

Movilidad de atrazina en dos tipos de suelo en el estado de Puebla

Ana Gabriela Rodríguez-Camacho¹
Alvaro Sampieri²
José Víctor Tamariz-Flores^{1,3}
Ricardo Dario Peña-Moreno⁴
Sonia Emilia Silva-Gómez^{1,5}
Rosalía Castelán-Vega^{1,3§}

¹Posgrado en Ciencias Ambientales-Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Edificio IC6 (planta baja), Ciudad Universitaria, Puebla, México. CP. 72592. (gab.roca@hotmail.com). ²Facultad de Ingeniería Química-Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Av. San Claudio y 18 Sur, Ciudad Universitaria, Puebla. CP. 72592. (alvaro.sampieri@correo.buap.mx). ³Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas-Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Av. 14 sur 6301 edificio IC1, Ciudad Universitaria, Puebla. CP. 72570. (jose.tamariz@correo.buap.mx). ⁴Centro de Química-Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Edificio IC8, Ciudad Universitaria, Av. San Claudio Esq. 24 Sur, Col. San Manuel, Puebla. CP. 72570. (ricardo.pena@correo.buap.mx). ⁵Departamento de Desarrollo Sustentable-Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. Av. 14 sur 6301 edificio IC2, Col. San Manuel, Puebla. CP. 72570. (soemsigo@gmail.com).

§Autora para correspondencia: rosalia.castelan@correo.buap.mx.

Resumen

La contaminación de aguas superficiales y subterráneas por herbicidas como la atrazina ocurre por lixiviación a través del perfil del suelo. El objetivo del estudio fue evaluar la movilidad de atrazina en parcelas dedicadas al cultivo de maíz, cada una con un tipo de suelo distinto ubicadas en los municipios de San Nicolás Buenos Aires (Regosol) y Los Reyes de Juárez (Calcisol), Puebla, México. Se realizaron experimentos de desplazamiento en columnas empacadas de suelo (8.5 cm de diámetro y 30 cm de longitud). Sobre cada columna se aplicó una concentración acuosa de 6.25 g L⁻¹ de atrazina (Gesaprim®). Se empleó, primero, un volumen de poro de una solución reconstituyente del suelo (sin atrazina) y posteriormente, se aplicaron 30 volúmenes de poro de agua de riego que contenía atrazina. Se analizaron los lixiviados y tres profundidades de las columnas de suelo (0-2 cm, 2-10 cm y 10-20 cm, respectivamente). Los resultados de correlación de Pearson mostraron que la materia orgánica, textura y la capacidad de intercambio catiónico fueron las características fisicoquímicas del suelo que afectan a la movilidad de la atrazina. La atrazina presentó un coeficiente de retardo de 1.08 en Regosol y de 1.03 en Calcisol. El transporte del herbicida fue nueve veces mayor velocidad en el Regosol con respecto al Calcisol. La atrazina se mantuvo retenida en una mayor cantidad en los dos centímetros de las columnas de suelo. El porcentaje de masa degradada de atrazina fue de 94% para el Regosol y 69% para el Calcisol.

Palabras clave: Calcisol, cultivo de maíz, movilidad de atrazina, Regosol.

Recibido: diciembre de 2020

Aceptado: marzo de 2021

Introducción

Los agricultores protegen sus cultivos con agroquímicos como los herbicidas para combatir malezas (Carrero y Planes, 2008). Son sustancias orgánicas, que pueden presentar uno o más elementos como S, C, N, Cl, P y que al entrar en contacto con el ambiente presentan transformaciones a nivel físico, químico y biológico (Josep y Figueras, 1998). Es decir, generan sistemas complejos de estudiar, debido a fenómenos de adsorción y de absorción en suelos, en cultivos, rizosfera, interacciones con microorganismo, pequeños vertebrados e invertebrados.

Por ejemplo, algunos elementos se volatilizan hacia la troposfera, ya sea por degradación química o microbiana, cuyos metabolitos no necesariamente son inocuos para la biosfera (López-Geta *et al.*, 1992). Uno de los herbicidas más empleado en la agricultura mexicana es la atrazina, $C_8H_{14}ClN_5$ (CAS: 1912-24-9, 6-cloro-N-etil-N-isopropil-1,3,5-triazina-2,4-diamina, que se caracteriza por actuar a nivel sistémico y ser de amplio espectro (Kim *et al.*, 2011). Se utiliza para el control emergente de arvenses de hoja ancha y pastos, actúa por vía radical (rizosfera) y se acumula en las hojas impidiendo la fotosíntesis de las plantas (Márquez *et al.*, 2009).

Los agricultores generalmente aplican una concentración de atrazina de 0.1- 4 kg ha⁻¹ año⁻¹, en cultivos de maíz sorgo, piña, caña de azúcar, trigo y varios tipos de pastos (Fernández *et al.*, 2001; Villada-Canela, 2006). Cuando la atrazina se emplea para incrementar los rendimientos en la producción de maíz se genera un impacto negativo en la fertilidad del suelo y en la calidad del agua de arroyos y mantos acuíferos (Hernández y Hansen, 2011; Lerch *et al.*, 2011). Es común, que la atrazina se aplique por aspersión directa sobre el área a tratar, una cantidad importante se deposita en la superficie del suelo, teniendo baja sorción y alto potencial de percolación, que con el efecto de las lluvias se transporta rápidamente a las aguas superficiales y al interior de la matriz del suelo.

Estudios han identificado que el uso constante de atrazina genera, con el tiempo, resistencia en las malezas (disminuyendo su eficiencia), por lo que los agricultores incrementan la dosis y/o periodicidad de aplicación del herbicida. En consecuencia, provoca ‘ciclos intermitentes y acumulables’ de atrazina, incrementando severamente la contaminación del suelo, del agua superficial y de mantos acuíferos (Abdelhafid *et al.*, 2000; Azevedo *et al.*, 2000; Graymore *et al.*, 2001; Shukla *et al.*, 2003; Hernández y Hansen, 2011; Lerch *et al.*, 2011; Mudhoo y Garg, 2011).

La movilidad de atrazina en el suelo depende de la textura, contenido de materia orgánica, drenaje del suelo y cantidad de agua aplicada, ya sea por lluvia o riego. Por ejemplo, suelos arcillosos, con alto contenido de materia orgánica, tienden a retener a la atrazina en la superficie y su presencia en el agua drenada es limitada (Hang *et al.*, 2010), mientras que, en los suelos arenosos, tiende a infiltrarse y transportarse con el agua drenada (Montoya *et al.*, 2006). Las lluvias abundantes y la aplicación de riegos excesivos, aumenta el riesgo de migración del herbicida hacia cuerpos de agua por procesos de escurrimiento e infiltración (Javanshir *et al.*, 2012).

Asimismo, los procesos de adsorción y degradación de la atrazina son los principales mecanismos de atenuación natural que controlan la migración de este herbicida en agua y suelo. Otros estudios indican que la adsorción de atrazina depende de la textura y la composición del suelo, el pH y la cantidad aplicada del herbicida (Hang y Sereno, 2002). González-Márquez y Hansen (2009) evaluaron el efecto de los parámetros del suelo en la atenuación natural de la atrazina y notaron

que cuando es mayor el contenido de materia orgánica, más elevada es su adsorción. La atrazina adsorbida está menos disponible para participar en otros procesos disipativos, como la biodegradación y el transporte hacia cuerpos de agua subterránea y superficial.

El objetivo de la presente investigación fue evaluar la movilidad de la atrazina en columnas empacadas de dos tipos de suelo que se dedican al cultivo de maíz, los suelos se encuentran localizados en los municipios de San Nicolás Buenos Aires y Los Reyes de Juárez del estado de Puebla, México. De acuerdo con los datos de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) en 2018 se registró una cosecha de maíz en los municipios de 29 951 t y 3 000 t, respectivamente (SIAP, 2019). Es importante contextualizar que el manejo agronómico de la atrazina en la zona donde se desarrolló el presente estudio constituye un modelo de investigación para comprender cuáles son las prácticas agrícolas que favorecen la migración del herbicida y con ello generar recomendaciones para un manejo óptimo.

Materiales y métodos

Descripción del área de estudio y selección de unidades de muestreo

El área de estudio de la presente investigación se realizó en dos municipios de Puebla, México (Figura 1). El municipio de San Nicolás Buenos Aires se ubica entre las coordenadas $19^{\circ} 08' 36''$ y $19^{\circ} 20' 00''$ latitud norte y $97^{\circ} 28' 36''$ y $97^{\circ} 34' 54''$ longitud oeste del meridiano de Greenwich (Figura 1A). Su extensión aproximada es de 195.19 km². Está situado en la región morfológica de los llanos de San Juan a una altitud promedio de 2 380 msnm. Presenta clima predominantemente templado-subhúmedo con lluvias en verano (C(w1)) en la parte meridional del municipio y semiseco-templado con lluvias en la parte septentrional, sin lluvia durante el invierno (BS1kw). Su principal actividad económica es la agricultura de temporal.

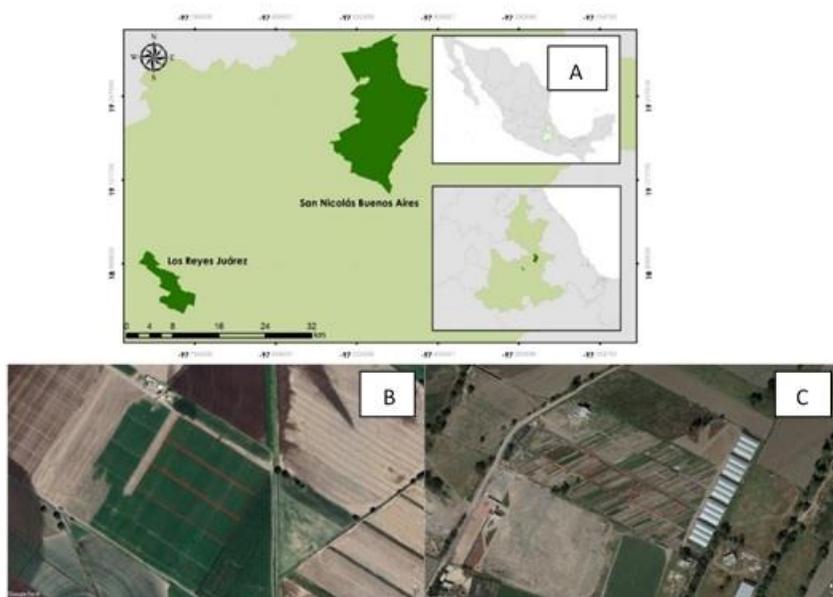


Figura 1. A) localización de los municipios analizados. Parcelas experimentales; B) municipio San Nicolás Buenos Aires; y C) municipio Los Reyes de Juárez.

El suelo predominante es regosol, aunque también se pueden identificar Feozems, Fluvisoles y Litosoles (INEGI, 2017). El segundo municipio de muestreo corresponde a Los Reyes de Juárez ubicado entre las coordenadas geográficas 18° 55' 36" y 19° 01' 06" latitud norte y los meridianos 97° 47' 54" y 97° 52' 06" de longitud occidental (Figura 1C). Cuenta con una extensión de 30.55 km². Se ubica en el Valle de Tepeaca, la planicie se extiende al centro de la meseta poblana y se caracteriza por su suelo eminentemente calizo y por sus yacimientos de mármol. Los tipos de suelos que predominan son Feozem y Calcisol (INEGI, 2017). El relieve es plano, presentando un ligero declive en dirección norte-sur. El clima predominante es templado subhúmedo con lluvias en verano y muy seco durante el invierno (INEGI, 2017). Sus principales actividades económicas son la horticultura y la agricultura de temporal.

En estos municipios los agricultores emplean a la atrazina para el control de malezas en el cultivo de maíz, aplican tres riegos de preemergencia dos o tres semanas antes de la siembra, durante los meses de marzo o abril, incorporan la atrazina por aspersión en los primeros 3 a 5 cm de profundidad, en ocasiones la mezclan con fertilizantes y otros herbicidas, como el carbofuram, sin tener una dosis establecida. No emplean equipo de protección ni cuentan con un manejo controlado para la preparación de soluciones con los herbicidas. Además, realizan rotación de cultivos de manera anual, sembrando calabaza, frijol, zanahoria o brócoli (SENASICA, 2019).

Muestreo de los suelos

Se seleccionaron dos tipos de suelo uno regosol en San Nicolás Buenos Aires y el otro Calcisol en Los Reyes de Juárez. Las unidades de muestreo en cada municipio correspondieron a tres parcelas agrícolas sembradas con maíz y sin aplicación de atrazina. Las muestras de suelo se tomaron en el mes de noviembre de 2018. A partir de los primeros 30 cm de profundidad, se obtuvo la muestra de suelo siguiendo la metodología conocida como 'cinco de oros' obteniendo cinco submuestras de cada parcela.

Las submuestras se introdujeron en bolsas de plástico debidamente rotuladas, indicando la unidad de muestreo, posteriormente fueron trasladadas al laboratorio de suelos del Departamento de Investigación en Ciencias Agrícolas de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla (BUAP), para su caracterización fisicoquímica, de acuerdo a los métodos estandarizados de la Norma Oficial Mexicana NOM-SEMARNAT-021-2000 (Norma Oficial Mexicana, 2002). Dada la homogeneidad en los resultados obtenidos de las caracterizaciones individuales de las submuestras de cada una de las tres parcelas de cada municipio, las submuestras se mezclaron para generar una muestra compuesta de cada parcela para dos unidades de muestreo.

Caracterización de los suelos sin atrazina

Para cada suelo se determinaron los siguientes parámetros: densidad, pH, conductividad eléctrica, textura, capacidad de intercambio catiónico (CIC), concentraciones de materia orgánica, calcio y magnesio. Se caracterizaron los principales minerales presentes en cada uno de los suelos por difracción de Rayos X empleando un equipo Bruker D8m con radiación CuK α , con rangos de escaneo 0.5° a 5° (2 θ) con un tamaño de paso de paso de 0.025°. Se analizó la posible presencia de atrazina en los suelos muestreados realizando extracciones con metanol del suelo. Para ello se emplearon 5 g de cada suelo, que se colocaron en tubos para centrífuga y se agregó 25 ml de una solución metanol/agua 70/30 v/v correspondiente a una relación peso/volumen extractante-suelo

5:1; posteriormente, se colocaron en un agitador orbital a 180 rpm durante 2 h. Del sobrenadante, 5 ml se hicieron pasar por filtros de nylon de diámetro de poro de 0.45 μm y se almacenaron en frascos ámbar para su posterior análisis.

La concentración de residuos de atrazina se determinó mediante un cromatógrafo de líquidos de alta eficacia (HPLC) acoplado a un equipo dinámico constituido por un sistema de bombas binarias de alta presión modelo 1525, un automuestreador modelo 2707, un detector UV-Vis modelo 2489 y una columna analítica xSelect CSH (4.6 x 150 mm) de 3.5 μm de tamaño de partícula, todos ellos de la marca Waters. Se empleó acetonitrilo grado HPLC como fase móvil en modo isocrático con un flujo de extracción de 1 ml min^{-1} con una longitud de onda de 220 nm y se tomaron muestras automáticamente cada 5 min, se realizó la curva de calibración para la comprobación de este método. Los datos cromatográficos obtenidos se almacenaron en un sistema de adquisición de datos con ayuda del software Empower 3.0 de Waters Corp. Esta metodología se adecuó con base en la propuesta por Salazar *et al.* (2018).

Columnas empacadas con suelo y estudio de la movilidad de atrazina

Se empacaron los dos tipos de suelo en columnas consecutivas al azar de policloruro de vinilo (PVC) transparente de aproximadamente 8.5 cm de diámetro interno por 30 cm de altura. Cada columna se empacó hasta una altura de 20 cm y se determinaron su peso y densidad. Se estimaron la capacidad de campo utilizando la fórmula de Bodman y Mahmud, porosidad del suelo, velocidad de infiltración y de lixiviación.

Al inicio del experimento a cada columna se le adicionó una solución reconstituyente (0.001M de KCl, 0.006M de CaCl_2 , 0.001M de MgCl_2 y 0.018M de NaCl) en flujo continuo mediante un sistema de riego por goteo para simular las condiciones de pH, conductividad eléctrica y fuerza iónica de la solución del suelo (Duwig *et al.*, 2009).

Una vez alcanzada la saturación de los poros, se reinició nuevamente el flujo de agua destilada de manera constante (2.62 \pm 0.3 ml min^{-1}). Una solución de atrazina (Gesaprim[®]) de 6.25 g L^{-1} se aplicó por aspersión en la parte superior de la columna los días 1, 11 y 21. Para ello se empleó un volumen de solución de 250 ml para las columnas de regosol y 200 ml para las de Calcisol. Todos los otros días se empleó el riego por goteo únicamente con agua destilada. El experimento se realizó durante los meses de agosto y septiembre de 2019, teniendo una temperatura promedio de 25 °C.

Debido a que el flujo de entrada de agua y de salida de los lixiviados durante el experimento fue diferente para cada columna de suelo, durante los 30 días del experimento, se calculó el porcentaje de agua lixiviada con relación a la cantidad de volumen aplicado. Con ello se puede comparar de una manera más homogénea el proceso de lixiviación en cada una de las columnas.

Recuperación de lixiviados

Se obtuvieron los lixiviados diariamente de las columnas empacadas durante 30 días, se registró el volumen de las muestras lixiviadas, se filtraron 5 ml de cada muestra y se preservaron en frascos ámbar a 4 °C para su posterior análisis. La cuantificación de atrazina se realizó por HPLC, de la misma manera que en el análisis de las extracciones con metanol (Salazar *et al.*, 2018).

Parámetros de transporte de atrazina en las columnas empacadas con suelo

Al finalizar los 30 días de riegos, se desempacó el suelo de las columnas tratadas previamente con atrazina, se dividió cada columna en tres secciones a las siguientes profundidades: 0-2 cm, 2-10 cm, y 10-20 cm. Cada sección del suelo se mezcló homogéneamente, se pesó y secó en una estufa a 60 °C durante 8 h, posteriormente se realizó la extracción de atrazina siguiendo el método propuesto anteriormente. Finalmente, se determinó el coeficiente de retardo.

Este coeficiente proporciona una primera aproximación sobre el potencial de lixiviación de la atrazina a través del suelo, teniendo en cuenta la adsorción y distribución entre las fases sólidas y líquidas, es calculado mediante la siguiente ecuación: $R = 1 + (\rho/\eta)K_d$ (1). Donde: R= coeficiente de retardo (adimensional), ρ = densidad aparente (g cm^{-3}), η = porosidad (adimensional), K_d = coeficiente de distribución ($\text{cm}^3 \text{g}^{-1}$) (Eweis, *et al.* 1999). El balance de masa para la atrazina se estimó con la siguiente ecuación (Raymundo *et al.*, 2011): $M_A = M_L + M_R + M_D$ (2). Donde: M_A es la masa de atrazina aplicada, M_L es la masa total lixiviada, M_R es la masa de atrazina retenida en el suelo de la columna y M_D es la masa de atrazina degradada. Por diferencia, con la ecuación (2) se obtiene la cantidad de atrazina degradada.

Se asumió una tasa constante de degradación (χ) con la siguiente ecuación (Raymundo *et al.*, 2011): $\chi = -\ln\left(\frac{M_A - M_D}{M_A}\right) / t$ (3). Donde: t es el tiempo total de la duración del experimento. Se estimó el tiempo de vida media de atrazina en ambos tipos de suelo con la siguiente ecuación (Raymundo *et al.*, 2011): $t_{0.5} = \ln(2)/\chi$ (4).

El análisis estadístico de los resultados de la caracterización de los suelos, capacidad de campo, porosidad, velocidad de infiltración y caudales de infiltración y lixiviación se realizaron mediante una prueba t de student para muestras independientes con nivel de significancia $p \leq 0.05$. Los datos obtenidos para la retención de atrazina y sus parámetros de transporte fueron analizados estadísticamente mediante un análisis de varianza (Anova) y el estudio de diferencias entre medias por test de Tukey. La relación entre las propiedades de los suelos estudiados y la movilidad de la atrazina se estableció a través del método de correlación lineal de Pearson. En todos los casos se consideró un valor de significancia de $p \leq 0.05$, todos los análisis se realizaron en el programa estadístico R versión 3.1.3.

Resultados y discusión

Caracterización de los suelos sin atrazina

En el Cuadro 1 se muestran los resultados obtenidos sobre la caracterización de los suelos evaluados. El suelo tipo regosol del municipio de San Nicolás Buenos Aires es moderadamente ácido (5.8). No presenta alta salinidad (Castellanos, 2000) ya que muestra un valor de conductividad eléctrica relativamente bajo (0.142 dS m^{-1}). Este suelo es de clase textural areno francosa con 80% de arenas, con materia orgánica de mediana concentración (1.95%). Esto se debe a que en dicha región el suelo se encuentra bajo laboreo constante y se cultivan desprovistos de cubierta vegetal que podría aportar mayor cantidad de materia orgánica. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) es baja ($8 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$), por lo tanto, se ve limitada la capacidad del

suelo para retener cationes y nutrientes para el cultivo de maíz (Castellanos, 2000). Las concentraciones de los iones de Ca^{2+} y Mg^{2+} intercambiables son media ($4.9 \text{ meq } 100 \text{ g}^{-1}$ suelo) y baja ($1.16 \text{ meq } 100 \text{ g}^{-1}$ suelo), respectivamente.

El suelo tipo Calcisol del municipio de los Reyes de Juárez, presentó un pH cercano a la neutralidad (7.1); su conductividad eléctrica es muy baja (0.25 dS m^{-1}), por lo que no se consideran salinos (Castellanos, 2000). Este tipo de suelo presenta clase textural franca con predominio de arenas (47%) y arcillas (36%). La concentración de materia orgánica es de 1.84 %, valor considerado como medio (Castellanos, 2000). Su CIC es media ($18.9 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$) (Norma Oficial Mexicana, 2002), debido a la presencia y naturaleza de las arcillas. Presenta altas concentraciones de iones intercambiables de Ca^{2+} y de Mg^{2+} , 9.7 y 3.2 meq 100 g^{-1} suelo, respectivamente (Castellanos, 2000).

Cuadro 1. Propiedades fisicoquímicas de los suelos evaluados.

Propiedad	Regosol	Calcisol
Profundidad (cm)	0-30	0-30
Densidad (g cm^{-3})	1.4 ± 0.08 a	1 ± 0.08 b
pH	5.8 ± 0.017 a	7.1 ± 0.21 b
Conductividad eléctrica (dS m^{-1})	0.142 ± 0.09 a	0.25 ± 0.01 b
Materia orgánica (%)	1.95 ± 0.01 a	1.84 ± 0.151 a
Arena (%)	80 a	47 b
Arcilla (%)	13 a	36 b
Limo (%)	7 a	17 b
CIC ($\text{cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$)	8 ± 0.1 a	18.9 ± 0.1 b
Ca^{2+} ($\text{meq } 100 \text{ g}^{-1}$ suelo)	4.9 ± 0.1 a	9.7 ± 0.1 b
Mg^{2+} ($\text{meq } 100 \text{ g}^{-1}$ suelo)	1.16 ± 0.01 a	3.2 ± 0.01 b

Medias con letra distinta son estadísticamente diferentes entre tipos de suelo ($p \leq 0.05$).

En cuanto a la mineralogía, el regosol presentó un difractograma de rayos X (Figura 2) que indica la presencia de albita y cuarzo, como lo reportado por Lebgue Keleng *et al.* (2014) para regosoles de Chihuahua. Estos minerales cristalinos no suministran aportes significativos de nutrientes al suelo (Sadeghian *et al.*, 2012). Respecto al Calcisol, el difractograma de rayos X indicó que es rico en CaCO_3 , (Sadeghian *et al.*, 2012), aunque también se observa la presencia de albita.

Weber (1995) reportó que la adsorción de atrazina es independiente del pH cuando presenta valores superiores a 4 y Koskinen y Clay (1997) reportaron que el valor máximo de pH que afecta la adsorción de atrazina es 6. Por lo tanto, en los suelos estudiados no hay influencia del pH sobre la adsorción de atrazina debido a que el pH de los suelos utilizados son 5.8 y 7.1. Las concentraciones de materia orgánica son relativamente bajas en ambos suelos sin presentar diferencias significativas ($p \leq 0.05$). Según los estudios de Wan Ting *et al.* (2005), esta propiedad puede afectar negativamente la adsorción de la atrazina en suelo Regosol, mientras que para el suelo Calcisol, que presenta diferencia significativa ($p \leq 0.05$) y alto contenido de arcilla, la adsorción de atrazina se favorecería, pero se limitarían los procesos de biodegradación.

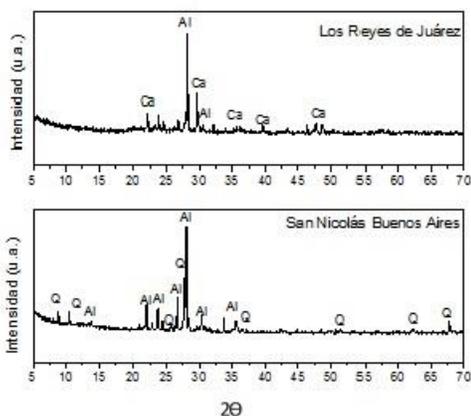


Figura 2. Difractogramas de rayos X de muestras de suelo a ángulos grandes (Ca calcita, Al albita, Q cuarzo).

No se observó presencia de atrazina antes de iniciar los tratamientos en los suelos muestreados al realizar estudios de cromatografía líquida de alta eficacia de los extractos de cada uno de los suelos, debido a que no se observó el pico correspondiente a atrazina.

Lixiviación de atrazina en las columnas de suelo

El valor de obtenido para la capacidad de campo concuerda con lo reportado por Saxton y Rawls (2006) para los suelos evaluados, Regosol y Calcisol. La porosidad presentó diferencia estadísticamente significativa ($p \leq 0.05$) para los tipos de suelo, siendo para el Regosol de 32% y para el Calcisol de 50%, ésta es una variable que determina los procesos de infiltración y lixiviación que influyen en el transporte de agua y agroquímicos (Horowitz y Walling, 2005). El volumen de agua en los poros para el Calcisol (254 cm^3) y para el regosol (156 cm^3) indicaron la relación con la porosidad, que en ambos suelos fue favorable para el desarrollo de cultivos (Volverás-Mambuscay *et al.*, 2016). Estos resultados se explican por el manejo agronómico de las parcelas y por el efecto temporal de los implementos de labranza, que mejoran las propiedades del suelo como la porosidad y la capacidad de retención de humedad, en suelos como el Calcisol, otros estudios reportan resultados similares en sistemas agrícolas tropicales. (Sustaita *et al.* 2000).

El caudal de infiltración y el caudal de lixiviación, Cuadro 2, presentan diferencia estadística significativa ($p \leq 0.05$) para los tipos de suelo presentando valores más altos para el Regosol, debido a la formación de una cantidad mayor de vías de flujo preferencial, característico de suelos con mayor porcentaje de arena, que captan parte del flujo superficial y lo transportan al interior del suelo, facilitando la movilidad del agua y los contaminantes (Shakesby, 2000).

Cuadro 2. Características de lixiviación de las columnas empacadas.

Tipo de suelo	M (g)	CC (%)	Φ (%)	v (cm^3)	Q_I ($\text{cm}^3 \text{ min}^{-1}$)	Q_L ($\text{cm}^3 \text{ min}^{-1}$)
Regosol	$690 \pm 0.08a$	$11.5 \pm 0.08a$	$32 \pm 0.08a$	$156 \pm 0.08 a$	$4.87 \pm 0.05 a$	$1.91 \pm 0.05 a$
Calcisol	$495 \pm 0.08b$	$27.3 \pm 0.08b$	$50 \pm 0.08 b$	$254 \pm 0.08 b$	$0.53 \pm 0.05 b$	$0.09 \pm 0.05 b$

m= masa de suelo; CC= capacidad de campo; ϕ = porosidad; v = volumen de agua en los poros; Q_I = caudal de infiltración; Q_L = caudal de lixiviación. Medias con letra distinta son estadísticamente diferentes entre tipos de suelo ($p \leq 0.05$).

Las curvas de elución (Figura 3) muestran la concentración de atrazina en lixiviados en partes por millón (ppm) frente al volumen de poro diario de 200 ml para el Regosol y 180 ml para el Calcisol. Después de cinco volúmenes de poro, el suelo Calcisol presentó la concentración de atrazina acumulada en los lixiviados de 99.3 ppm. Para el caso del regosol de San Nicolás Buenos Aires, se obtuvo una concentración acumulada de atrazina en los lixiviados de 114.2 ppm después de cinco volúmenes de poro, siendo estadísticamente diferentes ($p \leq 0.05$).

Es importante señalar, que a pesar de que se agregó la solución de atrazina también los días 11 y 21, no se observó la presencia del herbicida en los lixiviados de ambos suelos. Se ha reportado que los suelos que presentan un bajo contenido de materia orgánica son más susceptibles a la lixiviación (DeSutter *et al.*, 2003). Sin embargo, el caudal de lixiviación y de infiltración es 9 y 21 veces, respectivamente más grande para el suelo regosol, lo que se traduce en una mayor velocidad de lixiviación.

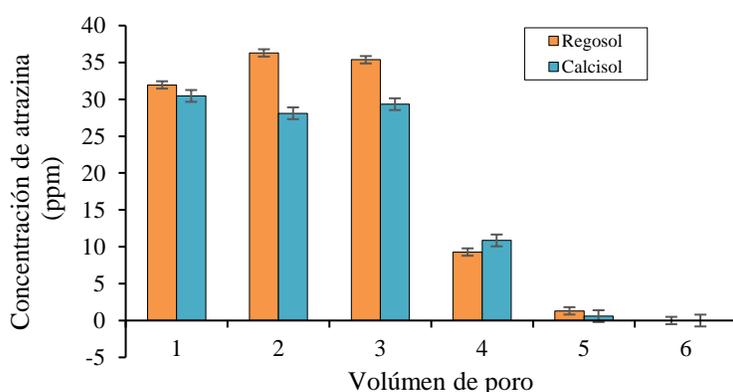


Figura 3. Curvas de elución relativas para los suelos estudiados.

Al comparar los resultados de concentración de atrazina obtenidos en este estudio con los reportados por Ndongo *et al.* (2000) se puede mencionar que la elevada concentración la atrazina en el lixiviado en los primeros días está relacionada con la presencia de caminos preferenciales en los poros del suelo. La cantidad de volumen de lixiviado disminuyó 50% después de 21 volúmenes de poro para el Regosol y 22 volúmenes de poro para el Calcisol, debido a la saturación de los poros y a la acumulación de humedad dentro de las columnas (Figura 4).

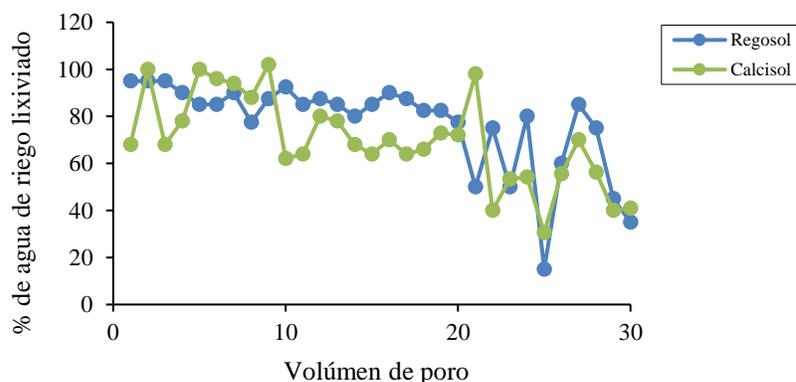


Figura 4. Porcentaje de agua de riego lixiviado con relación a la cantidad de volumen de poro aplicado.

Salazar-Ledesma *et al.* (2018) evaluaron la capacidad de adsorción-desorción de atrazina en tres tipos de suelo bajo diferentes manejos agrícolas, concluyen que la elución del herbicida depende del contenido de materia orgánica, su composición química y al manejo agrícola de cada suelo, por lo que, al tener un contenido de materia orgánica similar, ambos tipos de suelo contienen una concentración similar de atrazina en sus lixiviados (Salazar *et al.*, 2018).

Atrazina retenida en las columnas de suelo

En el Cuadro 3 se reportan los valores de atrazina por gramo de suelo retenida a diferentes profundidades de las columnas de cada tipo de suelo. Se observa que el herbicida se encuentra en mayor concentración en los primeros dos centímetros de la columna, 2.4 y 2.3 mg de atrazina g⁻¹ suelo para el Regosol y Calcisol, respectivamente, sin presentar diferencia significativa ($p \leq 0.05$). Para el regosol, la atrazina tuvo una retención menor en el interior de la columna, debido a que los suelos arenosos facilitan la lixiviación, no presentan retención y tienen alta permeabilidad (Sadeghian y Arias, 2017). En este suelo, la función de la atrazina para la eliminación de malezas se garantiza, debido a que permanece en la superficie por más tiempo. Para el suelo Calcisol existe migración hasta una superficie más profunda de la columna (1.8 mg de atrazina g⁻¹ suelo) en este caso, existe alto riesgo de contaminación de aguas superficiales y subterráneas.

Cuadro 3. Atrazina retenida a diferentes profundidades de las columnas.

Profundidad (cm)	Regosol	Calcisol
	(mg de atrazina g ⁻¹ suelo)	
0-2	2.4 ±0.02 a	2.3 ±0.04 a
2-10	0.19 ±0.03 a	2.2 ±0.03 b
10-20	0 ±0 a	1.8 ±0.02 b

Medias con letra distinta son estadísticamente diferentes entre tipos de suelo ($p \leq 0.05$).

Parámetros de transporte de atrazina

En el Cuadro 4 se presentan los valores del coeficiente de distribución (Kd) de atrazina, sin presentar diferencia estadística ($p \leq 0.05$), 1.99 para el Regosol y 1.88 para el Calcisol. El valor del coeficiente de retardo (R) indicó que la atrazina es móvil en ambos tipos de suelo (Bernard *et al.*, 2005), presentando diferencia estadística ($p \leq 0.05$, siendo el regosol el presenta mayor R= 1.08 ±0.18 indicador de procesos de lixiviación más rápida en este tipo de suelos y contaminación de aguas subterráneas (Gutiérrez *et al.*, 2007). La importancia de calcular el coeficiente de retardo (R) de atrazina en las columnas es que incluye los efectos de advección y adsorción, considerando la humedad y porosidad en un tipo de suelo. Por lo que, las condiciones del comportamiento hidráulico del suelo serían similares a las empleadas en condiciones reales (Eweis *et al.*, 1999).

Finalmente, la conductividad hidráulica fue significativamente mayor ($p \leq 0.05$) para el regosol (1.91 ml min⁻¹) que para el Calcisol (0.09 ml min⁻¹), lo que indica una mayor capacidad del Regosol para transmitir agua hacia el perfil del suelo. Además, el porcentaje de masa degradada fue de 94% para el regosol y 69% para el Calcisol. La tasa de degradación fue más significativamente ($p \leq 0.05$) más alta en el Regosol (0.097 días) con respecto al Calcisol (0.039 días), por lo tanto, la atrazina persiste por más tiempo en el Calcisol, con tiempo de vida media de 17.77 días.

Cuadro 4. Parámetros de transporte de atrazina.

Propiedad	Regosol	Calcisol
Coefficiente de distribución (Kd) (ml g ⁻¹)	1.99 ±0.04 a	1.88 ±0.05 a
Coefficiente de retardo	1.08 ±0.09 a	1.03 ±0.04 b
Conductividad hidráulica (ml min ⁻¹)	1.91 ±0.04 a	0.09 ±0.09 b
χ (días)	0.097 ±0.06 a	0.039 ±0.06 b
t _{0.5} (días)	7.14 ±0.06 a	17.77 ±0.04 b

Kd= foc*Koc; foc= fracción de carbono orgánico disponible en el suelo; Koc= coeficiente de partición de carbono orgánico. Para la atrazina Koc= 102.32 ml g⁻¹; χ = tasa constante de degradación; t_{0.5}= tiempo de vida media. Medias con letra distinta son estadísticamente diferentes entre tipos de suelo ($p \leq 0.05$).

Los resultados del análisis de correlación entre la movilidad de atrazina y las propiedades de los suelos se presentan en el Cuadro 5. Los coeficientes de correlación obtenidos indican que los factores que afectan la movilidad de la atrazina en el suelo son el contenido de arcillas, materia orgánica, textura y capacidad de intercambio catiónico, lo cual concuerda con Eweis *et al.* (1999). Los suelos con mayor contenido de arcillas y materia orgánica poseen mayor potencial para retener herbicidas, por lo cual su disponibilidad disminuye en la solución del suelo para ser absorbida por las plantas.

Cuadro 5. Matriz de correlación de Pearson entre la movilidad de atrazina y las propiedades de suelos.

	Atrazina lixiviada	Atrazina retenida en suelo	Atrazina degradada	pH	Conductividad eléctrica	Materia orgánica	Arena	Arcilla	Limo	CIC	Ca	Mg
Atrazina lixiviada	1											
Atrazina retenida en suelo	-0.82	1										
Atrazina degradada	0.82	-0.97	1									
pH	-0.55	0.33	-0.33	1								
Conductividad eléctrica	0.29	0.26	-0.26	-0.55	1							
Materia orgánica	-0.81	0.99	0.99	0.25	0.26	1						
Arena	0.82	-0.98	0.97	-0.33	-0.26	-0.99	1					
Arcilla	-0.82	0.97	-0.96	0.33	0.26	0.99	-0.99	1				
Limo	-0.82	0.99	-0.95	0.33	0.26	0.99	-0.98	0.98	1			
CIC	-0.83	0.89	-0.89	0.47	0.05	0.87	-0.89	0.89	0.89	1		
Ca	-0.79	0.95	-0.95	0.47	0.21	0.91	-0.95	0.95	0.95	0.96	1	
Mg	0.78	-0.96	0.96	-0.26	-0.23	-0.98	0.96	-0.96	-0.96	-0.78	-0.84	1

Conclusiones

La caracterización del Regosol y el Calcisol mostraron concentraciones de material orgánica bajas (1.95% y 1.84%, respectivamente), la concentración de arcillas y capacidad de intercambio catiónico fueron significativamente diferentes entre ambos suelos, siendo mayores en el regosol con valores de 36% y 18.9 $\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$. Estas propiedades mostraron alta correlación (> 0.8) con la movilidad de la atrazina en las columnas de suelo, por lo que el coeficiente de retardo fue de 1.08 en el Regosol y de 1.03 en el Calcisol. Debido a que la conductividad hidráulica la atrazina fue mayor en el Regosol (1.91 ml min^{-1}) es que se transportó nueve veces con mayor velocidad con respecto al Calcisol (0.09 ml min^{-1}). La atrazina se mantuvo retenida en mayor cantidad en los primeros dos centímetros de las columnas de suelo, 2.4 y 2.3 $\text{mg de atrazina g}^{-1}$ suelo para el Regosol y Calcisol y el porcentaje de masa degradada de atrazina fue de 94% para el regosol y 69% para el Calcisol.

Literatura citada

- Abdelhafid, R.; Houot, S. and Barriuso, E. 2000. How increasing availabilities of carbon and nitrogen affect atrazine behaviour in soils. *Biology and Fertility of Soils*. 30(4):333-340.
- Azevedo, A. S.; Kanwarbl, R. S. and Pereira, S. 2000. Atrazine transport in irrigated heavy-and coarse-textured soils, part i: field studies. *J. Agric. Eng. Res.* 76(2):165-174.
- Bernard, H.; Chabaliere, P. F.; Chopart, J. L.; Legube, B. and Vauclin, M. 2005. Assessment of herbicide leaching risk in two tropical soils of Reunion Island (France). *J. Environ. Quality*. 34(2):534-543.
- Carrero, J. y Planes, S. 2008. Plagas del campo (Mundi-Prensa (Ed.). 224-230 pp.
- Castellanos, J. Z.; Bueno, U. J. X. y Aguilar, S. A. 2000. Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas. Instituto de Capacitación para la Productividad Agrícola. 2^{da} edición. 198-212 pp.
- DeSutter, T. H.; Clay, S. A. and Clay, D. E. 2003. Atrazine sorption and desorption as affected by aggregate size, particle size, and soil type. *Weed Sci.* 51(3):456-462.
- Duwig, C.; Prado-Pano, B. L.; Hidalgo-Moreno, C. I; Gavi-Reyes, F.; Raymundo, R. E.; Nikolskii, G. I. y Figueroa, S. B. 2009. Transporte de atrazina en un Andosol y un Vertisol de México. 34(5):330-338.
- Eweis, J. B.; Ergas, S. J.; Chang, D. P. y Schroeder, E. D. 1999. Principios de biorrecuperación, (Ed. Mc Graw-Hill Interamericana. 327 p.
- Fernández, M.; González, E.; Villafranca, M. and Flores, F. 2001. Mobility of atrazine from alginate-bentonite controlled release formulations in layered soil. *Chemosphere*. 43(3):347-353.
- Graymore, M.; Stagnitti, F. and Allinson, G. 2001. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. *Environ. Inter.* 26(7-8):483-495.
- Hang, S.; Andriulo, A.; Sasal, C.; Nassetta, M. M.; Portela, S. and Cañas, A. I. 2010. Integral study of atrazine behavior in field lysimeters in Argentinean humid pampas soils. *Chilean J. Agric. Res.* 70(1):104-112.
- Hang, S. y Sereno, R. 2002. Adsorción de atrazina y su relación con las características sedimentológicas y el desarrollo del perfil de dos suelos de la provincia de Córdoba. *Rev. Investigaciones Agropec.* 31(3):73-87.

- Hernández, A. A. y Hansen, A. M. 2011. Uso de plaguicidas en dos zonas agrícolas de México y evaluación de la contaminación de agua y sedimentos. *Rev. Inter. Contaminación Amb.* 27(2):115-127.
- INEGI. 2017. Anuario Estadístico del Estado de Puebla.
- Javanshir, A. M.; Hadi, M.; Abdolazim, B.; Saeed-Boroomand, N. and Zahra-Nazari, K. 2012. Atrazine transport and distribution in field soils and comparison of the predictions made by leaching estimation and chemistry model-pesticide (LEACHP) model. *Sci. Res. Essays.* 7(40):3348-3356.
- Josep, M. y Figueras, L. 1998. Acuíferos de Cataluña. 127-133 pp.
- Kim, S. H.; Fan, M.; Prasher, S. O.; Patel, R. M. and Hussain, S. A. 2011. Fate and transport of atrazine in a sandy soil in the presence of antibiotics in poultry manures. *Agric. Water Management.* 98(4):653-660.
- Lebgue-Keleng, T.; Soto-Cruz, R. A.; Melgoza-Castillos, A. y Morales-Nieto, C. 2014. Mineralogía del suelo y su relación con las especies de cactáceas en el sureste de Chihuahua, México. *Ecología Aplicada.* 13(2):205-209.
- Lerch, R. N.; Sadler, E. J.; Sudduth, K. A.; Baffaut, C. and Kitchen, N. R. 2011. Herbicide transport in groundwater creek experimental watershed: I. long-term research on Atrazine. *J. Am. Water Res. Association.* 47(2):209-223.
- López-Geta, J. A.; Martínez-Navarrete, C.; Moreno-Merino, L. y Navarrete Martínez, P. 1992. Las aguas subterráneas y los plaguicidas. Instituto Geológico y Minero de España. 149 p.
- González-Márquez, L. C. y Hansen, A. M. 2009. Adsorción y mineralización de atrazina y relación con parámetros de suelos del DR 063 Guasave, Sinaloa. *Rev. Mex. Cienc. Geol.* 26(3):587-599.
- Gutiérrez, H. M.; Barba, L. E. and Materón, H. 2007. Mobility of pesticides carbofurane and imidacloprid in Typic Humitropept soil. *Agron. Colomb.* 25(1):160-167.
- Montoya, J.; Costa, J.; Liedt, R.; Bedmar, F. and Daniel, P. 2006. Effects of soil type and tillage practice on atrazine transport through intact soil cores. *Geoderma.* 137(1-2):161-173.
- Mudhoo, A. and Garg, V. K. 2011. Sorption, transport and transformation of Atrazine in soils, minerals and composts: a review. *Pedosphere.* 21(1):11-25.
- Ndongo, B.; Leroux, G. and Fortín, J. 2000. Transport du linuron, d'él imidaclopride et du bromure au travers de colonnes de sol et de lysimètres drainast. *Biotechnology Agronomic Society.* 4(1):33-40.
- Norma Oficial Mexicana. (2002). NOM-021-SEMARNAT-2000 Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. *Diario Oficial de La Federación.* 85 p.
- Raymundo, R. E.; Prado, P. B. L.; Nikolskii, G. I. y Mendoza, H. J. H. R. 2011. Sorción, degradación y lixiviación de imazapyr en un suelo volcánico de México. *Tecnología y Ciencias del Agua.* 2(3):61-75.
- Sadeghian, K. S. y Zapata, H. R. D. 2012. Propiedades relacionadas con la adsorción de cationes intercambiables en algunos suelos de la zona cafetera de Colombia. *Cenicafé.* 63(2):79-89.
- Sadeghian, K. S. y Arias, S. E. 2017. Lixiviación del potasio en suelos de la zona cafetera y su relación con la textura. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial.* 16(1):34-40.
- Salazar-Ledesma, M.; Prado, B.; Zamora, O. and Siebe, C. 2018. Mobility of atrazine in soils of a wastewater irrigated maize field. *Agric. Ecosys. Environ.* 255:73-83.
- Saxton, K. E. and Rawls, W. J. 2006. Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Sci. Society Am. J.* 70(5):1569-1578.

- Shakesby, R. A.; Doerr, S. H. and Walsh, R. P. D. 2000. The erosional impact of soil hydrophobicity: current problems and future research directions. *J. Hydrol.* 231-232:178-191.
- Shukla, M. K.; Ellsworth, T. R.; Hudson, R. J. and Nielsen, D. R. 2003. Effect of water flux on solute velocity and dispersion. *Soil Sci. Soc. Ame. J.* 67(2):449-457.
- SIAP. 2019. Cierre de la producción agrícola por estado. Puebla.
- Villada-Canela, M. 2006. Estimación del riesgo de contaminar mantos freáticos por infiltración de herbicida atrazina en distritos de riego de México. 150 p.
- Volverás-Mambuscay, B.; Amézquita, C. É. y Campo, Q. J. M. 2016. Recursos biofísicos. *Corpoica.* 17(3):361-377.
- Wan Ting, L.; Hai-Zhen W.; Jian-Ming X. and Yan-Zheng, G. 2005. Sorption of dissolved organic matter and its effects on the atrazine sorption on soils. *J. Environ Sci.* 17(3):478-482.
- Weber, J. 1995. Physicochemical and mobility studies with pesticides. Chapter 10, in *Agrochemical environmental fate.* 99-112 pp.