

## COMPARACIÓN DE ÍNDICES DE RIESGO DE LIXIVIACIÓN DE PLAGUICIDAS

MARÍA JIMENA DALPIAZ<sup>1\*</sup> & ADRIÁN ANDRIULO<sup>1</sup>

Recibido: 08-11-16

Recibido con revisiones: 26-06-17

Aceptado: 26-06-17

### RESUMEN

El empleo de plaguicidas se considera una de las principales causas de contaminación del agua subterránea por lixiviación en áreas bajo producción agrícola. Los objetivos de este trabajo fueron: a) estimar el riesgo de lixiviación de los plaguicidas glifosato, atrazina, acetoclor, imidacloprid y clorpirifos en dos suelos de textura contrastante del norte de la provincia de Buenos Aires utilizando los índices GUS, USEPA/CDFA, FAT, GWCP y GWCP modificado (GWCPm), b) compararlos con datos experimentales obtenidos en drenajes de lisímetros y c) comprobar si la inclusión del flujo preferencial y el cambio en la escala valorativa para la materia orgánica del horizonte A (GWCPm) mejora la sensibilidad de GWCP. Los riesgos de lixiviación estimados resultaron muy variables, asignando diferentes riesgos para un mismo plaguicida. En comparación con los datos experimentales, las predicciones realizadas con índices que tienen en cuenta solamente las propiedades de los plaguicidas (USEPA/CDFA y GUS) coincidieron excepto para glifosato + AMPA. Considerando los índices que incluyen la capacidad de atenuación del suelo en su cálculo (FAT, GWCP y GWCPm), el FAT no tuvo similitudes con los datos experimentales ya que no predijo riesgo de lixiviación ni para glifosato ni para atrazina. GWCP resultó más sensible debido a que tiene en cuenta dosis, momento y frecuencia de aplicación, conjuntamente con las propiedades de los plaguicidas. Las modificaciones del índice GWCP original (GWCPm), la aumentó aún más. En consecuencia, GWCPm podría constituir una herramienta inicial para la estimación de la movilidad de plaguicidas aplicados a los cultivos a través del perfil de suelo y su predicción de contaminación hacia el agua subterránea en la pampa ondulada.

**Palabras clave.** Factor de atenuación del suelo, potencial de contaminación del agua subterránea, glifosato, atrazina.

### COMPARISON OF RISK LEACHING PESTICIDE INDEXES

#### ABSTRACT

The use of pesticides is considered one of the main causes of groundwater contamination by leaching in areas under agricultural production. The objectives of this work were: a) to estimate the risk of leaching of the pesticides glyphosate, atrazine, acetochlor, imidacloprid and chlorpyrifos in two soils with contrasting texture of the north of the province of Buenos Aires using the GUS, USEPA/CDFA, FAT, GWCP and GWCPmodified (GWCPm) indexes, b) compare them with experimental data obtained in lysimeter drains and c) check whether the inclusion of the preferential flow and the change in the value scale for the organic matter of horizon A (GWCPm) improves GWCP sensitivity. The estimated leaching risks were very variable, assigning different risks for the same pesticide. Compared with the experimental data, predictions with indexes that only take into account the properties of pesticides (USEPA/CDFA and GUS) coincided except for glyphosate + AMPA. Considering the indexes that include the soil attenuation capacity in its calculation (FAT, GWCP and GWCPm), the FAT had no similarities with the experimental data since it did not predict the risk of leaching for either glyphosate or atrazine. GWCP was more sensitive because it takes into account timing and frequency of application, together with the properties of the pesticides. The modifications of the original GWCP index (GWCPm), increased it further. Consequently, GWCPm could be an initial tool for estimating the mobility of pesticides applied to crops through the soil profile and its prediction of contamination to groundwater in the rolling pampas.

**Key words.** Attenuation factor soil, groundwater contamination potential, glyphosate, atrazine.

1. EEA INTA Pergamino

\* Autor de contacto: dalpiaz.maria@inta.gob.ar

## INTRODUCCIÓN

El incremento de la producción agrícola de forma sostenible se encuentra entre los principales desafíos del sector agroalimentario nacional. En este contexto, hay una tendencia creciente en el aumento de dosis de plaguicidas. El empleo de plaguicidas se considera una de las principales causas de contaminación del agua subterránea por lixiviación, condicionada por las propiedades del suelo en áreas bajo producción agrícola.

Cuando un plaguicida ingresa al ambiente, sus moléculas no permanecen intactas por tiempo indefinido, ya que con el tiempo sufren degradación regulada por los microorganismos, la actividad química, el pH, el clima, el contenido de materia orgánica del suelo (MO), las características topográficas y geológicas del sitio, el tipo de suelo, entre otros factores (INECC, 2012). Por otro lado, las características de los plaguicidas que condicionan su degradación pueden describirse a través de: a) el coeficiente de adsorción del suelo ( $K_{oc}$ ), que representa una medida de la tendencia de un compuesto orgánico a ser adsorbido (retenido) por la MO y b) la estabilidad química de los plaguicidas en el ambiente y, por lo tanto, su tiempo de vida media ( $T_{1/2}$ ), que está relacionado con la eficiencia de los procesos de degradación natural como biodegradación, fotodegradación e hidrólisis química (Narváez Valderrama *et al.*, 2012). Las pérdidas de plaguicidas desde los suelos hacia el agua subterránea pueden afectar a largo plazo la calidad del agua. Considerando que la degradación de la calidad del agua subterránea tarda años y hasta décadas en manifestarse, y que además, se necesita un largo tiempo para remediarla e incluso, en muchos casos, resulta técnica y económicamente imposible hacerlo, deberán reunirse todos los esfuerzos en pos de su protección (Foster e Hirata, 1991; Reynoso *et al.*, 2010).

Rickert (1993) señaló que, debido a la elevada complejidad y los importantes costos para su determinación, es necesario desarrollar sistemas para predecir el potencial de los plaguicidas para contaminar el agua subterránea. Por ello, surgió el uso de índices que estiman el potencial de lixiviación de los plaguicidas. Estos pueden resultar de gran utilidad al comparar los riesgos relativos de diferentes estrategias de manejo de plaguicidas en los sistemas productivos con el fin de minimizar el riesgo de contaminación (Bedmar *et al.*, 2015).

Se han desarrollado muchos índices para evaluar el riesgo potencial de contaminación por plaguicidas; todos

tienen fortalezas y debilidades y cubren distintos aspectos del riesgo (Arregui *et al.*, 2010). Los índices de lixiviación contemplan las propiedades físico-químicas de los plaguicidas y, en algunos casos, algunas características de suelo fácilmente disponibles (FAO, 1992; INA, 2002). Entre ellos, se encuentran: los que se basan solamente en las propiedades de los plaguicidas: California Department of Food and Agriculture -CDFA/USEPA (Wilkerson & Kim, 1986) y Groundwater Ubiquity Score -GUS- (Gustafson, 1989) y los que, además, incorporan propiedades del suelo: Factor de Atenuación -FA- y Factor de Retardo -FR- (Rao *et al.*, 1985) y Groundwater Contamination Potential -GWCP- (Warren & Weber, 1994). Este último índice, integra un índice de vulnerabilidad del suelo frente a cualquier plaguicida, SLPI, estimado a partir de las variables textura y pH del espesor 0-90 cm del perfil y del contenido de MO del espesor 0-20 cm, con otro que depende del plaguicida, un índice de potencial de lixiviación del plaguicida, PLPI. El índice GWCP tiene la ventaja de haber sido validado para los suelos de planicie de la costa este de los Estados Unidos, utilizando 3 plaguicidas marcados al  $^{14}C$  de 3 tipos de suelos reconstituidos en columnas lisimétricas de 20 cm de diámetro por 0,91 m de largo bajo riego y, a diferencia de los restantes índices mencionados, contempla dosis, momento y frecuencia de aplicación (Warren & Weber, 1994).

Ninguno de estos índices ha sido contrastado con los resultados de concentraciones de plaguicidas medidas en el drenaje de los suelos de la pampa ondulada. Además, resulta necesario adaptar el índice propuesto por Warren & Weber (1994) por haber sido validado en otras condiciones, teniendo en cuenta los contenidos locales de MO del horizonte A y la existencia de flujo preferencial presente en los suelos estructurados -con presencia de horizonte Bt- de nuestra región.

En base a estas consideraciones, los objetivos de la presente contribución fueron: a) estimar el riesgo de lixiviación de los plaguicidas glifosato, atrazina, acetoclor, imidacloprid y clopirifos en dos suelos característicos del norte de la provincia de Buenos Aires utilizando los índices GUS, USEPA/CDFa, FAT, GWCP y GWCP modificado, b) compararlos con datos experimentales obtenidos en drenajes de lisímetros y c) comprobar si la inclusión del flujo preferencial y el cambio en la escala valorativa para la materia orgánica del horizonte A (GWCPm) mejora la sensibilidad de GWCP.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El cálculo de los índices se basó en dos series de suelos característicos del norte de la provincia de Buenos Aires, las series Junín (INTA, 1974) y Pergamino (INTA, 1972). La serie Junín es un Hapludol típico, con textura franco arenosa, bien drenada, con poco contenido de arcilla y ausencia del horizonte B textural. La serie Pergamino es un Argiudol típico, con textura franco limosa y presencia del horizonte B textural. Las propiedades físicas y químicas de los suelos que se utilizaron en el cálculo de los índices se presentan en la Tabla 1.

Los valores de las variables de suelo se extrajeron de las cartas de suelo de INTA digitalizadas, escala 1:50000, para la provincia de Buenos Aires (INTA, 2002). La densidad aparente y la humedad volumétrica a capacidad de campo se calcularon utilizando la aproximación de Saxton y Rawls (2006) a partir de la textura y el contenido de MO.

Los índices que se utilizaron fueron: CDFa/USEPA de Wilkerson & Kim (1986); GUS de Gustafson (1989); FA propuesto por Rao *et al.* (1985), GWCP de Warren & Weber (1994) y GWCP modificado (Dalpiaz, 2015). Todos ellos recurren a las propiedades de los plaguicidas ( $Koc$  y  $T_{1/2}$ ) que se describen en la Tabla 2. Las mismas, han sido extraídas de diversas bases de datos USEPA, USDA-AIDATA (2012), EXTTOXNET PIPs (2012), NPIC (1994) y Pesticide Properties Data Base- PPDB (Universidad de Hertfordshire, 2014). Para glifosato se utilizó el valor de  $Koc$  de 3772  $L\ kg^{-1}$ , propuesto por Rampoldi *et al.* (2014). Los plaguicidas considerados fueron glifosato, atrazina, acetoclor, imidacloprid y clorpirifos.

El índice GUS determina el potencial de lixiviación de los plaguicidas por medio de la siguiente fórmula:

$$GUS = \log T_{1/2} \times (4 - \log Koc) \quad (1)$$

El índice FA, que se transformó por medio de su logaritmo decimal en (FAT) para mejorar la interpretación de los resultados, representa la fracción del plaguicida aplicado en la superficie que lixivia a través del perfil del suelo y se calculó a partir de la siguiente fórmula:

$$FA = \exp[-(0,693 \times d \times \theta_{cc} \times FR) / (q \times T_{1/2})] \quad (2)$$

donde,  $d$  (cm) es la profundidad del horizonte de suelo considerado,  $\theta_{cc}$  ( $m^3\ m^{-3}$ ) el contenido volumétrico de agua en el suelo a capacidad de campo,  $q$  ( $cm\ día^{-1}$ ) la recarga neta de agua subterránea,  $T_{1/2}$  (días) la vida media de los plaguicidas en el suelo y  $FR$  el factor de retardo.

$$FAT = \ln(FA) / (-0,693) \quad (3)$$

donde,  $\ln(FA)$  es el logaritmo natural del factor de atenuación.

El  $FR$ , que indica la capacidad del plaguicida para lixiviar a través del suelo, se calculó con la ecuación que se describe a continuación:

$$FR = 1 + (DAP \times foc \times Koc) / (\theta_{cc}) \quad (4)$$

donde,  $DAP$  ( $kg\ m^{-3}$ ) es la densidad aparente del suelo,  $foc$  es la fracción decimal del contenido de carbono orgánico y  $Koc$  ( $L\ kg^{-1}$ ) es el coeficiente de adsorción al carbono orgánico. Se obtuvo para cada horizonte de suelo y luego fueron integrados en el perfil, excluyendo al horizonte C, dado su ínfima participación en el resultado final.

La integración en el perfil (FAT global) se realizó multiplicando los índices obtenidos para cada horizonte.

Tabla 1. Propiedades físico-químicas de las series Junín y Pergamino utilizadas en los cálculos de los índices de peligrosidad de lixiviación por plaguicidas.

Table 1. Physical and chemical properties of the Junín and Pergamino soil series used to calculate the indexes of pesticide leaching hazard.

Serie de Suelo	Horizonte	Espesor cm	Arcilla %	Limo %	Arena %	*DAP kg/ m <sup>3</sup>	* $\theta_{cc}$ m <sup>3</sup> /m <sup>3</sup>	MO %	pH
Junín	A	0-30	15,7	25,7	58,6	1,47	0,22	1,88	6,2
	Bw	30-70	16,3	24,4	59,3	1,54	0,21	1,56	6,4
	BC	70-126	11,8	21,6	66,6	1,61	0,16	0,27	7,3
Pergamino	A	0-25	22,8	64,9	12,3	1,34	0,34	2,74	5,8
	BA	25-34	30,3	56,8	12,9	1,39	0,36	1,50	6,2
	Bt1	34-75	43,5	47,5	9,0	1,32	0,40	1,10	6,3
	Bt2	75-95	30,2	56,4	13,4	1,45	0,35	0,60	6,5
	BC	95-160	17,0	65,5	17,5	1,58	0,29	0,41	6,4

\*DAP: Densidad aparente estimada; \* $\theta_{cc}$ : Humedad volumétrica a capacidad de campo estimada; MO: Materia orgánica.

\*DAP: Bulk density estimated; \* $\theta_{cc}$ : Volumetric water content at field capacity estimated; OM: Organic matter.

Tabla 2. Coeficiente de reparto en carbono orgánico-agua (Koc) y tiempo de vida media ( $T_{1/2}$ ) de los plaguicidas utilizados en los lisímetros de Pergamino (INTA).

Table 2. Partition coefficient organic carbon-water (Koc) and half-life ( $T_{1/2}$ ) of the pesticides used in the lysimeters of Pergamino (INTA).

Plaguicidas	Koc L kg <sup>-1</sup>	$T_{1/2}$ días
Glifosato	3772	47
Atrazina	100	60
Acetoclor	130	13
Imidacloprid	440	127
Clorpirifos	6070	30

Koc: Coeficiente de reparto del carbono orgánico;  $T_{1/2}$ : Tiempo de vida media.  
Koc: Partition coefficient organic carbon;  $T_{1/2}$ : Half-life.

$$FAT_{global} = TT * FAT_i \quad (5)$$

donde, **TT** indica el producto de los índices obtenidos para cada horizonte y el subíndice *i* designa a los horizontes.

Los valores de recarga diaria (q) máxima y promedio (normal) fueron extraídos de un dispositivo experimental a base de piezómetros para la serie Pergamino (Portela *et al.*, 2009) y fueron considerados iguales en ambas series de suelo. Se tomó el valor máximo observado (0,18 cm día<sup>-1</sup>) y el valor promedio (0,04 cm día<sup>-1</sup>), registrados en 12 años de mediciones continuas con precipitaciones 50% más altas que el promedio histórico y normales, respectivamente.

Para especificar el potencial de lixiviación de los plaguicidas se utilizó la clasificación propuesta por Khang & Liang (1989), que se describe en la Tabla 3.

El índice GWCP se calculó de dos formas: tal cual está publicado por los autores -GWCP- y con la introducción conjunta de dos modificaciones, adaptando los intervalos de MO para que coincidieran con las variaciones de contenidos pre-

sentes en la región y agregando un factor de flujo preferencial -GWCPm (Dalpiaz, 2015).

Para el cálculo del índice GWCP se utilizó la siguiente ecuación:

$$GWCP = ((SLPI + PLPI) / 200) \times 100 \quad (6)$$

donde, GWCP es el índice de contaminación potencial del agua subterránea (varía entre 0 y 100), **SLPI** es el índice de vulnerabilidad del suelo que recibe el plaguicida (varía entre 0 y 100) y **PLPI** es el índice de potencial de lixiviación del plaguicida (varía entre 0 y 100).

Para clasificar el índice GWCP se utilizaron los rangos que se describen en la Tabla 4. Estos representan una simplificación de la clasificación original propuesta por Warren & Weber (1994), dado que en la original se presentan 5 categorías (riesgo muy bajo, bajo, moderado, alto y muy alto) y en la actual éstas se redujeron a 3 (riesgo bajo, moderado y alto).

Para calcular el índice SLPI se utilizaron las siguientes ecuaciones.

$$SLP \text{ valor} = \text{valor MO} + \text{valor Textura} + \text{valor pH} \quad (7)$$

donde, SLP valor es el valor que se convierte a un índice entre 0 y 100; **valor de MO** es el producto de la valoración de la MO para el espesor 0-20 cm y el factor de peso de MO (8); **valor de Textura** es el producto de la valoración media ponderada de la textura de cada horizonte hasta completar los 90 cm y el factor de peso de la textura (6); **valor de pH** es el producto de la valoración media ponderada del pH de cada horizonte hasta completar los 90 cm y el factor de peso del pH (3).

Estos parámetros de suelo (MO, textura y pH) se clasificaron en función de la vulnerabilidad de los suelos y se colocaron en una escala de 1 a 10. Sus valores de clasificación se muestran en la Tabla 5.

Tabla 3. Clasificación de plaguicidas propuesta por Khang & Liang (1989) en base al Factor de Atenuación (FA) propuesto por Rao *et al.* (1985) y su logaritmo (FAT)

Table 3. Classification of pesticides given by Khang & Liang (1989) based on the attenuation factor (AF) proposed by Rao *et al.* (1985) and its logarithm (FAT).

FA	FAT	Clasificación según probabilidad de riesgo de contaminación
$\geq 2,5 \times 10^{-1}$ y $\leq 1,0$	$\leq 2,0$	Muy Probable
$\geq 1,0 \times 10^{-1}$ y $> 2,5 \times 10^{-1}$	$\geq 2,0$ y $< 3,0$	Probable
$\geq 1,0 \times 10^{-2}$ y $> 1,0 \times 10^{-1}$	$\geq 3,3$ y $< 7,2$	Moderadamente Probable
$\geq 1,0 \times 10^{-4}$ y $> 1,0 \times 10^{-2}$	$\geq 7,2$ y $< 13,3$	Improbable
$< 1,0 \times 10^{-4}$	$> 13,3$	Muy Improbable

FA: Factor de atenuación; FAT: Logaritmo natural del factor de atenuación.

FA: Attenuation factor; FAT: Natural logarithm of the attenuation factor.

Tabla 4. Índice de contaminación potencial del agua subterránea (GWCP).

Table 4. Groundwater Contamination Potential Index (GWCP).

GWCP			
PLPI	SLPI		
	0-39 Bajo	40-55 Moderado	60-100 Alto
0-39 Bajo	Bajo	Bajo	Moderado
40-59 Moderado	Bajo	Moderado	Alto
60-100 Alto	Moderado	Alto	Alto

SLPI: Índice de vulnerabilidad del Suelo; PLPI: Índice de lixiviación potencial del plaguicida.

SLPI: Soil leaching potential index; PLPI: Pesticide leaching potential index.

Estos valores de clasificación se multiplicaron por un factor de peso con respecto a la lixiviación. Así, el producto enfatizó la relación con cada una de las propiedades del suelo.

El índice GWCPm (Dalpiaz, 2015) se adaptó para tratar de darle mayor sensibilidad al índice original. Los cambios introducidos fueron dos: a) para la MO el factor de peso se redujo a 6 y se adaptaron los intervalos de MO a los contenidos presentes en la región (Tabla 5) y, b) se incluyó el flujo preferencial como factor en los suelos con presencia de horizonte Bt. A este último se le asignó un factor de valoración de 2, y se lo calculó realizando un cociente entre el contenido de arcilla del horizonte más iluviado (horizonte Bt) y el más eluviado (horizonte A). Al valor obtenido de este cociente se le asignó un valor de puntuación (Tabla 5), se lo multiplicó por el factor de valoración y se sumó en la ecuación SLP Valor, quedando ésta como se describe a continuación:

$$\text{SPL valor} = \text{valor MO} + \text{valor Textura} + \text{valor pH} + \text{valor Flujo Preferencial} \quad (8)$$

El SLP valor se reemplaza en la ecuación de SLPI, como se indica en la ecuación.

$$\text{SLPI} = 0,6369(\text{SLP valor}) - 14,65 \quad R^2 = 1.000 \quad (9)$$

Para calcular el PLPI se utilizaron las siguientes ecuaciones.

$$\text{PLP valor} = (T_{1/2}) \times (R) \times (F) / \text{Koc} \quad (10)$$

donde, PLP valor es el valor que se convierte en un índice entre 0 y 100;  $T_{1/2}$  es el tiempo de vida media del plaguicida; **R** es el producto entre la tasa de aplicación del ingrediente activo por unidad de superficie y el número de aplicaciones durante el ciclo del cultivo (en  $\text{kg ha}^{-1}$  o  $\text{L ha}^{-1}$ ); **F** es la fracción de plaguicida que alcanza el suelo durante una aplicación estimada ( $F=1$  aplicación en pre emergencia,  $F=0,5$  en pos

emergencia) y **Koc** es la afinidad del plaguicida por la MO del suelo.

$$\text{PLPI} = (14,2857)(\log \text{PLP valor}) + 57,1429 \quad R^2 = 1.000 \quad (11)$$

donde, PLPI es el índice del potencial de lixiviación del plaguicida y varía entre 0 y 100) y PLP valor es el valor de potencial de lixiviación del plaguicida calculado en la ecuación [10]. Los valores de Koc y  $T_{1/2}$  utilizados para calcular este índice se encuentran en la Tabla 2 y las dosis, frecuencia y momento de aplicación en la Tabla 6.

Se realizaron comparaciones entre los valores del potencial de contaminación predichos por los índices y las concentraciones máximas obtenidas en cada periodo analizado de drenaje en los lisímetros de la EEA Pergamino. El criterio de calificación para los valores de potencial de contaminación bajo, moderado y alto, se correspondieron con la no detección y la detección por debajo y por encima de un nivel guía para consumo humano extraído de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (Tabla 7).

Se analizaron datos de concentraciones de plaguicidas en el agua de drenaje, colectados en lisímetros que se encuentran en una secuencia soja-maíz bajo siembra directa. Se tuvieron en cuenta los datos de glifosato de las campañas 2001/02, 2004/05 y 2006/07 y del período 2010/12 con dosis de aplicación mínimas y máximas (Andriulo *et al.*, 2004, 2006; Sasal *et al.*, 2010; Caprile *et al.*, 2017), los de atrazina de las campañas 2002/03 y 2003/04 y del período 2010/12 (Andriulo *et al.*, 2004, 2006; Hang *et al.*, 2010; Caprile *et al.*, 2017), las concentraciones medias de acetoclor, clorpirifos e imidacloprid obtenidas en el período 2010/2012 (Caprile *et al.*, 2017 y Caprile Com. Pers.). Las dosis utilizadas en los índices fueron las reportadas para los lisímetros. Las mediciones de atrazina y acetoclor en el drenaje del período 2010-2012 se correspondieron con aplicaciones realizadas en 2009 y 2003, respectivamente (Caprile *et al.*, 2017).

Tabla 5. Valoración para el contenido de materia orgánica (MO) del suelo (%) originalmente propuesta por Warren y Weber (1994) y modificada en el presente trabajo, para el pH y la textura de suelo (Warren & Weber, 1994), y para flujo preferencial (Dalpiaz, 2015).

Table 5. Assessment for the soil organic matter content (OM) (%) originally proposed by Warren and Weber (1994) and modified in this paper, for soil pH and texture (Warren & Weber, 1994), and for preferential flow (Dalpiaz, 2015).

Descripción de MO del suelo	MO original %	MO modificada %	Valor de puntuación
Altamente desprovisto	<0,5	<1,3	10
Muy pobremente provisto	0,5-0,99	1,31-2,16	8
Pobremente provisto	1,0-1,99	2,17-2,59	6
Moderadamente provisto	2,0-3,99	2,60-3,45	4
Bien provisto	4,0-8,0	3,46-5,17	2
Muy bien provisto	>8,0	>5,2	1

Descripción de pH	Valor de pH del suelo	
Extremadamente ácido	<3,5-4,4	1
Muy fuertemente ácido	4,5-5,0	2
Fuertemente ácido	5,1-5,5	3
Medianamente ácido	5,6-6,0	4
Ligeramente ácido	6,1-6,5	5
Neutro	6,6-7,3	6
Levemente alcalino	7,4-7,8	7
Moderadamente alcalino	7,9-8,4	8
Fuertemente alcalino	8,5-9,0	9
Muy fuertemente alcalino	>9,0	10

Textura de suelo		
Arenoso		10
Arenoso franco		
Franco		8
Franco arenoso		
Franco limoso		6
Limoso		
Franco arcilloso		
Franco arcillo arenoso		4
Franco arcillo limoso		
Arcillo limoso		2
Arcilloso		

Cociente de arcilla Bt/A		
		1
	>1,83	5
	1,68-1,83	4
	1,52-1,67	3
	1,36-1,51	2
	1,20-1,35	1
	<1,20	0

Tabla 6. Plaguicidas utilizados en los lisímetros de Pergamino (INTA), indicando su principio activo, dosis mínimas y máximas y su frecuencia de aplicación.

Table 6. Pesticides used in lysimeters of Pergamino (INTA), indicating its active ingredient, minimum and maximum application rate, and frequency of application.

PLAGUICIDA	PRINCIPIO ACTIVO (% p/v)	DOSIS (L ha <sup>-1</sup> )		FRECUENCIA DE APLICACIÓN
		Mínima	Máxima	
Glifosato	48	3	14	2-3 aplicaciones entre barbecho y ciclo de cultivo
Atrazina	50	2	4	Barbecho y preemergencia
Acetoclor	84	2		Preemergencia
Imidacloprid	60	0,50	0,75	1-2 aplicaciones
Clorpirifos	48	0,4	2	1-2 aplicaciones en el ciclo de cultivo

Tabla 7. Correspondencia entre la calificación del índice de riesgo de lixiviación de plaguicidas y los niveles guía de los mismos plaguicidas propuestos por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2005).

Table 7. Correspondence between the classification of the indexes of pesticide leaching risk and the guideline levels of the pesticides themselves proposed by the Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (2005).

Índice de peligro de lixiviación	Glifosato + AMPA	Atrazina	Acetoclor	Imidacloprid	Clorpirifos
	ug L <sup>-1</sup>				
Bajo			ND		
Moderado	< 300	< 1,5	SU	SU	< 0,006
Alto	> 300	> 1,5	SU	SU	> 0,006

ND: No detectado; SU: Sin umbral definido.

ND: No detected; SU: No defined threshold.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los riesgos de lixiviación estimados por los índices resultaron muy variables, asignando a un mismo plaguicida diferentes peligros de alcanzar el agua subterránea (Tabla 8).

La predicción con índices que tienen en cuenta solamente las propiedades de los plaguicidas (USEPA/CDFA y GUS) fue la misma:

- para glifosato+ AMPA, el índice USEPA/CDFA los clasificó como no lixiviables, debido a que su valor de Koc fue < 500 L kg<sup>-1</sup> y el T<sub>1/2</sub> > de 21 días y el índice GUS como no lixiviable, debido a un valor < 1,8 (INA, 2002).
- para atrazina, el índice USEPA/CDFA la clasificó como lixiviable debido a que el valor de Koc fue < 300 L kg<sup>-1</sup> y el T<sub>1/2</sub> < de 21 días y el índice GUS como lixiviable debido a un valor > 2,8 (INA, 2002).

Si bien los resultados señalan el destino del plaguicida, no constituyeron una aproximación satisfactoria para

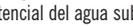
glifosato y AMPA, dado que éstos fueron detectados en el drenaje de los lisímetros. Estas mismas moléculas también se encontraron en el lixiviado de muchos suelos del mundo (Borggaard & Gimsing, 2008; Battaglin *et al.*, 2014). Su pretendida aplicabilidad universal para clasificar al glifosato como no lixiviable no es tal.

Cuando se incluyó la capacidad de atenuación del suelo en su cálculo, el índice global FAT indicó improbabilidad de lixiviación tanto para glifosato + AMPA como para atrazina, inclusive en situaciones de recarga máxima e independientemente del tipo de suelo. Gianelli *et al.* (2010) aplicaron el mismo índice en el sudeste bonaerense y encontraron resultados similares para estos dos herbicidas. Además, Bedmar *et al.* (2013), encontraron un potencial de lixiviación muy improbable para atrazina, calculado para diferentes recargas en todos los horizontes y perfiles de los suelos analizados del sudeste bonaerense. Tampoco el valor de Koc utilizado para glifosato, obtenido para condiciones locales, fue capaz de cambiar la categoría de movilidad del herbicida. Por lo tanto, este índice, tampoco puede considerarse apto para realizar estimaciones sobre

Tabla 8. Riesgo de lixiviación de glifosato y atrazina, estimada por los índices USEPA/CDFA, GUS, FAT c/rn y c/rm, GWCP y GWCPm y sus detecciones en el drenaje de las series Junín y Pergamino establecidas en los lisímetros de Pergamino (INTA).

Table 8. Risk of glyphosate and atrazine leaching, estimated by the USEPA / CDFA, GUS, FAT c/rn & c/rm, GWCP and GWCPm indexes, and its detections in the drainage of Junín and Pergamino soil series established in the lysimeters of Pergamino (INTA).

	USEPA/ CDFA	GUS	FAT c/rn	FAT c/rm	GWCP	GWCP m	Lisímetro (ppb)					
<b>GLIFOSATO + AMPA</b>												
					dosis 1*	dosis 2**	dosis 1*	dosis 2**	2001/02*	2004/05*	2006/2007**	2010-12*
Junín									30	ND	571	4
Pergamino									21	ND	12	2
<b>ATRAZINA</b>												
					dosis 1*	dosis 2**	dosis 1*	dosis 2**	2002/03**	2003/04**	2010-12#	
Junín									1,8	0,7	0,5	
Pergamino									5,3	0,3	0,1	

\*dosis: glifosato 3-6 L ha<sup>-1</sup> y atrazina 3 L ha<sup>-1</sup>; \*\* dosis: glifosato 14 L ha<sup>-1</sup> y atrazina 4 L ha<sup>-1</sup>; # última aplicación 2009; ND: No detectado; D: Detectado; USEPA/CDFA: Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos/Departamento de Alimentación y Agricultura de California; GUS: Calificación de ubicuidad en el agua subterránea; FAT: Logaritmo del factor de atenuación, c/rn y c/rm: con recarga normal y máxima; GWCP: Contaminación potencial del agua subterránea; GWCPm: Contaminación potencial del agua subterránea modificado.  Bajo  Moderado  Alto.

\*dose: glyphosate 3-6 L ha<sup>-1</sup> and atrazine 3 L ha<sup>-1</sup>; \*\*dose: glyphosate 14 L ha<sup>-1</sup> and atrazine 4 L ha<sup>-1</sup>; # last application 2009; ND: Not detected; D: Detected; USEPA/CDFA: United States Environmental Agency Protection / California of Department of Food and Agriculture; GUS: Groundwater Ubiquity Score; FAT: Natural logarithm of the attenuation factor; c/rn and c/rm: for normal and maximum recharge; GWCP: Groundwater Contamination Potential; GWCPm: Groundwater Contamination Potential modified.  Low  Moderate  High.

riesgo de lixiviación de plaguicidas debido a su baja sensibilidad.

El índice GWCP, que utiliza en su cálculo dosis, momento y frecuencia de aplicación, conjuntamente con las propiedades de los plaguicidas, resultó más acorde con los datos experimentales obtenidos en los lisímetros. En efecto, para el caso del glifosato + AMPA, indicó mayor riesgo de lixiviación en la serie Ju que en la serie Pe y, además, en la serie Ju, el riesgo fue moderado con el aumento de las dosis. Para la serie Pe, en cambio, el riesgo resultó bajo, aún con el aumento de la dosis. Para el caso de atrazina, el índice reaccionó con el tipo de suelo (vulnerabilidad Ju > Pe) y con el cambio de dosis solamente en la serie Ju (riesgo moderado a alto). Sin embargo, en Pe el riesgo fue bajo para las diferentes dosis.

A diferencia del índice FAT, GWCP mostró la diferente capacidad de atenuación inherente a cada tipo de suelo y que, en los suelos de capacidad menor, a iguales dosis de plaguicidas, el potencial de contaminación del agua subterránea fue mayor. Resultados similares fueron obtenidos por Raphael *et al.* (2013) en suelos de textura franca a franco arenosa del sudoeste de Nigeria.

En el caso del glifosato, la utilización de un valor de Koc obtenido para molisoles de la región permitió que el índice

GWCP predijera un cambio en la valoración del riesgo de lixiviación cuando aumentaba la dosis en Ju.

En los suelos profundos y bien drenados de la subregión Pampa Ondulada predominan los Argiudoles con horizonte Bt de texturas franco arcillo-limosas y arcillo limosas (INTA, 1972). La serie Pe es un buen representante de los suelos de dicha subregión. En estos suelos, el movimiento de agua se produce por dos mecanismos: flujo masal o pistón, que desplaza al agua preexistente y se presenta en situaciones de elevado contenido de humedad, y flujo preferencial o *bypass*, que corresponde al movimiento rápido del agua en condiciones de no equilibrio a través de macroporos, grietas y fisuras del suelo (Hendrickx & Flury, 2001). El flujo preferencial es predominante en suelos estructurados (Weinzette & Usunoff, 2001) y posibilita el transporte rápido de contaminantes poco adsorbidos al suelo hacia el agua subterránea (Reichenberger *et al.*, 2002). Otro aspecto para destacar es que, si bien los datos de Koc y T<sub>1/2</sub> generados en el laboratorio son muy valiosos, proporcionan escasa información sobre la variabilidad inherente de los parámetros del suelo que afectan a la lixiviación en la escala de campo. Esto es de particular importancia para los suelos estructurados, donde el flujo preferencial puede tener un impacto significativo en la lixiviación. De hecho, diversos estudios de campo sugieren que el transporte

preferencial de varios plaguicidas ocurre a una profundidad de 1 m (Elliott *et al.*, 2000).

El índice GWCP no reaccionó en la serie Pe, y, probablemente, esto se debió a que no tuvo en cuenta la existencia del flujo preferencial. Otras causas posibles son la valoración de los intervalos de contenidos de MO del horizonte A en dicho índice, el cual utiliza intervalos de MO que superan valores del 8%, que exceden a los contenidos encontrados en los suelos vírgenes de la subregión y también que el factor de peso asignado a esta variable es demasiado elevado (Tabla 8).

La modificación de propiedades de alto impacto en el movimiento de los plaguicidas (MO del horizonte A y flujo preferencial), hicieron que el índice GWCPm marcara más las diferencias de vulnerabilidad entre suelos, tanto para glifosato + AMPA como para atrazina, y también permitió verificar el aumento del riesgo de contaminación con el aumento de las dosis en la serie Pe para la atrazina, tal como se registró en los datos obtenidos en los lisímetros.

La información sobre las concentraciones de glifosato y atrazina obtenidas en el drenaje de un ensayo de largo plazo con lisímetros resultó muy valiosa y englobó situaciones muy disímiles como periodos de baja recarga y elevadas concentraciones y viceversa, dosis de aplicación altas y bajas, condiciones de estado hídrico del suelo en condi-

ciones de no-equilibrio con clara expresión de flujo preferencial, existencia de lluvias que producen drenaje inmediatamente después de una aplicación, entre las más destacadas. Esta gran diversidad de situaciones permitió poner en contexto los límites de aplicabilidad de los índices.

Si se busca conocer el potencial contaminante de un plaguicida en un determinado suelo, el GWCPm para glifosato estuvo en concordancia con los resultados del drenaje de los lisímetros en la campaña 2006/2007. En el caso de atrazina, dicho riesgo no estuvo en un buen acuerdo con los resultados del drenaje de la campaña 2002/2003, aún después de haber introducido la modificación por flujo preferencial. Sí se acercó en la campaña 2003/2004. Estos hechos evidencian la elevada complejidad del movimiento de plaguicidas.

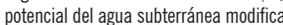
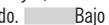
El herbicida acetoclor y los insecticidas imidacloprid y clorpirifos fueron determinados en el agua de drenaje de los lisímetros en un periodo corto comprendido entre 2010 y 2012 (Tabla 9).

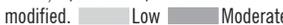
En el caso de acetoclor, el potencial contaminante estimado por el índice GUS estuvo más cerca de la realidad que el estimado por el índice USEPA/CDFA debido a que los datos experimentales evidenciaron su presencia en el drenaje. Nuevamente, el índice FAT no pudo captar el riesgo de lixiviación medido en el drenaje de los dos suelos

Tabla 9. Riesgo de lixiviación de acetoclor, imidacloprid y clorpirifos, estimada por los índices USEPA/CDFA, GUS, FAT c/rn y c/rm, GWCP y GWCPm y sus detecciones en el drenaje de las series Junín y Pergamino establecidas en los lisímetros de Pergamino (INTA).

Table 9. Risk of acetochlor, imidacloprid and chlorpyrifos leaching, estimated by the USEPA / CDFA, GUS, FAT c/rn & c/rm, GWCP and GWCPm indexes, and its detections in the drainage of Junín and Pergamino soil series established in the lysimeters of Pergamino (INTA).

JUNÍN							Lisímetro (ppb)*
	USEPA/CDFA	GUS	FAT c/rn	FAT c/rm	GWCP	GWCP m	
Acetoclor #							0,08
Imidacloprid	s/v						4,98
Clorpirifos							ND
PERGAMINO							Lisímetro (ppb)*
	USEPA/CDFA	GUS	FAT c/rn	FAT c/rm	GWCP	GWCP m	
Acetoclor #							0,09
Imidacloprid	s/v						0,06
Clorpirifos							ND

\*período 2010-2012; # determinado en un período de 7 a 9 años posterior a la última aplicación; ND: No detectado; USEPA/CDFA: Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos/Departamento de Alimentación y agricultura de California; GUS: Calificación de ubicuidad en el agua subterránea; s/v: sin valoración; FAT: Logaritmo del factor de atenuación, c/rn y c/rm: con recarga normal y máxima; GWCP: Contaminación potencial del agua subterránea; GWCPm: Contaminación potencial del agua subterránea modificado.  Bajo  Moderado  Alto.

\*period 2010-2012; # determined over a period of 7 to 9 years after the last application; ND: No detected; USEPA/CDFA: United States Environmental Agency Protection / California of Department of Food and Agriculture; GUS: Groundwater Ubiquity Score; s/v: without valuation; FAT: Natural logarithm of the attenuation factor; c/rn and c/rm: with normal and maxima recharge; GWCP: Groundwater Contamination Potential; GWCPm: Groundwater Contamination Potential modified.  Low  Moderate  High.

analizados. Resultados similares fueron encontrados por Gianelli *et al.* (2010) y Bedmar *et al.* (2013) para el sudeste de Buenos Aires. El índice GWCP predijo un elevado y bajo riesgo de lixiviación para las series Ju y Pe, respectivamente mientras que su modificación (GWCPm) produjo un aumento del riesgo en la serie Pergamino. Las determinaciones de acetoclor se realizaron en un periodo comprendido entre 7 y 9 años posteriores a su última aplicación en los lisímetros. Por lo tanto, los resultados de los índices GWCP no pudieron ser contrastados en el periodo de aplicación del herbicida. Además, no se contó con nivel guía propuesto por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación para este herbicida (Tabla 7). Tartaková *et al.* (2014) encontraron en suelos de Eslovaquia que los suelos con mayor contenido de MO y de pH más bajo disminuían el potencial de lixiviación, evidenciando el ajuste de los índices GWCP para las series Ju y Pe.

El riesgo de lixiviación de imidacloprid, calculado por los índices GUS y GWCP en la serie Ju estuvieron en coincidencia con los resultados obtenidos en el drenaje de los lisímetros; lo contrario sucedió con el índice FAT. Bedmar *et al.* (2015) obtuvieron resultados similares para el sudeste de Buenos Aires cuando consideraron el perfil del suelo completo en el cálculo del índice FAT. GWCPm fue más sensible que su versión original en la serie Pe, probablemente debido al contenido de MO del horizonte A. El Canadian Council of Ministers of the Environment (2007) señala el importante efecto del contenido de la MO en la dinámica de sorción/desorción de este insecticida, en el cual el efecto de histéresis es característico (con mayor contenido de MO hay más adsorción y menos desorción).

Clorpirifos no mostró peligro de lixiviación en ninguno de los índices utilizados pero tampoco se lo detectó en el drenaje. Esto probablemente se debió a sus propiedades físicoquímicas (alto valor de Koc y bajo  $T_{1/2}$ ). Además, de acuerdo con el reporte de la Organización Mundial de la Salud (WHO), el Clorpirifos presenta baja solubilidad en agua, se adsorbe muy fuertemente al suelo y no migra fácilmente desde el perfil. Por ello, es común su no detección o, en algunos casos, su detección en aguas subterráneas de USA a concentraciones menores de  $0,01 \mu\text{g L}^{-1}$  (WHO, 2011).

Si bien cualquiera de los índices utilizados son simples y se calculan utilizando datos fácilmente disponibles, el índice GWCPm, además de ser simple, resultó más efectivo para diferenciar el riesgo de lixiviación de plaguicidas en suelos

con diferente textura, pH, flujo preferencial y contenido de MO del horizonte superficial, y sensible para reaccionar ante los cambios en las dosis utilizadas. Además, permitió verificar que la información generada se aproximó a los resultados obtenidos en lisímetros. Por todo ello, a pesar de las limitaciones planteadas, estos resultados se pueden tomar como una contribución original para la estimación del riesgo potencial de contaminación del agua subterránea. Este índice permite identificar las zonas donde prioritariamente se deberían implementar estrategias de prevención de la contaminación del agua subterránea. Además, la misma metodología podría aplicarse en otras regiones del país y utilizarse como insumo de estimaciones ex ante en proyectos regionales de contaminación por plaguicidas, permitiendo evaluar las prácticas de protección que se aplican en áreas vecinas a los asentamientos poblados o en áreas consideradas frágiles desde el punto de vista ambiental. Con su uso, se podría hacer una ponderación del potencial contaminante de los plaguicidas en suelos identificados bajo determinados sistemas de cultivo, elaborar informes y/o mapas de zonificación del riesgo de contaminación con diferentes propuestas de manejo de cultivos y con un abordaje multidisciplinario para contribuir al control de plagas en cultivos con el menor índice de riesgo. Finalmente, se podría contar con un sistema de apoyo para la toma de decisiones que permita mejorar la planificación y el proceso general de toma de decisiones.

#### AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se desarrolló en el marco de los Programas Nacionales de INTA Suelo y Recursos Naturales, Gestión Ambiental y Ecorregiones y del Proyecto Regional con enfoque Territorial para el Norte de Buenos Aires. Agradecemos a Ana Clara Caprile por facilitarnos información para el desarrollo de este trabajo.

#### BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo, A; S Hang; MI Maitre; S Enrique; SI Portela & MC Sasal. 2006. Efecto del tipo de suelo sobre el transporte de atrazina y glifosato en secuencia maíz-soja bajo siembra directa. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, 19-22 septiembre 2006, Salta-Jujuy (Argentina).
- Andriulo, A; S Hang; MC Sasal; M Nassetta; SI Portela & A Cañas. 2004. Efecto del tipo de suelo sobre el transporte de solutos en lisímetro. II. Atrazina. En: XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Actas: p 418. Paraná Entre Ríos.
- Arregui, MC; D Sanchez; R Althaus; RR.Scotta & I Bertolaccini. 2010. Assessing the risk of pesticide environmental impact in several Argentinian cropping systems with a fuzzy indicator. *Pest. Manag. Sci.* 66: 736-40.

- Battaglin, WA; MT Meyer; KM Kuivila & JE Dietze. 2014. Glyphosate and Its Degradation Product AMPA Occur Frequently and Widely in U.S. Soils, Surface Water, Groundwater and Precipitation. Paper No. JAWRA-13-0028-P of the Journal of the American Water Resources Association (JAWRA). <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/jawr.12159/abstract;jsessionid=74BD5F3A7EF78E494FED55EAE706AA01.f03t02#publication-history> Consultada: 04/10/2016.
- Bedmar, F; V Gianelli; H Angelini & L Viglianchino. 2015. Riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la cuenca del arroyo El Cardalito, Argentina. [http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1669-23142015000100011](http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1669-23142015000100011). Consultada: 10/04/2017.
- Bedmar F; Costas JL; D Gimenez & P Daniel. 2013. Comparación de dos métodos de obtención de índices para la estimación del riesgo de lixiviación de plaguicidas en dos perfiles de suelo. <http://www.scielo.org.ar/pdf/agrisc/v30n2/v30n2a03.pdf>. Consultada: 13/04/2017.
- Borggaard, OK & AL Gimsing. 2008. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Manag. Sci.* 456: 441-456.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. 2007. Canadian Water Quality Guidelines: Imidacloprid. Scientific Supporting Document. PN 1388. [http://www.ccme.ca/files/Resourcessupporting\\_scientific\\_documents/imidacloprid\\_ssd\\_1388.pdf](http://www.ccme.ca/files/Resourcessupporting_scientific_documents/imidacloprid_ssd_1388.pdf) Consultada: 21/04/2017.
- Caprile, AC; VC Aparicio; SI Portela; MC Sasal & AE Andriulo. Drenaje y transporte vertical de herbicidas en dos molisoles de la pampa ondulada Argentina. *Revista Ciencia del Suelo* Vol. 35(1) 147:159.
- Dalpiatz, MJ. 2015. Estimación del peligro de contaminación del agua subterránea por plaguicidas en el norte de la provincia de Buenos Aires. Tesis de Maestría en Gestión del Agua. Facultad de Ciencias Veterinarias. Universidad de Buenos Aires. Argentina.
- Elliott, JA; AJ Cessna; W Nicholaichuk & LC Tollefson. 2000. Leaching rates and preferential flow of selected herbicides through tilled and untilled soil. *J. Environm. Qual.* 29: 1650-1656.
- EXTOXNET PIPs (Extension Toxicology Network, Pesticide Information Profiles). 2012. Universidades de California- Davis y de Idaho, Oregon State University, Michigan State University y Cornell University. <http://extoxnet.orst.edu> Consultada: 12/09/2016.
- FAO. 1992. Prevención de la contaminación del agua por la agricultura y actividades afines. Consulta de Expertos. Santiago, Chile.
- Foster, S & S Hirata. 1991. Determinación del riesgo ambiental de aguas subterráneas. Una metodología basada en datos existentes. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS). OPS. OMS. Lima, Perú.
- Gianelli V; F Bedmar; H Angelini I; V Aparicio & JL Costas. 2010. Riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la Cuenca del Arroyo Pantanosos (R. Argentina). *Err.* JL Fernández Turiel & MI González Hernández (eds). Contaminación, descontaminación y restauración ambiental en Iberoamérica. Pp. 135-152. Sociedad Iberoamericana de física y química ambiental. España.
- Gustafson, DI. 1989. Groundwater Ubiquity Score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environ. Toxicol. Chem.* 8: 339-57.
- Hang, S; A Andriulo; MC Sasal; M Nassetta & SI Portela. 2010. Integral study of atrazine behavior in field lysimeters in Argentinean humid pampas soils. *Chilean J. Agric. Res.* 70: 104-112.
- Hendrickx, JMH & M Flury. 2001. Uniform and preferential flow, mechanisms in the vadose zone. *In:* National Research Council (ed) Conceptual models of flow and transport in the fractured vadose zone. National Academy Press, Washington DC. pp. 149-188.
- INTA. 2002. Carta de Suelo de la República Argentina. <http://anterior.inta.gov.ar/suelos/cartas/> Consultada: 07/11/2016.
- INTA. 1974. Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3560-1 General Arenales, provincia de Buenos Aires. Argentina.
- INTA. 1972. Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3360-32 Pergamino, provincia de Buenos Aires. Argentina.
- INA. 2002. Instituto Nacional del Agua. Evaluación de factores de riesgo debido a plaguicidas en el medio ambiente rural. <http://www.sertox.com.ar/es/info/apuntes/2005/0202/05.pdf>. Consultada: 10/09/2016.
- INECC (Instituto Nacional de Ecología Cambio Climático). 2012. Características físico-químicas de los plaguicidas y su transporte en el ambiente. <http://www2.inec.gob.mx/sistemas/plaguicidas/> Consultada: 18/09/2016.
- Khan, MA & T Liang. 1989. Mapping pesticide contamination potential. *Environ. Manage.* 13: 233-242.
- Narváez Valderrama, JF; JA Palacio Baena & FJ Molina Pérez. 2012. Persistencia de plaguicidas en el ambiente y su ecotoxicidad: Una revisión de los procesos de degradación natural. *Revista Gestión y Ambiente* Volumen 15 - No. 3, Diciembre de 2012, Medellín ISSN 0124.177X. pp 27-38.
- NPIC (National Pesticide Information Center), Extension Properties database. 1994. <http://npic.orst.edu/ppdmove.htm>. Consultada: 12/09/2016.
- Portela, SI; AE Andriulo; EG Jobbágy & MC Sasal. 2009. Water and nitrate exchange between cultivated ecosystems and groundwater in the Rolling Pampas. *Agriculture, Ecosys. & Environ.* 134: 277-286.
- Rampoldi, EA; SB Hang & E Barriuso. 2014. Retención y degradación de glifosato en mezcla de rastrojo de maíz y soja con suelo. *Cienc. Suelo* (Argentina) 32(2): 271-282.
- Rao, PSC; AG Hornsby & RE Jessup. 1985. Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater. *Soil Crop Sci. Fl.* 44: 1-8.
- Raphael, OD; WA Olosunde & OO Fasanu. 2013. Determination of índices for ranking the potential for herbicides contamination of groundwater. *International Journal of Emerging Trends in Engineering and Development.* Issue 3, Vol. 1.
- Reichenberger, S; W Amelung; V Laabs; A Pinto; K U Totsche & W Zech. 2002. Pesticide displacement along preferential flow pathways in a Brazilian Oxisol. *Geoderma* 110: 63-86.
- Reynoso, LR; SI Portela & AE Andriulo. 2010. Implementación de un sistema de monitoreo de aguas subterráneas en cinco microcuencas del Arroyo Pergamino. I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras. Azul, Buenos Aires, Argentina.
- Rickert, D. 1993. Water quality assessment to determine the nature and extent of water pollution by agriculture and related activities. *In:* Prevention of Water Pollution by Agriculture and Related Activities. Actas de la Consulta de Expertos de la FAO, Santiago, Chile, 20-23 de octubre de 1992. Water Report 1. FAO, Roma. págs. 171-194.

- Sasal, MC; AE Andriulo; MG Wilson & SI Portela. 2010. Pérdidas de glifosato por drenaje y escurrimiento en molisoles bajo siembra directa. *Información tecnológica* Vol. 21(5): 135-142.
- Saxton, KE & WJ Rawls. 2006. Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 1569-1578.
- Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. República Argentina. 2005. Niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente. <http://www.hidricosargentina.gov.ar/NivelCalidad.html> . Consultada: 18/09/2016.
- Tatarková, V; E Hiller & R Halko. 2014. Retention characteristics of acetochlor in soils collected from different depths in relation to soil properties (•itný ostrov Area, SW Slovakia). *Soil Water Res.* 9: 58-65.
- Universidad de Hertfordshire. 2013. Pesticide Properties Database. Disponible en: <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/es/index.htm>. Consultada: 20/09/2016.
- USEPA (United States Environment Protection Agency). Pesticide Environmental Fate Database. <http://www.epa.gov/pesticide/a-z/espanol.htm>. Consultada: 12/09/2016.
- USDA- AIDATA (United States Department of Agriculture). 2012. Pesticide Properties in the Environment. <http://www.wsi.nrcs.usda.gov/products/W2Q/pest/data/AIDATA.xls> Consultada: 27/09/2016.
- Warren RL & Weber JB. 1994. Evaluating pesticide movement in North Carolina Soils. *In: Soil Science Society of North Carolina Proceedings*, Vol. XXXVII, 23- 29.
- Weinzette, PA & EJ Usunoff. 2001. Determinación por macroporos en suelos argiudoles en la cuenca del arroyo Azul, Argentina. Congreso Las caras del agua subterránea, Septiembre de 2001, Barcelona, España.
- World Health Organization (WHO). 2011. Guidelines for drinking water quality. 4th ed. Geneva: world health organization. [http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151\\_eng.pdf](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151_eng.pdf). Consultada: 20/04/2017.
- Wilkerson, MR & KD Kim. 1986. The pesticide contamination prevention act: setting specific numerical values. Environmental Monitoring Branch, California Department of Pesticide Regulation, Sacramento, CA. Report EH 86-02.