.0	7.2	3.3	10.5	8.9	70.5	20.6	Franco limosa	1.1	
2	2a	20	7.6	1.4	7.5	5.1	12.6	9.6	38.5	51.9	Arcillosa	0.3	No salino
	2b	50	7.9	1.0	8.8	9.8	18.6	44.2	25.3	30.5	Franco arcillosa	0.3	
	2c	100	8.0	1.1	3.6	2.7	6.3	43.0	21.4	35.6	Franco arcillosa	0.3	
3	3a	20	7.4	0.9	4.1	1.8	5.9	21.8	34.5	43.7	Arcillosa	1.5	Muy ligeramente salino
	3b	50	7.2	0.8	6.5	0.9	7.4	22.6	35.5	41.9	Arcillosa	2.1	
	3c	100	7.1	0.5	7.2	0.5	7.7	48.2	28.8	23.0	Franco arenoso	1.7	

* Gartley (2005)

5.2 Adsorción de atrazina en el perfil de suelo

Las isotermas de adsorción de atrazina en las muestras de suelo se presentan en las Figuras 5.1, 5.2 y 5.3.

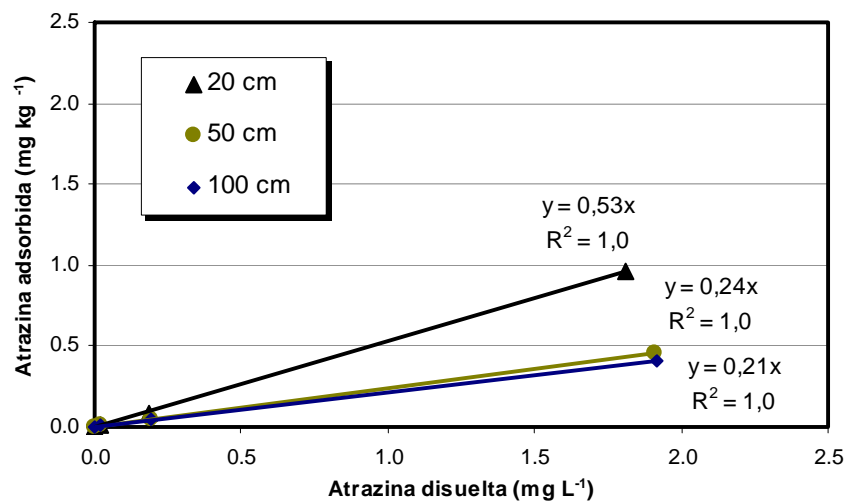


Figura 5.1 Isotermas de adsorción de atrazina en la estación 1.

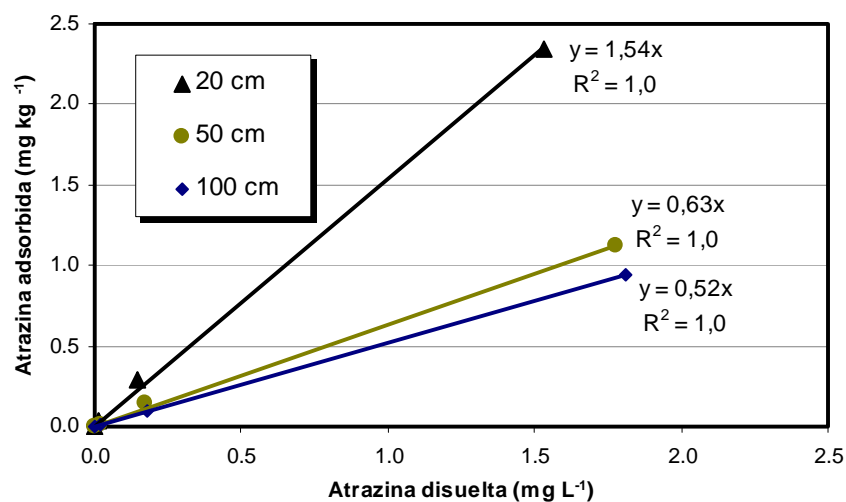


Figura 5.2 Isotermas de adsorción de atrazina en la estación 2.

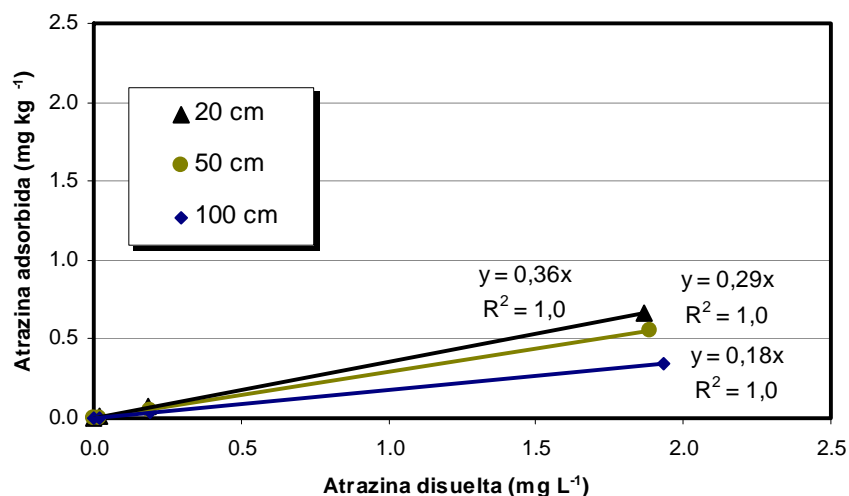


Figura 5.3 Isotermas de adsorción de atrazina en la estación 3.

Las isotermas de adsorción del herbicida fueron lineales con coeficientes de ajuste (R^2) iguales a 1.0. Los coeficientes de adsorción (K_d) tienden a disminuir con respecto a la profundidad del suelo en cada estación, con valores que varían entre 0.18 y 1.54 L kg⁻¹ (Tabla 5.3), resultados similares han sido reportados por Blume *et al.* (2004); Inoue *et al.* (2006), Estos coeficientes de adsorción, indican una disminución de la adsorción de atrazina a través del perfil de suelos y consecuentemente un incremento en el potencial de lixiviación hacia el agua subterránea.

En la estación 2 se observan los valores mas altos de K_d , lo cual indica una mayor adsorción de atrazina con respecto a las estaciones 1 y 3, esto probablemente se atribuya a un alto contenido de MO y contenido de arcillas como se muestra en los resultados de la caracterización (Tabla 5.2).

Tabla 5.3 Coeficientes de adsorción en perfiles de suelo

Estación	Muestra	Profundidad (cm)	Kd (L kg ⁻¹)	R ²
1	1a	20	0.53	1.0
	1b	50	0.24	1.0
	1c	100	0.21	1.0
2	2a	20	1.54	1.0
	2b	50	0.63	1.0
	2c	100	0.52	1.0
3	3a	20	0.36	1.0
	3b	50	0.29	1.0
	3c	100	0.18	1.0

5.3 Mineralización de atrazina en el perfil de suelo

Los resultados de mineralización obtenidos en este estudio permiten determinar la velocidad a la cual se transforma el herbicida atrazina a través del perfil de suelo.

5.3.1 Mineralización aerobia

Las velocidades de mineralización de atrazina en las muestras de suelo se presentan en las Figuras 5.4, 5.5 y 5.6.

Las muestras de suelo presentan una mineralización de atrazina muy lenta, con vidas medias que varían entre 277 y 408 d. Estas vidas medias son altas, en comparación con algunas encontradas en estudios anteriores que se han hecho en el DR 063 (González-Márquez, 2005; Guillen - Garcés *et al.*, 2007), y algunas reportadas en la literatura (Kruger *et al.*, 1993; Accinelli *et al.*, 2001; Hansen *et al.*, 2006).

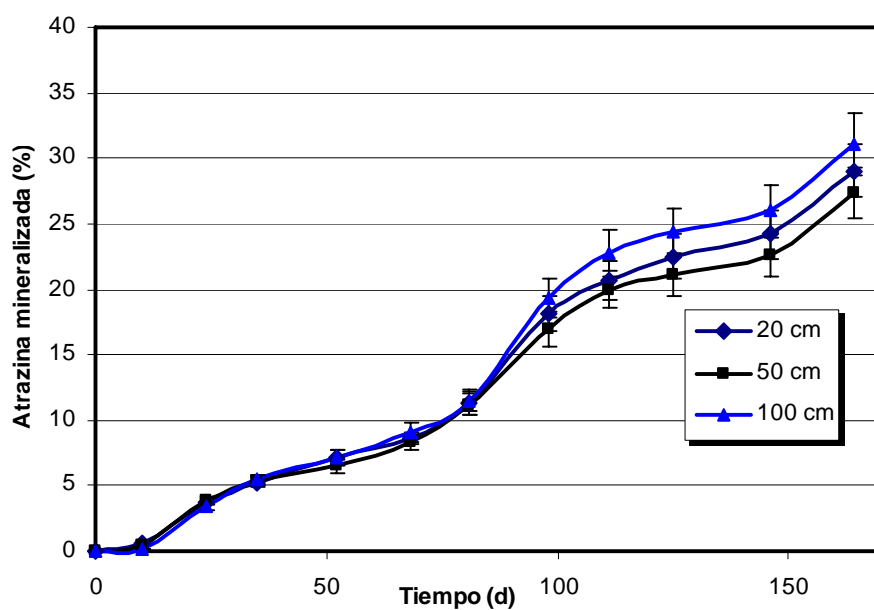


Figura 5.4 Velocidad de mineralización de atrazina en la estación 1.

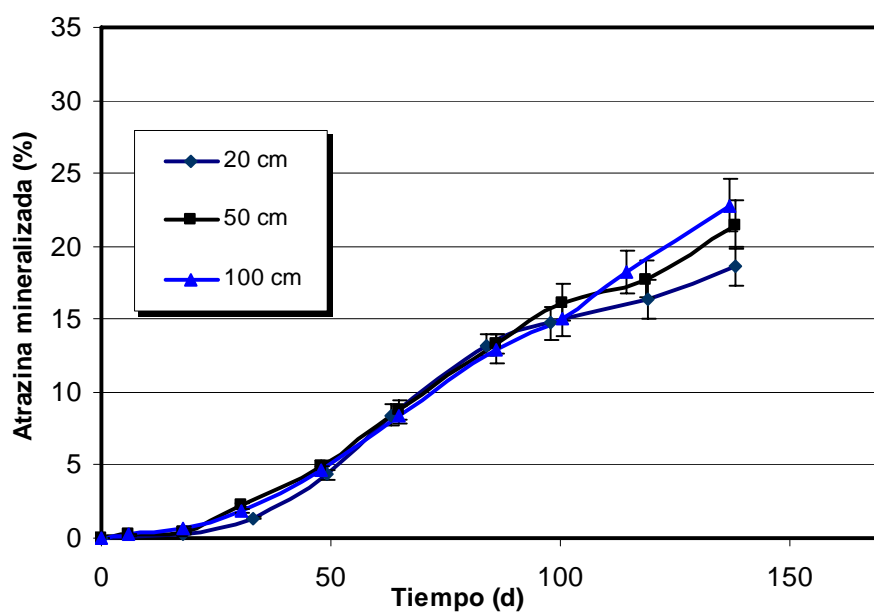


Figura 5.5 Velocidad de mineralización de atrazina en la estación 2.

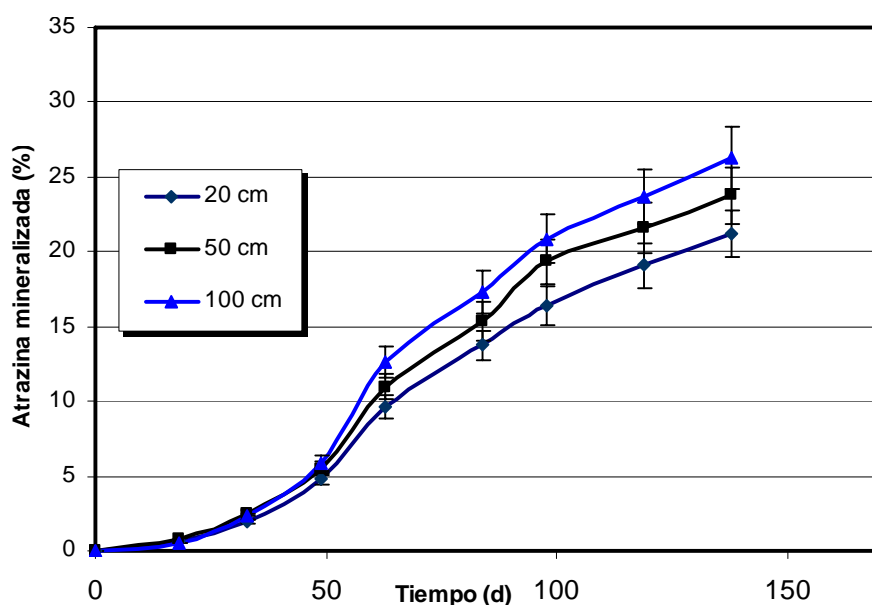


Figura 5.6 Velocidad de mineralización de atrazina en la estación 3.

Las vidas medias obtenidas en las muestras de suelo superficial son aproximadamente un 15% mayor que las encontradas en las muestras obtenidas a mayor profundidad en el perfil de suelo. Estos resultados muestran que no existe una relación entre la disminución de mineralización de atrazina y la profundidad del suelo como se ha reportado en la literatura (Hang *et al.*, 2003; Blume *et al.*, 2004). Estudios previos han reportado resultados iguales argumentando que se debe a que la actividad de la población microbiana es igual tanto en la superficie como en el subsuelo (Hang, 2007). Otros estudios mencionan que las propiedades del suelo y la actividad microbiana disminuyen con la profundidad en el suelo, lo que origina una disminución de mineralización a través del perfil de suelo (Jenks *et al.*, 1998; Blume *et al.*, 2004). En este estudio las propiedades del suelo tienen un comportamiento muy homogéneo a través del perfil de suelo, lo que probablemente se puede atribuir a la conducta de la velocidad de mineralización a través de la profundidad del suelo.

5.3.2 Mineralización anaerobia

Este experimento se llevó a cabo con dos muestras de suelo tomadas a 50 y 100 cm de profundidad en la estación 2. Los resultados de mineralización presentan vidas medias de 630 y 693 d respectivamente.

En condiciones anaerobias la vida media de atrazina disminuye aproximadamente en un 75% con respecto a condiciones aerobias, en la Figura 5.7 se muestra las curvas de mineralización para ambas condiciones. En condiciones anaerobias la vida media presentó una disminución de 9% con respecto a la profundidad del suelo.

Estudios anteriores han mostrado que, cuando los suelos se conservan bajo condiciones metanogénicas la atrazina se mantiene estable (Gu *et al.*, 1992). Mientras que De Laune *et al.* (1997) mostró que la atrazina presenta mayor degradación en suelo a condiciones aerobias y menor a condiciones anaerobias.

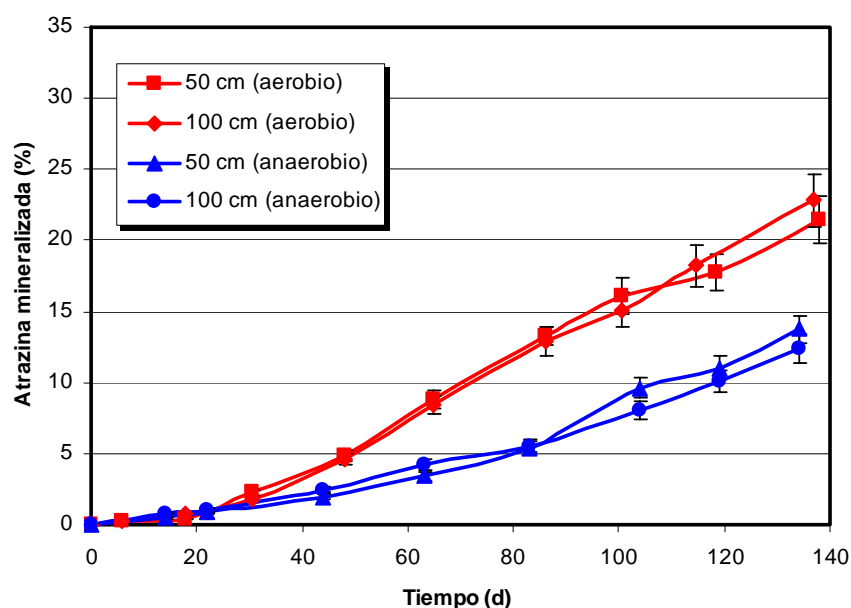


Figura 5.7 Velocidad de mineralización de atrazina en condiciones aerobias y anaerobias, estación 2.

En la Tabla 5.4 se muestran los coeficientes de mineralización y vida media de atrazina en las tres estaciones muestreadas.

Tabla 5.4 Coeficientes de mineralización y vida media de atrazina en perfiles de suelo

Estación	Muestra	Profundidad (cm)	k (d ⁻¹)	R ²	t _{1/2} (d)
1	1a	20	0.0021	0.97	330
	1b	50	0.0020	0.97	347
	1c	100	0.0023	0.97	301
2	2a	20	0.0017	0.96	408
	2b	50	0.0018	0.98	385
	2c	100	0.0019	0.97	365
	2b	50	0.0011	0.94	630*
	2c	100	0.0010	0.97	693*
3	3a	20	0.0019	0.97	365
	3b	50	0.0022	0.97	315
	3c	100	0.0025	0.97	277

* Condiciones anaerobias

5.4 Relación de los componentes del perfil de suelo con la atenuación natural de atrazina

Los resultados del análisis de correlación entre la atenuación natural de atrazina y los componentes del suelo se presentan en la Tabla 5.5, donde se observa que la mayoría de las correlaciones presentan probabilidades con un nivel de significancia mayor a 0.05; indicando que los componentes del suelo tienen un grado de relación mínima.

Entre las correlaciones con nivel de significancia menor a 0.05 se encuentran el coeficiente de mineralización (k) el cual presenta una correlación negativa con la MO, pH y contenido de arcillas, mientras que con la CE presenta una correlación positiva. Esto indica que al aumentar la MO, el pH y contenido de arcillas en el suelo aumenta la vida media de atrazina siendo más persistente.

El coeficiente de adsorción presenta una relación positiva con la MO, mientras que con la CE, coeficiente de mineralización y contenido de arcillas presenta una relación negativa.

Estos resultados indican que al aumentar la salinidad en suelos con bajo contenido de arcillas, o suelos con bajo porcentaje de MO, la movilidad de la atrazina aumenta, ya que disminuye la adsorción en suelo. Esto no necesariamente indica un mayor riesgo de infiltración de atrazina al agua subterránea, dado que el herbicida se encuentra más disponible para la mineralización.

Resultados similares han sido encontrados al realizar un análisis de correlación con 21 muestras de suelo del DR 063 (González-Márquez *et al.*, 2008).

Tabla 5.5 Correlación de Pearson: coeficientes y probabilidades

	Profundidad (cm)	pH	MO (%)	CE (mS cm ⁻¹)	N Disponible (mg kg ⁻¹)	k (d ⁻¹)	Kd (L kg ⁻¹)	Arcilla (%)
Profundidad (cm)		0,98	0,22	0,81	0,29	0,10	0,18	0,08
pH	0,01		0,03	0,04	0,23	0,05	0,41	0,89
MO (%)	-0,46	0,72		0,05	0,22	0,02	0,02	0,22
CE (mS cm ⁻¹)	-0,09	-0,69	-0,66		0,55	0,05	0,05	0,48
N Disponible (mg kg ⁻¹)	-0,40	0,44	0,46	-0,23		0,47	0,41	0,60
k (d ⁻¹)	0,58	-0,63	-0,76	0,64	-0,28		0,03	0,05
Kd (L kg ⁻¹)	-0,49	0,31	0,77	-0,66	0,31	-0,71		0,04
Arcilla (%)	-0,61	0,05	0,45	-0,27	-0,20	-0,65	0,70	

5.5 Evaluación del riesgo de contaminar el agua subterránea

a) Migración de atrazina

Las curvas de infiltración de atrazina simulada con PELMO se muestran en las Figuras 5.8, 5.9 y 5.10. En estas figuras se observan dos curvas de infiltración correspondientes a los dos escenarios de simulación (Tabla 4.2).

La simulación se realizó para un periodo de 50 años y una aplicación de atrazina de $0.9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ durante un tiempo de 27 años.

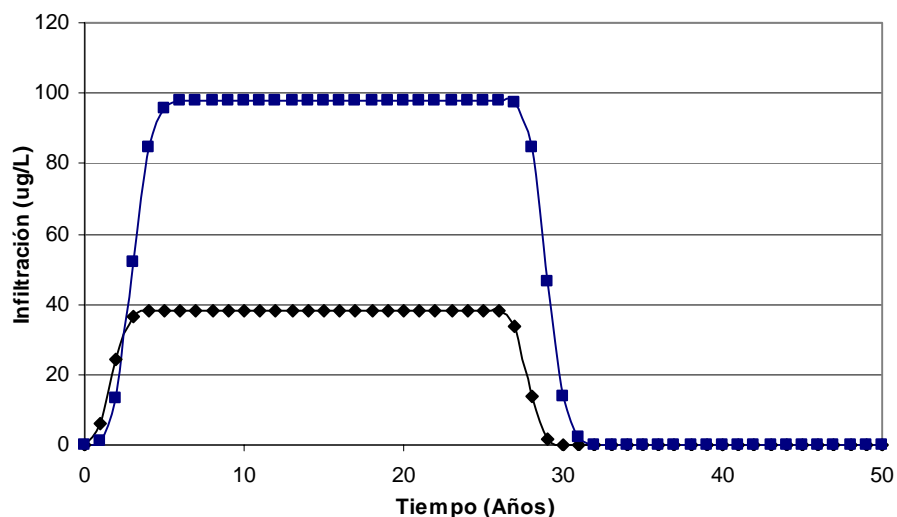


Figura 5.8 Estimación de la lixiviación de atrazina, estación 1; ◆ escenario I, ■ escenario

II

Estación 1:

Los resultados de la simulación con el escenario I que considera las constantes experimentales de atenuación natural de atrazina en el perfil de suelo, presentan concentraciones de atrazina infiltrada al agua subterránea que exceden el límite de $2 \mu\text{g L}^{-1}$ para agua potable establecido por la OMS, el cual fue alcanzado después de 1 año al aplicar una dosis constante de atrazina de $0.9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La máxima concentración de atrazina lixiviada fue de $38 \mu\text{g L}^{-1}$ la cual se alcanzó después de 3 años de simulación.

Los resultados de la simulación con el escenario II el cual considera factores de disminución gradual de degradación con la profundidad del suelo y que no existe degradación a profundidades mayores o iguales a 100 cm, presentan concentraciones de atrazina infiltrada al agua subterránea que exceden el límite establecido por la OMS, el cual fue alcanzado después de 2 años. La máxima concentración de atrazina lixiviada fue de $98 \mu\text{g L}^{-1}$ la cual se alcanzó después de 7 años de simulación.

Estación 2:

Los resultados de ambos escenarios, presentan concentraciones de atrazina que llegan al agua subterránea excediendo el límite de $2 \mu\text{g L}^{-1}$ de la OMS después de 3 y 5 años respectivamente. La máxima concentración de atrazina que lixivia al agua subterránea para ambos escenarios fue de 8 y $33 \mu\text{g L}^{-1}$, la cual se alcanzó después de 8 y 13 años de simulación respectivamente.

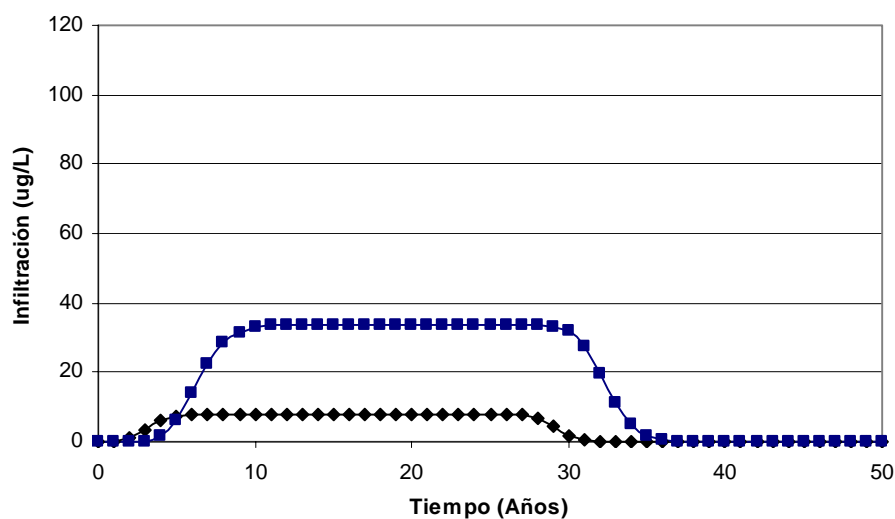


Figura 5.9 Estimación de la lixiviación de atrazina, estación 2; ♦ escenario I, ■ escenario II

Estación 3:

Los resultados de la simulación en esta estación para ambos escenarios, presentan concentraciones de atrazina que exceden el límite de $2 \mu\text{g L}^{-1}$ para agua potable de la OMS. Estas concentraciones llegan al agua subterránea después de 5 y 7 años de

simulación, en concentraciones máximas de 49 y 106 $\mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente.

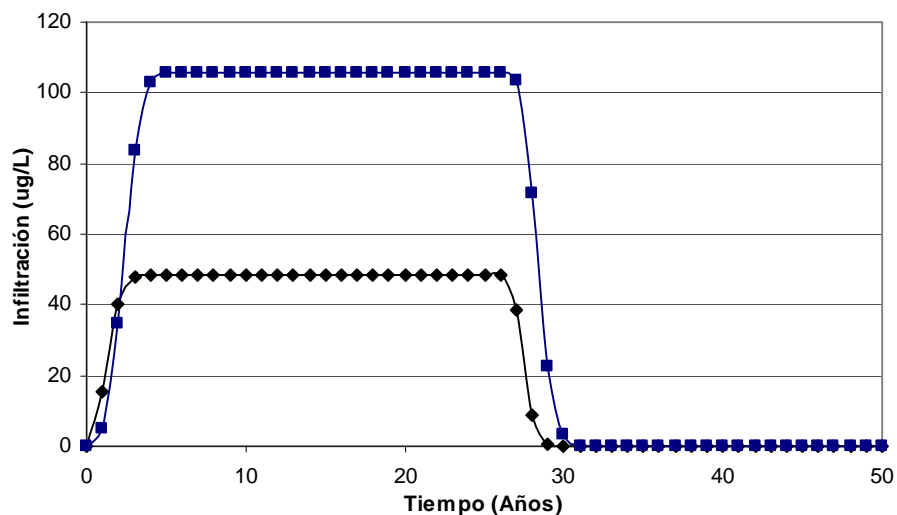


Figura 5.10 Estimación de la lixiviación de atrazina, estación 3; ◆ escenario I, ■ escenario II

Los resultados muestran que se presenta aproximadamente un 50% más de infiltración de atrazina al agua subterránea, al simular con el escenario II. Las concentraciones de atrazina que llegarían al agua subterránea se presentan en la Tabla 5.6.

Tabla 5.6 Resultados de la simulación de atrazina para los dos escenarios

Estación	Escenario I		Escenario II	
	[Atrazina] ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Tiempo (años)	[Atrazina] ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Tiempo (años)
1	38	3	98	7
2	8	8	33	13
3	49	5	106	7

Estos resultados muestran que la concentración de arribo de atrazina al agua subterránea está en función de la capacidad de adsorción del suelo, ya que de las tres estaciones muestreadas la estación 2 presenta mayor adsorción de atrazina

siendo esta misma la que presenta la menor concentración de atrazina infiltrada al acuífero. Asimismo, la estación 3 presenta la menor adsorción y una mayor infiltración de atrazina al acuífero.

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 (escenario I 140 g/ha; escenario II 348.6 g/ha) y considerando que en cada ciclo agrícola se aplican 13.5 toneladas de atrazina en todo el distrito de riego, es de 2.1 a 5.22 toneladas.

b) Riesgo de contaminar el agua subterránea

A partir de los resultados de la simulación bajo las condiciones y escenarios descritos se observa que sí existe un riesgo de contaminar el agua subterránea por infiltración de atrazina ya que las concentraciones que llegan al acuífero exceden con más del 400% los límites permisibles en agua para uso y consumo humano de la OMS ($2 \mu\text{g L}^{-1}$), asimismo, dado las altas masas de atrazina que entran anualmente al manto freático.

6 CONCLUSIONES

La adsorción de atrazina es mayor en las capas superficiales del suelo y tiende a disminuir a mayor profundidad. El herbicida disuelto está más disponible para la biodegradación por lo que la menor adsorción no necesariamente significa un mayor riesgo de infiltración.

En la estación 2 se observa una mayor adsorción de atrazina. Aunque la adsorción disminuye a mayor profundidad del suelo, en esta estación es mayor o igual a la adsorción en los suelos superficiales de las estaciones 1 y 3. Ésto se atribuye probablemente a la menor salinidad de esta estación.

Las vidas medias de atrazina bajo condiciones aerobias son altas en comparación con otros estudios y generalmente disminuyen en muestras de suelo obtenidas a mayor profundidad.

Bajo condiciones anaerobias se observó un aumento en la vida media de atrazina de aproximadamente 75%. Asimismo, bajo la mismas condiciones se observó una disminución de alrededor de 9% en función de la profundidad del suelo.

El análisis de correlación muestra que suelos salinos con poca MO pueden incrementar la movilidad de atrazina al disminuir la adsorción.

Los resultados de la simulación de migración de atrazina en suelos del DR 063 muestran que bajo las condiciones simuladas en este trabajo, existe un riesgo de contaminar el agua subterránea, dado las altas masas de atrazina que entran anualmente al manto freático.

7 RECOMENDACIONES

Se recomienda estudiar con mayor detalle el efecto de la salinidad en la atenuación natural de atrazina en suelos ya que tiende a disminuirse la adsorción al aumentar la conductividad eléctrica y por lo tanto muy probablemente afecta al riesgo de infiltración de atrazina al agua subterránea.

Es trascendental evaluar la actividad microbiana en el perfil de suelo en distintas regiones del DR 063, para conocer su relación con la profundidad de suelo y poder realizar una mejor estimación en la mineralización de los plaguicidas.

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 al uso de atrazina en México.

La metodología de este trabajo puede representar una herramienta de gran utilidad para estimar la relación de los componentes del suelo con la atenuación de plaguicidas, 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

8 REFERENCIAS

- Accinelli C., G. Dinelli, A. Vicari y P. Catizone. 2001. Atrazine and metolachlor degradation in subsoils. *Biol Fertil Soils*. 33, 495–500.
- AMIPFAC (Asociación Mexicana de la Industria de Plaguicidas y Fertilizantes) 1995. Los Plaguicidas en México. Disponible en: <http://www.monografias.com/trabajos14/losplaguicidas/losplaguicidas.shtml>. Consulta: octubre 2006.
- Aker B. y D.C. Muir. 1978. The disappearance and movement of three triazine herbicides and several of their degradation products in soils under field conditions. *Weed Res.*, 18, 111-120.
- Ashton F.M. y S.A. Craf. 1981. Mode of action of herbicides. 2a Edition. John Wiley and Sons. 328-329. New York.
- Assaf N.A. y R.F. Turco. 1994. Influence of carbon and nitrogen application on the mineralization of atrazine and its metabolites in soil. *Pestic. Sci.*, 41, 41–47.
- ASTM (American Society for Testing and Materials). 1998. D42-63 Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils. Disponible en : <http://www.astm.org/cgiin/SoftCart.exe/DATABASE.CART/HISTORICAL/D42263R98.htm?L+mystore+xbmt1911>. Consulta: octubre 2006.
- ASTM (American Society for Testing and Materials). 2000. D2974-00 Standard Test Method for Moisture, Ash, and Organic Matter or Peat and Other Organic Soils. Disponible en : http://www.astm.org/cgiin/SoftCart.exe/DATABASE.CART/REDLINE_PAGES/D2974.htm?L+mystore+wycrc0614. Consulta: noviembre 2006.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2003. Toxicological profile for atrazine. Public Health Service. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta, GE, USA. Disponible en. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp153.pdf>. Consulta octubre 2006.
- Barriuso E., S. Houot y C. Serra-Wittling. 1997. Influence of compost addition to soil on the behaviour of herbicides. *Pestic. Sci.*, 49, 65-75.

- Barriuso E. y W.C. Koskinen. 1996. Incorporating nonextractable atrazina residues into soil size fractions as a function of time. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60, 150-157.
- Berthouex P.M. y L.C. Brown. 2002. *Statistics for Environmental Engineers*. 2nd Edición. Lewis Publishers. Boca Raton London, New York Washington, D.C.
- Beulke S. y C.D. Brown. 2001. Evaluation of methods to derive pesticide degradation parameters for regulatory modeling. *Biol. Fertil Soils*, 33, 558–564.
- Blume E., M. Biscchoff, B.T. Moorman y R.F. Turco. 2004. Degradation and Binding of Atrazine in Surface and Subsurface Soils. *J. Agric. Food Chem.*, 52, 7382-7388.
- Bollag J.M. y S.Y. Liu. 1990. Biological transformation processes of pesticides. Chapter 6. In Cheng H.H (Ed.), *Pesticides in the soil environment: Processes, impact and modelling*. SSSA Book Ser. 2, Madison. 169-211.
- Brouwer W.M., J.T. Boesten y W.G. Siegers. 1990. Adsorption of transformation products of atrazine by soil, *Weed Res.*, 30, 123-128.
- Buser H. 1990. Atrazine and other s-triazine herbicides in lakes and in rain in Switzerland. *Environ. Sci. Technol.*, 24, 1049-1058.
- Burkart M.R. y D.W. Kolpin. 1993. Hydrologic and land-use factors associated with herbicides and nitrate in near-surface aquifers. *J. Environ. Qual.*, 22, 646-656.
- Carsel R.F., C.N. Smith, L.A. Mulkey, L.A. Dean y D. Jowise. 1984. *User's manual for the pesticide root zone model (PRZM) release 1*. U.S. Enviro. Agency, EPA-600/3-84-109, Athens, Georgia, USA.
- CICOPLAFEST (Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas). 1998. *Catálogo Oficial de Plaguicidas*. México.
- Clay S.A. y W.C. Koskinen. 1990. Adsorption and Desorption of Atrazine, Hydroxyatrazine and S-Glutathioone Atrazine on Two Soils. *Leed Sci.*, 38, 262-266.
- CONABIO-INIFAP (COMisión NAcional para el conocimiento y uso de la BIODiversidad-Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y AgroPecuarias). 1995. *Mapa edafológico*. Escala 1:250,000. México. Disponible

- en: <http://conabioweb.conabio.gob.mx/metacarto/metadatos.pl>. Consulta: octubre 2007.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2007. Evaluación de resultados del Programa de Rehabilitación y Modernización de Distritos de Riego del ejercicio fiscal 2006, sujeto a Reglas de Operación vigentes a cargo de la Comisión Nacional del Agua. Distrito de Riego 063, Guasave, Sinaloa. Disponible en : http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Noticias/INFORME_DR0632007.pdf Consulta: marzo 2008.
- Cook M. 1987. Biodegradation of s-triazine xenobiotics. *FEMS Microbiol Rev.*, 46, 93-116.
- De Laune R.D., I. Devai, C. Mulbah, C. Crozier y C.W. Lindau. 1997. The influence of soil redox conditions on atrazine degradation in wetlands. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 66, 41-46.
- Detenbeck N.E., R. Hermanutz, K. Allen y M.C. Swift. 1996. Fate and effects of the herbicide atrazine in flow-through wetland mesocosms. *Environ. Toxicol. Chem.*, 15, 937-946.
- Di H.J. y L.A.G. Aymore. 1997. Modelling the probabilities of groundwater contamination by pesticides. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61 (1), 17-23.
- Di H.J. L.A.G. Aylmore y R.S. Kookana. 1998. Degradation rates of eight pesticides in surface and subsurface soils under laboratory and field conditions. *Soil Sci.*, 163, 404-411.
- Di H.J., G.P. Sparling, R. Lee y G.N. Magesan. 2001. The effect of mineralization rates of atrazine in surface and subsurface soil on its groundwater contamination potential. *Aust. J. Soil Res.*, 39, 175-183.
- DOF (Diario Oficial de la Federación) 2002. Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNAT-2000. Diciembre 31.
- DOF (Diario Oficial de la Federación) 2000. Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Noviembre 22.

- Dorado J., P. Tinoco y G. Almendros. 2003. Soil parameters related with the sorption of 2,4-D and atrazine: *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 34, 1119-1133.
- Entry J.A. y W.H. Emmingham. 1995. The influence of dairy manure on atrazine and 2,4-dichlorophenoxyacetic acid mineralization in pasture soil. *Can. J. Soil Sci.*, 76, 379-383.
- FOCUS (FOrum for the Co-ordination of pesticide fate models and their USE). 2000. Groundwater scenarios in the EU review of active substances. Report of the work of the Groundwater Scenarios Workgroup of FOCUS, Version 1. Disponible en: <http://viso.ei.jrc.it/focus/gw/>. Consulta: septiembre 2007.
- Foster S.S.D. y P.J. Chilton. 1991. Pesticides in ground water: some preliminary observations on behaviour and transport. BCPC monograph, No. 47 Pestic. Soil Wat. 203-204.
- García L. y C. Fernández. 1991. *Fundamentos de las malas hierbas y herbicidas*. Editorial Mundiprensa. Madrid, España.
- Gartley K.L. 1995. Recommended soluble salts test. Recommended soil testing procedures for the Northeastern United States. 2nd Edition. Northeastern Regional Publication No. 493. Disponible en: <http://ag.udel.edu/extension/agnr/soiltesting.htm>. Consulta: septiembre 2007.
- Gaynor J.D.; J.A. Stone y T.J. Vin. 1987. Tillage systems and atrazine and alachlor residues on a poorly drained soil. *Can. J. Soil Sci.*, 67 (4) 959-963.
- Ghadiri H., P.J. Shea y G.A. Wicks. 1984. Interception and retention of atrazine by wheat (*Triticum aestivum*) stubble. *Weed Sci.*, 32, 24-27.
- Giupponi C. 2001. The substitution of hazardous molecules in production processes the Atrazine case study in Italian agriculture. Disponible en: <http://www.feem.it/NR/rdonlyres/F4F6C033-FC26-4FC7-B803>. Consulta: enero 2007.
- Glottfely D.E., A.C. Taylor, C. Turner y W.H. Zoller. 1984. Volatilization of surface-applied pesticides from fallow soil. *J. Agric. Food Chem.*, 32, 638-643.
- Gluth G., D. Freitag, W. Hanke y F. Korte. 1985. Accumulation of pollutants in fish. *Comp. Biochem. Physiol.*, 81C, 273-277.

- González-Márquez L.C., A.M. Hansen, y H. Márquez-Pacheco. 2008. Adsorción y mineralización de atrazina y relación con parámetros de suelos del DR 063 Guasave, Sinaloa. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*; en revisión.
- González-Márquez L.C. 2005. Migración de herbicidas (Atrazina y 2,4-D) en suelo del distrito de riego 063, Guasave, Sinaloa. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, Campus Morelos. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Goolsby D.A., W.A. Battaglin and R.P. Hooper. 1997. Sources and transport of nitrogen in the Mississippi River Basin. American Farm Bureau Federation Workshop, St. Louis, Missouri.
- Griffin G., W. Jokela y D. Ross. 1995. Recommended Soil Nitrate-N Tests. Recommended soil testing procedures for the Northeastern United States 2nd Edition. Northeastern Regional Publication No. 493. Disponible en: <http://ag.udel.edu/extension/agnr/pdf/soiltesting/CHAP4-95.pdf>. Consulta: septiembre 2007.
- Gu J.D., D.F. Berry, R.H. Taraban, D.C. Martens, Jr. H.L. Walker y W.J. Edmonds. 1992. Biodegradability of atrazine, cyanazine and dicamba in wetland soils. Bulletin No. 172. Virginia Water Resour. Res. Center and Virginia Polytechnic Inst. and State Univ., Blacksburg, Virginia.
- Guillén-Garcés R.A., A.M. Hansen y van Afferden. 2007. Mineralization of atrazine in agricultural soil: Inhibition by nitrogen. *Environ. Toxicol. and Chem.*, 26 (5), 844–850.
- Hang S., E. Barriuso y S. Houot. 2007. Vertical variation of atrazine mineralization capacity in soils, *Agriscientia*, 24 (2), 87-95.
- Hang S., E. Barriuso y S. Houot. 2003. Behavior of ¹⁴C-Atrazine in Argentine an topsoils under different cropping managements. *J. Environ. Qual.*, 32 2216–2222.
- Hansen A.M., L.C. González-Márquez, H. Márquez-Pacheco. 2007. Efecto de la salinidad en la degradación de atrazina en suelos. Informe final del proyecto TH-0709. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, IMTA. México

-
- Hansen A.M., M. van Afferden, M. Villada y L.C. González-Márquez. 2006. Evaluación de los riesgos de la contaminación de mantos freáticos por la infiltración del herbicida atrazina a nivel nacional. Informe final del proyecto SEMARNAT-2002-C01-0275. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, IMTA. México
- Helling C.S., W. Zhueng, T.J. Gish, C.B. Coffman, A.R. Isensee, P.C. Kearny, D.R. Hoagland y M.D. Woodward. (1988). Persistence and leaching of atrazine, alachlor and cyanazine under no-tillage practices. *Chemosphere*, 17, 175-187.
- Holford I.C.R., B.M. Haigh y I.G. Ferris. 1989. Atrazine persistence and phytotoxicity on wheat as affected by nitrogen and rotation-induced changes in soil properties. *Aust. J. Agric. Res.*, 40, 1143–1153
- IARC (International Agency for Research on Cancer). 1999. IARC monograph on the evaluation of carcinogenic risks to humans: some chemicals that cause tumors (SIC) of the kidney or urinary bladder in rodents and some other substances. World Health Organization. Lyon, Francia.
- IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua). 2005. Extractor Rápido de Información Climatológica (ERIC, Versión III). Jiutepec, Morelos, México.
- Inoue H.M., S.R. Oliveira, B.J. Regitano, A.C. Tormena, J. Constantin y L.V. Tornisielo. 2006. Sorption-Desorption of Atrazine and Diuron in Soils from Southern Brazil. *J. Environ. Sci. and Health, Part B*, 41, 605–621.
- Isensee A.R. y A. Sadeghi. 1994. Effect of tillage and rainfall on atrazine residue levels in soil. *Weed Sci.*, 42, 462–467.
- Jenks, B.M., F.W. Roeth, A.R. Martin y D.L. Mccallister. 1998. Influence of surface and subsurface soil properties on atrazine sorption and degradation. *Weed Sci.*, 46:132-138.
- Jury W.A. D.D. Focht y Farmer W.J. 1987. Evaluation of pesticide groundwater pollution potential from standard indices of soil-chemical adsorption and biodegradation. *J. Environ. Qual.*, 15, 422-428.
- Kookana R.S. y L.A.G. Aylmore. 1994. Estimating the pollution potential of pesticides to groundwater. *Aust. J. Soil Res.*, 32 (5), 1141-1155.

- Koskinen W.C. y S.A. Clay. 1997. Factors affecting atrazine fate in North Central US soils. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 151, 117-165.
- Kruger E.L., L. Somasundaram, R. Kanwar y J. Coats. 1993. Persistence and degradation of ¹⁴C-Atrazine and ¹⁴C-Deisopropylatrazine as affected by soil depth and moisture conditions. *Environ. Toxicol. and Chem.*, 12, 1959-1967.
- Krutz L.J., S.A. Senseman, K.J. McInnes, D.A. Zuberer y D.P. Tierney. 2003. Adsorption and desorption of atrazine, desethylatrazine, deisopropylatrazine, and hydroxyatrazine in vegetated filter strip and cultivated soil: *J. Agri. Food Chem.*, 51, 7379-7384.
- Li J., C.H. Langford, y D.S. Gamble. 1996. Atrazine Sorption by a Mineral Soil: Effects of Soil Size Fractions and Temperature: *J. Agric. Food Chem.*, 44, 3680-3684.
- Lyon, D.J., S.D. Miller y G.A. Wicks. 1996. The future of herbicides in weed control systems of the Great Plains. *J. Prod. Agric.*, 9, 209–215.
- Mandelbaum R.T., L.P. Wackett y D.L. Allan. 1993. Mineralization of the s-triazine ring of atrazine by stable bacterial mixed cultures. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59, 1695-1701.
- Mills G.L., K. Daniel, S. Donna y A. Domy. 1989. Surface-Facilitated Chemical Degradation of Tetraphenylboron in Soil. *J. Environ Qual.*, 19, 135-140.
- Munger R., P. Isacson, S. Hu, T. Burns, J. Hanson, C.F. Lynch, K. Cherryholmes, P. Van Dorpe y W.J. Hausler Jr. 1997. Intrauterine growth retardation in Iowa communities with herbicide-contaminated drinking water supplies. *Environ. Health Perspect.*, 105, 308-314.
- OECD (Organization for Economic Co-Operation and Development). 2000. Guidelines for the Determination of Soil Adsorption/Desorption, using a Batch Equilibrium Method, TG 106. Adoptada el 21 de enero 2000.
- OECD (Organization for Economic Co-Operation and Development). 2002. Guidelines for the Testing of Chemicals Proposal for a New Guideline 307. Aerobic and Anaerobic Transformation in Soil. Adoptada el 24 de Abril del 2002.
- Ojeda B.W. y J.M. González. 2000. Sistema de Pronóstico del Riego en Tiempo Real (Spriter) Ver. 2.1. IMTA. Jiutepec, Morelos, México. 83 p.

- Otalvaro D.L. 1996. Evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos de la sabana de Bogotá. Universidad de Caldas. Facultad de Geología y Minas. Manizales.
- Pichon V., L. Cher, S. Guenw y M.C. Hennson. 1995. Comparison of sorbents for the solid-phase extraction of the highly polar degradation products of atrazine. J. Chromatogr., 711, 257-267.
- Pionke H.B. y D.W. Glotfelty. 1990. Contamination of groundwater by atrazina and selected metabolites. Chemosphere, 21, 813-822.
- Qiao X., L. Ma, H.E. Hummel. 1996. Persistence of atrazine and occurrence of its primary metabolites in three soils. J. Agric. Food Chem., 44, 2846-2848.
- Racke K.D. 1990. Implications of enhanced biodegradation for the use and study of pesticides in the soil environment. In Racke KD, Coats JR (eds) Enhanced biodegradation of pesticides in the environment. ACS. Symposium series 426, American Chemical Society, Washington DC, pp. 269-282.
- Ribaudo M.O. y A. Bouzamer. 1994. Atrazine: environmental characteristics and economic of management. Agricultural Economic Report Number 699 (AER-699). Department of Agriculture, U.S.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2007. Servicio nacional de sanidad, inocuidad y calidad agroalimentaria. Plaguicidas agrícolas con 20 años o más en el mercado nacional. Disponible en: http://senasicaw.senasica.sagarpa.gob.mx/portal/html/inocuidad_agroalimentaria/evaluacion_y_registro_de_insumos_fitosanitarios/plaguicidas_agricolas_con_20_años_o_mas_2007_260207.pdf. Consulta: marzo 2007.
- SAGARPA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación). 2006. Guía de plaguicidas autorizados de uso agrícola. Disponible en: [http://148.245.191.4/guiaplac/\(X\(1\)S\(qsazcg2muqiwp45j5ae1ki1\)\)/Inicio.aspx](http://148.245.191.4/guiaplac/(X(1)S(qsazcg2muqiwp45j5ae1ki1))/Inicio.aspx). Consulta: enero 2008
- SARH (Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos) 1982. Consideraciones preliminares para el mejoramiento de la producción en el DR 063. Guasave Sinaloa, México. 70 p.

- Savitz D.A., T. Arbuckle, D. Kaczor y K.M. Curtis. 1997. Male pesticide exposure and pregnancy outcome. *Am. J. Epidemiol.*, 146, 1025-1036.
- Saxton W.J. J.S. Rawls, Romberger y R.I. Papendick. 1986. "Estimating generalized soil-water characteristics from texture". *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50 (4), 1031-1036
- Schmidt S.K., S. Simkins y M. Alexander. 1985. Models for the kinetics of biodegradation of compounds not supporting growth. *Appl. Environ. Microbiol.*, 50, 323-331.
- Scribner S.L., T.R. Benzina, S. Sun y S.A. Boyd. 1992. Desorption and bioavailability of aged residues in soil from a continuous corn field. *J. Environ. Qual.*, 21, 115-120.
- SEMARNAP-IMTA (Secretaria 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. Subordinación de Contaminación y drenaje Agrícola. Jiutepec, Morelos, México.
- Shelton D.R., A.M. Sadeghi, J.S. Karns y C.K. Hapeman. 1995. Effect of wetting and drying of soil on sorption and biodegradation of atrazine. *Weed Sci.*, 43, 298-305.
- Sorenson B.A., W.C. Koskinen, D.D. Buhler, D.L. Wyse, W.E. Lueschen y M.D. Jorgenson. 1994. Formation and movement of ¹⁴C atrazine degradation products in a clay loam soil in the field. *Weed Sci.*, 42, 618-624.
- Sparling M., R. Dragten, J. Aislabie y R. Fraser. 1998. Atrazine mineralization in New Zealand topsoil and subsoil: influence of edaphic factors and numbers of atrazine-degrading microbes. *Aust. J. Soil. Res.*, 36, 557-570.
- Steinheimer T.R. 1993. HPLC Determination of atrazine and principal degradates in agricultural soils and associated surface and ground water. *J. Agric. Food. Chem.*, 41, 588-595.
- [Strong L.C.](#), H. [McTavish](#), M.J. [Sadowsky](#) y L.P. [Wackett](#). 2000. Field-scale remediation of atrazine-contaminated soil using recombinant *Escherichia coli* expressing atrazine chlorohydrolase. *Environ Microbiol.*, 2 (1), 91-98.
- Tappe W., J. Groeneweg y B. Jantsch. 2002. Diffuse Atrazine pollution in German aquifers. Kluwer Academic, Publisher, Netherlands. Disponible en:

- <http://www.environmental-center.com/magazine/kluwer/biod/1.pdf>. Consulta: febrero 2008.
- Tinsley I.J. 2004. Chemical concepts in pollutant behavior. 2nd Edition. Hoboken, John Wiley and Sons. NJ, USA, 75 p.
- Trochimowics H.J., G.L. Kennedy y N.D. Krivarek. 2001. Alkyl pyridines and miscellaneous organic nitrogen compounds. In: Bingham E, Cohrsson B, Powell CH (editors). Patty's Toxicology. Vol. 4. 5th ed. John Wiley and Sons. N.Y. pp. 1193-1372.
- USDA (United States Department of Agriculture). 2003. Soil Water Characteristics Hydraulic Properties Calculator. Disponible en: <http://www.bsye.wsu.edu/saxton/soilwater/>. Consulta: agosto 2008.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2003. Interim Reregistration Eligibility Decision for Atrazine. Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. Washington, D.C. 20460. Disponible en: http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDS/atrazine_ired.pdf. Consulta: octubre 2006.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1998. OPPTS 835.1220 Sediment and Soil Adsorption/Desorption Isotherm. Disponible en: http://www.epa.gov/opptsfrs/OPPTS_Harmonized/835_Fate_Transport_and_Transformation_Test_Guideline/Drafts/835-1220.pdf. Consulta: septiembre 2007.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1983. Guidance for the registration of pesticide products containing atrazine as the active ingredient. PB84-149541. Washington, DC, USA.
- Valle M.O. 2002. Planeación regional bidimensional en función de la disponibilidad del recurso hídrico del acuífero de Guasave, Sinaloa. Tesis de maestría. Escuela de Administración y Desarrollo Rural (ESCADER). Universidad Autónoma de Sinaloa. Guasave, Sin.
- Van Leeuwen J.A., D. Waltner-Toews, T. Abernathy, B. Smit. y M. Shoukri. 1999. Association between stomach cancer incidence and drinking water contamination with atrazine and nitrate in Ontario (Canada) agroecosystems, 1987-1991. Int. J. Epidemiol., 28, 836-840.

- Vera P., K. Stulik y M. Prihoda. 1988. High-performance liquid chromatography of s-triazines and their degradation products using ultraviolet photometric and amperometric detection. *J. Chromatography*, 442, 147-155.
- Villada-Canela, M., 2006, Estimación del riesgo de contaminar mantos freáticos por infiltración de herbicida atrazina en distritos de riego en México: Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, Campus Morelos. Universidad Nacional Autónoma de México.
- WSSA (Weed Science Society of America). 1994. *Herbicide handbook*. 7th ed. Champaign, IL., USA. pp: 20-23.
- Widmer S.K., J.M. Olson y W.C. Koskinen. 1993. Kinetics of atrazina hydrolysis in water. *J. Environ. Sci. Health B.*, 28, 19-28.
- Ying G.G. y B. Williams. 2000. Laboratory study on the interaction between herbicide and sediments in water system. *Environ. Pollution*, 107, 399-405.

Anexo A Datos experimentales de adsorción de atrazina en suelo

Muestra de suelo: estación 1, 20 cm

Granulometría: 5.38% arena, 52.12% limo y 42.50% arcilla

Carbono orgánico total: 0.68%

pH: 7.66

Herbicida: Atrazina

Tabla A.1 Adsorción de atrazina en suelo, estación 1, 20 cm

Reactor	[Atrazina] Total (mg L ⁻¹)	[¹⁴ C atrazina] (cpm)	[Atrazina] disuelta (mg L ⁻¹)	[Atrazina] adsorbida (mg kg ⁻¹)	Porcentaje adsorbido	Porcentaje en solución
1	2.000	30960	1.8080	0.9599	9.6	90.4
2	0.200	31470	0.1842	0.0788	6.8	93.2
3	0.020	26745	0.0172	0.0140	14.0	86.0
4	0.002	6019	0.0019	0.0003	3.4	96.6
5	0.200	31470	0.1820	0.0900	9.0	91.0
6	0.000	0	0.0000	0.0000	0.0	0.0
7	0.020	26745	0.0200	0.0000	0.0	100.0

Muestra de suelo: estación 1, 50 cm

Granulometría: 12.30% arena, 53.52% limo y 34.18% arcilla

Carbono orgánico total: 0.51%

pH: 7.70

Herbicida: Atrazina

Tabla A.2 Adsorción de atrazina en suelo, estación 1, 50 cm

Reactor	[Atrazina] Total (mg L ⁻¹)	[¹⁴ C atrazina] (cpm)	[Atrazina] disuelta (mg L ⁻¹)	[Atrazina] adsorbida (mg kg ⁻¹)	Porcentaje adsorbido	Porcentaje en solución
1	2.000	30960	1.9077	0.4613	4.6	95.4
2	0.200	31470	0.1905	0.0475	5.4	94.6
3	0.020	26745	0.0185	0.0074	7.4	92.6
4	0.002	6019	0.0019	0.0006	5.9	94.1
5	0.200	31470	0.1917	0.0413	4.1	95.9
6	0.000	0	0.0000	0.0000	0.0	0.0
7	0.020	26745	0.0200	0.0000	0.0	100.0

Muestra de suelo: estación 1, 100 cm

Granulometría: 8.88% arena, 62.87% limo y 28.25% arcilla

Carbono orgánico total: 0.58%

pH: 7.67

Herbicida: Atrazina

Tabla A.3 Adsorción de atrazina en suelo, estación 1, 100 cm

Reactor	[Atrazina] Total (mg L ⁻¹)	[¹⁴ C atrazina] (cpm)	[Atrazina] disuelta (mg L ⁻¹)	[Atrazina] adsorbida (mg kg ⁻¹)	Porcentaje adsorbido	Porcentaje en solución
1	2.000	30960	1.9182	0.4089	4.1	95.9
2	0.200	31470	0.1912	0.0438	6.0	94.0
3	0.020	26745	0.0180	0.0102	10.2	89.8
4	0.002	6019	0.0017	0.0015	15.2	84.8
5	0.200	31470	0.1945	0.0276	2.8	97.2
6	0.000	0	0.0000	0.0000	0.0	0.0
7	0.020	26745	0.0200	0.0000	0.0	100.0

Muestra de suelo: estación 2, 20 cm

Granulometría: 9.58% arena, 27.94% limo y 62.48% arcilla

Carbono orgánico total: 0.79%

pH: 7.63

Herbicida: Atrazina

Tabla A.4 Adsorción de atrazina en suelo, estación 2, 20 cm

Reactor	[Atrazina] Total (mg L ⁻¹)	[¹⁴ C atrazina] (cpm)	[Atrazina] disuelta (mg L ⁻¹)	[Atrazina] adsorbida (mg kg ⁻¹)	Porcentaje adsorbido	Porcentaje en solución
1	2.000	30960	1.5310	2.3450	23.5	76.5
2	0.200	31470	0.1427	0.2864	30.2	69.8
3	0.020	26745	0.0134	0.0329	32.9	67.1
4	0.002	6019	0.0017	0.0017	16.5	3.5
5	0.200	31470	0.1458	0.2709	27.1	72.9
6	0.000	0	0.0000	0.0000	0.0	0.0
7	0.020	26745	0.0200	0.0000	0.0	100.0

Muestra de suelo: estación 2, 50 cm

Granulometría: 44.21% arena, 14.14% limo y 41.65% arcilla

Carbono orgánico total: 0.60%

pH: 7.86

Herbicida: Atrazina

Tabla A.5 Adsorción de atrazina en suelo, estación 2, 50 cm

Reactor	[Atrazina] Total (mg L ⁻¹)	[¹⁴ C atrazina] (cpm)	[Atrazina] disuelta (mg L ⁻¹)	[Atrazina] adsorbida (mg kg ⁻¹)	Porcentaje adsorbido	Porcentaje en solución
1	2.000	30960	1.7762	1.1188	11.2	88.8
2	0.200	31470	0.1719	0.1406	14.0	86.0
3	0.020	26745	0.0187	0.0063	6.3	93.7
4	0.002	6019	0.0017	0.0014	13.8	86.2
5	0.200	31470	0.1718	0.1412	14.1	5.9
6	0.000	0	0.0000	0.0000	0.0	0.0
7	0.020	26745	0.0200	0.0000	0.0	100.0

Muestra de suelo: estación 2, 100 cm

Granulometría: 42.95% arena, 14.99% limo y 42.06% arcilla

Carbono orgánico total: 0.64%

pH: 7.97

Herbicida: Atrazina

Tabla A.6 Adsorción de atrazina en suelo, estación 2, 100 cm

Reactor	[Atrazina] Total (mg L ⁻¹)	[¹⁴ C atrazina] (cpm)	[Atrazina] disuelta (mg L ⁻¹)	[Atrazina] adsorbida (mg kg ⁻¹)	Porcentaje adsorbido	Porcentaje en solución
1	2.000	30960	1.8121	0.9395	9.4	90.6
2	0.200	31470	0.1813	0.0937	9.6	90.4
3	0.020	26745	0.0182	0.0092	9.2	90.8
4	0.002	6019	0.0017	0.0013	13.1	86.9
5	0.200	31470	0.1816	0.0919	9.2	90.8
6	0.000	0	0.0000	0.0000	0.0	0.0
7	0.020	26745	0.0200	0.0000	0.0	100.0

Muestra de suelo: estación 3, 20 cm

Granulometría: 21.81% arena, 26.79% limo y 51.40% arcilla

Carbono orgánico total: 0.54%

pH: 7.38

Herbicida: Atrazina

Tabla A.7 Adsorción de atrazina en suelo, estación 3, 20 cm

Reactor	[Atrazina] Total (mg L ⁻¹)	[¹⁴ C atrazina] (cpm)	[Atrazina] disuelta (mg L ⁻¹)	[Atrazina] adsorbida (mg kg ⁻¹)	Porcentaje adsorbido	Porcentaje en solución
1	2.000	30960	1.8664	0.6679	6.7	93.3
2	0.200	31470	0.1842	0.0792	7.9	92.1
3	0.020	26745	0.0182	0.0089	8.9	91.1
4	0.002	6019	0.0019	0.0004	4.4	95.6
5	0.200	31470	0.1841	0.0793	7.9	92.1
6	0.000	0	0.0000	0.0000	0.0	0.0
7	0.020	26745	0.0200	0.0000	0.0	100.0

Muestra de suelo: estación 3, 50 cm

Granulometría: 22.57% arena, 27.93% limo y 49.50% arcilla

Carbono orgánico total: 0.44%

pH: 7.19

Herbicida: Atrazina

Tabla A.8 Adsorción de atrazina en suelo, estación 3, 50 cm

Reactor	[Atrazina] Total (mg L ⁻¹)	[¹⁴ C atrazina] (cpm)	[Atrazina] disuelta (mg L ⁻¹)	[Atrazina] adsorbida (mg kg ⁻¹)	Porcentaje adsorbido	Porcentaje en solución
1	2.000	30960	1.8896	0.5520	5.5	94.5
2	0.200	31470	0.1892	0.0541	3.9	96.1
3	0.020	26745	0.0188	0.0060	6.0	94.0
4	0.002	6019	0.0019	0.0006	5.9	94.1
5	0.200	31470	0.1861	0.0694	6.9	93.1
6	0.000	0	0.0000	0.0000	0.0	0.0
7	0.020	26745	0.0200	0.0000	0.0	100.0

Muestra de suelo: estación 3, 100 cm

Granulometría: 48.21% arena, 23.14% limo y 28.65% arcilla

Carbono orgánico total: 0.30%

pH: 7.06

Herbicida: Atrazina

Tabla A.9 Adsorción de atrazina en suelo, estación 3, 100 cm

Reactor	[Atrazina] Total (mg L ⁻¹)	[¹⁴ C atrazina] (cpm)	[Atrazina] disuelta (mg L ⁻¹)	[Atrazina] adsorbida (mg kg ⁻¹)	Porcentaje adsorbido	Porcentaje en solución
1	2.000	30960	1.9300	0.3502	3.5	96.5
2	0.200	31470	0.1917	0.0415	4.7	95.3
3	0.020	26745	0.0196	0.0019	1.9	98.1
4	0.002	6019	0.0019	0.0004	3.7	96.3
5	0.200	31470	0.1929	0.0355	3.5	96.5
6	0.000	0	0.0000	0.0000	0.0	0.0
7	0.020	26745	0.0200	0.0000	0.0	100.0

Anexo B Mineralización de atrazina en condiciones aerobias

Muestras de suelo: estación 1

Concentración de herbicida: 1 mg kg⁻¹ de suelo

Humedad: 12%

Reactividad total: 30095 cpm

Herbicida: Atrazina

Tabla B.1 Datos experimentales de mineralización de atrazina a 20 cm

Tiempo (d)	[¹⁴ C atrazina] cuantificada (cpm)	Atrazina mineralizada (%)
0	0.00	0.00
10	193.80	0.64
24	1139.05	3.79
35	1575.55	5.24
52	2133.38	7.90
68	2598.02	8.63
81	3389.72	11.26
98	5458.62	18.14
111	6208.74	20.63
125	6767.22	22.49
146	7287.42	24.22
164	8747.27	29.07

Tabla B.2 Datos experimentales de mineralización de atrazina a 50 cm

Tiempo (d)	[¹⁴ C atrazina] cuantificada (cpm)	Atrazina mineralizada (%)
0	0.00	0,00
10	143.52	0,48
24	1161.92	3,86
35	1624.57	5,40
52	1962.21	6,52
68	2504.59	8,32
81	3374.60	11,21
98	5108.15	16,97
111	6002.75	19,95
125	6350.75	21,10
146	6819.95	22,66
164	8239.97	27,38

Tabla B.3 Datos experimentales de mineralización de atrazina a 100 cm

Tiempo (d)	[¹⁴ C atrazina] cuantificada (cpm)	Atrazina mineralizada (%)
0	0.00	0.00
10	25.65	0.09
24	1034.55	3.44
35	1639.44	5.45
52	2141.40	7.12
68	2740.35	9.11
81	3455.70	11.48
98	5799.30	19.27
111	6851.75	22.77
125	7332.89	24.37
146	7817.42	25.98
164	9357.85	31.09

Muestras de suelo: estación 2

Concentración de herbicida: 1 mg kg⁻¹ de suelo

Humedad: 12%

Reactividad total: 30095 cpm

Herbicida: Atrazina

Tabla B.4 Datos experimentales de mineralización de atrazina a 20 cm

Tiempo (d)	[¹⁴ C atrazina] cuantificada (cpm)	Atrazina mineralizada (%)
0	0.00	0.00
18	67.89	0.23
33	412.78	1.37
49	1318.12	4.38
63	2542.75	8.45
84	3980.95	13.23
98	4431.51	14.73
119	4925.61	16.37
138	5611.12	18.65

Tabla B.5 Datos experimentales de mineralización de atrazina a 50 cm

Tiempo (d)	[¹⁴ C atrazina] cuantificada (cpm)	Atrazina mineralizada (%)
0.0	0.0	0.00
6.0	60.2	0.20
18.0	114.4	0.38
30.5	683.6	2.27
48.0	1471.3	4.89
65.0	2643.3	8.78
86.0	4004.5	13.31
100.5	4849.2	16.11
118.5	5344.9	17.76
138.0	6456.7	21.45

Tabla B.6 Datos experimentales de mineralización de atrazina a 100 cm

Tiempo (d)	[¹⁴ C atrazina] cuantificada (cpm)	Atrazina mineralizada (%)
0.0	0.0	0.00
6.0	72.2	0.24
18.0	213.7	0.71
30.5	555.8	1.85
48.0	1390.4	4.62
65.0	2538.6	8.44
86.0	3891.2	12.93
100.5	4539.1	15.08
114.5	5485.3	18.23
137.0	6863.7	22.81

Muestras de suelo: estación 3

Concentración de herbicida: 1 mg kg⁻¹ de suelo

Humedad: 12%

Reactividad total: 30095 cpm

Herbicida: Atrazina

Tabla B.7 Datos experimentales de mineralización de atrazina a 20 cm

Tiempo (d)	[¹⁴ C atrazina] cuantificada (cpm)	Atrazina mineralizada (%)
0	0.00	0.00
18	206.78	0.69
33	579.82	1.93
49	1438.23	4.78
63	2905.82	9.66
84	4137.72	13.75
98	4928.58	16.38
119	5736.58	19.06
138	6382.60	21.21

Tabla B.8 Datos experimentales de mineralización de atrazina a 50 cm

Tiempo (d)	[¹⁴ C atrazina] cuantificada (cpm)	Atrazina mineralizada (%)
0	0.00	0.00
18	223.25	0.74
33	747.77	2.48
49	1658.81	5.51
63	3307.45	10.99
84	4623.40	15.36
98	5816.60	19.33
119	6511.69	21.64
138	7152.61	23.77

Tabla B.9 Datos experimentales de mineralización de atrazina a 100 cm

Tiempo (d)	[¹⁴ C atrazina] cuantificada (cpm)	Atrazina mineralizada (%)
0	0.00	0.00
18	154.38	0.51
33	696.18	2.31
49	1760.46	5.85
63	3800.86	12.63
84	5213.59	17.32
98	6275.83	20.85
119	7134.05	23.76
138	7920.65	26.32

Anexo C Mineralización anaerobia de atrazina

Muestras de suelo: estación 2

Concentración de herbicida: 1 mg kg⁻¹ de suelo

Humedad: 12%

Reactividad total: 30095 cpm

Herbicida: Atrazina

Tabla C.1 Datos experimentales de mineralización anaerobia de atrazina a 50 cm,

Tiempo (d)	[¹⁴ C atrazina] cuantificada (cpm)	Atrazina mineralizada (%)
0	0.00	0.00
14	142.50	0.47
22	260.75	0.87
44	592.00	1.97
63	1029.00	3.42
83	1627.90	5.41
104	2900.00	9.64
119	3312.00	11.01
134	4147.00	13.78

Tabla C.2 Datos experimentales de mineralización anaerobia de atrazina a 100 cm

Tiempo (d)	[¹⁴ C atrazina] cuantificada (cpm)	Atrazina mineralizada (%)
0	0.00	0.00
14	247.50	0.82
22	305.45	1.01
44	740.00	2.46
63	1271.55	4.23
83	1664.40	5.53
104	2428.75	8.07
119	3024.00	10.05
134	3717.00	12.35

Anexo D Datos climatológicos del DR 063, ERIC III (IMTA, 2007)**Tabla D.1** Precipitación pluvial promedio, 1974-1995

Día	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
1	0.000	0.032	0.008	0.000	0.000	0.000	0.050	0.317	0.232	0.666	0.728	0.364
2	0.000	0.038	0.157	0.000	0.000	0.000	0.069	0.160	0.629	0.431	0.300	0.024
3	0.036	0.010	0.248	0.000	0.000	0.000	0.092	0.013	0.452	0.000	0.000	0.000
4	0.000	0.063	0.003	0.000	0.000	0.000	0.708	0.485	0.013	0.031	0.000	0.000
5	0.137	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.253	0.400	0.226	0.002	0.000	0.000
6	0.103	0.000	0.000	0.095	0.000	0.000	0.328	0.579	1.113	0.082	0.162	0.000
7	0.078	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.196	0.564	0.378	1.822	0.163	0.000
8	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.008	0.268	0.007	0.280	0.613	0.663
9	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.527	0.368	0.639	0.138	0.001	0.058
10	0.004	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.539	0.117	0.261	0.264	0.000	0.000
11	0.039	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.261	0.032	0.070	0.025	0.000	0.358
12	0.398	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.765	0.254	0.493	0.000	0.000	0.069
13	0.133	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.401	0.540	0.105	0.038	0.000	0.204
14	0.000	0.108	0.000	0.050	0.000	0.000	0.217	0.425	0.675	0.000	0.006	0.023
15	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.258	0.777	0.017	0.000	0.000	0.000
16	0.077	0.000	0.000	0.000	0.000	0.037	1.103	0.050	0.018	0.000	0.000	0.279
17	0.197	0.000	0.000	0.000	0.008	0.004	0.413	0.064	0.226	0.000	0.047	0.000
18	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.237	0.093	0.032	0.775	0.000	0.003
19	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.011	0.425	0.291	0.077	0.003	0.000	0.000
20	0.254	0.000	0.000	0.000	0.000	0.225	0.029	0.283	0.086	0.000	0.000	0.000
21	0.001	0.000	0.000	0.048	0.000	0.054	0.657	0.269	0.786	0.000	0.208	0.000
22	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.065	0.143	0.041	0.161	0.000	0.024	0.026
23	0.015	0.000	0.000	0.000	0.000	0.025	0.399	0.632	0.133	0.045	0.078	0.028
24	0.000	0.008	0.000	0.000	0.000	0.000	0.219	0.981	0.000	0.000	0.354	0.375
25	0.003	0.088	0.008	0.000	0.000	0.003	0.183	0.186	0.000	0.000	0.154	0.066
26	0.004	0.000	0.014	0.000	0.000	0.052	0.331	0.121	0.017	0.044	0.042	0.000
27	0.000	0.033	0.000	0.000	0.000	0.000	0.141	0.783	0.000	0.000	0.000	0.075
28	0.000	0.000	0.048	0.000	0.000	0.031	0.021	0.413	0.130	0.000	0.242	0.660
29	0.689		0.033	0.000	0.000	0.002	0.055	0.863	2.017	0.029	0.000	0.167
30	0.238		0.000	0.054	0.000	0.175	0.367	0.807	0.504	0.003	0.000	0.008
31	0.049		0.000		0.000		0.402	0.013		0.000		0.000

Anexo E Descripción de los parámetros empleados para la simulación con PELMO

Para crear el archivo de entrada de la sustancia (extensión PSM), es necesario seguir dos pasos: definir el escenario de metabolismo e ingresar los datos necesarios de las características de la sustancia (en este caso, Atrazina), como se muestra en la Tabla E.1. Otros datos son predeterminados por PELMO.

Tabla E.1 Datos de entrada para el archivo de características del herbicida (*.PSM)

Parámetro y descripción	Valor, fuente y/o comentario
Nombre del herbicida	Atrazina
Número de horizontes	4
Número de aplicaciones del herbicida	26
Día y mes de aplicación	25 de mayo
Dosis de aplicación (kg ha ⁻¹ año ⁻¹) (ingrediente activo)	0.9
Profundidad de aplicación (cm)	0
Modo de aplicación del herbicida	Directo al suelo
Masa molar (g mol ⁻¹)	215.69
Constante de Henry para el herbicida (J mol ⁻¹)	0.00027
Coefficiente de difusión en aire	No se considero volatilización
Profundidad de volatilización	No se considero volatilización
Consumo por las plantas	0
Degradación: tasa de degradación (días ⁻¹)	0-30 cm 0.0021 ¹ 0.0017 ² 0.0019 ³ 30-60 cm 0.0020 ¹ 0.0018 ² 0.0022 ³ 60-100 cm 0.0023 ¹ 0.0019 ² 0.0025 ³

Parámetro y descripción	Valor, fuente y/o comentario
Temperatura a la cual se realizaron los experimentos de degradación (°C)	30
Q10: Factor para el incremento de la degradación cuando la temperatura aumenta 10 °C	2.2 (valor recomendado por PELMO)
Humedad absoluta durante los experimentos (%)	16
Corrección de biodegradación por humedad	0.7 (valor recomendado por PELMO)
Incremento de adsorción anual (%)	0
Coeficiente de adsorción (mL g ⁻¹)	0-30 cm 0.53 ¹ 1.54 ² 0.36 ³
	30-60 cm 0.24 ¹ 0.63 ² 0.29 ³
	60-100 cm 0.21 ¹ 0.52 ² 0.18 ³
Exponente de Freundlich	1
Factor de corrección de biodegradación con respecto a la profundidad (Obtenidos experimentalmente)	0-30 cm 1.00 ¹ 1.00 ² 1.00 ³
	30-60 cm 0.95 ¹ 1.06 ² 1.16 ³
	60-100 cm 1.09 ¹ 1.12 ² 1.32 ³

¹ La Cuesta de Arriba, ² El Ranchito de Castro, ³ Teresita

La Tabla E.2 muestra los datos relacionados con el escenario (latitud, parámetros del suelo y del tipo de cultivo). Los datos de las características hidráulicas de los suelos que no se obtienen por experimentación, se calcularon con el programa “Soil Texture Triangle Hydraulic Properties Calculador”

Tabla E.2 Datos de entrada para el archivo de características de suelo y cultivo (*.SZE)

Parámetro y descripción	Valor, fuente y/o comentario
Título : identificación del archivo de escenario	Se asigna un nombre distinto a cada archivo
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 (cm)	35
ERFLAG: Indicación para simular erosión	No se simula erosión
NDC: Número de cultivos en la simulación	1
CINTCP: Máxima capacidad de intercepción del cultivo (cm) (sugerido en PELMO)	0.275
Fechas de emergencia, maduración, y cosecha	Maíz Emergencia: 7 de mayo Maduración: 30 de septiembre Cosecha: 20 de octubre
AMXDR: Profundidad máxima de la raíz (cm)	160
COVMAX: área de cobertura máxima por el cultivo (%)	100
ICNAH: Condiciones superficiales después de la siembra	Residuos
CN: Número de curva para escorrentías	No se simula
WFMAX : Peso seco máximo del cultivo cuando cubre toda la superficie (kg m ⁻²)	1.05
NCPDS: Número de periodos de siembra	26
HSWZT: Drenaje	No se considero drenaje
NHORIZ: Número de horizontes totales	4
THKNS: Espesor de cada horizonte (cm)	30, 30, 40, 50
CORED: Profundidad total del perfil de suelo (cm) (Depende de la profundidad promedio de manto freático)	400 ¹ 400 ² 100 ³

Parámetro y descripción	Valor, fuente y/o comentario			
NCOM2: Número de compartimientos de simulación en el perfil de suelo	40			
BD: Densidad (g cm^{-3})	0-30 cm	1.28 ¹	1.21 ²	1.26 ³
	30-60 cm	1.32 ¹	1.35 ²	1.26 ³
	60-100 cm	1.34 ¹	1.33 ²	1.40 ³
DISP: Dispersión hidrodinámica ($\text{cm}^2 \text{ día}^{-1}$)	0			
TETHO: contenido de agua inicial en los horizontes ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	0-30 cm	0.18 ¹	0.15 ²	0.15 ³
	30-60 cm	0.18 ¹	0.12 ²	0.15 ³
	60-100 cm	0.19 ¹	0.12 ²	0.12 ³
Capacidad de campo ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	0-30 cm	0.34 ¹	0.46 ²	0.39 ³
	30-60 cm	0.32 ¹	0.29 ²	0.38 ³
	60-100 cm	0.31 ¹	0.31 ²	0.26 ³
Punto de marchitez ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	0-30 cm	0.16 ¹	0.30 ²	0.25 ³
	30-60 cm	0.14 ¹	0.17 ²	0.24 ³
	60-100 cm	0.12 ¹	0.20 ²	0.20 ³
Contenido de carbón orgánico (%)	0-30 cm	0.68 ¹	0.79 ²	0.54 ³
	30-60 cm	0.61 ¹	0.60 ²	0.44 ³
	60-100 cm	0.58 ¹	0.64 ²	0.30 ³
pH	0-30 cm	7.66 ¹	7.63 ²	7.38 ³
	30-60 cm	7.60 ¹	7.86 ²	7.19 ³
	60-100 cm	7.67 ¹	7.97 ²	7.06 ³
Factor de corrección de la biodegradación con respecto a la profundidad (Obtenidos experimentalmente)	0-30 cm:	1.00 ¹	1.00 ²	1.00 ³
	30-60 cm:	0.95 ¹	1.18 ²	1.16 ³
	60-100 cm:	1.09 ¹	1.40 ²	1.32 ³
Salida de datos hidrológicos, masa del soluto y concentración	Anuales			
Número de capas de salida	1			
Latitud (msnm)	25° 28' ¹			
	25° 35' ²			
	25° 45' ³			

¹ La Cuesta de Arriba, ² El Ranchito de Castro, ³ Teresita

Los datos climatológicos se emplean para generar datos diarios. El modelo PELMO contiene una opción para la introducción de datos diarios. La Tabla E.3 muestra la información necesaria para ejecutar el modelo.

Tabla E.3 Datos de entrada para el archivo de datos meteorológicos (*.CLI)

Parámetro y descripción	Valor, fuente y/o comentario
Título : identificación del archivo meteorológico	Se asigna un nombre distinto a cada archivo
MMDDYY: mes/día/año	Datos climatológicos de la estación de estudio.
PRECIP: precipitación (cm día ⁻¹)	Los datos son obtenidos con el programa ERIC III (IMTA, 2005), para cada distrito de riego. Este programa facilita la extracción rápida de información meteorológica, seleccionando la variable de interés y el intervalo de tiempo para una región determinada.
PEVP: datos de evaporación (cm/día)	
TEMP: temperatura por día a las 14 h (°C)	
AVTEMP: temperatura promedio por día (°C)	
VATEMP: diferencia entre temperatura min. y máx. por día (°C)	
Datos de riego	Los datos son obtenidos con el modelo SPRITER (Ojeda y González, 2000), para cada distrito de riego, a partir de las características del suelo y el clima de la región, así como del tipo de cultivo
REMOI: Humedad relativa (%)	No se simula humedad relativa

Los resultados que se obtienen están en función de la profundidad y tiempo dependiendo de la concentración del herbicida en el perfil de suelo, es decir, cantidad (g ha⁻¹) y concentración (µg L⁻¹) del mismo en el lixiviado.

Anexo F Concentraciones de atrazina obtenidas a través de simulaciones con PELMO

Tabla F.1 Concentraciones promedio anuales de Atrazina que entran al manto freático [$\mu\text{g L}^{-1}$]

AÑO	ESTACIONES					
	1		2		3	
	Escenario I	Escenario II	Escenario I	Escenario II	Escenario I	Escenario II
1	0	0	0	0	0	0
2	5.826	0.995	0.06	0	15.434	4.733
3	24.364	13.522	0.86	0.010	39.956	34.799
4	36.381	51.825	3.606	0.225	48.079	83.865
5	38.148	84.483	6.325	1.694	48.650	102.748
6	38.242	95.856	7.469	6.260	48.672	105.650
7	38.242	97.857	7.724	14.051	48.672	105.891
8	38.242	98.069	7.759	22.354	48.672	105.913
9	38.242	98.093	7.762	28.412	48.672	105.913
10	38.242	98.093	7.762	31.642	48.672	105.913
11	38.242	98.093	7.762	32.962	48.672	105.913
12	38.242	98.093	7.762	33.394	48.672	105.913
13	38.242	98.093	7.762	33.508	48.672	105.913
14	38.242	98.093	7.762	33.530	48.672	105.913
15	38.242	98.093	7.762	33.530	48.672	105.913
16	38.242	98.093	7.762	33.553	48.672	105.913
17	38.242	98.093	7.762	33.553	48.672	105.913
18	38.242	98.093	7.762	33.553	48.672	105.913
19	38.242	98.093	7.762	33.553	48.672	105.913

AÑO	ESTACIONES					
	1		2		3	
	Escenario I	Escenario II	Escenario I	Escenario II	Escenario I	Escenario II
20	38.242	98.093	7.762	33.553	48.672	105.913
21	38.242	98.093	7.762	33.553	48.672	105.913
22	38.242	98.093	7.762	33.553	48.672	105.913
23	38.242	98.093	7.762	33.553	48.672	105.913
24	38.242	98.093	7.762	33.553	48.672	105.913
25	38.242	98.093	7.762	33.553	48.672	105.913
26	38.242	98.093	7.762	33.553	48.672	105.913
27	38.242	98.093	7.762	33.553	48.672	105.913
28	33.954	97.457	7.729	33.553	38.441	103.385
29	13.829	84.436	6.923	33.530	9.049	71.444
30	1.919	46.244	4.206	33.326	0.560	22.598
31	0.106	13.654	1.453	31.870	0.012	3.177
32	0.003	2.253	0.288	27.343	0	0.227
33	0	0.227	0.035	19.579	0	0.009
34	0	0.015	0.003	11.251	0	0
35	0	0.001	0	5.164	0	0
36	0	0	0	1.916	0	0
37	0	0	0	0.586	0	0
38	0	0	0	0.151	0	0
39	0	0	0	0.033	0	0
40	0	0	0	0.006	0	0
41	0	0	0	0.001	0	0
42	0	0	0	0	0	0
43	0	0	0	0	0	0

AÑO	ESTACIONES					
	1		2		3	
	Escenario I	Escenario II	Escenario I	Escenario II	Escenario I	Escenario II
44	0	0	0	0	0	0
45	0	0	0	0	0	0
46	0	0	0	0	0	0
47	0	0	0	0	0	0
48	0	0	0	0	0	0
49	0	0	0	0	0	0
50	0	0	0	0	0	0