

EVALUACIÓN DEL PELIGRO DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN ÁREAS AGRÍCOLAS

Assessment of groundwater pollution hazard in agricultural areas

Sebastián GRONDONA^{1,2*}, Héctor MASSONE¹, Mariana GONZALEZ³ y Francisco BEDMAR⁴

¹ Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario, Universidad Nacional de Mar del Plata-Comisión de Investigaciones Científicas Buenos Aires. Funes 3350, Mar Del Plata, 7600, Argentina

² Laboratorio de Ecotoxicología y Contaminación Ambiental (ECoA), Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Universidad Nacional de Mar del Plata-CONICET, Mar del Plata, Argentina. Funes 3350, Mar Del Plata, 7600, Argentina

³ Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Estresores Múltiples en el Ambiente (EMA), Universidad Nacional de Mar del Plata-CONICET. Funes 3350, Mar Del Plata, 7600, Argentina

⁴ Departamento de Producción Vegetal, Suelos e Ingeniería Rural, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226, km 73.5, Balcarce, 7620, Argentina

*Autor para correspondencia: sebastiangrondona@yahoo.com.ar

(Recibido: diciembre de 2020; aceptado: abril de 2021)

Palabras clave: acuífero, lixiviación, plaguicidas, cuenca del río Quequén Grande

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo consistió en evaluar el peligro de contaminación del agua subterránea asociado al uso de plaguicidas, considerando sus propiedades, las del suelo donde son aplicados y las del acuífero al cual potencialmente pueden lixiviar. La zona de estudio considerada fue la cuenca del río Quequén Grande donde la única provisión de agua es el acuífero Pampeano y la agricultura la actividad dominante. Se trabajó en entorno ARCGIS y el peligro de contaminación se obtuvo por la combinación de la vulnerabilidad del acuífero (índice DRASTIC) y la carga contaminante potencial (índice AFT). El mapa de vulnerabilidad mostró que los sectores menos vulnerables se ubican en la zona alta de la cuenca y los de mayor en la zona baja. Cinco plaguicidas fueron clasificados con una categoría superior a “poco probable lixiviación”, con las mayores cargas contaminantes en el sector alto. Se obtuvieron dos mapas de peligro, con las zonas de menor peligro en la zona NE, debido al nivel freático más profundo y mayor porcentaje de materia orgánica. Las zonas de mayor peligro se ubican en el sector O y SE, debido a menores contenidos de materia orgánica, bajos espesores del horizonte A y un nivel freático más somero. Estos mapas obtenidos pueden ser utilizados entonces en la gestión del hídrico subterráneo: si la carga contaminante es baja, se considera suficiente el uso de los mapas obtenidos según el índice AFT. Por el contrario, en aquellos casos que la carga sea mayor, se debe contemplar el uso de los mapas de peligrosidad.

Key words: aquifer, pesticides, leaching, Quequén Grande River watershed

ABSTRACT

This work evaluates the groundwater contamination hazard associated with the use of pesticides, considering their properties, the soil where they are applied and the aquifer to which they can potentially leach. The study area considered was the Quequén Grande River basin where the only water supply is the Pampeano aquifer and agriculture is the dominant activity. The contamination hazard was obtained by combining the aquifer vulnerability (DRASTIC index) and the potential pollutant load (AFT index) working with ARCGIS software. The sectors with the least vulnerability were in the upper zone of the watershed and those with the greatest vulnerability in the lower zone. Five pesticides were classified with a category higher than “unlikely leaching”, obtaining the highest potential pollutant loads in the upper sector. Two hazard maps were obtained. In both, the least hazard areas are located in the north-east, where the water table is deeper, and the percentage of organic matter is higher. The areas of greatest hazard are in the west and southeast due to the shallow water level, lower content of organic matter, and low thickness of the A horizon. These maps obtained can then be used in groundwater management: if the contaminant load is low, the use of the maps obtained according to the AFT index is considered sufficient. On the contrary, in those cases where the load is greater, the use of hazard maps should be considered.

INTRODUCCIÓN

Actualmente, existe una creciente preocupación acerca de la contaminación del agua subterránea, en especial la difusa, que se asocia generalmente a sistemas agrícolas y afecta a grandes superficies de los acuíferos (Arias et al. 2011, Talabi y Kayode, 2019). La agricultura es un componente dominante de la economía mundial y es considerada como una de las actividades económicas, sociales y ambientales más relevantes, siendo además la principal usuaria del agua subterránea (en el mundo alrededor del 70 % del agua utilizada es para la agricultura, UNESCO 2006).

En relación directa con el desarrollo de esta actividad se ha producido, en las últimas décadas, un importante incremento en el uso de plaguicidas sintéticos. Estas sustancias, cuya función es la de combatir plagas con el fin de aumentar la productividad de los cultivos, también pueden provocar efectos nocivos sobre la salud humana y ambiental (Kim et al. 2016, Sabarwal et al. 2018, Hendges et al. 2019). Cuando los plaguicidas son aplicados e ingresan al suelo, pueden ser retenidos por procesos de adsorción en sus diferentes componentes, degradarse total o parcialmente por acción biológica o química, así como migrar con el flujo de agua hacia zonas más profundas (lixiviación) con el peligro de contaminar las aguas subterráneas (Postigo et al. 2018). Se considera que los plaguicidas constituyen una de las principales fuentes de contaminación difusa del agua subterránea (Tim y Jolly 1994) y sus residuos han sido ampliamente detectados a nivel mundial tanto

en agua superficial como subterránea (Massone et al. 1998, De Gerónimo et al. 2014, Okada et al. 2018, Carazo-Rojas et al. 2018, Grondona et al. 2019).

En este sentido, la evaluación del potencial de un acuífero de ser impactado por un determinado contaminante, en este caso los plaguicidas, puede ser abordada desde dos líneas metodológicas. Por un lado, las que se enfocan en las propiedades físicas y químicas de los plaguicidas y los suelos donde estos son aplicados, mientras que por el otro lado están las que tienen en cuenta la capacidad intrínseca del acuífero de ser afectado por dicha carga. Para el primer caso y con el objeto de evaluar la capacidad contaminante de un plaguicida respecto del agua subterránea se han establecido diversos índices de riesgo potencial de contaminación (Candela et al. 1994). Los más utilizados son el factor de retardo (FR) (Rao et al. 1985) y el factor de atenuación (FA) (Rao et al. 1985). En estos, los parámetros Koc (coeficiente de partición octanol-agua) y $t_{1/2}$ (tiempo de vida media) constituyen un criterio simplificado de los efectos de tiempo de residencia y degradación sobre los procesos de transporte de plaguicidas a los acuíferos. Ejemplos del empleo de estas metodologías lo constituyen los trabajos de De Paz y Rubio (2006), Bedmar et al. (2015), Douglas et al. (2018) y Gaona et al. (2019).

La otra línea metodológica consiste en la evaluación de la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación, propiedad intrínseca que establece su susceptibilidad a ser afectado en forma negativa por una carga contaminante y depende de las características naturales de los estratos que lo separan de la superficie del terreno

(Foster et al. 2003). (Foster et al. 2003). Uno de los métodos más empleados para estimar la vulnerabilidad es mediante la aplicación del índice DRASTIC, desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los EUA (Aller et al. 1987). En la Argentina varios trabajos han utilizado esta metodología, por lo general en zonas de llanura (Reynoso et al. 2005, Massone et al. 2007, Sasal et al. 2011).

Según Massone y Martínez (2008) combinar las variables vulnerabilidad del acuífero y carga contaminante potencial, permite evaluar el peligro de contaminación del agua subterránea. Este se define como la posibilidad de que un acuífero experimente impactos negativos hasta un nivel tal que el agua que contiene se torne inaceptable para el consumo humano, de acuerdo con los valores guía de la Organización Mundial de la Salud (OMS) para calidad de agua potable (Foster et al. 2003). La evaluación del peligro de contaminación es un prerequisite esencial para la protección de los recursos hídricos subterráneos, ya que permite discriminar en un territorio las áreas con mayor probabilidad de tener impactos negativos sobre el acuífero y de esta manera generar las medidas de control y mitigación necesarias. En este sentido, si consideramos las dificultades, físicas y económicas, asociadas a la remediación de acuíferos, la mejor forma de protección es la prevención de la contaminación (Hadžić et al. 2015).

Si bien existen trabajos que comparan los alcances de las dos líneas metodológicas consideradas arriba (Douglas et al. 2018), podría pensarse su uso en forma complementaria, ya que cada una utiliza parámetros o condiciones que no se contemplan en la otra. En la cuenca del río Quequén Grande (CRQG) el agua para consumo proviene principalmente del recurso hídrico subterráneo, que es en donde se han detectado diferentes contaminantes asociados a la actividad agrícola (González et al. 2012, 2013, Grondona et al. 2019). Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es proponer una metodología para evaluar el peligro de contaminación de acuíferos en áreas agrícolas, considerando propiedades de los plaguicidas, del suelo donde son aplicados y del acuífero.

MATERIALES Y METODOS

Área de estudio

La CRQG ocupa un área de aproximadamente 12000 km² (Fig. 1) en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, entre los sistemas serranos de Tandilia y Ventania. Esta porción del territorio bonaerense se denomina Llanura Interserrana, cuyo rasgo distintivo es la escasa pendiente y la presencia del río Quequén Grande, el cual es el principal curso de agua dentro de la cuenca y funciona a modo de colector del resto de los

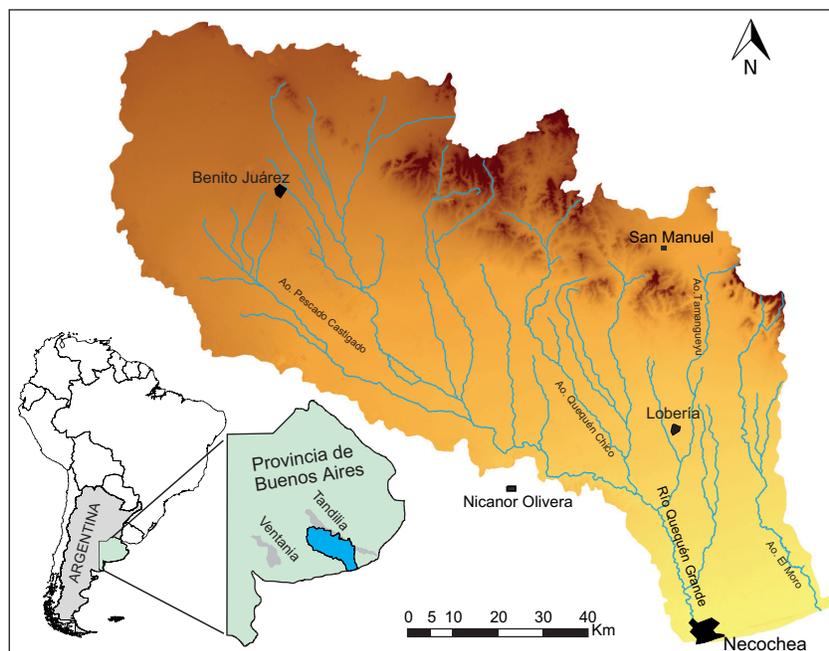


Fig. 1. Ubicación de la cuenca del río Quequén Grande.

cursos superficiales. La zona reviste una gran importancia económica como consecuencia de la producción agrícola y ganadera, a la vez que en la desembocadura del río se encuentra emplazado el puerto de Quequén, uno de los principales puertos exportadores del país. El clima del área es subhúmedo seco, con nulo o pequeño exceso de agua a los efectos agronómicos y conforme a su eficiencia térmica, de tipo mesotermal "B2" (Thornthwaite 1948). Los valores anuales de precipitación se encuentran entre 698 y 1289 mm/año para los últimos 14 años, con un promedio de 907 mm/año (Quiroz Londoño et al. 2012).

El relleno de esta cuenca se conforma por sedimentos cenozoicos, principalmente arenosos y limosos de origen fluvio-eólico, que constituyen un acuífero multicapa no confinado conocido como Pampeano. Este es el más importante y explotado en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, con un espesor que puede llegar a 290 m (Llambias y Prozzi 1975). La composición mineralógica del acuífero es en su mayoría cuarzo, plagioclasas, feldespato potásico y cantidades variables de sílice amorfa en la forma de vidrio volcánico y en menor proporción micas, minerales opacos y carbonato de calcio (Teruggi 1957). La recarga proviene de los excesos de precipitación por infiltración y la descarga es principalmente hacia cursos de agua superficiales. El río Quequén Grande recibe aportes del acuífero Pampeano y constituye la principal descarga de agua subterránea de la cuenca al Océano Atlántico (Martínez et al. 2007).

Los suelos predominantes en la CRQG son Argiudoles Típicos y Argiudoles Típicos Someros según la carta de suelos elaborada por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) para la provincia de Buenos Aires (Fig. 2). Estos suelos son el resultado de la acción de un clima subhúmedo sobre materiales loésicos y poseen un importante enriquecimiento de materia orgánica en el horizonte A y de arcillas en el B (INTA 1989). Son en general suelos bien desarrollados, presentan colores oscuros y elevado contenido de nutrientes, por lo que son utilizados casi exclusivamente para la producción agrícola extensiva, en detrimento de la ganadería.

Metodología

Para evaluar el peligro de contaminación del acuífero Pampeano se consideró la interacción entre la vulnerabilidad del acuífero y la carga contaminante que podría llegar al mismo como resultado de las actividades humanas en la superficie. De esta forma, para evaluar la vulnerabilidad se consideró una metodología clásica como es el índice DRASTIC y para la carga contaminante se evaluó la lixiviación potencial

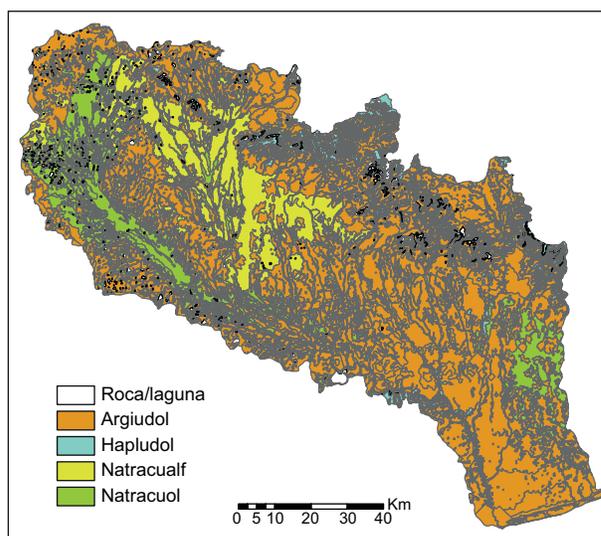


Fig. 2. Distribución de los principales suelos de la cuenca del río Quequén Grande.

de plaguicidas mediante el índice AFT (Fig. 3, Cuadro I). Para evaluar estos índices en el área estudiada se aplicaron las distintas ecuaciones en cada pixel trabajando en entorno ARCGIS 9.3 (ESRI 2007).

Cada uno de estos índices fue clasificado en cinco categorías, con una etiqueta cualitativa y un valor numérico propio, expresado como valor de costo (a mayor valor mayor impacto). De esta forma se obtuvo un mapa de vulnerabilidad del acuífero y un mapa de carga contaminante por cada compuesto en estudio. Posteriormente, y con el objetivo de simplificar la metodología de trabajo, se realizó una comparación pixel a pixel de los mapas de carga contaminante obtenidos, reclasificándolos y obteniendo dos únicos mapas de resultados: uno con todos los pixeles de menor valor de AFT y otro con mayor valor de AFT. Se consideró al primer mapa como menos restrictivo y al segundo como más restrictivo. Finalmente, multiplicando el valor numérico de estos dos mapas de carga contaminante con el de vulnerabilidad pixel a pixel se obtuvieron dos mapas de peligrosidad de contaminación del acuífero Pampeano (Fig. 3).

Evaluación de la vulnerabilidad del acuífero

Para la determinación de la vulnerabilidad del acuífero Pampeano se utilizó la metodología DRASTIC (Aller et al. 1987), la cual requiere de siete variables para su determinación, que son valoradas y ponderadas según el menor o mayor impacto sobre la vulnerabilidad. A estas variables se les asignan dos valoraciones: por un lado, un peso relativo

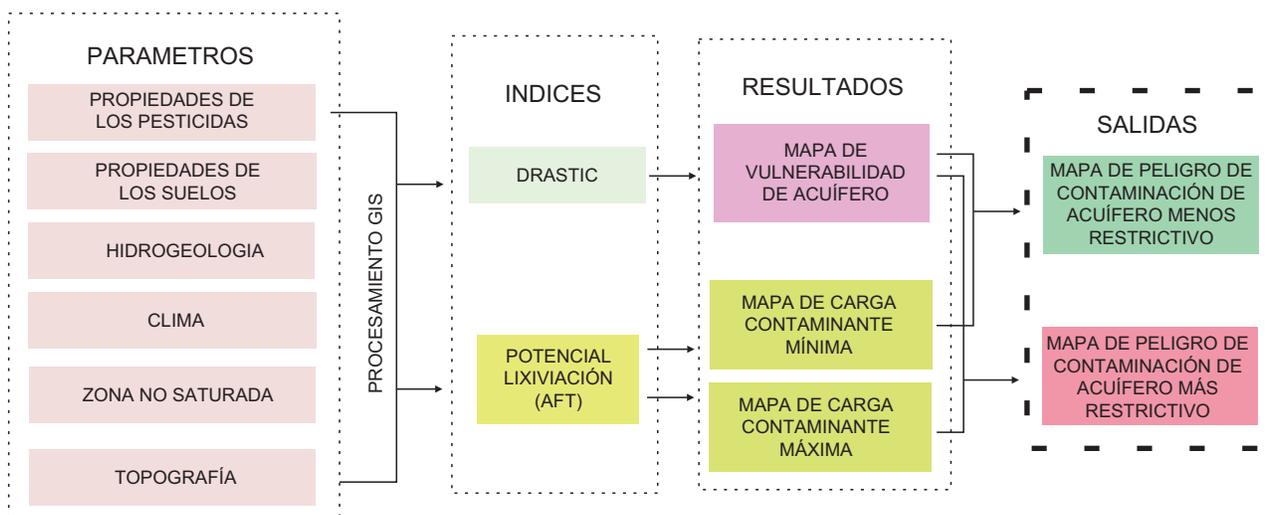


Fig. 3. Metodología y parámetros utilizados para evaluar el peligro de contaminación del acuífero Pampeano.

CUADRO I. METADATOS UTILIZADOS EN EL CÁLCULO DE LOS ÍNDICES EN ESTUDIO.

Dato	Índice	Parámetros	Fuente
Propiedades de los suelos	AFT	rd densidad aparente f_{oc} (%) fracción de carbono orgánico θ_{CC} contenido volumétrico de agua en el suelo a capacidad de campo. d profundidad del horizonte A	Mapas escala 1:50.000 (INTA1989)
	DRASTIC	S Tipo de suelo	
Propiedades de los plaguicidas (Tabla III)	AFT	T_{1/2} (días) vida media de los plaguicidas en el suelo. K_{oc} (L kg ⁻¹) coeficiente de partición en carbono orgánico	PPDB: Pesticide Properties DataBase
Zona no saturada	DRASTIC	D Profundidad de la capa freática I Impacto de la zona no saturada	Martínez et al. (2007)
Hidrogeología	DRASTIC	A Material del Acuífero C Conductividad hidráulica	Llambias y Prozi 1975 Ruiz de la Garreta et al. 2007
Clima	DRASTIC	R Recarga	Quiroz Londoño et al. 2012
	AFT	q Recarga	
Topografía	DRASTIC	T Topografía	Generados a partir de DEM

(5 a 1) según cuán importante sea su contribución a la contaminación y una escala (1 a 10) según el menor o mayor impacto sobre la vulnerabilidad. Los parámetros considerados son: (D) Profundidad hasta el nivel freático, (R) Recarga neta, (A) Material del acuífero, (S) Suelo, (T) Topografía, (I) Impacto de la zona no saturada y (C) Conductividad hidráulica.

El índice de vulnerabilidad (ID) (Ec. 1) es igual a la sumatoria de los productos del peso (p) por el impacto (i) de cada variable:

$$ID = D_p \times D_i + R_p \times R_i + A_p \times A_i + S_p \times S_i + T_p \times T_i + I_p \times I_i + C_p \times C_i \quad (1)$$

Como el uso del suelo predominante en el área de estudio es agrícola, se consideró útil trabajar con la metodología DRASTIC-P, en la cual se modifica el peso de tres de los parámetros: profundidad del nivel freático, tipo de suelo e impacto de la zona no saturada. Cuando se pretende considerar el impacto de algún contaminante en particular o en el marco de alguna actividad determinada, es recomendable determinar la vulnerabilidad específica (Auge 2003). Los valores obtenidos se clasificaron en rangos, siguiendo lo establecido por Vergara (2009) (**Cuadro II**), considerando que a mayor valor de ID es mayor la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero.

CUADRO II. RANGOS DE VULNERABILIDAD DEL ACUÍFERO SEGÚN LOS ID OBTENIDOS.

Puntaje	Grado de vulnerabilidad	Valor
<120	Vulnerabilidad Muy baja	1
120-140	Vulnerabilidad Baja	2
140-160	Vulnerabilidad Moderada	3
160-180	Vulnerabilidad Alta	4
>180	Vulnerabilidad Muy Alta	5

Evaluación de la carga contaminante

Se utilizó el índice AFT (Li et al. 1998) (Ec. 2), el cual es una transformación del Factor de atenuación (AF) (Rao et al. 1985) (Ec. 3), que permite estimar la probabilidad de lixiviación potencial de los plaguicidas aplicados al suelo. Si bien el AF puede tomar valores entre 0 y 1 (en donde 0 indica que el contaminante no lixivia y 1 indicaría lixiviación

total), por lo general sus valores son muy cercanos al cero, por lo que se utiliza la transformación AFT. Además, en el cálculo de este índice interviene el Factor de retardo (RF) (Rao et al. 1985) (Ec. 4), que expresa la relación existente entre el movimiento del agua y el movimiento del plaguicida en la zona no saturada, como consecuencia de la adsorción y la partición entre las fases sólidas y líquidas.

$$AFT = \text{Ln} (AF)/(-0,693) \quad (2)$$

$$AF = \exp [-(0.693d \theta_{CC} RF)/(qT_{1/2})] \quad (3)$$

$$RF = 1 + (rd f_{oc} K_{oc})/(\theta_{CC}) \quad (4)$$

Para el caso en estudio, se seleccionaron ocho insecticidas y seis herbicidas (**Cuadro III**), considerando su uso actual en los cultivos predominantes de la CRQG (Cappello y Fortunato 2013). Para el cálculo de este índice se consideró sólo el horizonte A, debido a que es el sector del suelo donde se producen las mayores interacciones y transformaciones. En el caso de la materia orgánica, se redujeron un 28 % los valores reportados en el mencionado horizonte en las bases de datos (INTA 1989), como consecuencia de su uso intensivo en las últimas décadas (Sainz Rozas et al. 2011).

Los valores obtenidos del índice AFT de lixiviación potencial se clasificaron según Khan y Liang (1989), y a cada rango de valores se le asoció una categoría de carga contaminante potencial y un valor numérico que se utilizó en el cálculo del peligro de contaminación (**Cuadro IV**).

CUADRO III. COEFICIENTE DE PARTICIÓN EN CARBONO ORGÁNICO (K_{oc}) Y VIDA MEDIA ($T_{1/2}$) DE LOS PLAGUICIDAS CONSIDERADOS.

Plaguicida	Función	Familia química	K_{oc}	$T_{1/2}$ (días)
Glifosato	Herbicida	Glicinas	1424	24
Paraquat	Herbicida	Bipiridilos	1000000	365
Atrazina	Herbicida	Triazinas	100	29
Acetoclor	Herbicida	Cloroacetamidas	156	12
Metolacolor	Herbicida	Cloroacetamidas	120	21
Metsulfuron	Herbicida	Sulfonilureas	35	30
Bifentrin	Insecticida	Piretroides	236610	87
Clorpirifos	Insecticida	Organofosforados	8151	28
Cipermetrina	Insecticida	Piretroides	306558	22
Malation	Insecticida	Organofosforados	1800	1
Diazinon	Insecticida	Organofosforados	609	18
Imidacloprid	Insecticida	Neonicotinoides	174	174
Deltametrina	Insecticida	Piretroides	10240000	21
Dicamba	Insecticida	Organofosforados	7	14

CUADRO IV. CLASIFICACIÓN DE LOS PLAGUICIDAS SEGÚN EL ÍNDICE AFT Y CATEGORÍA DE LIXIVIACIÓN POTENCIAL ASOCIADA.

Lixiviación potencial	AF	AFT	Carga contaminante potencial	Valor
muy improbable	$<1 \times 10^{-4}$	>13.3	Muy Baja	1
improbable	$\geq 1 \times 10^{-4}$ y $<1 \times 10^{-2}$	≥ 7.2 y <13.3	Baja	2
moderadamente probable	$\geq 1 \times 10^{-2}$ y $<1 \times 10^{-1}$	≥ 3.3 y <7.2	Moderada	3
probable	$\geq 1 \times 10^{-1}$ y $<2.5 \times 10^{-1}$	≥ 2 y <3	Alta	4
muy probable	$\geq 2.5 \times 10^{-1}$ y ≤ 1	≤ 2	Muy Alta	5

Evaluación del peligro de contaminación

Multiplicando pixel a pixel los mapas de vulnerabilidad y los dos de peligrosidad, se obtuvieron entonces dos mapas finales de peligrosidad. Los nuevos valores para cada pixel fueron clasificados en las distintas categorías clásicas de peligrosidad, según lo establecido en el **cuadro V**.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Vulnerabilidad del acuífero Pampeano

El índice DRASTIC-P obtenido varió entre 97 y 197, con un promedio de 135, con más del 40 % de la cuenca bajo la categoría de vulnerabilidad media. Los sectores de menor vulnerabilidad (**Fig. 4**) corresponden a la zona alta de la cuenca y las sierras de Tandilia, donde el nivel freático es más profundo. En cambio, las áreas más vulnerables se observan en la zona baja, especialmente donde los suelos tienen una textura más gruesa y el agua subterránea se encuentra a menor profundidad.

Carga contaminante potencial

Luego de realizar los cálculos, los valores del índice AFT para cada plaguicida, se dividieron en

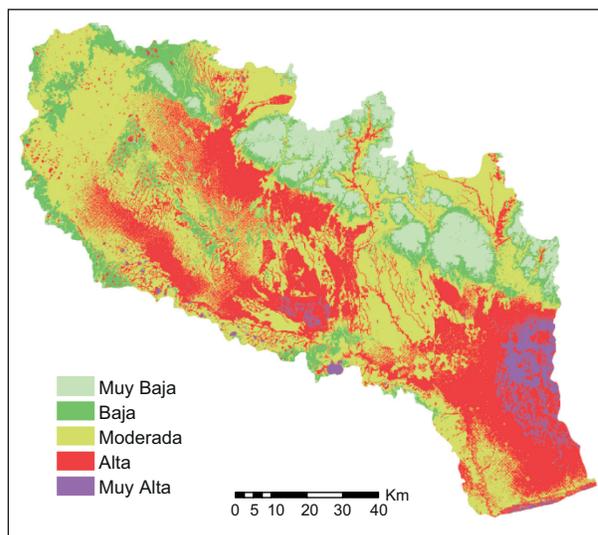


Fig. 4. Mapa de vulnerabilidad del acuífero Pampeano.

dos grupos: aquellos en los cuales este índice fue mayor a 13.3 en toda el área estudiada, lo que indica que su probabilidad de lixiviación es muy baja, y otro grupo con un AFT menor a 13.3, lo que indica una mayor probabilidad de lixiviación. En el primer

CUADRO V. MATRIZ PARA EVALUAR EL PELIGRO DE CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO PAMPEANO.

Peligro de contaminación	Carga contaminante potencial				
	Muy baja	Baja	Moderada	Alta carga	Muy alta carga
	1	2	3	4	5
Vulnerabilidad Muy baja 1	1	2	3	4	5
Baja 2	2	4	6	8	10
Moderada 3	3	6	9	12	15
Alta 4	4	8	12	16	20
Muy Alta 5	5	10	15	20	25

grupo se encuentran los compuestos: glifosato, paraquat, bifentrin, clorpirifos, cipermetrina, malation, diazinon, deltametrina y acetoclor, que se caracterizan por poseer un alto valor de K_{oc} y bajo valor de $T_{1/2}$, lo cual favorece su adsorción y retención en el perfil del suelo (Mamy y Barriuso 2005, Gaona et al. 2019). Según lo observado en los resultados, su muy improbable lixiviación hacia el acuífero se traduce en una carga contaminante potencial muy baja, por lo que los mapas obtenidos presentan únicamente la categoría “muy baja carga contaminante” (Fig. 5).

El resto de los plaguicidas presentó, en al menos alguna porción de la cuenca, un AFT menor a 13.3,

siendo su capacidad de lixiviación entre poco probable y hasta probable. De tal manera, se estableció un orden de probable lixiviación a partir del promedio de los AFT calculados: Metsulfuron > Imidacloprid > Dicamba > Atrazina > Metolacloro (Fig. 6). Esta mayor capacidad de lixiviación está relacionada con el valor de K_{oc} , en general menor que el grupo anterior y además un $T_{1/2}$ que se mantiene en el mismo orden. Este comportamiento es similar al de plaguicidas de características similares reportado en otros estudios (Spadotto et al. 2002). Se destaca el Metsulfuron, con el menor valor de AFT, producido no solo por su bajo K_{oc} , sino también por su elevado

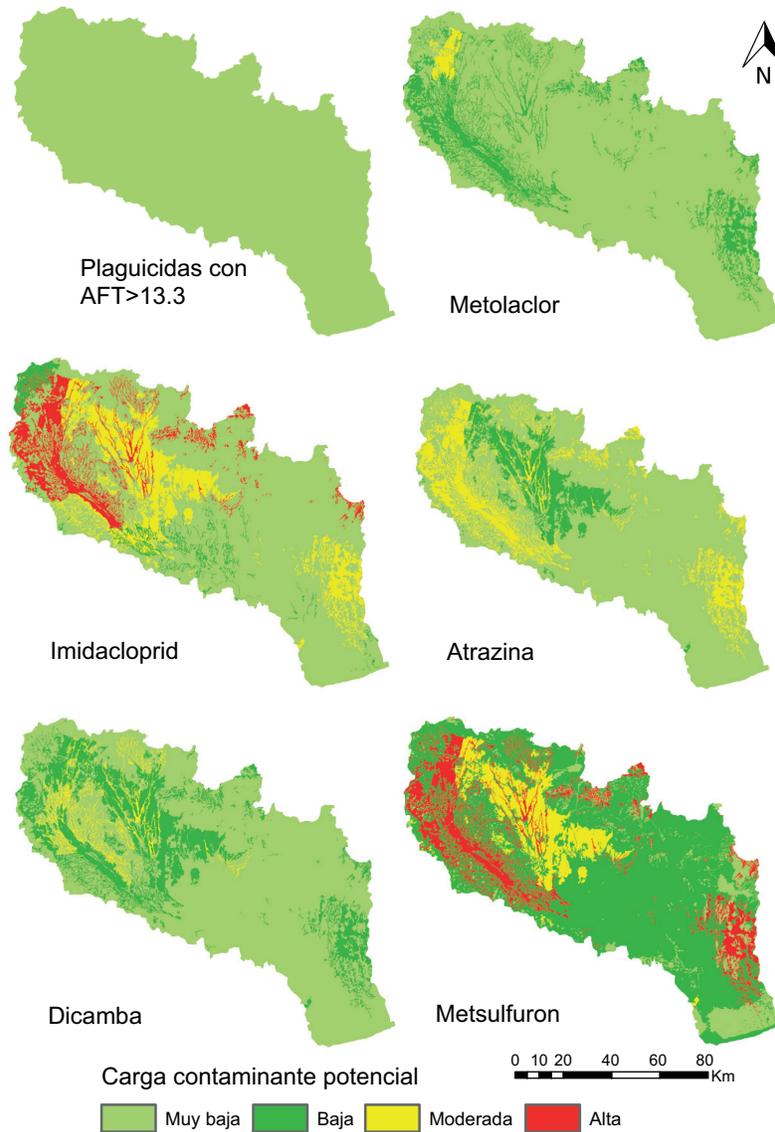


Fig. 5. Mapas de carga contaminante potencial para cada plaguicida.

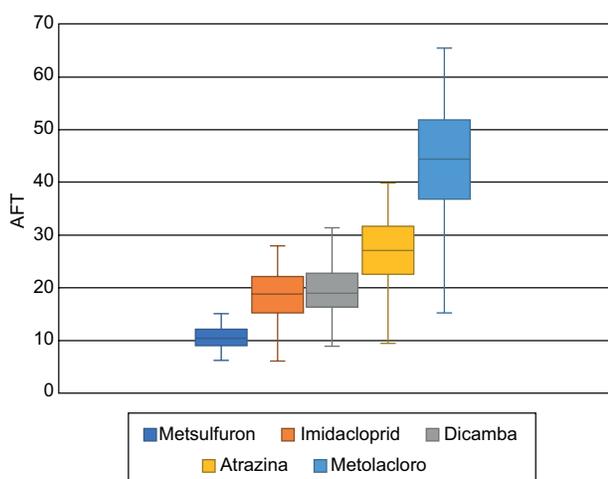


Fig. 6. Índices AFT promedio para los plaguicidas con capacidad de lixiviación superior a poco probable.

$T_{1/2}$ relativo, por lo que el tiempo que permanecerá en el suelo antes de su degradación será mayor, lo que aumenta la posibilidad de que llegue al acuífero (Mattos y Silva 1999).

Si se consideran los índices obtenidos según los tres grandes grupos de suelos predominantes en la cuenca (Fig. 2), se observa que para todos los compuestos los índices AFT son mayores para los suelos Argiudoles (Fig. 7), lo que indica que en estos, la probabilidad de lixiviación es menor que en los suelos restantes (Natracuoles y Natracualfes). Tal situación, se condice con los mayores espesores del horizonte A y mayor contenido de materia orgánica

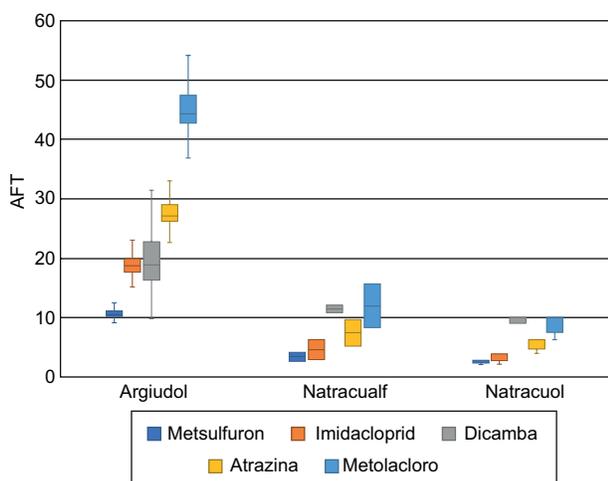


Fig. 7. Promedio de índices AFT según los principales grandes grupos de suelos.

de los Argiudoles, lo que favorecería una mayor retención en el perfil del suelo y la degradación de estos compuestos, resultados similares a determinados por diversos autores previamente (Spark y Swift 2002, Larsbo et al. 2009, Takeshita et al. 2019).

Apartir de estos resultados se generaron los mapas de carga contaminante para estos los plaguicidas (Fig. 5). En los mismos, se determinó que las mayores cargas potenciales se generan en el sector alto de la cuenca, coincidiendo en general con los suelos Natracuoles y Natracualfes, como se observó previamente. En lo que respecta a la superficie porcentual ocupada por cada categoría (Fig. 8), se observa que el herbicida Metsulfuron y el insecticida Imidacloprid son los únicos que presentaron la categoría alta carga contaminante (16.2 y 10.8 % respectivamente).

Con el objetivo de lograr una aplicación sencilla de estos mapas para la gestión del territorio, todos fueron comparados entre sí pixel a pixel y se obtuvieron dos nuevos mapas de carga contaminante, uno considerado menos restrictivo y otro más restrictivo. Estos mapas pueden ser utilizados en los primeros pasos de la gestión del territorio, definiendo áreas en las cuales deberían restringirse o prohibirse el uso de determinados compuestos. De esta forma, el mapa menor carga contaminante permitiría un uso más amplio de plaguicidas, restringiendo su uso, por ejemplo, solo en aquellos sectores donde la carga contaminante es moderada. Por otro lado, el mapa más restrictivo restringe considerablemente más el uso de estos compuestos, lo que muchas veces no es viable desde el punto de vista de la producción agrícola. Por ello, es importante complementar con información de la situación del acuífero para avanzar en la gestión del uso de plaguicidas, debido a la importancia de considerar todas las variables contempladas en la evaluación sobre el peligro.

Evaluación del peligro de contaminación

Finalmente, se combinaron los mapas de carga contaminante potencial con el de vulnerabilidad del acuífero, obteniéndose dos mapas de peligro de contaminación para el acuífero Pampeano (Fig. 9). Para ambos, las zonas con categorías de menor peligro se presentan en la zona NE de la cuenca, que coincide con las sierras de Tandilia, donde el nivel freático es más profundo y los altos porcentajes de materia orgánica favorecerían la retención de los contaminantes en esta área. Por otro lado, las categorías de mayor peligrosidad se ubican en el sector O y SE de la cuenca, donde se dan dos condiciones que favorecerían este resultado: menores contenidos de materia orgánica y además bajos espesores del

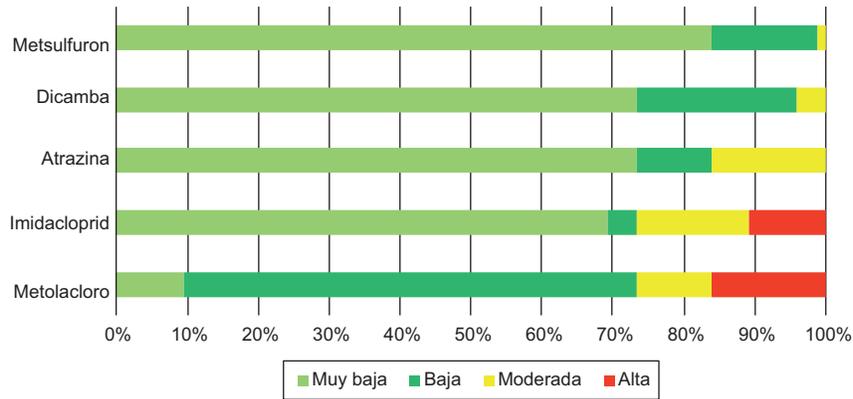


Fig. 8. Porcentaje de la superficie de la cuenca del río Quequén Grande ocupada por las distintas categorías de carga contaminante

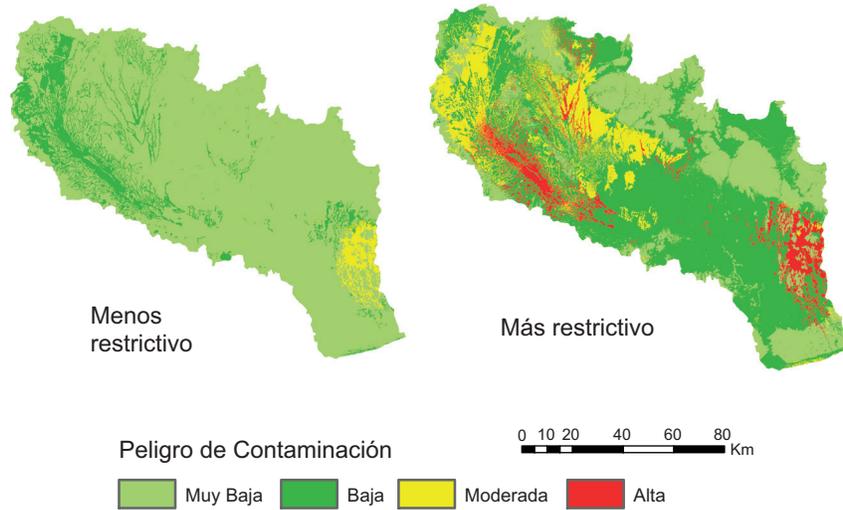


Fig. 9. Mapas de peligro de contaminación del acuífero Pampeano.

horizonte A, lo que reduciría la retención de los compuestos. Además, para el sector inferior de la cuenca, los bajos espesores de la zona no saturada aumentan el peligro de contaminación del acuífero, como ya fue observado previamente (Grondona et al. 2019)

En la **figura 10** se presentan las áreas correspondientes al mapa de vulnerabilidad del acuífero y los dos de carga contaminante, y a continuación los dos de peligro de contaminación obtenidos por la combinación de los anteriores. Se observa que las áreas de las distintas categorías del mapa de peligro de contaminación menos restrictivo presentan leves diferencias respecto al de carga contaminante utilizado en su construcción. Por lo que, para este caso, al considerar bajas cargas contaminantes, es probable que las propiedades del suelo y los plaguicidas tengan

mayor peso que las del acuífero. Al considerar el mapa de peligro obtenido a partir de la máxima carga contaminante, después de la combinación con el mapa de vulnerabilidad, se observó una disminución de la categoría alta y baja y un aumento de la categoría muy baja. Entonces, para este caso las propiedades del acuífero si juegan un factor preponderante en la evaluación del peligro, al permitir obtener un mapa menos restrictivo para la gestión del territorio que al considerar solo las propiedades de los suelos y los plaguicidas.

Los sectores de mayor peligro de contaminación coinciden con los suelos Natracuoles y Natracuolfes, dedicados principalmente a la actividad ganadera (Grondona et al. 2013). Sin embargo, no se debe suponer que en dichas áreas los plaguicidas no están

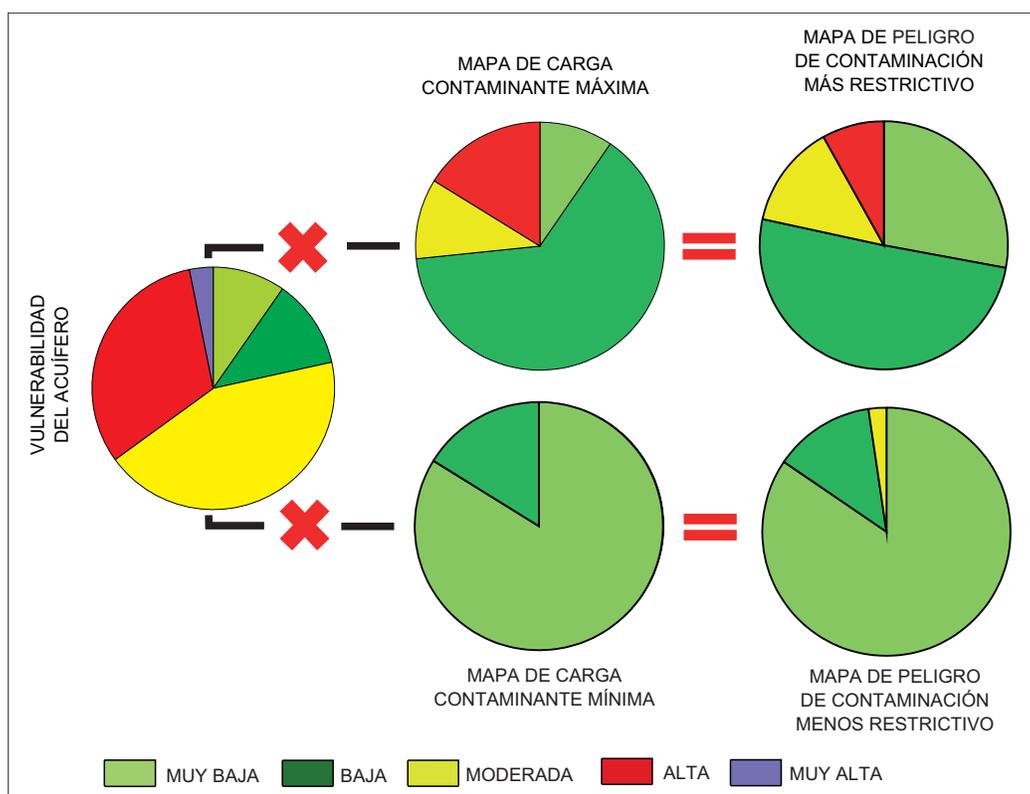


Fig. 10. Cambios en la superficie de las categorías de los mapas de peligro al considerar distintos mapas de carga contaminante.

presentes y se deban minimizar las acciones de gestión del peligro. Se debe considerar que al momento de la aplicación parte de las gotas pulverizadas que contienen plaguicidas pueden derivar y/o volatilizarse y contaminar el aire, el suelo y afectar plantas, animales o poblaciones. Este fenómeno de deriva puede explicar una pérdida de 2 a 25% del químico que se aplica, el cual puede extenderse de una distancia de unos pocos metros a varios kilómetros (Aktar et al. 2009), como se muestra en el trabajo de Silva Barni et al. (2017). Como ejemplo de este impacto pueden mencionarse los resultados obtenidos por Miglioranza et al. (2003) y Grondona et al. (2014) quienes encontraron que en suelos naturales la concentración de plaguicidas organoclorados era en varios casos mayores que en suelos agrícolas cercanos.

Los índices de potencial de contaminación del agua subterránea, a partir de los cuales se evaluó el peligro de contaminación de acuíferos, se obtienen por categorización cualitativa, por lo que son considerados un concepto amorfo (NRC, 1993). Es decir, se deben comparar los resultados con datos de campo para validar la metodología utilizada y verificar su capacidad de predicción acerca de la posible

contaminación en el área de estudio. Para el caso de la provincia de Buenos Aires, son escasos los trabajos que mencionan la presencia de los compuestos analizados en el agua subterránea, pudiéndose mencionar el trabajo de Reynoso y Andriulo (2008) quienes determinaron la presencia de Atrazina en la cuenca del arroyo Pergamino, donde las similitudes de los suelos y del acuífero permitirían realizar una primera validación del modelo, ya que se determinó un peligro alto de contaminación para este compuesto.

Sin embargo, Gonzalez et al. (2012), Okada et al. (2018) y Grondona et al. (2019), determinaron la presencia en agua subterránea de plaguicidas que por sus propiedades y según lo planteado en los índices utilizados, no deberían estar presentes, por lo que es posible que existan procesos que permiten su presencia en esta matriz y no son considerados en el cálculo de los índices. Por ejemplo, el efecto del flujo preferencial a través de macroporos, que posibilita una rápida lixiviación independientemente de las propiedades fisicoquímicas del compuesto (Elliott et al. 2000) o una sobreestimación del potencial de adsorción K_{oc} , no son calculados para cada suelo en particular. Este fenómeno normalmente conduce a

aumentos en la lixiviación de plaguicidas, ya que los procesos de sorción y degradación debido a acción microbiana y la estimulación rizosférica, más efectivos en la capa superior del suelo, no se desarrollan en su máxima expresión (Brown et al. 1995, Zehe y Flühler 2001). Por ello, el transporte potencial al acuífero puede subestimarse de una forma significativa (Spadotto et al. 2002).

CONCLUSIONES

La metodología implementada permitió determinar cuáles de los plaguicidas estudiados presentan mayor probabilidad de lixiviación y en función de esta probabilidad y de la vulnerabilidad del acuífero, se determinó en qué sectores de la cuenca el mismo presenta mayor peligro de contaminación. Los compuestos analizados se pudieron dividir en dos grupos en función de los índices de lixiviación. Por un lado, aquellos de poco probable lixiviación y por el otro, un grupo de cinco plaguicidas con mayor probabilidad, pudiéndose establecer un ranking de carga contaminante potencial para estos últimos: Metsulfuron>Imidacloprid>Dicamba>Atrazina>Metolaclo. Los sectores de la cuenca en los cuales el peligro de contaminación del acuífero es mayor son el SE y O, que en general coinciden con suelos de poco espesor y menor contenido de materia orgánica, además de un menor espesor de la zona no saturada en el sector SE.

Para cargas contaminantes bajas debidas al uso de plaguicidas con alto K_{oc} relativo o bien a su aplicación en sectores con mayores espesores de horizonte A, sería suficiente para establecer medidas de gestión el uso de los mapas obtenidos a partir de los índices de lixiviación, debido a que la probabilidad es tan baja que se puede prescindir de la vulnerabilidad del acuífero. Por otro lado, si se consideran cargas potenciales mayores, al tener en cuenta en la gestión tanto el mapa de carga contaminante como el de vulnerabilidad, el mapa de peligro obtenido permite establecer medidas menos restrictivas que al considerar cualquiera de los dos mapas previos.

Esta primera aproximación en la evaluación del peligro de contaminación de acuíferos libres, en los que se consideran características del acuífero, del suelo y de los plaguicidas, puede ser utilizada en las primeras etapas de la gestión del riesgo de contaminación, dado que se identificaron sectores de la cuenca en los cuales el acuífero puede ser impactado negativamente por el uso de los compuestos analizados.

REFERENCIAS

- AERU. (2019). PPDB: Pesticide Properties DataBase. Agriculture & Environmental Research Unit (AERU). University of Hertfordshire [en línea]. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/es/atoz.htm>.
- Aktar W., Sengupta D. y Chowdhury A. (2009). Impact of Pesticides Use in Agriculture: Their Benefits and Hazards. *Interdiscip. Toxicol.* 2, 1-12. <https://doi.org/10.2478/v10102-009-0001-7>.
- Aller L., Bennet T., Lher J.H. y Petty R.J. (1987). DRAS-TIC. A standardized system for evaluating groundwater pollution potencial using hydrogeologic setting. U.S. EPA Report 600/2-87-035 Ada, Oklahoma.
- Arias A.H., Marcovecchio J.E., Pereira M.T. y Buzzi N.S. (2011). Pesticides reaching the environment as a consequence of inappropriate agricultural practices in Argentina. En: *Pesticides-formulations, effects, fate* (M. Stoytcheva, Ed.). InTech, Rijeka, pp 313–332
- Arias-Estévez M., López-Periago E., Martínez-Carballo E., Simal-Gándara J., Mejuto J.C. y García-Río L. (2008). The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agric. Ecosyst. Environ.* 123, 247-260. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.011>
- Auge M. (2003). Vulnerabilidad de acuíferos. Conceptos y métodos. Ebook: 1-38. RedIRIS Red Académica y Científica de España [en línea]. <http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/vulnerabilidad.html>
- Bedmar F., Gianelli V., Angelini H. y Viglianchin L. (2015). Riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la cuenca del arroyo El Cardalito, Argentina. *Rev. Investig. Agropecu.* 41(1), 70-82.
- Brown C.D., Hodgkinson R.A., Rose D.A., Syers J.K. y Wilcockson S.J. (1995). Movement of pesticides to surface waters from a heavy clay soil. *Pestic. Sci.* 43, 131-140. <https://doi.org/10.1002/ps.2780430206>
- Candela L., Rao P.S.C., Margiotta M. y Rebouças A. (1994). Soil and groundwater pollution from agricultural activities. Series of learning material. UNESCO. 300 pp.
- Carazo-Rojas E., Pérez-Rojas G., Pérez-Villanueva M., Chinchilla-Soto C., Chin-Pampillo J.S., Aguilar-Mora P., Alpízar-Marín M., Masís-Mora M., Rodríguez-Rodríguez C.E. y Vryzas Z. (2018) Pesticide monitoring and ecotoxicological risk assessment in surface water bodies and sediments of a tropical agro-ecosystem. *Environ. Pollut.* 241, 800-809. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.020>
- Cappello V.Y. y Fortunato N. (2013). Plaguicidas en la Provincia de Buenos Aires: información toxicológica, y aspectos ambientales. Organismo Provincial para el Desarrollo Sustentable. Dirección Provincial de

- Recursos Naturales, Programa de Gestión Ambiental en Agroecosistemas, Buenos Aires. 146 pp.
- Cheng H. (1990). Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling. Soil Society of America, Wisconsin, EUA, 530 pp.
- De Gerónimo E., Aparicio V.C., Barbaro S., Portocarrero R., Jaime S. y Costa J.L. (2014). Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. *Chemosphere*. 107, 423-431. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.039>
- De Paz J.M. y Rubio J.L. (2006). Application of a GIS-AF/RF model to assess the risk of herbicide leaching in a citrus-growing area of the Valencia Community, Spain. *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/371:44-54>. 10.1016
- Douglas S., Barnali D. y Griffin D. (2018). Assessing intrinsic and specific vulnerability models ability to predict groundwater vulnerability to groups of similar pesticides: a comparative study. *Phys. Geogr.* <https://doi.org/10.1080/02723646.2017.1406300>
- Elliott J.A., Cessna A.J., Nicholaichuk W. y Tollefson L.C. (2000). Leaching rates and preferential flow of selected herbicides through tilled and untilled soil. *J. Environ. Qual.* 29, 1650-1656. <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900050036x>
- ESRI. (2007). Arcgis, version 9.2. Environmental Systems Research Institute. Redlands, CA, USA.
- Foster S., Hirata R., Gomes D., D'Elia M. y Paris M. (2003). Protección de la Calidad del Agua Subterránea: guía para empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales. World Bank, GW-MATE, UNESCO. Washington, EUA. 124 p.
- Gaona L., Bedmar F., Gianelli V., Faberi A.J. y Angelini H. (2019). Estimating the risk of groundwater contamination and environmental impact of pesticides in an agricultural basin in Argentina. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 16, 6657-6670. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02267-w>
- Gonzalez M., Miglioranza K., Shimabukuro V., Quiroz M., Martinez D., Aizpun J. y Moreno J. (2012). Surface and groundwater pollution by organochlorine compounds in a typical soybean system from the south pampa, Argentina. *Environ. Earth Sci.* 65, 481- 491. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1328-x>
- Gonzalez M., Miglioranza K.S.B., Grondona S.I., Silva Barni M.F., Martinez, D.E. y Pena A. (2013). Organic pollutant levels in an agricultural watershed: the importance of analyzing multiple matrices for assessing streamwater pollution. *Environ. Sci. Proc. Impac.* 15, 739-750. <https://doi.org/10.1039/c3em30882k>
- Grondona S.I., Gavilán S., Massone H.E. y Quiroz Londoño O.M. (2013). Evaluación de peligrosidad de contaminación por pesticidas en la cuenca del río Quequén Grande, provincia de Buenos Aires. VIII Congreso Argentino de Hidrogeología, La Plata. 17 al 20 de septiembre de 2013.
- Grondona S.I., Gonzalez M., Martínez D.E., Massone H.E. y Miglioranza K.S.B. (2014) Endosulfan leaching from Typic Argiudolls in soybean tillage areas and groundwater pollution implications. *Sci. Total Environ.* 484,146-153. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.016>
- Grondona S.I., Gonzalez M., Martínez D.E., Massone H.E. y Miglioranza K.S.B. (2019). Assessment of Organochlorine Pesticides in Phreatic Aquifer of Pampean Region, Argentina. *B. Environ. Contam. Tox.* 102, 544-549. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02584-3>
- Hendges C., Schiller A.D.P., Manfrin J., Macedo E.K. Jr, Gonçalves A.C. Jr y Stangarlin J.R. (2019) Human intoxication by agrochemicals in the region of South Brazil between 1999 and 2014. *J. Environ. Sci. Health B.* 54, 219-225. <https://doi.org/10.1080/03601234.2018.1550300>
- Hadžić E., Lazovic N. y Mulaomerović-Šeta A. (2015). The Importance of Groundwater Vulnerability Maps in the Protection of Groundwater Sources. Key Study: Sarajevsko Polje. *Procedia Environ. Sci.* 25, 140-111. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.04.015>
- INTA. (1989). Descripción de Cartas de Suelo Prov. Bs. As. Esc.1:500.000.525 pp.
- Khan M.A. y Liang T. (1989). Mapping pesticide contamination potencial. *Environ. Manage.* 13, 233-242. <https://doi.org/10.1007/BF01868370>
- Kim K.H., Ehsanul K. y Shamin A.J. (2016). Exposure to pesticides and the associated human health effects. *Sci. Total Environ.* 575, 525-535. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.009>
- Larsbo M., Stenström J., Etana A., Börjesson E. y Nicholas J. (2009). Herbicide sorption, degradation, and leaching in three Swedish soils under long-term conventional and reduced tillage. *Soil Till. Res.* 105 (2), 200-208. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.08.003>
- Li Z.C., Yost R.S. y Green R.E. (1998). Incorporating uncertainty in a chemical leaching assessment. *J. Contam. Hydrol.* 29, 285-299. [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(97\)00021-1](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(97)00021-1)
- Llambías E. y Prozzi C.R. (1975). Ventania. En Geología de la Provincia de Buenos Aires, 6° Congreso Geológico Argentino, Relatorio 79-101, Buenos Aires.
- Mamy L. y Barriuso E. (2005). Glyphosate adsorption in soils compared to herbicides replaced with the introduction of glyphosate resistant crops. *Chemosphere* 61, 844-855. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.051>
- Martínez D.E., Quiroz Londoño O.M., Dapeña C., Massone H.E., Ferrante A. y Bocanegra E. (2007). Aportes

- al modelo hidrogeológico conceptual de la cuenca del río Quequén Grande provincia de Buenos Aires. V Congreso Argentino de Hidrogeología. Paraná, Entre Ríos, Argentina. 16-19 de octubre de 2007. Actas.
- Massone H., Martínez D.E., Cionchi J. y Bocanegra E.M. (1998). Suburban areas in developing countries and its relation with groundwater pollution. Mar del Plata (Argentina) as a case study. *Environ. Manage.* 22(2), 245–254
- Massone H. y Martínez D. (2008). Consideraciones metodológicas acerca del proceso de gestión del impacto y riesgo de contaminación de acuíferos. *Rev. Ing. Univ. Medellín* 7 (12),9-22.
- Massone H., Quiroz Londoño M., Tomas M. y Ferrante A. (2007). Evaluación de vulnerabilidad de acuíferos libres en cuencas de llanura Periserranas. Estudio de caso: Balcarce, provincia de Buenos Aires. V Congreso Argentino de Hidrogeología. Paraná, Entre Ríos, Argentina. 16-19 de octubre de 2007. Actas.
- Mattos L.M. y Silva E.F. (1999). Influência das propriedades de solos e de pesticidas no potencial de contaminação de solos e águas subterrâneas. *Pesticidas. R. Ecotoxicol. e Meio Ambiente* 9,103-124.
- Miglioranza K.S.B., Aizpun J. y Moreno V. (2003). Dynamics of organochlorine pesticides in soils from a southeastern region of Argentina. *Environ. Toxicol. Chem.* 22: 712-717. <https://doi.org/10.1002/etc.5620220405>
- National Research Council (NRC). (1993). *Ground Water Vulnerability Assessment: Predicting Relative Contamination Potential under Conditions of Uncertainty*. The National Academies Press, Washington DC, EUA. 224 p.
- Okada E., Pérez D., De Gerónimo E., Aparicio V., Massone H. y Costa J. (2018). Non-point source pollution of glyphosate and AMPA in a rural basin from the southeast Pampas, Argentina. *Environ. Sci. Pollut. R.* 25, 15120–15132. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1734-7>.
- Postigo C., Martínez D.E., Grondona S.I. y Miglioranza K.S.B. (2018). Groundwater Pollution: Sources, Mechanisms, and Prevention. En: *Encyclopedia of the Anthropocene* (D.A. Dellasala y M. I Goldstein, Eds.). Elsevier, Holanda, pp. 87-96. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809665-9.09880-3>.
- Quiroz Londoño O.M., Martínez D.E. y Massone H.E. (2012). Evaluación comparativa de métodos de cálculo de recarga en ambientes de llanura. La llanura interserrana bonaerense (Argentina), como caso de estudio. *DYNA* 171, 239-247.
- Rao P., Hornsby A. y Jessup R. (1985). Indices for ranking the potential for groundwater contamination. *Soil Crop Sci. Soc. Florida Proc.* 44,1-8.
- Reynoso L., Sasal M.C., Portela S. y Andriulo A. (2005). Vulnerabilidad del acuífero pampeano a la contaminación en el norte de la provincia de Buenos Aires. Aplicación de la metodología DRASTIC. *Rev. Investig. Agropecu.* 34 (1), 85-99.
- Reynoso L.R. y Andriulo A.E. (2008). Estado actual de la calidad del agua en la cuenca del arroyo Pergamino. *Información tecnológica* 5: 1-23.
- Ruiz de la Garreta A., Varni M., Banda N.R. y Barranquero R. (2007). Caracterización Geohidrológica Preliminar en la Cuenca del Arroyo Langueyú, partido de Tandil, Buenos Aires. V Congreso Argentino de Hidrogeología. Paraná, Entre Ríos, Argentina. 16-19 de octubre de 2007. Actas.
- Sabarwal A., Kumar K. y Singh R.P. (2018). Hazardous effects of chemical pesticides on human health—Cancer and other associated disorders. *Environ. Toxicol. Phar.* 63, 103-114. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.08.018>.
- Sainz Rozas H., Echeverría H.E. y Angelini H.P. (2011). Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de las regiones pampeana y extrapampeana argentina. *Ciencia del Suelo* 29 (1), 29–37.
- Sasal M.C., Wilson M.G., Santi M., Oszust J.D., Schulz G.A., Pausich G. y Bedendo D. (2011). Aplicación del modelo DRASTIC en la cuenca del arroyo Las Conchas, Entre Ríos. *Rev. Investig. Agropecu.* 37 (2), 150-158.
- Spadotto C.A., Gomes M.A.F. y Hornsby A.G. (2002). Pesticide leaching potential assessment in multi-layered soils. *Pestic. Rev. Ecotoxicol. Meio Ambient.* 12:1–12
- Spark K.M. y Swift R.S. (2002). Effect of soil composition and dissolved organic matter on pesticide sorption. *Sci. Total Environ.* 298(1-3), 147-61. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00213-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00213-9)
- Silva-Barni M.F., Gonzalez M., Wania F., Lei Y.D. y Miglioranza K.S.B. (2017). Spatial and temporal distribution of pesticides and PCBs in the atmosphere using XAD-resin based passive samplers: A case study in the Quequén Grande River watershed, Argentina. *Atmos. Pollut. Res.* 9 (2), 238-245. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2017.09.008>
- Takeshita V., Mendes K.F., Alonso F.G. y Tornisielo V.L. (2019). Effect of Organic Matter on the Behavior and Control Effectiveness of Herbicides in Soil. *Planta Daninha* 37, 2-17. <https://dx.doi.org/10.1590/s0100-83582019370100110>
- Talabi A. y Kayode T. (2019). Groundwater Pollution and Remediation. *J. Water Res. Prot.* 11, 1-19. <https://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2019.111001>.
- Teruggi M. (1957). The Nature and Origin of Argentine Loess. *J. Sedim. Petrol.* 27 (3), 322-332.
- Thornthwaite C.W. (1948). An approach towards a rational classification of climate. *Geogr. Rev.* 38, 55-94.

- Tim U.S. y Jolly R. (1994). Evaluation agricultural nonpoint-source pollution using integrated geographic information systems and hydrologic/water quality model. *J. Environ. Qual.* 23(1), 25–35. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300010006x>
- UNESCO (2006). El agua, una responsabilidad compartida. Segundo Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo. [en línea] www.unesco.org/water/wwap/index_esp.shtml
- Vergara Flórez V. (2009). Evaluación de la vulnerabilidad del acuífero Morroa a contaminación por plaguicidas aplicando la metodología DRASTIC. *Ingeniería y Desarrollo* (11): 51 - 64.
- Zehe E. y Fluhler H. (2001). Slope scale variation of flow patterns in soil profiles. *J. Hydrol.* 247, 116-132. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00371-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00371-7)