

IMPACTOS ECONÓMICOS Y AMBIENTALES DE LOS PLAGUICIDAS EN CULTIVOS DE MAÍZ, ALFALFA Y NOGAL EN DURANGO, MÉXICO

Economic and environmental impacts of pesticides in corn, alfalfa, and walnut crops in Durango, Mexico

Sandra Viviana JÁQUEZ-MATAS¹, Gerardo PÉREZ-SANTIAGO²,
Marco Antonio MÁRQUEZ-LINARES² y Gustavo PÉREZ-VERDÍN^{2*}

¹ Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, Universidad Juárez del Estado de Durango, Río Papaloapan y Boulevard Durango s/n, Col. Valle del Sur. 34120 Durango, Durango, México.

² Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Durango, Instituto Politécnico Nacional, Sigma 119, Col. 20 de Noviembre II, 34220 Durango, Durango, México.

*Autor para correspondencia: guperezv@ipn.mx

(Recibido: noviembre de 2020; aceptado: abril de 2022)

Palabras clave: cociente de impacto ambiental, contabilidad ambiental de plaguicidas, costo social, externalidad ambiental, salud humana

RESUMEN

Los plaguicidas son insumos que se utilizan para mejorar la producción agropecuaria y forestal. Su elaboración, transporte, preparación y aplicación genera una gran contaminación en el ambiente, la cual afecta a la población humana. En este trabajo se evaluaron los impactos ambientales y económicos de los plaguicidas que se aplican en cultivos de maíz (*Zea mays* L.), alfalfa (*Medicago sativa* L.) y nogal (*Juglans illinoensis* Wangenh) en Durango, México. Para estimarlos, se utilizaron el cociente de impacto ambiental y el sistema de contabilidad ambiental de plaguicidas. Se utilizaron encuestas personales a productores y técnicos especialistas para conocer los principales productos utilizados, dosis y frecuencias de aplicación, y se investigó en casas comerciales el precio de los ingredientes activos de cada uno. Los resultados indican que los insecticidas tienen mayor impacto ambiental que los herbicidas y fungicidas. Debido a su extensión, el cultivo del maíz genera también el mayor impacto ambiental y económico. El costo agregado de las externalidades que generan los plaguicidas se estimó en alrededor de MXN \$24 millones por año. Los impactos económicos más notables se reflejaron en los consumidores, los trabajadores y la vida acuática. El estudio puede ayudar a la identificación de productos químicos de alto impacto y la evaluación de su uso futuro en la producción de estos cultivos.

Key words: environmental impact quotient, social cost, pesticide environmental accounting, environmental externality, human health

ABSTRACT

Pesticides are inputs used to improve agricultural and forest production. However, their production, preparation, and application critically pollute the environment and affect human populations. In this work, the environmental and economic impacts

of pesticides used in corn (*Zea mays* L.), alfalfa (*Medicago sativa* L.), and walnut (*Juglans illinoensis* Wengen) crops in Durango, Mexico, were evaluated. The environmental impact quotient and the pesticide environmental accounting systems were used to estimate these impacts. Face-to-face interviews with producers, agricultural managers, and commercial stores were used to find out the main products used, doses, application frequencies, and the price of their active ingredients. Results indicate that insecticides have a greater environmental impact than herbicides and fungicides. Likewise, due to its extension, corn accounted for the greatest environmental and economic impact. The aggregated cost of the externalities generated by pesticides was estimated at around MXN \$24 million per year. The most notable economic consequences were observed on consumers, agricultural workers, and aquatic life. This study can help in the identification of high-impact chemicals and the assessment of their future use in crop production.

INTRODUCCIÓN

Los plaguicidas son compuestos que se utilizan para controlar plagas y especies no deseadas que causan perjuicio o interfieren con la producción agropecuaria y forestal (Hernández-Antonio y Hansen 2011). Prácticamente todos los procesos de producción, uso y manejo de esos productos tienen un impacto en la salud humana y los ecosistemas (García et al. 2002). La contaminación ambiental por plaguicidas constituye un problema de gran importancia a nivel mundial debido a que generan residuos que contaminan los productos cultivados, suelos, cuerpos de agua, biota y aire, llegando a afectar cadenas tróficas y consecuentemente la salud humana (García et al. 2002, Hernández-Antonio y Hansen 2011). Esta contaminación puede ocurrir por bioacumulación, transporte, precipitación pluvial, evaporación, escurrimientos, infiltraciones y lixiviaciones (Leyva Morales et al. 2014, García-Hernández et al. 2018). Sin embargo, de los más de 80 mil productos que existen en mercado, solo el 15 % ha sido evaluado para analizar su impacto en las poblaciones más vulnerables que están en contacto directo con su uso (López-Martínez et al. 2018). En México, se estima que anualmente se comercializan alrededor de 100 mil toneladas de estos compuestos, lo que equivale al 40 % del consumo mundial (García-Hernández et al. 2018).

El uso inmoderado de plaguicidas puede implicar un grave riesgo para la salud humana y el ambiente, y producir efectos negativos en éstos. Dada la gran variedad de sustancias y efectos, el efecto negativo de los plaguicidas se evalúa desde tres perspectivas: 1) toxicidad en personas y animales domésticos, 2) toxicidad en organismos indicadores de contaminación y 3) persistencia en el ambiente (Guigón-López y González-González 2007). Otro tipo de

evaluación involucra el impacto económico que se produce por su uso. Existen algunas metodologías que analizan este tipo de impactos en las personas, agua, insectos y el paisaje natural. Kovach et al. (1992) desarrollaron un método para estimar el impacto de los plaguicidas en varios cultivos agrícolas y frutales. Su objetivo fue estimar un cociente de impacto ambiental (CIA), el cual puede usarse para comparar programas integrales de control de plagas y, en su caso, seleccionar el ingrediente activo o sustancia que tiene el menor impacto en el ambiente y las personas (Guigón-López y González-González 2007). Se han realizado diversos trabajos con este método para evaluar el efecto de los herbicidas (Brimner et al. 2005, Vencill et al. 2012), insecticidas (Bahlai et al. 2010, Perry et al. 2016) y fungicidas (Bues et al. 2003, Gaona et al. 2019) en cultivos agrícolas.

Leach y Mumford (2008) desarrollaron otro método que permite evaluar el costo económico de las externalidades negativas producidas por el uso de los plaguicidas. Este método se basa en la ecotoxicología del ingrediente activo, su comportamiento en el ambiente, su precio y la cantidad aplicada en diferentes cultivos agrícolas. El costo de las externalidades descrito en el sistema que denominaron contabilidad ambiental de plaguicidas, basado en la caracterización propuesta por Kovach et al. (1992), se calcula raramente dada la complejidad del análisis del costo social y de la aplicación de productos dañinos para la salud humana, plantas y animales (Leach y Mumford 2008). El costo social se estima para seis componentes de los ecosistemas: agua para uso doméstico, peces y vida acuática, biodiversidad, paisaje cultural, colmenas (abejas) y salud humana. Con los componentes descritos es posible evaluar qué ingredientes activos de los plaguicidas son más dañinos para ambiente y cuáles representan un

mayor costo para la sociedad, así como eventualmente proponer su reducción o eliminación. También pueden proporcionar información para prevenir el desarrollo de resistencia de algunas plagas, la intoxicación de insectos, animales y plantas benéficos para el hombre y evitar la bioacumulación a lo largo de las cadenas tróficas (Kovach et al. 1992, Leyva Morales et al. 2014, García-Hernández et al. 2018).

A continuación se describen algunos trabajos que han evaluado el impacto de plaguicidas en México. Pacheco-Covarrubias (1986) estudió el historial del uso de plaguicidas en la región aldononera en la costa de Hermosillo, Sonora. En el estado de México, y para el cultivo de maíz, Hernández-González et al. (2007) caracterizaron las intoxicaciones agudas y el perfil ocupacional de aplicadores que emplean plaguicidas). En el estado de Chihuahua, se utilizó el modelo del CIA para determinar el impacto ambiental de plaguicidas en huertos de manzano (Ramírez-Legarreta y Jacobo-Cuéllar 2002), con y sin programas de manejo integrado de plagas (Ordóñez-Beltrán et al. 2016) y en programas de control fitosanitario en cultivo de chile (Guigón-López y González-González 2007). En la Comarca Lagunera, se evaluó también el cultivo de melón con esta metodología (Vargas-González et al. 2019). Ninguno de estos trabajos incluyó un análisis del costo de las externalidades negativas.

El presente trabajo se desarrolló en el municipio de Durango, en el estado de Durango, México, particularmente en el Distrito de Riego 052 (DR052), módulo III, que se ubica en el centro-sur del estado. Tiene una superficie de 10 149 ha e incluye 21 localidades y 2776 productores, lo que lo convierte en el módulo de riego más grande del municipio (Conagua 2015). En esta región se cultivan maíz, frijol, alfalfa, chile y nuez pecana, entre otros, que son los productos de mayor valor económico en el distrito. La justificación de este estudio radica en que no hay trabajos relacionados con la evaluación conjunta del impacto ambiental y económico de los plaguicidas y se quiere aportar más conocimientos sobre las repercusiones del uso de este tipo de productos químicos. Eventualmente, este trabajo puede ayudar al diseño de políticas de manejo para regular, mejorar o eliminar el uso de ciertos plaguicidas. Los objetivos de la investigación son: i) evaluar el impacto ambiental de los ingredientes activos más comunes que se utilizan para el control de plagas, enfermedades y hierbas no deseadas en cultivos de maíz, alfalfa y nuez pecana, y ii) estimar el costo económico de los impactos que generan estos ingredientes en la salud humana y los ecosistemas donde se desarrollan estos cultivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El DR052, Valle del Guadiana, se localiza en el centro-sur del estado de Durango y cuenta con 11 módulos administrativos. Específicamente, el módulo III tiene una superficie total de 10 149 ha, de las cuales el 93 % es de riego. El área cuenta con una red de 140 km lineales de canales de riego, cuya agua proviene de las presas Guadalupe Victoria, Santiago Bayacora y Peña del Águila (**Fig. 1**). Otra parte importante del agua proviene del acuífero Valle del Guadiana y/o de las plantas de tratamiento que procesan aguas residuales de la ciudad de Durango (Jáquez-Matas 2014).

El tipo de clima dominante se describe como semiárido templado con verano cálido, lluvias en verano y ocasionalmente en invierno. La precipitación anual promedio es de 420 mm y la temperatura media anual de 17 °C. Los meses más lluviosos son de junio a septiembre (González-Elizondo et al. 2007, Nava-Berumen et al. 2017). Las principales corrientes superficiales son los ríos La Sauceda, proveniente de la presa Peña del Águila, El Tunal, proveniente de la presa Guadalupe Victoria, y Santiago de Bayacora, que proviene de la presa del mismo nombre, con una gran cantidad de arroyos afluentes en ambas márgenes (Jáquez-Matas 2014). El área de estudio forma parte del Valle del Guadiana con una altitud promedio de 1780 msnm. Los tipos de vegetación dominantes son pastizales y matorrales con cubierta herbácea densa (González-Elizondo et al. 2007). Los suelos son areno-arcillosos, aptos para la agricultura, aunque con poco contenido de materia orgánica (< 1 %) debido al poco reciclamiento de los residuos agrícolas (Nava-Berumen et al. 2017). La escasez de materia orgánica aumenta el uso de fertilizantes y plaguicidas químicos para incrementar la productividad de las tierras. Los principales cultivos del área son maíz (*Zea mays* L.), frijol (*Phaseolus vulgaris* L.), sorgo (*Sorghum bicolor* [L.] Moench), alfalfa (*Medicago sativa* L.), chile (*Capsicum annum* L.) y otros frutales como nuez pecana (*Juglans illinoensis* Wangenh), manzana (*Malus domestica* Borkh.), durazno (*Prunus pérsica* [L.] Batsch), entre otros (Jáquez-Matas 2014, Nava-Berumen et al. 2017) (**Cuadro I**). Por su mayor extensión y número de productores, se seleccionaron el maíz, la alfalfa y la nuez pecana.

Estimación del impacto ambiental asociado con el uso de plaguicidas

Para calcular el impacto ambiental asociado con el uso de plaguicidas se calculó el CIA propuesto

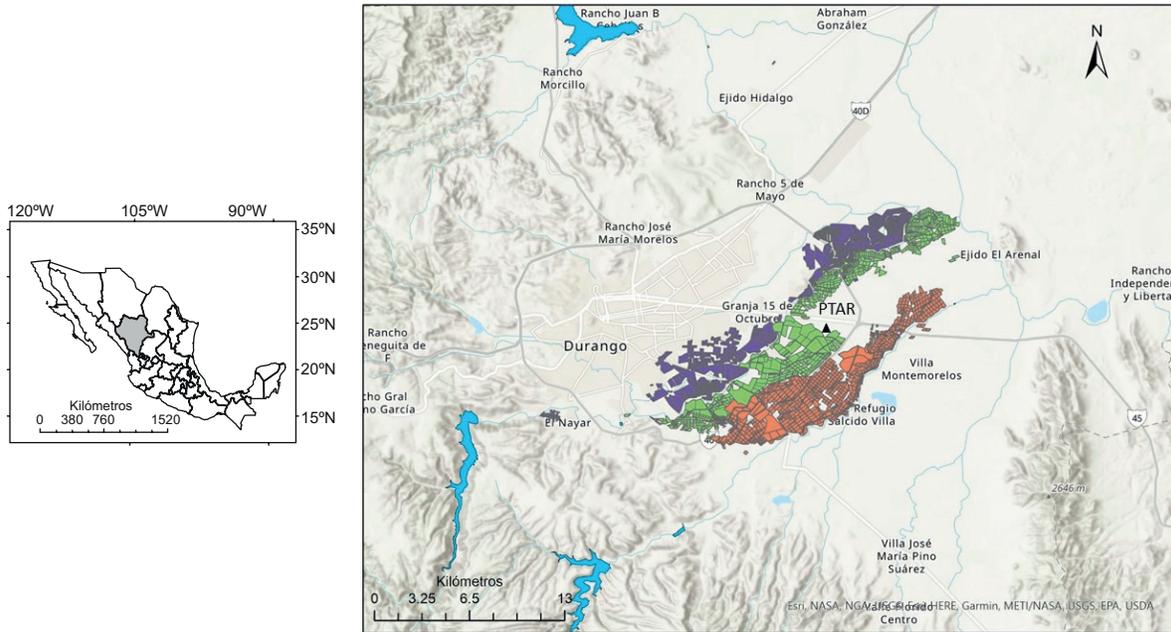


Fig. 1. Ubicación del Módulo III (DDR 052) en el estado de Durango, México. El área se divide en tres zonas administrativas. El mapa muestra también la ubicación de las fuentes que proveen agua para riego: presas (azul) y la planta tratadora de aguas residuales. (PTAR).

CUADRO I. PRINCIPALES CULTIVOS DEL MÓDULO III DEL DISTRITO DE RIEGO 052, VALLE DEL GUADIANA, DURANGO.

Cultivo	Productores	Superficie cultivada (ha)	Porcentaje de la superficie total
Maíz	1533	6131.4	60.4
Nogal	107	843.4	8.3
Alfalfa	211	726.6	7.2
Pradera	56	254.6	2.5
Sorgo	61	237	2.3
Avena	16	41.8	0.4
Frijol	13	38.2	0.4
Manzano	1	32	0.3
Hortaliza	8	22.3	0.2

Fuente: Conagua (2012).

por Kovach et al. (1992), el cual se obtiene de una ecuación que conjuga daños al trabajador, el consumidor y la biota no humana. Su unidad de medida es un puntaje que se asigna a cada componente con base en el nivel de riesgo que representa para la salud humana y el ecosistema. Esta metodología se basa en la naturaleza física, química y toxicológica de los productos, por lo que el valor del CIA de un plaguicida no es específica para un sitio (Eshenaur et al. 2020). El riesgo de daño a los trabajadores (RIT)

está determinado por la exposición de la persona que aplica el producto (aplicador) al ingrediente activo, más la exposición de quien cosecha o recolecta los frutos (recolector), multiplicada por la toxicidad crónica (Kovach et al. 1992) (ecuación 1). La toxicidad crónica se estima como el promedio de efectos de diferentes pruebas de laboratorio llevadas a cabo en pequeños mamíferos. Estos efectos se miden en el potencial reproductivo (o tasa de reproducción), deformidades en las crías, efectos mutagénicos y efectos oncogénicos.

$$RIT = C * [(DT * 5) + (DT * P)] \tag{1}$$

donde *DT* es la toxicidad dérmica del plaguicida, *P* es la vida media en la superficie de la planta y *C* representa la toxicidad crónica. La toxicidad es la capacidad inherente de un agente químico de producir un efecto nocivo sobre el organismo vivo (Kovach et al. 1992, Reyes y Almeida 1992). Se mide a través de la dosis letal media (DL50) o la cantidad de sustancia tóxica para matar al 50 % de los organismos (Ramírez-Espitia y Lacasaña-Navarro 2001). La vida media se entiende como el lapso necesario para que se degrade la mitad del compuesto o mezcla aplicada.

El riesgo de daño al consumidor (RIC) se estima como la vida media del potencial residual en plantas y en la superficie del suelo, multiplicado por la tasa

de absorción del ingrediente activo por las plantas, más el efecto potencial de la lixiviación. Este último efecto representa un grave riesgo para la salud humana debido a la contaminación del agua subterránea para consumo humano. Estos efectos se multiplican por la toxicidad crónica del producto (ecuación 2):

$$RIC = \left[\left(C * \left(\frac{S+P}{2} * SY \right) \right) + L \right] \quad (2)$$

donde S es la vida media en el suelo, SY es el grado de sistemicidad (o tasa de absorción del plaguicida por las plantas) y L es el potencial de lixiviación.

Finalmente, el riesgo de impacto ecológico (RIE) se compone de los efectos en peces, aves, abejas e insectos benéficos. Debido a que los organismos terrestres son más comunes que los peces en los sistemas agrícolas, Kovach et al. (1992) dan un mayor peso a las aves y abejas (tres veces). El peso relativo es aún mayor para los insectos benéficos (cinco veces) en virtud de que éstos, a diferencia de las aves y abejas, pasan todo el tiempo dentro de los cultivos. La ecuación que proponen para su estimación es la siguiente:

$$RIE = \left[\left(F * R \right) + \left(D * \left(\frac{S+P}{2} \right) * \right. \right. \\ \left. \left. 3 + \left(Z * P * 3 \right) + \left(B * P * 5 \right) \right] \quad (3)$$

donde F es toxicidad en peces, R es la pérdida por dilución (o vida media del ingrediente en el agua), D es la toxicidad en aves, Z es la toxicidad en abejas y B es la toxicidad en insectos benéficos (los otros términos se definieron anteriormente).

De esta manera, el cociente de impacto ambiental (CIA) se calcula como el promedio del efecto en los trabajadores, consumidores y ambiente.

$$CIA = (RIT + RIC + RIE) / 3 \quad (4)$$

Kovach et al. (1992) determinaron los valores del CIA para muchos plaguicidas, y la base de datos correspondiente se mantiene en un sitio de internet patrocinado por la Universidad de Cornell, donde incluso existe una calculadora virtual que computa los valores de impacto ambiental de una lista más grande de plaguicidas (Eshenaur et al. 2020). Una vez que se conocen los cocientes de impacto ambiental, se determina un factor de impacto ambiental en campo (FIAC) que, como su nombre lo indica, utiliza la

dosis y frecuencia de aplicación del plaguicida (o ingrediente activo) directamente en el campo. Se estima como:

$$FIAC = CIA * q * d * n \quad (5)$$

donde q es el porcentaje del ingrediente activo del producto formulado, d es la cantidad de producto comercial aplicado en campo y n es el número de aplicaciones.

Para estimar el CIA se utilizó la calculadora virtual que se cita en la página de la Universidad de Cornell (Grant 2020) y la base de datos de Kovach et al. (1992). Se identificaron los principales plaguicidas, la dosis y frecuencia de aplicaciones. Esta información se obtuvo a través de inspecciones en campo, consulta con extensionistas y entrevistas con los productores. En nuestro estudio se estimó el CIA para los cultivos de maíz, alfalfa y nogal. Al final, se sumaron los valores de cada cultivo para determinar su impacto ambiental en el área de estudio (Vargas-González et al. 2019).

Estimación del costo de las externalidades negativas

Las externalidades negativas son las consecuencias no deseadas de un proceso de producción (Pretty y Waibel 2005). La contaminación por el uso de plaguicidas en suelo, agua y aire, y su impacto en la salud humana, son ejemplos de externalidades negativas. El costo de estas externalidades no siempre es reconocido en el mercado convencional (el regido por la libre oferta y demanda) por la complejidad que representa su estimación; pero siempre es absorbido por la sociedad (Ibrahim 2016). Por ello, muchas veces se le conoce como costo social para diferenciarlo del costo privado. Considérese por ejemplo una empresa que contamina un río por los insumos que usa para sus productos, el cual es necesario restaurar. El costo de la limpia o filtración del agua, mejora del hábitat acuático, reforestación del lugar, etc., representa el costo social que generalmente es pagado por la sociedad y no por los consumidores de los productos que fabrica esa empresa. El costo del daño y el costo evitado son ejemplos de métodos para valorar estas externalidades (Dickie 2003). Alternativamente, es posible utilizar métodos de valoración no convencionales (o no basados en un mercado establecido) para conocer el valor de la mejora de una condición con problemas de contaminación a otra donde el problema sea menor (Champ et al. 2003). Éste es el caso de la aplicación de métodos basados en las preferencias declaradas o reveladas (Boyle 2003, Parsons

2003). Sin embargo, estos métodos no son aptos para evaluar los costos de externalidades por la dificultad que representa asignar un costo a un kilogramo de un ingrediente activo que es producido por empresas comerciales (Praneetvatakul et al. 2013). El sistema desarrollado por Leach y Mumford (2008), que se basa en precios de mercado, tiene la capacidad de hacer estimaciones sobre la base de ese kilogramo de ingrediente activo y después trasladarlas a costos por hectárea.

En este trabajo se utilizó la metodología de Leach y Mumford (2008) para estimar el costo de las externalidades siguiendo el formato original de Kovach et al. (1992). La base de datos para el cálculo fue desarrollada para dos países de Europa y para EUA. En ella se concentraron los costos para los seis grupos que utilizó Kovach et al. (1992): agua para uso doméstico, peces y vida acuática, biodiversidad, paisaje cultural, colmenas (abejas) y salud humana (**Cuadro II**).

Leach y Mumford (2008) clasificaron los costos de cada una de las categorías de impacto ambiental según su efecto en el ambiente y en la salud de trabajadores y consumidores (**Cuadro III**). Por ejemplo, el consumidor tiene más relación con el consumo de agua de uso doméstico y la modificación del paisaje cultural. En cambio, la categoría de efectos en la salud humana se concentra principalmente en los trabajadores, que son quienes aplican los productos. Similarmente, los costos de la categoría pérdida de biodiversidad y vida silvestre se distribuyen casi equitativamente para vida acuática, aves, abejas e

CUADRO II. COSTO PROMEDIO ESTIMADO DE LAS EXTERNALIDADES NEGATIVAS EN TRES PAÍSES POR EL USO DE PLAGUICIDAS.

Categoría de impacto ambiental	(€/kg del ingrediente activo)		
	Inglaterra	EUA	Alemania
Contaminación del agua para uso doméstico.	9.66	2.0	5.15
Contaminación de peces y vida acuática.	0.68	0.29	1.47
Pérdidas en la biodiversidad.	1.01	0.37	0.18
Modificación del paisaje cultural.	3.98	0.0	0.0
Pérdidas de colmenas.	0.08	0.26	0.04
Efectos en la salud humana	0.08	0.3	0.8
Suma	15.49	3.22	7.64

Fuente: Leach y Mumford (2008).

insectos benéficos. Esta distribución porcentual no es definitiva y puede cambiarse en función de los objetivos del investigador (Leach y Mumford 2008).

Una gran ventaja de esta metodología es que los resultados son aplicables a otros cultivos y áreas de estudio utilizando los valores absolutos por unidad de área y un factor de ajuste por el nivel económico de los países. A este último se le conoce como paridad de poder adquisitivo (PPA), el cual homogeniza las diferencias por la moneda de cada país y la variación en los tipos de cambio. Según la Organización para

CUADRO III. DISTRIBUCIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE IMPACTO AMBIENTAL EN LA SALUD DE LOS TRABAJADORES, CONSUMIDORES Y EL AMBIENTE POR NIVEL DE IMPORTANCIA*.

Efectos en:	Trabajadores		Consumidores	Ambiente			
	Aplicadores	Recolectores		Acuíferos	Vida acuática	Aves	Colmenas
Agua para uso doméstico	0.11	0.09	0.60	0.09	0.11		
Peces y vida acuática				0.51	0.49		
Pérdidas en la biodiversidad					0.31	0.31	0.10
Modificación del paisaje cultural			0.50			0.20	0.11
Pérdidas de colmenas							1.00
Salud humana	0.79	0.15	0.05				

*La suma de cada fila (efecto) debe ser igual a 1.

Fuente: (Leach y Mumford (2008).

la Cooperación y Desarrollo Económico (OECD, por sus siglas en inglés), la tasa actual de PPA para México es de 48 sobre un nivel de USD \$100 (OECD 2020). Esto significa que si una empresa estadounidense fabrica un producto cuyo precio es de USD \$100, el equivalente de su producción en México sería de USD \$48 debido a los diferentes sistemas de producción y administración (mano de obra, tecnología, capital, etc.) de cada país. Utilizando la información de los cuadros II y III y de este factor, se estimó el costo de las externalidades de plaguicidas en el área de estudio a precios de 2020 en dólares estadounidenses convertidos a pesos mexicanos.

Recolección de datos

Para conocer los principales plaguicidas utilizados en el control de plagas y hierbas no deseadas, dosis, número de aplicaciones en cultivos de maíz, alfalfa y nuez pecana, la recolección de información se desarrolló en seis etapas:

1. Recopilación de información histórica sobre los tipos de cultivos en el área de estudio en el Instituto de investigaciones Agropecuarias y Forestales (INIFAP), Comisión Nacional del Agua (Conagua) y la Oficina Estatal de Información para el Desarrollo Rural Sustentable de Durango.
2. Elaboración y validación de una encuesta para conocer el tipo de plaguicida usado, tipo de cultivo, superficies, toxicidad, persistencia, dosis de aplicación, frecuencia y otras variables socio-demográficas de los trabajadores. Para la validación de la encuesta se realizó un muestreo piloto que constó de 10 productores pertenecientes a cuatro ejidos diferentes. En el análisis de los resultados del muestreo piloto se modificaron las preguntas con bajos niveles de fiabilidad y otras se eliminaron, hasta alcanzar un alfa de Cronbach mayor a 0.7 (Cronbach 1951). Con los datos del muestreo piloto y un nivel de confiabilidad de 95 %, se determinó un tamaño de muestra de 140 productores.
3. Se diseñó un muestreo estratificado (por tipo de cultivo) en el que aleatoriamente se seleccionaron las personas que cultivaban maíz, nogal y alfalfa, por ser los cultivos de mayor superficie y producción. Las encuestas se aplicaron de forma personal con apoyo del personal del Distrito de Riego 052.
4. Validación y procesamiento de datos para confirmar o rectificar la información recolectada en campo y la información proveniente de los plaguicidas. Se consultaron además los datos técnicos en el diccionario de especialidades agroquímicas

y en la propia información comercial de cada producto para identificar el grupo toxicológico al que pertenecen (PLM 2020).

5. Con esta información, se estimaron los valores de CIA y FIAC para cada producto y cultivo con base en las bases de datos y ecuaciones anteriores.
6. Finalmente, se estimó el costo de las externalidades negativas según la metodología de Leach y Mumford (2008), ajustando los datos para México y a precios descontados al 2020. Se utilizó una tasa de interés de 5.24 % para los cambios del valor del dinero en México (Banxico 2020). La información de los precios de ingredientes activos se obtuvo en centros comerciales y tiendas especializadas.

RESULTADOS

Los resultados indican que los productores encuestados fueron hombres entre los 30 y 60 años de edad. El 90 % utiliza sustancias químicas para el control de plagas y enfermedades y casi la mitad lo ha hecho por más de 20 años. Los grupos toxicológicos que más se utilizan son los organofosforados, carbamatos y piretroides. En el cultivo del maíz, los plaguicidas mayormente aplicados (ingrediente activo) son el clorpirifos etil, el ácido 2,4-D y la atrazina. En el cultivo de alfalfa, las sustancias más usadas son paratión metílico, clorpirifos etil, ácido 2,4-D, imazethapyr y fluazifop-p-butyl. Y en el cultivo de la nuez pecana, los ingredientes activos más usados son clorpirifos etil, malation, glisofato y ácido 2,4-D/dicamba. Cabe señalar que a pesar de que algunos productos no están autorizados por la Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas y Sustancias Tóxicas (Cicloplafest 2004, PAN 2021), como es el caso del paratión metílico, se encuentran disponibles en el mercado y aún se emplean en la zona agrícola de Durango.

Los productores invierten desde MXN \$19 hasta \$4000 por hectárea cultivada, incluyendo los costos de compra, preparación y aplicación de los plaguicidas. Según sus observaciones, existe una marcada diferencia (4-6 t/ha) en la producción de maíz con y sin aplicación de plaguicidas; sin embargo, no advierten grandes diferencias para los cultivos de alfalfa y nogal, debido a que éstos no han registrado graves problemas con la presencia de plagas. La exposición de los trabajadores a los plaguicidas varía desde menos de 1 h (30 %), 2 h (24 %) y más de 3 h (46 %) por aplicación. Solo el 42 % utiliza algún equipo de protección incluyendo mascarillas (15 %),

mascarillas y guantes (8 %), combinación de mascarillas, guantes y vestimenta (5 %). El resto utiliza otro tipo de equipo o combinaciones de equipo, como lentes, botas, casco, etc. (14 %).

Evaluación del impacto ambiental asociado a los plaguicidas

Se estimó el CIA de cada cultivo y tipo de plaguicida. Los resultados muestran que el cultivo de maíz tiene el mayor valor (91% del total), seguido por la alfalfa (6 %) y el nogal (3 %). De la misma manera, los insecticidas son responsables de casi el 64 % del valor total del CIA, seguido de los herbicidas (35 %) y fungicidas (1 %). El valor del CIA varió desde 15.33 hasta 50.67, con un promedio de 24.85 unidades (desviación estándar igual a 8.14). Una vez estimado el valor del CIA para cada plaguicida, se calculó el FIAC, que involucra la dosis y frecuencia de aplicación de cada producto. Como se esperaba por la intensidad del uso de plaguicidas, el valor más alto del FIAC corresponde al empleo de insecticidas (74 %), seguido de herbicidas (21 %) y fungicidas (5 %) (**Cuadro IV**). De la misma manera, el maíz es el cultivo con mayor impacto ambiental por su intensidad de uso (56 %). A pesar de no registrar muchos problemas de plagas y enfermedades, el cultivo del nogal (23 %) rebasó el CIA de la alfalfa (21 %), aun cuando algunos plaguicidas son comunes en todos los cultivos. Esa ligera diferencia se debe a que se reportó el uso de fungicidas para este cultivo.

CUADRO IV. VALORES DEL FACTOR DE IMPACTO AMBIENTAL EN CAMPO (FIAC) PARA LOS CULTIVOS DE MAÍZ, ALFALFA Y NOGAL EN EL ESTADO DE DURANGO, MÉXICO.

Cultivo	Insecticidas	Herbicidas	Fungicidas	Suma
Maíz	391.94	118.39		510.33
Alfalfa	145.52	43.75		189.27
Nogal	135.33	28.37	45.67	209.37
Suma	672.79	190.51	45.67	908.97

Fuente: información propia.

En el cultivo de maíz, los plaguicidas con el mayor FIAC fueron carbofurano (85.35 unidades), acefato (48.27) y metamidofos (43.3). En el cultivo de la alfalfa, los productos con el mayor FIAC fueron metamidofos (41.5 unidades), clorpirifos etil (28.1), spinetoram (32.6) y permetrina (29.9). En el cultivo

de nogal fueron malatión (86.4 unidades), benomilo (60.5) y clorpirifos etil (47.8). El área de trabajo se divide en 11 secciones administrativas. Utilizando estas secciones se estimó el FIAC para cada cultivo y sección. Esta información muestra el grado de dispersión espacial de los impactos que se generan por el uso de plaguicidas. Aunque todos los cultivos se encuentran en la mayor parte de la zona de estudio, especialmente el maíz, la zona sur y suroeste son las que presentan mayor impacto ambiental. Estas zonas son las que también se encuentran más cerca de las presas y canales de riego (**Fig. 2**). Esta presión posiblemente tenga implicaciones en el escurrimiento y lixiviación de los productos empleados en la población humana y cuerpos de agua.

Costo de las externalidades

Los resultados indican que los porcentajes de ingrediente activo en los productos químicos varían desde 10 hasta 97 % (promedio, 36 %; desviación estándar, 20 %). Además, las dosis y el número de aplicaciones hacen que los costos por hectárea varíen de MXN \$0.3 a \$23/kg en el cultivo de maíz; de MXN \$0.04 a \$392/kg en alfalfa, y de MXN \$6 a \$588/kg en nogal. El precio al usuario también es variable de acuerdo con el producto comercial genérico y la industria productora, tal y como sucede con muchos fármacos para la salud humana. Uno de los productos que más se demandan es el insecticida conocido como paratión metílico, del que se utilizan cerca de 21 000 kg/año. Este producto es uno de los más baratos; su costo por hectárea es de alrededor de MXN \$0.3 para maíz y \$0.1 para alfalfa.

Según sus autores, el CAP es aplicable a cualquier producto por la ventaja de conocer los costos por hectárea. Ello permite conocer a su vez los impactos agregados en cada una de las categorías de impacto y hacer comparaciones entre productos y cultivos. El **cuadro V** muestra un resumen de los costos de las externalidades por hectárea de varios productos aplicados en el área de estudio. Multiplicando esta información por el número de hectáreas sembradas por año, se deduce que los ingredientes activos con el costo económico más alto fueron los insecticidas clorpirifos etil (con cerca de MXN \$4.8 millones, seguido del malatión (\$2.1 millones) y la atrazina (\$1.8 millones).

El costo agregado de todos los plaguicidas se estimó en alrededor de MXN \$ 24.1 millones, de los cuales el 83 % corresponde a costos derivados del cultivo del maíz, 11 % al nogal y el resto a la alfalfa. De la misma manera, los daños más importantes fueron al consumidor (46 %), al trabajador (18 %), a

DISCUSIÓN

Los datos recabados en las encuestas muestran que los productores dependen en gran medida del uso de plaguicidas para la producción de los cultivos, especialmente de los productos organofosforados. Sharma et al. (2010) mencionan que debido a su baja persistencia y alta eficiencia, los productores dependen de los plaguicidas para la producción de una gran variedad de frutos y vegetales. Sus resultados indican que entre los ingredientes activos más comunes están el clorpirifos etil, el malatión, el ácido 2,4-D y el paratión. Estos autores coinciden con Martínez-Valenzuela et al. (2017), quienes encontraron prácticamente los mismos productos químicos en el control de plagas en la zona agrícola del norte de Sinaloa.

En el área de estudio se aplican, en diferentes presentaciones comerciales, hasta 30 ingredientes activos diferentes en un año. En algunos casos (como en el cultivo de la alfalfa) se aplican productos sin que tengan un efecto importante en la producción. Se especula que lo productores hacen esto por tradición o como una forma de prevención, más que como combate directo. Sin embargo, es preocupante el escaso uso de equipo de protección durante la aplicación y el tiempo de exposición. García et al. (2002) mencionan que la exposición de los trabajadores se manifiesta en la preparación de las sustancias, carga, aplicación y limpieza de los equipos que se utilizan. Aunque la mayoría de los encuestados (77 %) manifestó no haber tenido problemas serios de salud después de aplicar los plaguicidas, una porción menor declaró haber padecido problemas gastrointestinales (18 %), daños en la piel (3 %) o enfermedades respiratorias (2 %). En estos casos, los daños a la salud humana se manifiestan vía contacto directo con el producto (dérmico), por el consumo de agua o frutos contaminados, o bien por inhalación (Damalas y Eleftherohorinos 2011).

Impactos ambientales

El valor promedio del CIA de los plaguicidas utilizados en la zona de estudio fue de 24.85 unidades por kilogramo de ingrediente activo. Dado que los valores del CIA son universales, el promedio puede variar en función del tipo de producto que se aplique y del sistema de producción (Ramírez-Legarreta y Jacobo-Cuéllar 2002). Ibrahim (2016), por ejemplo, reportó un promedio de 29.0 unidades para un total de 188 plaguicidas. Este valor sugiere que los utilizados en nuestro estudio tienen, en promedio, un menor impacto que los que reporta este autor. Aunque hay

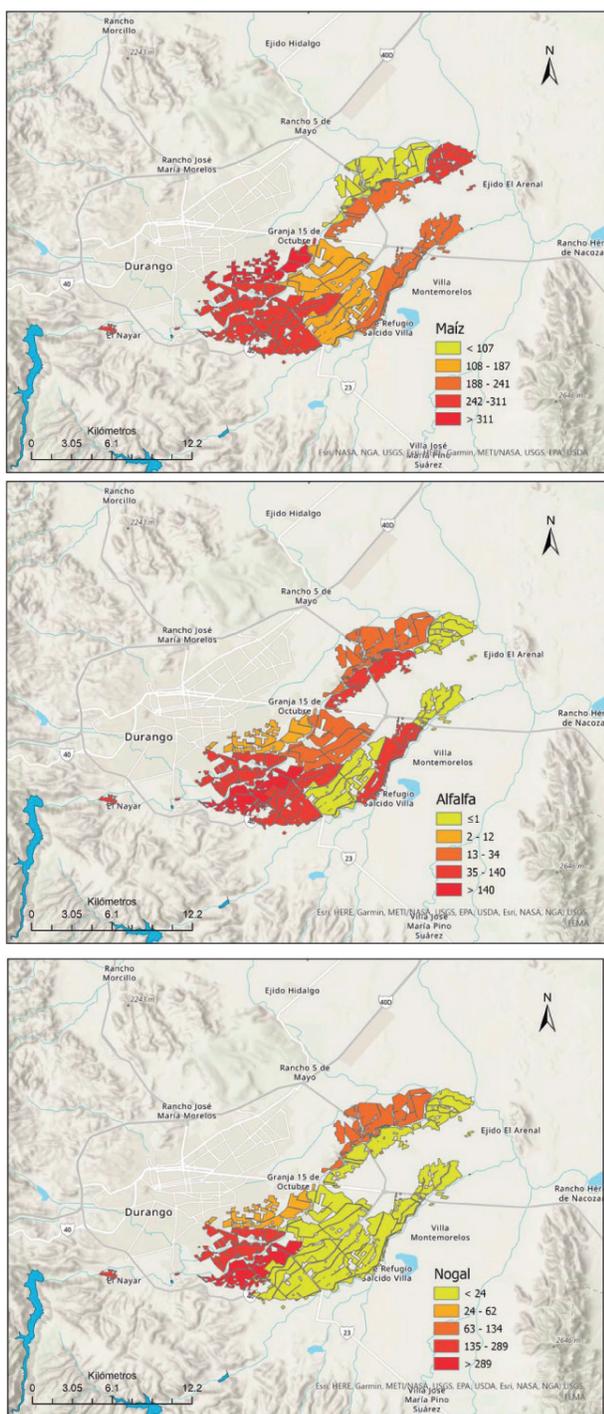


Fig. 2. Distribución espacial de la suma de los cocientes de impacto ambiental en campo (FIAC) de los cultivos de maíz, alfalfa y nogal en el Módulo III, Durango, México. Fuente: información propia.

la vida acuática (14 %) y al agua subterránea (11 %). En menor proporción se encuentran los daños a las aves, abejas e insectos benéficos (13 %) (**Cuadro VI**).

CUADRO V. DISTRIBUCIÓN DEL COSTO DE LAS EXTERNALIDADES DE LOS PRINCIPALES INGREDIENTES ACTIVOS DE PLAGUICIDAS EN EL ESTADO DE DURANGO, MÉXICO.

Cultivo	Ingrediente Activo	Costo (MXN \$/ha)										Total
		Aplicador	Recolector	Consumidor	Agua subterránea	Vida acuática	Aves	Abejas	Insectos benéficos			
Maíz	Ácido 2,4-D	5.10	3.15	21.80	5.09	6.48	2.19	1.66	2.18			47.65
Maíz	D/dicamba	11.37	7.03	48.60	11.34	14.45	4.88	3.71	4.87			106.25
Maíz	Atrazina	22.75	14.07	97.28	22.70	28.92	9.77	7.43	9.75			212.66
Maíz	Clorpirifos etil	45.24	27.98	193.45	45.13	57.51	19.42	14.77	19.38			422.89
Maíz	Glifosato	4.33	2.68	18.50	4.32	5.50	1.86	1.41	1.85			40.44
Maíz	Lambda C	2.16	1.34	9.23	2.15	2.74	0.93	0.70	0.92			20.18
Maíz	Malatión	20.60	12.74	88.08	20.55	26.19	8.84	6.72	8.82			192.55
Maíz	Paratión M	0.03	0.02	0.13	0.03	0.04	0.01	0.01	0.01			0.29
Maíz	Thiamethoxam	3.02	1.87	12.92	3.01	3.84	1.30	0.99	1.29			28.24
Alfalfa	Ácido 2,4-D	5.69	3.52	24.34	5.68	7.24	2.44	1.86	2.44			53.22
Alfalfa	Clorpirifos etil	41.95	25.95	179.38	41.85	53.33	18.01	13.69	17.97			392.13
Alfalfa	Lambda C	1.73	1.07	7.38	1.72	2.20	0.74	0.56	0.74			16.14
Alfalfa	Paratión Met	0.00	0.00	0.02	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00			0.04
Nogal	Ácido 2,4-D	3.24	2.01	13.87	3.24	4.12	1.39	1.06	1.39			30.32
Nogal	D/dicamba	12.03	7.44	51.46	12.01	15.30	5.17	3.93	5.16			112.50
Nogal	Benomilo	61.65	38.14	263.64	61.51	78.38	26.47	20.12	26.41			576.33
Nogal	Clorpirifos etil	62.92	38.92	269.07	62.78	79.99	27.02	20.54	26.96			588.20
Nogal	Glifosato	5.18	3.20	22.14	5.17	6.58	2.22	1.69	2.22			48.40
Nogal	Lambda C	0.65	0.40	2.77	0.65	0.82	0.28	0.21	0.28			6.05
Nogal	Malatión	36.75	22.74	157.17	36.67	46.73	15.78	12.00	15.75			343.59

Fuente: información propia, con base en Leach y Mumford (2008).

CUADRO VI. COSTO AGREGADO DE LAS EXTERNALIDADES DE CULTIVOS EN EL ESTADO DE DURANGO, MÉXICO.

Cantidad	Maíz	Nogal	Alfalfa
Superficie (ha)	6131	843	727
Número de productores	1533	107	211
Categoría de impacto (MXN \$/año)			
Aplicador	2 132 972	287 254	149 391
Recolector	1 319 476	177 698	92 415
Consumidor	9 121 327	1 228 397	638 849
Agua subterránea	2 128 034	286 589	149 045
Vida acuática	2 711 733	365 197	189 927
Aves	915 900	123 347	64 149
Abejas	696 241	93 765	48 764
Insectos benéficos	913 770	123 060	64 000
Total	19 939 453	2 685 306	1 396 540

Fuente: información propia.

varios sistemas de clasificación de los productos en relación con su impacto ambiental (Agboyi et al. 2015, Vargas-González et al. 2019), con base en el sistema propuesto por Mazlan y Mumford (2005), los plaguicidas de bajo impacto se clasificaron entre 0 y 20 unidades, los de medio impacto entre 21 y 40 y los de alto impacto con valores mayores a 40 unidades. En el área de estudio, productos como el carbofurano, clorfenapir, acefato, metamidofos, benomilo y lambda cialotrina fueron clasificados como de alto impacto. El resto se clasificó con toxicidad media o baja.

Acumulativamente, los plaguicidas aplicados en el maíz tuvieron un valor de 510 unidades y los insecticidas aplicados en los tres cultivos un valor de 672. Ramírez-Legarreta y Jacobo-Cuéllar (2002) sugieren que el FIAC está estrechamente ligado a la cantidad de ingrediente activo aplicado, más que a la frecuencia de aplicaciones realizadas. Guigón-López y González-González (2007) señalan que productos con valores mayores a 550 ejercen una presión ambiental muy fuerte, por lo que proponen reducir las dosis y frecuencia de aplicación. Incluso sugieren el uso de métodos alternativos, como control biológico o mecánico, sin eliminar por completo los productos químicos. Aparentemente, los plaguicidas orgánicos tienen de menor impacto ambiental, menor riesgo a la salud y, por lo tanto, menor costo social (Bahlai et al. 2010). Sin embargo, hay estudios que demuestran que no necesariamente es así y que, en todo caso, los productos comerciales deben evaluarse de manera individual para usarse de manera complementaria

(no en sustitución de) con los orgánicos (Trewavas 2001, Elliot y Mumford 2002, Lynch 2009, Bahlai et al. 2010).

En la suma del FIAC por cultivos se puede notar que el maíz representa más de la mitad de los impactos totales, lo cual se debe a que es el cultivo con la mayor superficie sembrada. El valor de FIAC del nogal fue ligeramente mayor (2 %) que la alfalfa debido al uso de fungicidas para combatir enfermedades del follaje. Uno de los ingredientes activos más usados en los tres cultivos es el clorpirifos etil, el cual se utiliza para controlar plagas que afectan el follaje de las plantas (US-EPA 2020). Este insecticida ha sido prohibido en muchos países de Europa y casi eliminado en EUA, debido a su efecto en la salud humana, especialmente en niños (Guigón-López y González-González 2007). Sin embargo, su empleo aún es permitido en México (Bejarano 2017). En el área de estudio se utilizan cerca de 6320 kg por año y su FIAC acumulado es de 105.26 unidades, el segundo mayor de todos los plaguicidas. Esto debe llamar la atención de los sectores de salud y ambientales, para un mejor control en la aplicación de este producto.

Costo de las externalidades negativas

Pimentel (2005) menciona que el uso de plaguicidas en cultivos agrícolas ofrece rendimientos de hasta USD \$4 por cada dólar invertido en el control de plagas. Sin embargo, esta cantidad no incluye las externalidades negativas o el costo social, que casi siempre es pagado por la sociedad y no por los usuarios directos (Devine et al. 2008). El sistema de contabilidad ambiental de plaguicidas (CAP) es una herramienta útil para estimar el costo social de las externalidades de los plaguicidas. Los resultados indican que el costo promedio de las externalidades es de MXN \$119.01/ha (USD \$5.45) para el maíz, \$243.63/ha (USD \$11.1) para el nogal y \$115.38/ha (USD \$5.3) para la alfalfa. Los beneficios que se obtienen por la comercialización del producto son en promedio de MXN \$11 300/ha, 73 400/ha y \$4950/ha, respectivamente. Los costos de las externalidades representan entonces el 1.1, 0.3 y 2.3 % del valor de la producción, respectivamente. Según Pimentel (2005) y Devine et al. (2008), en Estados Unidos el costo de las externalidades representa el 4 % del valor de la producción agropecuaria, mientras que en el Reino Unido el 2 %.

Utilizando la misma metodología que Leach y Mumford (2008), Praneetvatakul et al. (2013) estimaron los costos de las externalidades de varios cultivos en Tailandia y encontraron que el promedio

fue de USD \$18.7/ha. Esta cifra es un poco superior a los costos que se reportan en este estudio, aunque estos autores obtuvieron su base de datos a partir de cifras oficiales del gobierno, mientras que la del presente estudio proviene de encuestas directas a los productores y empresas comerciales. En otro estudio realizado en Alemania, los propios Leach y Mumford (2011) encontraron que los costos asociados con el uso de varios plaguicidas varió de USD \$0.13 a \$18.5 (a precios de 2020). En EUA, Koleva y Schneider (2009) estimaron los costos de externalidades de 56 cultivos y 325 plaguicidas, y encontraron que el costo promedio fue de USD \$49.2/ha. En México no se encontraron estudios con estimaciones utilizando esta metodología, lo cual sugiere un buen tema de análisis para futuros trabajos.

En un ejercicio interesante que consistió en dividir el costo de la aplicación de los insecticidas en todo el mundo entre el valor promedio del CIA, Ibrahim (2016) determinó que el costo promedio de las externalidades por kilogramo de ingrediente activo fue de USD \$0.40. El promedio encontrado en nuestro estudio fue de USD \$0.63/kg de ingrediente activo. Este dato puede ser útil para realizar estimaciones rápidas del costo total de las externalidades, sobre todo donde hay falta de información de los productos.

Pretty y Waibel (2005) y Leach y Mumford (2008) mencionan algunos supuestos en la estimación del costo de externalidades. Sugieren que los cálculos de externalidades deben tomarse de manera conservadora, ya que es muy difícil monitorear los impactos y estimar los costos de la toxicidad crónica, así como calcular el valor de las pérdidas en animales domésticos y la degradación de la biodiversidad y otros servicios ecosistémicos. Además, la propuesta de Leach y Mumford, en la cual se reorganizaron las categorías de impacto para calcular el valor de CIA, es de hecho una hibridación de otros dos métodos originalmente fueron formulados por Kovach et al. (1992) y Pretty et al. (2001). Inevitablemente, puede haber diferencias en los conceptos expresados por otros autores; sin embargo, el CAP desarrollado por Leach y Mumford (2008) provee una base de estimación aceptable para una gran variedad de plaguicidas. Su plataforma de cálculo, cimentada en una hoja de cálculo, permite evaluar escenarios para un cultivo, un sistema de producción (riego, mecanizado, temporal, etc.) o para un área en particular.

En virtud de que las dosis de aplicación y frecuencia varían en función de múltiples factores como precipitación, precio de insumos y avances tecnológicos, entre otros, es conveniente desarrollar

este tipo de estudios en otros sistemas de producción (véase Koleva y Schneider 2009). De esa manera, será posible evaluar los efectos en una gran variedad de productos, cultivos y zonas geográficas. Si se detectan productos con altos valores de FIAC, lo más conveniente es reducir su uso o prohibirlo indefinidamente.

CONCLUSIONES

El uso de plaguicidas, los cuales se han empleado por más de 30 años en la zona de estudio, es una práctica común para el combate de plagas. El ingrediente activo mayormente utilizado es el clorpirifos, mientras que en el caso de los herbicidas es el ácido 2,4-D. En términos generales los grupos toxicológicos que más se utilizan son los organofosforados, carbamatos y piretroides, lo que sugiere que los productores probablemente desconocen otro tipo de productos o que los mencionados han dado históricamente resultados satisfactorios en el control de las plagas. Sin embargo, algunos tienen problemas de toxicidad crónica y han sido restringidos. La metodología empleada en este estudio permitió evaluar los riesgos e impactos económico-ambientales debidos el uso de plaguicidas en el área de estudio para cultivos de maíz, alfalfa y nogal. Debido a su extensión de aplicación y frecuencia de uso, los insecticidas presentaron índices de impacto ambiental en campo más altos que los herbicidas y fungicidas. El cultivo de maíz, cuya superficie cultivada fue la mayor, generó el mayor impacto ambiental en campo por la gran variedad de plaguicidas utilizadas. La combinación de insecticidas en los tres cultivos ejerce una presión muy alta en la contaminación ambiental, particularmente en los consumidores (por el alto potencial de lixiviación a aguas subterráneas de consumo humano), trabajadores (por ser quienes aplican el plaguicida y cosechan los frutos) y en la vida acuática (por el efecto de escurrimiento y descargas a cuerpos de agua).

El ingrediente activo con el costo más alto de externalidades fue el insecticida clorpirifos etil, seguido del malatión y el herbicida denominado atrazina. El maíz generó el mayor costo acumulado de externalidades con un total de MXN \$20 millones por año. Se recomienda generar más información sobre el impacto ambiental, riesgos a la salud y costo de externalidades por el uso de estos plaguicidas, para establecer sistemas de producción con manejos alternativo y control integrado de plagas y enfermedades, o para excluir el uso de ciertos plaguicidas.

AGRADECIMIENTOS

Se agradecen las atenciones prestadas en el desarrollo de este trabajo al personal del DR052, así como a los productores que participaron en las encuestas. GPV recibió apoyo económico del IPN, mediante el proyecto SIP 2022-1436. Sergio Moreno Flores y Rebeca Ramírez Galindo ayudaron en la recolección de información de precios de plaguicidas. El manuscrito fue mejorado por los comentarios de dos revisores anónimos y los editores de la revista.

REFERENCIAS

- Agboyi L.K.D., Ahadji-Dabla K.M., Ketoh K.M., Nuto G.K. y Glitho I.A. (2015). Vegetable production in Togo and potential impact of pesticide use practices on the environment. *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 9 (2), 723-736. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v9i2.13>
- Bahlai C.A., Xue Y., McCreary C.M., Schaafsma A.W. y Hallett R.H. (2010). Choosing organic pesticides over synthetic pesticides may not effectively mitigate environmental risk in soybeans. *PLoS ONE* 5 (6). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011250>
- Banxico (2020). Sistema de Información Económica. Tasas de interés representativas. Banco de México [en línea]. <https://www.banxico.org.mx/SieInternet/consultarDirectorioInternetAction.do?sector=18&accion=consultarCuadroAnalitico&idCuadro=CA51&ocale=es 05/07/2021>.
- Bejarano G.F. (2017) Los plaguicidas altamente peligrosos: nuevo tema normativo internacional y su perfil nacional en México. En: Los plaguicidas altamente peligrosos en México (Bejarano F.G., Ed.). 1a ed. Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México -INIFAP-PNUD, México, 13-117 [en línea]. <http://ipen.org/documents/los-plaguicidas-altamente-peligrosos-en-mexico 05/07/2021>.
- Boyle K.J. (2003). Contingent valuation in practice. En: A primer on nonmarket valuation (Champ P.A., Boyle K.J. y Brown T.C., Eds.). Kluger Academic Publishers, Norwell, EUA, 111-169. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7104-8>
- Brimner T.A., Gallivan G.J. y Stephenson G.R. (2005). Influence of herbicide-resistant canola on the environmental impact of weed management. *Pest Manag. Sci.* 61 (1), 47-52. <https://doi.org/10.1002/ps.967>
- Bues R., Dadomo M., Lyannaz J.P., Di Lucca G., MacUa González J.I., Prieto Losada H. y Dumas Y. (2003). Evaluation of the environmental impact of the pesticides applied in processing tomato cropping. *Acta Horticulturae* 613, 255-258. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2003.613.40>
- Cicloplafest (2004). Catálogo oficial de plaguicidas. Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas. Sagarpa-Sedesol, Ciudad de México, 481 pp.
- Conagua (2015). Estadísticas agrícolas de los distritos de riego. Comisión Nacional del Agua [en línea]. <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGIH-6-15.pdf 05-07-2021>.
- Cronbach L.J. (1951). Coefficient alpha and the internal structure of tests. *Psychometrika* 16 (3), 297-334. <https://doi.org/10.1007/bf02310555>
- Champ P.A., Boyle K.J. y Brown T.C. (2003). A primer on non-market valuation. Kluger Academic Publishers, Norwell, EUA, 576 pp. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7104-8>
- Damalas C.A. y Eleftherohorinos I.G. (2011). Pesticide exposure, safety issues, and risk assessment indicators. *Int. J. Env. Res. Pub. He.* 8 (5), 1402-1419. <https://doi.org/10.3390/ijerph8051402>.
- Devine G.J., Eza D., Ogusuku E. y Furlong M.J. (2008). Uso de insecticidas: contexto y consecuencias ecológicas. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública* 25, 74-100.
- Dickie M. (2003). Defensive behavior and damage cost methods. En: A primer on non-market valuation (Champ P.A., Boyle K.J. y Brown T.C., Eds.). Kluger Academic Publishers, Norwell, EUA, 395-444. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7104-8>
- Elliot S.L. y Mumford J.D. (2002). Organic, integrated and conventional apple production: Why not consider the middle ground? *Crop Protection* 21 (5), 427-429. [https://doi.org/10.1016/S0261-2194\(02\)00036-4](https://doi.org/10.1016/S0261-2194(02)00036-4)
- US-EPA (2020). Ingredients used in pesticide products. U.S. Environmental Protection Agency [en línea]. <https://www.epa.gov/ingredients-used-pesticide-products/chlorpyrifos 04/07/2021>.
- Eshenaur B., Grant J., Kovach J., Petzoldt C., Degni J. y Tette J. (2020). Environmental impact quotient: A method to measure the environmental impact of pesticides. New York State Integrated Pest Management Program, Cornell Cooperative Extension, Cornell University, 1992-2020 [en línea]. <https://nysipm.cornell.edu/eiq/how-cite-eiq/ 04/07/2021>.
- 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. Scie. Te.* 16 (11), 6657-6670. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02267-w>
- García-Hernández J., Leyva-Morales J.B., Martínez-Rodríguez I.E., Hernández-Ochoa M.I., Aldana-

- Madrid M.L., Rojas-García A.E., Betancourt-Lozano M., Pérez-Herrera N.E. y Perera-Ríos J.H. (2018). Estado actual de la investigación sobre plaguicidas en México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 34, 29-60. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.esp01.03>
- García A.M., Ramírez A. y Lacasaña M. (2002). Pesticide application practices in agricultural workers. *Gaceta Sanitaria/S.E.S.P.A.S* 16 (3), 236-240. [https://doi.org/10.1016/S0213-9111\(02\)71667-1](https://doi.org/10.1016/S0213-9111(02)71667-1)
- González-Elizondo M.S., González-Elizondo M. y Márquez-Linares M.A. (2007). Vegetación y ecorregiones de Durango. Plaza y Valdés-Instituto Politécnico Nacional, Ciudad de México.
- Grant J.A. (2020). Calculator for field use EIQ (Environmental Impact Quotient). New York State Integrated Pest Management Program, Cornell Cooperative Extension, Cornell University, 2010-2020 [en línea]. <https://nysipm.cornell.edu/eiq/calculator-field-use-eiq/05/07/2021>.
- Guigón-López C. y González-González P.A. (2007). Manejo de plagas en el cultivo de chile y su impacto ambiental en la zona agrícola de Jiménez-Villa López, Chihuahua, México. *Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable I* (2), 36-47.
- Hernández-Antonio A. y Hansen A.M. (2011). Uso de plaguicidas en dos zonas agrícolas de México y evaluación de la contaminación de agua y sedimentos. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 27 (2), 115-127.
- Hernández-González M.M., Jiménez-Garcés C., Jiménez-Albarrán F.R. y Arceo-Guzmán M.E. (2007). Caracterización de las intoxicaciones agudas por plaguicidas: perfil ocupacional y conductas de uso de agroquímicos en una zona agrícola del estado de México, México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 23 (4), 159-167.
- Ibrahim Y. (2016). Health and environmental impacts of pesticides: A responsibility principle and two novel systems for hazard classification and external cost determination. *Journal of Toxicology and Health* 3 (1), 1-9. <https://doi.org/10.7243/2056-3779-3-1>
- Jáquez-Matas V. (2014). Estudio del impacto socioambiental causado por el uso de plaguicidas en zonas agrícolas del Valle del Guadiana, Durango. Tesis de Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental. Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Durango, México, 127 pp. [en línea]. <http://repositoriodigital.ipn.mx/handle/123456789/21649> 03/07/2021.
- Koleva N.G. y Schneider U.A. (2009). The impact of climate change on the external cost of pesticide applications in US agriculture. *Int. J. Agr. Sustain.* 7 (3), 203-216. <https://doi.org/10.3763/ijas.2009.0459>
- Kovach J., Petzoldt C., Degnil J. y Tette J. (1992). A method to measure the environmental impact of pesticides. *New York's Food and Life Sciences Bulletin* 139, 1-8.
- Leach A.W. y Mumford J.D. (2008). Pesticide Environmental Accounting: A method for assessing the external costs of individual pesticide applications. *Environ. Pollut.* 151, 139-147. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.02.019>
- Leach A.W. y Mumford J.D. (2011). Pesticide environmental accounting: A decision-making tool estimating external costs of pesticides. *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit* 6 (Suppl. 1), 21-26. <https://doi.org/10.1007/s00003-011-0674-7>
- Leyva Morales J.B., García de la Parra L.M., Bastidas Bastidas P.J., Astorga Rodríguez J.E., Bejarano Trujillo J., Cruz Hernández A., Martínez Rodríguez I.E. y Betancourt Lozano M. (2014). Uso de plaguicidas en un valle agrícola tecnificado en el noroeste de México. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 30 (3), 247-261.
- López-Martínez G., Paredes-Céspedes D.M., Rojas-García A.E., Medina-Díaz I.M., Barrón-Vivanco B.S., González-Arias C.A. y Bernal-Hernández Y.Y. (2018). Implicación del contexto socioeconómico en la exposición a plaguicidas en jornaleros huicholes. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 34 (8), 73-80. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.esp01.05>
- Lynch D. (2009). Environmental impacts of organic agriculture: A Canadian perspective. *Can. J. Plant Sci.* 89, 621-628. <https://doi.org/10.4141/CJPS08165>
- Martínez-Valenzuela M.C., Calderón-Vázquez C.L., Ortega-Martínez L.D., Waliszewski S.M., Mendoza-Maldonado L. y Arámbula-Meraz E. (2017). Plaguicidas en el norte de Sinaloa: efectos en la salud. En: *Los plaguicidas altamente peligrosos en México* (Bejarano F.G., Ed.). 1a ed. Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México -INIFAP-PNUD, México, 187-196 [en línea]. <http://ipen.org/documents/los-plaguicidas-altamente-peligrosos-en-méxico> 05/07/2021.
- Mazlan N. y Mumford J. (2005). Insecticide use in cabbage pest management in the Cameron Highlands, Malaysia. *Crop Protection* 24 (1), 31-39. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2004.06.005>
- Nava-Berumen C., Rosales-Serna R., Ocampo R.J., Carreón F.Ó.C., Martínez P.A.D. y Ortiz M.M. (2017). Rendimiento y valor nutricional de tres variedades de sorgo dulce cultivadas en cuatro ambientes de Durango. *Rev. Mex. Cienc. Pecu.* 8 (2), 147-155. <https://doi.org/10.22319/rmcp.v8i2.4426>
- OECD (2020). Monthly comparative price levels. Organisation for Economic Cooperation and Development [en línea]. <https://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=CPL> 04/07/2021.
- Ordóñez-Beltrán M.F., Jacobo-Cuéllar J.L., Quintana-López E., Parra-Quezada R.A., Guerrero-Prieto V.M. y Ríos-Velasco C. (2016). Pulgón lanígero e impacto ambiental por el uso de pesticidas en manzano en

- Chihuahua, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 7 (3), 573-583. <https://doi.org/10.29312/remexca.v7i3.312>
- Pacheco-Covarrubias J.J. (1986). Análisis toxicológico de las regiones algodonerías del Valle del Yaqui y Costa de Hermosillo, Sonora, México: el caso del picudo del algodón (*Anthonomus grandis*, Boheman, Coleoptera: Curculionidae). Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Entomología y Acarología, Colegio de Postgraduados, Chapingo, México. 163 pp.
- PAN (2021). List of highly hazardous pesticides. Pesticide Action Network International. Hamburg, Germany, 46 pp. [en línea]. https://pan-international.org/wp-content/uploads/PAN_HHP_List.pdf 05/07/2021.
- Parsons G.R. (2003). The travel cost method. En: A primer on nonmarket valuation (Champ P.A., Boyle K.J. y Brown T.C., Eds.). Kluger Academic Publishers, Norwell, MA, 269-329. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7104-8>
- Perry E.D., Ciliberto F., Hennessy D.A. y Moschini G. (2016). Genetically engineered crops and pesticide use in U.S. maize and soybeans. *Science Advances* 2 (8), 1-8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600850>
- Pimentel D. (2005). Environmental and economic costs of the application of pesticides primarily in the United States. *Environment, Development and Sustainability* 7 (2), 229-252. <https://doi.org/10.1007/s10668-005-7314-2>
- PLM (2020). Diccionario de especialidades agroquímicas. PLM, México [en línea]. <https://www.agroquimicos-organicosplm.com/> 02/07/2021
- Praneetvatakul S., Schreinemachers P., Pananurak P. y Tipraqsa P. (2013). Pesticides, external costs and policy options for Thai agriculture. *Environmental Science and Policy* 27, 103-113. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.10.019>
- Pretty J., Brett C., Gee D., Hine R., Mason C., Morison J., Rayment M., van der Bijl G. y Dobbs T. (2001). Policy challenges and priorities for internalizing the externalities of modern agriculture. *J. Environ. Plann. Man.* 44 (2), 263-283. <https://doi.org/10.1080/09640560123782>
- Pretty J. y Waibel H. (2005). Paying the price: The full cost of pesticides. En: *The pesticide detox: Towards a more sustainable agriculture* (Pretty J., Ed.). Earthscan, Londres, Reino Unido. <https://doi.org/10.4324/9781849773188>
- Ramírez-Espitia J.A. y Lacasaña-Navarro M. (2001). Plaguicidas: clasificación, uso, toxicología y medición de la exposición. *Archivos de Prevención de Riesgos Laborales* 4 (2), 67-75.
- Ramírez-Legarreta M.R. y Jacobo-Cuéllar J.L. (2002). Impacto ambiental del uso de plaguicidas en huertos de manzano del noroeste de Chihuahua, México. *Revista Mexicana de Fitopatología* 20 (2), 168-173.
- Reyes F.G.R. y Almeida W.F. (1992). Toxicología prospectiva y seguridad química: Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas. PISSQ-PNUMA-OIT-OMS, México, 231 pp.
- Sharma D., Nagpal A., Pakade Y.B. y Katnoria J.K. (2010). Analytical methods for estimation of organophosphorus pesticide residues in fruits and vegetables: A review. *Talanta* 82 (4), 1077-1089. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.talanta.2010.06.043>
- Trewavas A. (2001). Urban myths of organic farming. *Nature* 410 (6827), 409-410. <https://doi.org/10.1038/35068639>
- Vargas-González G., Álvarez-Reyna V.P., Guigón-López C., Cano-Ríos P. y García-Carrillo M. (2019). Impacto ambiental por uso de plaguicidas en tres áreas de producción de melón en la Comarca Lagunera, México. *Ciencia UAT* 13, 113-127. <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v13i2.1141>
- Vencill W.K., Nichols R.L., Webster T.M., Soteris J.K., Mallory-Smith C., Burgos N.R., Johnson W.G. y McClelland M.R. (2012). Herbicide resistance: Toward an understanding of resistance development and the impact of herbicide-resistant crops. *Weed Sci.* 60 (1), 2-30. <https://doi.org/10.1614/WS-D-11-00206.1>