

DETERMINACIÓN DEL COEFICIENTE DE IMPACTO AMBIENTAL (CIA) DE LOS PLAGUICIDAS ASOCIADOS AL CULTIVO DE TRIGO EN EL VALLE DEL YAQUI, SONORA, MÉXICO

Determination of the environmental impact quotient (EIQ) of pesticides associated with
wheat crop in the Yaqui Valley, Sonora, Mexico

Luis Alberto GARCÍA-BELTRÁN¹, Germán Nepomuceno LEYVA-GARCÍA¹,
Aurora Elizabeth ROJAS-GARCÍA², Ana Isabel VALENZUELA-QUINTANAR³,
Beatriz Olivia CAMARENA-GÓMEZ⁴ y Jaqueline GARCÍA-HERNÁNDEZ^{1*}

¹ Coordinación Regional Guaymas, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C., Carretera al Varadero Nacional kilómetro 6.6. Colonia Las Playitas, Guaymas, C.P. 85480, Sonora, México.

² Universidad Autónoma de Nayarit, Ciudad de La Cultura sin número. Colonia Centro, Tepic, C.P. 63000, Nayarit, México.

³ Coordinación de Ciencia de los Alimentos, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C., Carretera Gustavo Enrique Astiazarán Rosas 46, La Victoria, Hermosillo, C.P. 83304, Sonora, México.

⁴ Coordinación de Desarrollo Regional, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A.C., Carretera Gustavo Enrique Astiazarán Rosas 46, La Victoria, Hermosillo, C.P. 83304, Sonora, México.

*Autora para correspondencia: jaqueline@ciad.mx

(Recibido: mayo 2024; aceptado: abril 2025)

Palabras clave: plaguicidas altamente peligrosos, agrotóxicos, agricultura intensiva, calculadora de riesgo de plaguicidas, control químico de plagas.

RESUMEN

Los efectos adversos de los plaguicidas en la agricultura representan un desafío para la salud humana, la sostenibilidad y la seguridad alimentaria. Este estudio determinó el nivel de peligro e impacto ambiental en campo de los plaguicidas asociados al cultivo de trigo (*Triticum* spp.) en el Valle del Yaqui, Sonora, durante el ciclo agrícola 2021-2022, mediante el modelo del Coeficiente de Impacto Ambiental (CIA) y su valoración en campo (CIA_C). Para ello, se realizó un estudio descriptivo transversal que incluyó el muestreo de envases vacíos en un centro de acopio y en vertederos clandestinos cercanos a campos agrícolas. Adicionalmente, se entrevistó a técnicos especialistas y agricultores sobre las recomendaciones técnicas que siguen para el uso de plaguicidas. Los plaguicidas de mayor peligro (CIA > 58.3) fueron: epoxiconazol > ciproconazol > imidacloprid > lambda-cihalotrina > bifentrina > piraclostrobina > azoxistrobina > propiconazol > carbendazima > picoxistrobina > paraquat dicloruro > trifloxistrobina > dimetoato > beta-ciflutrina > tebuconazol > fluroxipir-meptil > sulfoxaflor > tifensulfurón-metil. Los productos comerciales con mayor impacto ambiental (CIA_C > 8.9) fueron: Velfosato (glifosato-isopropilamina al 41 %: 4.4 L/ha), Insignia Super (epoxiconazol al 14.07 % + piraclostrobina al 22.87 %: 0.5 L/ha), y Danadim 400 (dimetoato al 38.7 %: 0.75 L/ha), dentro de los grupos de herbicidas, fungicidas e insecticidas, respectivamente. Estos resultados respaldan la necesidad de adoptar prácticas agrícolas alineadas con los Objetivos de Desarrollo Sostenible, que reduzcan y eliminen el uso de plaguicidas de alta peligrosidad e impacto ambiental.

Key words: highly hazardous pesticides, agrotoxics, intensive agriculture, pesticide risk calculator, chemical pest control.

ABSTRACT

The adverse effects of pesticides in agriculture represent a challenge for human health, sustainability and food security. This study determined the level of hazard and environmental impact in the field of pesticides associated with wheat (*Triticum* spp.) cultivation in the Yaqui Valley, Sonora, during the 2021-2022 agricultural cycle, using the Environmental Impact Quotient (EIQ) model and its field assessment (EIQ_F). For this purpose, a descriptive cross-sectional study was carried out that included the sampling of empty containers in a collection center and in clandestine dumps near agricultural fields. In addition, technical specialists and farmers were interviewed about the technical recommendations they follow for the use of pesticides. The pesticides with the highest EIQ (> 58.3) were: epoxiconazole > cyproconazole > imidacloprid > lambda-cyhalothrin > bifenthrin > pyraclostrobin > azoxystrobin > propiconazole > carbendazim > picoxystrobin > paraquat dichloride > trifloxystrobin > dimethoate > beta-cyfluthrin > tebuconazole > fluroxypyr-methyl > sulfoxaflor > thifensulfuron-methyl. The commercial products with the highest EIQ_F (> 8.9) were: Velfosate (41 % glyphosate-isopropylamine: 4.4 L/ha), Insignia Super (14.07 % epoxiconazole + 22.87 % pyraclostrobin: 0.5 L/ha), and Danadim 400 (38.7 % dimethoate: 0.75 L/ha), within the herbicide, fungicide and insecticide groups, respectively. These results support the need to adopt agricultural practices aligned with the Sustainable Development Goals, to reduce and eliminate the use of pesticides with high hazard and environmental impact.

INTRODUCCIÓN

En la agricultura, los plaguicidas son ampliamente utilizados para controlar organismos no deseados como malezas, hongos e insectos. Sin embargo, la selección de plaguicidas suele basarse principalmente en el costo y la eficacia, sin priorizar su impacto ambiental (Dugan et al. 2023). Esta práctica, combinada con una aplicación intensiva, puede favorecer el desarrollo de plagas resistentes, reducir su efectividad a largo plazo y comprometer el cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), debido a los efectos negativos de los plaguicidas sobre la salud humana, la seguridad alimentaria, el ambiente y la biodiversidad (Dar et al. 2020, Zhang et al. 2022).

Los plaguicidas tienen como componente clave el ingrediente activo (IA), responsable de su acción biocida como insecticida, herbicida, fungicida u otros (Karasali y Maragou 2016). Los plaguicidas se comercializan como formulaciones, que combinan uno o más IA de grado técnico con coadyuvantes, incorporados para mejorar su eficacia y aplicación en campo (Karasali y Maragou 2016, Mesnage et al. 2019). El término plaguicida se utiliza para referirse a los IA, ya sea en forma pura o como parte de una formulación en un producto comercial (Karasali y Maragou 2016). Según la base de datos de plagui-

cidas de la Unión Europea, existen más de 1378 IA en el mercado, lo que muestra la gran diversidad de plaguicidas con potencial impacto ambiental (Kalyabina et al. 2021).

Para determinar el impacto ambiental de los plaguicidas se han desarrollado indicadores de riesgo de plaguicidas como el Coeficiente de Impacto Ambiental (CIA; Kovach et al. 1992). Este modelo, ampliamente utilizado en los últimos años, convierte datos físicos, químicos y toxicológicos de los IA en puntajes ponderados, lo que permite medir su nivel de peligro de forma cuantitativa (Arora et al. 2019, Vargas-González et al. 2019). Además, incorpora una “Valoración de Uso en Campo” (CIA_C) que compara el impacto ambiental de los plaguicidas en función de la cantidad aplicada en campo (Kovach et al. 1992).

El modelo del CIA ha demostrado ser útil en una amplia variedad de cultivos, prácticas de cultivo y regiones agrícolas (Vargas-González et al. 2019). Por ejemplo, en Turquía se aplicó en un sistema agrícola que incluye cultivos de trigo, papa, canola, sorgo y tomate (Dugan et al. 2023). Se determinó que fosetil-Al, carbaril, alacloro, oxadiazón, pendimetalina, carboxina, glifosato-isopropilamina, mancozeb, tiametoxam y carbofurano fueron los IA de mayor peligro ambiental en este sistema agrícola, por lo

que se recomendó utilizarlos con precaución y optar por alternativas menos dañinas (Dugan et al. 2023).

En México, el modelo del CIA se aplicó en el Valle del Guadiana, Durango, en cultivos de maíz, alfalfa y nogal (Jáquez-Matas et al. 2022). El clorpirifos etil fue uno de los IA más utilizados y con mayor impacto ambiental, por lo que se recomendó disminuir su aplicación (Jáquez-Matas et al. 2022). El clorpirifos etil afecta la salud humana, particularmente la infantil, ya que no existe una dosis segura que prevenga daños en el desarrollo (Ruiz-Arias et al. 2023). Su exposición se ha asociado con alteraciones cerebrales, así como con problemas psicomotores y cognitivos, que afectan el aprendizaje, la atención y la memoria (Ruiz-Arias et al. 2023). Por ello, es importante extender las investigaciones del CIA a cultivos clave como el trigo, donde el uso intensivo de plaguicidas genera preocupación por los impactos potenciales en la salud humana, el ambiente y la sostenibilidad del ecosistema agrícola.

El trigo (*Triticum* spp.) es un cultivo importante en el noroeste de México, donde el estado de Sonora se destaca como el principal productor en el país. En 2022, la producción nacional de trigo fue de 3.6 millones de toneladas, con un valor de 29.3 millones de pesos (SIAP 2023). Sonora contribuyó con 2.1 millones de toneladas, que representan el 58 % de la producción nacional (SIAP 2023). Sin embargo, este alto rendimiento depende de la variedad de trigo, el riego, la tecnificación y, en particular, del uso intensivo de plaguicidas y fertilizantes, lo cual plantea desafíos ambientales y de salud, especialmente en regiones como el Valle del Yaqui (VY), donde las poblaciones habitan dentro de los campos agrícolas y los ecosistemas acuáticos reciben drenes agrícolas contaminados (García-Hernández et al. 2021).

Se estima que en el VY se utilizan anualmente 270 000 kg de IA, de los cuales 43 % se clasifica como Plaguicidas Altamente Peligrosos (PAP; García-Hernández et al. 2017). Entre ellos se incluyen glifosato, dimetoato, lambda-cihalotrina, metomilo, tiametoxam, imidacloprid y epoxiconazol, los que han sido prohibidos o restringidos en otros países debido a sus efectos carcinogénicos, alta toxicidad aguda y crónica, capacidad de bioacumulación y toxicidad para las abejas (García-Hernández et al. 2017).

Debido al uso intensivo de plaguicidas en el cultivo de trigo y a la limitada información sobre sus implicaciones ambientales en el contexto nacional (García-Hernández et al. 2018), este estudio determinó el nivel de peligro e impacto ambiental en campo de los plaguicidas asociados al cultivo de trigo en el VY, mediante los modelos del CIA y CIA_C, con el

fin de proporcionar una base que permita promover prácticas agrícolas alineadas con los ODS, y que contribuyan a proteger la salud humana y el ambiente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Colecta de datos de uso de plaguicidas en trigo

Durante el ciclo agrícola 2021-2022, se llevó a cabo un estudio descriptivo transversal para identificar los plaguicidas asociados al cultivo de trigo en el VY. Se muestrearon envases vacíos en un centro de acopio temporal integrado al Programa Nacional de Recolección de Envases Vacíos de Agrotóxicos y Afines (PNREVAA), coordinado por la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER). Además, se realizaron inspecciones visuales en campos agrícolas y sus alrededores, donde se identificaron vertederos clandestinos utilizados para la disposición de estos envases. Los campos seleccionados para la inspección fueron elegidos al azar y visitados una sola vez durante el periodo de estudio. En ambos casos, los envases fueron manipulados con equipo de protección personal y sus etiquetas se documentaron mediante fotografías para su identificación.

Adicionalmente, se realizaron entrevistas semiestructuradas con agricultores y técnicos especialistas que asesoran a gran parte de las asociaciones agrícolas del VY. El muestreo fue no probabilístico por conveniencia y sólo participaron las personas que atendieron de manera voluntaria la entrevista, cuya duración aproximada fue de 15 minutos por entrevistado. Se explicó verbalmente a los participantes el propósito del estudio, así como el uso de sus respuestas y se garantizó el anonimato mediante la asignación de un identificador alfanumérico. El guion de la entrevista abarcó preguntas abiertas centradas en los siguientes aspectos: los plaguicidas utilizados (nombres comerciales o IA), las fuentes de información y las recomendaciones técnicas que siguen para su aplicación. El guion estuvo enfocado en recopilar información que se adaptara a las experiencias y conocimientos de cada entrevistado.

Los criterios de inclusión para los agricultores fueron: a) practicar agricultura convencional; b) haber sembrado o cultivado trigo en el último año; y c) tener conocimientos sobre el uso de plaguicidas. Estos usuarios fueron entrevistados en las oficinas del Distrito de Riego del Río Yaqui (DRRY 041). Para los técnicos especialistas, los criterios de inclusión fueron: a) desarrollar sus actividades profesionales en la zona de estudio; b) preferentemente

pertenecer a empresas con certificación vigente para la comercialización de plaguicidas agrícolas, según el Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (SENASICA 2022), y c) contar con experiencia en el uso de plaguicidas.

Se consultó el catálogo de plaguicidas autorizados para el cultivo de trigo en el Registro Sanitario de Plaguicidas y Nutrientes Vegetales (COFEPRIS 2023). El catálogo se comparó con el inventario de plaguicidas identificados a partir de los envases vacíos, generando una lista preliminar con los que coincidieron en ambas fuentes de información. Posteriormente, se incorporaron los plaguicidas mencionados en las entrevistas y se eliminaron duplicados y bioinsumos. Entre estos últimos se incluyen el extracto de gobernadora (*Larrea tridentata*) y el aceite de ricino (*Ricinus communis*), que fueron excluidos del análisis por tener una regulación y manejo distintos a los IA sintéticos, así como por la limitada información sobre la toxicidad y el comportamiento ambiental que existe sobre estos bioinsumos (**Fig. 1**). De cada plaguicida, se recopilaban las fichas técnicas

de los productos comerciales, y para aquellos sin ficha técnica disponible, se utilizó la de un análogo con el mismo Registro Sanitario Coordinado (RSCO), emitido por la Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (COFEPRIS). Con información proporcionada por el Comité Estatal de Sanidad Vegetal de Sonora (CESAVESON) y el SENASICA, se identificaron las plagas que afectan comúnmente al trigo en la región del VY, las cuales se establecieron como las plagas objetivo de los plaguicidas seleccionados.

Determinación del peligro e impacto ambiental de los plaguicidas

El peligro e impacto ambiental de los plaguicidas se determinó mediante los modelos del CIA y CIA_C. El CIA es un valor cuantitativo que representa el nivel de peligro de los IA para el ambiente, y se calcula a través de una ecuación algebraica que promedia los daños a tres componentes clave: 1) el trabajador agrícola, considerando la exposición ocupacional; 2) el consumidor, por la presencia de residuos de

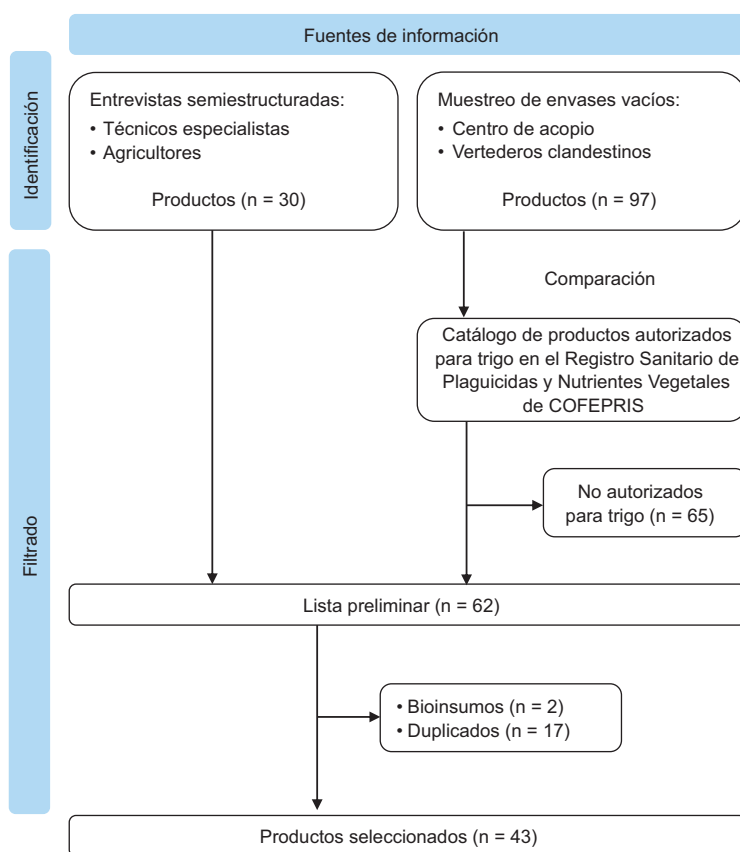


Fig. 1. Esquema del proceso de selección de los productos comerciales incluidos en el estudio.

plaguicidas en los alimentos, y 3) la biota no humana o componente ecológico, que incluye la afectación a especies no objetivo y ecosistemas (**Fig. 2**) (Kovach

et al. 1992 y Eshenaur et al. 2020). Cada componente del CIA se cuantifica mediante puntuaciones ponderadas de distintas variables (**Cuadro I**), que reflejan

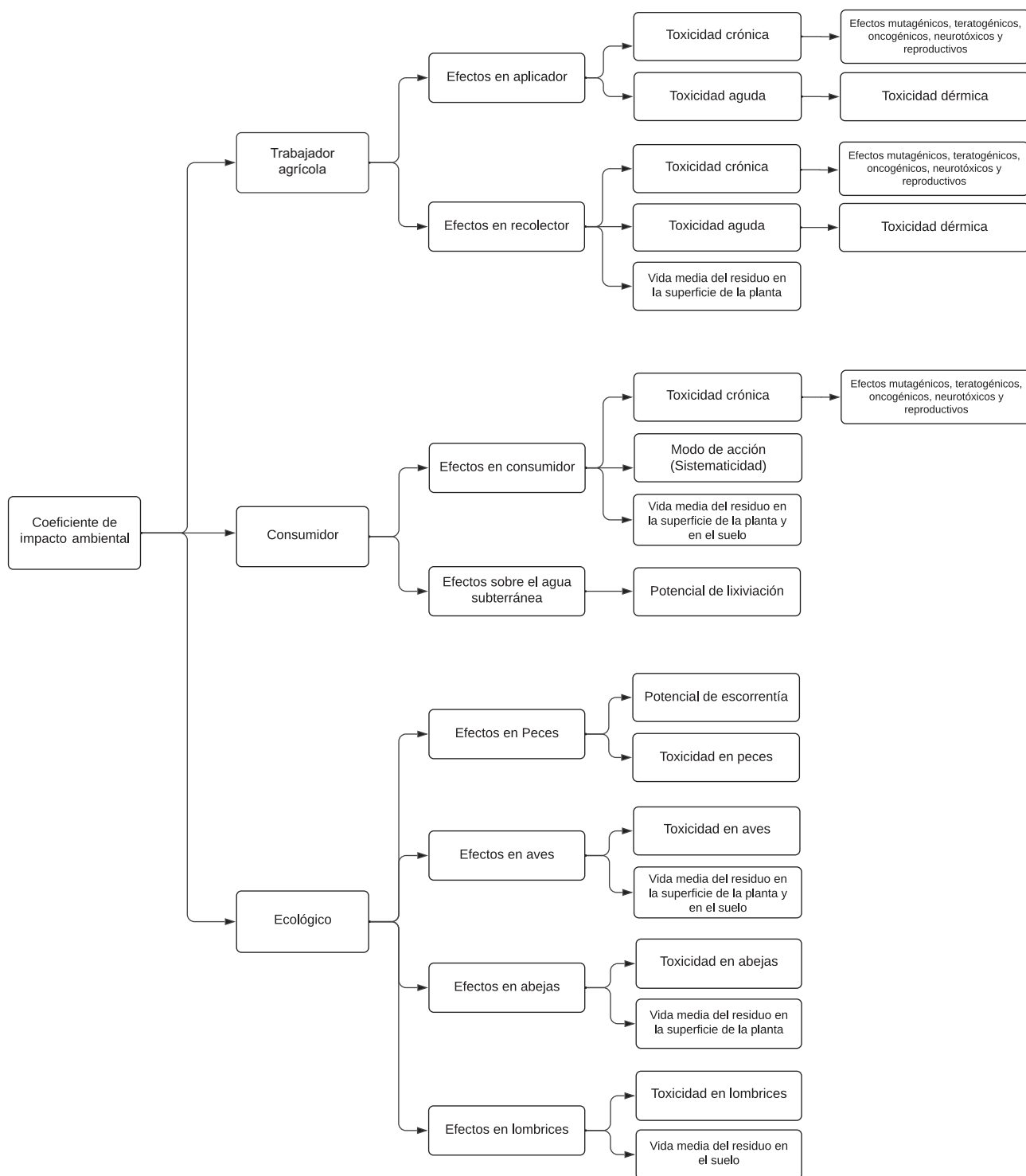


Fig. 2. Componentes que integran el modelo del Coeficiente de Impacto Ambiental (CIA), aplicado a plaguicidas. Modificado y redibujado a partir de Kovach et al. (1992) y Eshenaur et al. (2020).

CUADRO I. SISTEMA DE PUNTUACIÓN DE LAS VARIABLES QUE INTEGRAN EL COEFICIENTE DE IMPACTO AMBIENTAL (CIA).

Variable	Símbolo	Puntuación				
		1	2	3	4	5
Toxicidad crónica ¹	C	Evidencia de ausencia efecto	Datos limitados con indicios de no haber efectos	Sin información disponible	Indicios de efectos negativos en al menos un aspecto	Evidencia sólida de efectos negativos en al menos un aspecto
Toxicidad dérmica aguda para mamíferos (LD ₅₀ para conejos o ratas en mg/kg)	DT	> 5000	> 2000 – 5000	> 200 – 2000	50 – 200	< 50
Toxicidad en aves (LD ₅₀ oral en mg/kg)	D	> 2000	> 500 – 2000	> 50 – 500	10 – 50	< 10
Toxicidad en abejas (contacto u oral en µg/abeja)	Z	> 11	-	2 – 11	-	< 2
Toxicidad en lombrices (LC ₅₀ 14 días en mg/kg)	E	> 1000	-	10 – 1000	-	< 10
Toxicidad en peces (LC ₅₀ a 96 horas en mg/L)	F	> 100	> 10 – 100	> 1 – 10	0.1 – 1	< 0.1
Vida media del residuo en el suelo (DT ₅₀ típico en días)	S	< 20	20 – 40	> 40 – 80	> 80 – 160	> 160
Vida media del residuo en la superficie de la planta (RL ₅₀ en días)	P	< 2.6 o pre-emergente	2.6 – 4	> 4 – 6.5 o post-emergente	> 6.5 – 11	> 11
Modo de acción (Sistematicidad)	SY	No sistémicos o herbicidas	-	Sistémicos	-	-
Potencial de lixiviación (K _{OC} en mL/g)	L	>10000	>1000-10000	>100-1000	10-100	<10
Potencial de escorrentía (K _{OC} en mL/g)	R	<10	10-100	>100-1000	>1000-10000	>10000

¹Se considera la evidencia en los siguientes aspectos: carcinogenicidad, disrupción endocrina, toxicidad reproductiva, neurotoxicidad, inhibición de la acetilcolinesterasa y genotoxicidad.

El símbolo “-” indica que la puntuación no es aplicable para esa variable.

LD₅₀, dosis letal media; LC₅₀, concentración letal media; DT₅₀, tiempo medio de degradación; RL₅₀ tiempo medio de disipación en o sobre la matriz de la planta; K_{OC}, coeficiente de partición carbono orgánico-agua.

factores que influyen en la toxicidad y exposición de los plaguicidas (Eshenaur et al. 2020, Lika et al. 2024).

El CIA_C es un valor cuantitativo que considera las variaciones en las formulaciones y las dosis de aplicación de los plaguicidas en campo (Kovach et al. 1992). Se calcula multiplicando el CIA por el porcentaje de IA y la dosis del producto comercial, lo que permite describir el impacto ambiental de los plaguicidas en campo. En este estudio, ambos

modelos (CIA y CIA_C) se aplicaron sin modificaciones a sus componentes, variables y ecuaciones (**Cuadro II**) ya que, a pesar de sus limitaciones (Greitens y Day 2007, Kniss y Coburn 2015) estos modelos han sido ampliamente utilizados en diversos sistemas agrícolas a nivel global, siendo considerados una herramienta útil para la evaluación del impacto ambiental de los plaguicidas (Jayasiri et al. 2022, Jáquez-Matas et al. 2022, Dugan et al. 2023, Nguyen y Ho 2023).

CUADRO II. COMPONENTES Y ECUACIONES DEL COEFICIENTE DE IMPACTO AMBIENTAL (CIA) Y SU VALORACIÓN EN CAMPO (CIA_C).

Componente	Subcomponentes (Efectos)	Ecuaciones	
		Componente	Modelos
Trabajador agrícola	Aplicador = $C \times DT \times 5$	Aplicador + Recolector $[C \times ((DT \times 5) + (DT \times P))]$	CIA = (Trabajador agrícola + Consumidor + Ecológico) / 3
	Recolector = $C \times DT \times P$		
Consumidor	Consumidor = $C \times ((S + P) / 2) \times SY$	Consumidor + Agua subterránea $[(C \times ((S + P) / 2) \times SY) + (L)]$	CIA = $\{[C \times ((DT \times 5) + (DT \times P))] + [(C \times ((S + P) / 2) \times SY) + L] + [(F \times R) + (D \times ((S + P) / 2) \times 3) + (Z \times P \times 3) + (E \times S \times 3)]\} / 3$
	Agua subterránea = L		
Ecológico	Peces = $F \times R$	Peces + Aves + Abejas + Lombrices $[(F \times R) + (D \times ((S + P) / 2) \times 3) + (Z \times P \times 3) + (E \times S \times 3)]$	CIA _C = CIA x % de IA x Dosis ¹
	Aves = $D \times ((S + P) / 2) \times 3$		
	Abejas = $Z \times P \times 3$		
	Lombrices = $E \times S \times 3$		

¹Dosis en kg o L/ha.

C, toxicidad crónica (LD₅₀, dosis letal media para conejos o ratas en mg/kg); DT, toxicidad dérmica aguda para mamíferos (LD₅₀, dosis letal media para conejos o ratas en mg/kg); D, toxicidad en aves (LD₅₀, dosis letal media oral en mg/kg); Z, toxicidad en abejas (contacto u oral en µg/abeja); E, toxicidad en lombrices (LC₅₀, concentración letal media a 14 días en mg/kg); F, toxicidad en peces (LC₅₀, concentración letal media a 96 horas en mg/L); S, vida media del residuo en el suelo (DT₅₀, tiempo medio de degradación típico en días); P, vida media del residuo en la superficie de la planta (RL₅₀, tiempo medio de disipación en o sobre la matriz de la planta en días); SY, modo de acción (Sistematicidad); L, potencial de lixiviación (K_{OC}, coeficiente de partición carbono orgánico-agua en mL/g); R, potencial de escorrentía (K_{OC}, coeficiente de partición carbono orgánico-agua en mL/g); CIA, coeficiente de impacto ambiental; CIA_C, coeficiente de impacto ambiental en campo; IA, ingrediente activo.

Los valores del CIA y CIA_C se obtuvieron en línea utilizando la Calculadora de Uso en Campo de la Universidad de Cornell (Grant et al. 2020). Para cada producto comercial se ingresaron el nombre del IA, el porcentaje en la formulación y la dosis promedio recomendada en el producto para las plagas objetivo. En el caso de los productos formulados como mezclas (con dos IA), el CIA_C se calculó sumando los valores individuales de cada IA (Arora et al. 2019, Morse 2020). En este estudio, el CIA_C se determinó para una sola aplicación, ya que no se compararon diferentes programas de control de plagas (Kovach et al. 1992, Eshenaur et al. 2020). Los datos ingresados en la calculadora, incluida la dosis recomendada, se obtuvieron de las fichas técnicas de los productos comerciales, debido a la falta de estadísticas oficiales y la imposibilidad de acceder a los registros de aplicaciones de agricultores y técnicos especialistas. Cabe destacar que esta información es limitada en la práctica y en muchos casos no está disponible.

La flucarbazona de sodio y el tritosulfurón no estaban disponibles en la base de datos de la calculadora en línea, por lo que sus valores del CIA y CIA_C se calcularon manualmente utilizando el sistema de puntuación del **cuadro I** y el sistema de ecuaciones

del **cuadro II** (Eshenaur et al. 2020). La información toxicológica y de comportamiento ambiental de estos dos IA se obtuvo de la Base de Datos sobre Propiedades de los Plaguicidas (PPDB, por sus siglas en inglés; UH 2023), la Base de Datos de Plaguicidas de la Unión Europea (EUPDB, por sus siglas en inglés, versión 3.1; EC 2023) y las bases de datos de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés) de 2023.

Clasificación de los valores del Coeficiente de Impacto Ambiental

Los valores del CIA se clasificaron en cuatro niveles de peligro: bajo (CIA ≤ 34), moderado (34 < CIA ≤ 44.2), alto (44.2 < CIA ≤ 58.3) y muy alto (CIA > 58.3). Esta clasificación se estableció a partir de los cuartiles de la distribución de los valores del CIA en la base de datos en línea, que incluye más de 500 IA (versión de agosto de 2024; Eshenaur et al. 2020), así como los valores calculados para los IA que no figuraban previamente en dicha base. Para los valores del CIA_C, se aplicó el mismo criterio de clasificación, calculando los cuartiles a partir de los resultados generados en este estudio (Dugan et al. 2023). Los niveles de impacto ambiental en campo se definieron como:

bajo ($CIA_C \leq 2.5$), moderado ($2.5 < CIA_C \leq 5.6$), alto ($5.6 < CIA_C \leq 8.9$) y muy alto ($CIA_C > 8.9$). Para el cálculo de los cuartiles en ambos casos se utilizó el paquete estadístico JMP (versión 17.2).

RESULTADOS

Identificación de plaguicidas y organismos plaga

Para identificar los plaguicidas asociados al cultivo de trigo en el VY, se muestrearon envases vacíos en un centro de acopio y en vertederos clandestinos cercanos a campos agrícolas y se complementó la información con entrevistas semiestructuradas a cuatro técnicos especialistas y 20 agricultores, para conocer las recomendaciones técnicas y prácticas de aplicación de plaguicidas. Entre ambas fuentes de información se seleccionaron 43 productos comerciales, de los cuales se identificaron 35 IA en sus formulaciones. A pesar de la existencia de un centro de acopio en la región, se observó una disposición inadecuada de envases vacíos en sitios no autorizados, algunos cercanos a drenes agrícolas y comunidades.

Los agricultores manifestaron no recordar con precisión las cantidades de plaguicidas aplicadas, aunque afirmaron seguir las instrucciones de dosificación indicadas en las etiquetas de los plaguicidas. Asimismo, destacaron que el uso de plaguicidas constituye su principal estrategia para el control de plagas. Por otro lado, los técnicos especialistas señalaron que sus recomendaciones se basan en las fichas técnicas

de los plaguicidas, las cuales sirven como base para la información contenida en las etiquetas. Todos los entrevistados fueron hombres mayores de edad con experiencia en el uso y manejo de plaguicidas.

Se analizó la información proporcionada por CESAVESON y SENASICA para identificar las principales plagas que afectan al trigo en el VY. Se identificaron 14 organismos que se consideraron las plagas objetivo de los plaguicidas seleccionados (**Cuadro III**). Dentro de los organismos identificados, los que reciben mayor atención en la región del VY son los hongos *Puccinia triticina* (roya de la hoja) y *Puccinia striiformis* (roya lineal del trigo), la maleza *Convolvulus* spp. (correhuela) y el insecto *Schizaphis graminum* (pulgón verde de los cereales), según lo mencionado por los técnicos especialistas y los agricultores entrevistados.

Características de los plaguicidas

A partir del análisis de las fichas técnicas de los 43 productos comerciales seleccionados, se clasificaron según su acción biocida, tipo de formulación (IA único o mezcla) y grupo químico al que pertenecen los IA. Se observó una mayor proporción de herbicidas entre los productos, con 40 % (17 de 43), seguidos por fungicidas e insecticidas (**Fig. 3a**). Respecto al tipo de formulación, 53 % (23 de 43) contenían un solo IA, mientras que el resto fueron mezclas (**Fig. 3b**). En específico, los insecticidas mostraron una mayor

CUADRO III. ORGANISMOS OBJETIVO DE CONTROL FITOSANITARIO EN EL CULTIVO DE TRIGO, CONSIDERADOS PARA LOS PRODUCTOS SELECCIONADOS.

Tipo de plaga	Organismo objetivo	
	Nombre científico	Nombre común
Hongos	<i>Puccinia striiformis</i>	Roya lineal
	<i>Puccinia triticina</i>	Roya de la hoja
	<i>Tilletia indica</i>	Carbón parcial
Malezas	<i>Avena fatua</i>	Avena
	<i>Brassica</i> spp.	Mostaza
	<i>Chenopodium</i> spp.	Quelite cenizo
	<i>Convolvulus arvensis</i>	Correhuela
	<i>Helianthus annuus</i>	Girasol
	<i>Malva</i> spp.	Malva
	<i>Phalaris minor</i>	Alpiste
Insectos	<i>Sorghum halepense</i>	Zacate Johnson
	<i>Rhopalosiphum maidis</i>	Pulgón de cogollo
	<i>Rhopalosiphum padi</i>	Pulgón del trigo
	<i>Schizaphis graminum</i>	Pulgón verde de los cereales

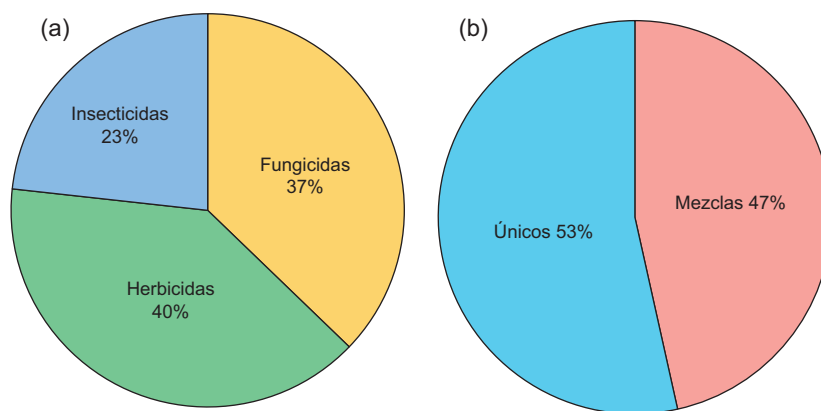


Fig. 3. Proporción de productos comerciales según su tipo de acción biocida (a) y el número de ingredientes activos en su formulación (b).

proporción de mezclas (6 de 10), mientras que las formulaciones con un solo IA fueron más comunes en fungicidas (9 de 16) y herbicidas (10 de 17).

Se identificaron 35 IA, de los cuales 12 corresponden a fungicidas, 16 a herbicidas y siete a insecticidas (**Cuadro IV**). Los IA más frecuentes en las formulaciones de los productos comerciales fueron el tebuconazol para los fungicidas (8 de 16), dicamba y fluroxipir-meptil para los herbicidas (3 de 17 cada uno) y lambda-cihalotrina para los insecticidas (5 de 10). Los IA se clasificaron en 19 grupos químicos, destacándose las estrobilurinas en los fungicidas (5 de 12), las sulfonilureas en los herbicidas (6 de 16) y los piretroides en los insecticidas (3 de 7).

Nivel de peligro de los ingredientes activos

El nivel de peligro de los 35 IA identificados se determinó a partir de sus valores del CIA (**Cuadro V**). Se observó que 29 % de los IA presentó un nivel de peligro muy alto (10 de 35, $CIA > 58.3$), 23 % un nivel alto (8 de 35, $44.2 < CIA \leq 58.3$), 34 % un nivel moderado (12 de 35, $34 < CIA \leq 44.2$) y 14 % un nivel bajo (5 de 35, $CIA \leq 34$). Se identificaron 18 IA con niveles de peligro entre alto y muy alto ($CIA > 44.2$), los cuales se consideraron los más peligrosos. Según su acción biocida, los IA más peligrosos entre los fungicidas fueron: epoxiconazol > ciproconazol > piraclostrobina > azoxistrobina > propiconazol > carbendazima > picoxistrobina > trifloxistrobina > tebuconazol; entre los herbicidas: paraquat dicloruro > fluroxipir-meptil > tifensulfurón-metil; y entre los insecticidas: imidacloprid > lambda-cihalotrina > bifentrina > dimetoato > beta-ciflutrina > sulfoxaflor.

Los 18 IA más peligrosos ($CIA > 44.2$) se distribuyeron en distintos grupos químicos. Los fungicidas pertenecen a los grupos de triazoles (4 de 9),

estrobilurinas (4 de 9) y carbamatos (1 de 9). Los herbicidas se clasificaron en amonio cuaternario, piridinas y sulfonilureas (1 de 3 cada uno). Por su parte, los insecticidas se agruparon en piretroides (3 de 6), neonicotinoides (1 de 6), organofosforados (1 de 6) y sulfoximinas (1 de 6). Cabe destacar que los fungicidas presentaron la mayor proporción de IA con un nivel de peligro muy alto (7 de 12, $CIA > 58.3$), y que al igual que los insecticidas, ninguno presentó un nivel de peligro bajo ($CIA \leq 34$).

Nivel de impacto ambiental de los productos comerciales

Para los 43 productos comerciales identificados, se determinó su impacto ambiental en campo calculando sus valores del CIA_c (**Cuadro VI**). Se encontró que 23 % presentó un impacto ambiental muy alto (10 de 43, $CIA_c > 8.9$) 26 % un impacto alto (11 de 43, $5.6 < CIA_c \leq 8.9$), 26 % un impacto moderado (11 de 43, $2.5 < CIA_c \leq 5.6$) el 26 % un impacto bajo (11 de 43, $CIA_c \leq 2.5$). Entre los fungicidas, los de mayor impacto ambiental ($CIA_c > 8.9$) fueron Insignia super (epoxiconazol al 14.07 % + piraclostrobina al 22.87 %: 0.5 L/ha) y Juwel (epoxiconazol al 11.5 % + kresoxim metil al 11.5 %: 0.875 L/ha). En herbicidas fueron Velfosato (glifosato-isopropilamina al 41 %: 4.4 L/ha) > Uniquat (paraquat-dicloruro al 25 %: 2.2 L/ha) > Agramina 6 (2,4-D dimetilamina al 81 %: 0.875 L/ha) > Velquat impetor (paraquat-dicloruro al 25 %: 1.75 L/ha) > Banvel 12-24 (2,4-D dimetilamina al 25.5 % + dicamba al 12.65 %: 0.75 L/ha) > Starane ultra (fluroxipir-meptil al 45.52 %: 0.5 L/ha) > Tomahawk (fluroxipir-meptil al 29.4 %: 0.75 L/ha). En insecticidas, el de mayor impacto fue Danadim 400 (dimetoato al 38.7 %: 0.75 L/ha).

CUADRO IV. INGREDIENTES ACTIVOS IDENTIFICADOS EN LOS PRODUCTOS SELECCIONADOS.

Productos	CAS ¹	Ingrediente activo	Grupo químico	Cantidad ²
Fungicidas (n = 16)	107534-96-3	Tebuconazol	Triazol	8
	135319-73-2	Epoxiconazol	Triazol	3
	141517-21-7	Trifloxistrobina	Estrobilurina	2
	175013-18-0	Piraclostrobina	Estrobilurina	2
	94361-06-5	Ciproconazol	Triazol	2
	137-26-8	Tiram	Carbamato	1
	60207-90-1	Propiconazol	Triazol	1
	117428-22-5	Picoxistrobina	Estrobilurina	1
	143390-89-0	Kresoxim-metil	Estrobilurina	1
	5234-68-4	Carboxina	Oxatiina	1
	10605-21-7	Carbendazima	Carbamato	1
	131860-33-8	Azoxistrobina	Estrobilurina	1
Herbicidas (n = 17)	81406-37-3	Fluroxipir-meptil	Piridina	3
	1918-00-9	Dicamba	Ácido benzoico	3
	243973-20-8	Pinoxaden	Fenilpirazol	2
	1910-42-5	Paraquat dicloruro	Amonio cuaternario	2
	181274-17-9	Flucarbazona de sodio	Triazolona	2
	142469-14-5	Tritosulfurón	Sulfonilurea	1
	79277-27-3	Tifensulfurón-metil	Sulfonilurea	1
	94125-34-5	Prosulfurón	Sulfonilurea	1
	422556-08-9	Piroxsulam	Piridina	1
	74223-64-6	Metsulfurón-metil	Sulfonilurea	1
	208465-21-8	Mesosulfurón-metil	Sulfonilurea	1
	144550-36-7	Iodosulfurón-metil sódico	Sulfonilurea	1
	943831-98-9	Halauxifen-metil	Piridina	1
	38641-94-0	Glifosato-isopropilamina	Organofosforado	1
	105512-06-9	Clodinafop-propargilo	Ariloxifenoxipropionato	1
	2008-39-1	2,4-D-dimetilamina	Fenoxi	1
Insecticidas (n = 10)	91465-08-6	Lambda-cihalotrina	Piretroide	5
	138261-41-3	Imidacloprid	Neonicotinoide	4
	82657-04-3	Bifentrina	Piretroide	2
	153719-23-4	Tiametoxam	Neonicotinoide	1
	946578-00-3	Sulfoxaflor	Sulfoximina	1
	60-51-5	Dimetoato	Organofosforado	1
	1820573-27-0	Beta-ciflutrina	Piretroide	1

¹CAS, servicio de resúmenes químicos, es un identificador numérico único asignado a cada sustancia química por la Sociedad Estadounidense de Química (ACS, por sus siglas en inglés).

²Número de productos comerciales que contienen el ingrediente activo en su formulación.

El herbicida Velfosato (glifosato-isopropilamina al 41 %: 4.4 L/ha) presentó el CIA_C más alto (valor de 54.7), mostrando el mayor impacto ambiental en campo en comparación con todos los demás productos evaluados. En contraste, el herbicida Everest 70 (flucarbazona de sodio al 70 %: 0.031 kg/ha) presentó el CIA_C más bajo (valor de 0.3), siendo el de menor impacto ambiental. Cabe destacar que ningún fungicida presentó un impacto ambiental bajo (CIA_C ≤ 2.5) y que la mayoría de los productos con impacto ambiental muy alto (CIA_C > 8.9) contenían un solo IA (7 de 10). En este sentido, el

30 % de los productos con un solo IA presentaron un impacto ambiental muy alto (7 de 23, CIA_C > 8.9), una proporción mayor en comparación con las mezclas, donde sólo 15 % se encontró en esta categoría (3 de 20, CIA_C > 8.9).

DISCUSIÓN

Peligro de los ingredientes activos

La distribución del nivel de peligro de los 35 IA identificados fue heterogénea. Veintinueve %

CUADRO V. VALORES DEL COEFICIENTE DE IMPACTO AMBIENTAL Y SUS COMPONENTES (TRABAJADOR, CONSUMIDOR Y ECOLÓGICO) PARA LOS INGREDIENTES ACTIVOS IDENTIFICADOS EN LOS PRODUCTOS SELECCIONADOS.

Ingrediente activo	Componentes						CIA	Nivel de peligro
	Trabajador agrícola	Consumidor	Ecológico					
			Peces	Aves	Abejas	Lombrices		
Fungicidas								
Epoxiconazol	100.0	77.0	16.0	30.0	15.0	45.0	94.3	Muy alto
Ciproconazol	100.0	70.5	6.0	40.5	15.0	36.0	89.3	
Piraclostrobina	80.0	47.0	20.0	18.0	9.0	27.0	67.0	
Azoxistrobina	72.0	45.0	12.0	21.0	12.0	27.0	63.0	
Propiconazol	80.0	47.0	12.0	9.0	9.0	27.0	61.3	
Carbendazima	80.0	39.5	16.0	7.5	9.0	30.0	60.7	
Picoxistrobina	72.0	39.0	15.0	9.0	12.0	30.0	59.0	
Trifloxistrobina	80.0	32.0	20.0	12.0	9.0	9.0	54.0	Alto
Tebuconazol	70.0	39.5	12.0	15.0	6.0	9.0	50.5	
Carboxina	64.0	28.0	6.0	6.0	9.0	9.0	40.7	Moderado
Tiram	64.0	11.0	12.0	12.0	9.0	9.0	39.0	
Kresoxim-metil	64.0	10.0	16.0	6.0	9.0	9.0	38.0	
Herbicidas								
Paraquat dicloruro	64.0	17.0	10.0	48.0	9.0	15.0	54.3	Alto
Fluroxipir-meptil	80.0	11.0	20.0	12.0	9.0	9.0	47.0	
Tifensulfurón-metil	80.0	14.0	4.0	6.0	27.0	3.0	44.7	
Halauxifen-metil	80.0	12.0	12.0	6.0	9.0	9.0	42.7	Moderado
Dicamba	72.0	14.0	4.0	22.5	12.0	3.0	42.5	
Pinoxaden	80.0	13.0	6.0	6.0	9.0	9.0	41.0	
Iodosulfurón-metil-sódico	80.0	14.0	4.0	12.0	9.0	3.0	40.7	
Prosulfurón	64.0	15.0	6.0	18.0	9.0	9.0	40.3	
Mesosulfurón-metil	64.0	16.0	4.0	18.0	9.0	9.0	40.0	
2,4-D-dimetilamina	90.0	9.0	2.0	3.0	3.0	9.0	38.7	
Piroxsulam	64.0	12.0	4.0	12.0	9.0	9.0	36.7	
Glifosato-isopropilamina	64.0	10.0	4.0	12.0	9.0	3.0	34.0	Bajo
Metsulfurón-metil	64.0	11.0	3.0	6.0	9.0	3.0	32.0	
Clodinafop-propargilo	48.0	6.0	16.0	6.0	3.0	9.0	29.3	
Tritosulfurón	24.0	6.0	2.0	6.0	9.0	3.0	16.7	
Flucarbazona de sodio	16.0	6.0	4.0	6.0	9.0	3.0	14.7	
Insecticidas								
Imidacloprid	60.0	48.0	6.0	36.0	15.0	45.0	70.0	Muy alto
Lambda-cihalotrina	84.0	15.0	25.0	10.5	30.0	45.0	69.8	
Bifentrina	80.0	13.5	25.0	15.0	45.0	30.0	69.5	
Dimetoato	70.0	26.5	4.0	18.0	30.0	9.0	52.5	Alto
Beta-ciflutrina	60.0	8.5	25.0	13.5	15.0	30.0	50.7	
Sulfoxaflor	56.0	22.0	2.0	9.0	30.0	15.0	44.7	
Tiametoxam	28.0	19.0	2.0	15.0	30.0	9.0	34.3	Moderado

CIA, coeficiente de impacto ambiental.

CUADRO VI. VALORES DEL COEFICIENTE DE IMPACTO AMBIENTAL EN CAMPO (CIA_C) PARA LOS PRODUCTOS SELECCIONADOS.

Nombre comercial	Formulación	Ingrediente activo	% ingrediente activo	Dosis ¹ (kg o L/ha)	CIA _C ingrediente activo	CIA _C total	Nivel de impacto ambiental	
Fungicidas								
Insignia super SC	Mezcla	Epoxiconazol Piraclostrobina	14.07 22.87	0.500 0.500	5.9 6.8	12.7	Muy alto	
Juwel SC	Mezcla	Epoxiconazol Kresoxim-metil	11.50 11.50	0.875 0.875	8.5 3.4	11.9		
Opus SC	Único	Epoxiconazol	12.00	0.875	8.8	8.8		
Zymbiosis SC	Mezcla	Carbendazima Tebuconazol	11.47 22.94	0.500 0.500	3.1 5.2	8.3	Alto	
Headline EC	Único	Piraclostrobina	23.60	0.500	7.1	7.1		
Tilt 250 EC	Único	Propiconazol	25.50	0.500	7.0	7.0		
Maxtrobyn xtra SC	Mezcla	Azoxistrobina Tebuconazol	11.00 22.00	0.350 0.350	2.2 3.5	5.7		
Tacora 25 EW	Único	Tebuconazol	25.12	0.500	5.7	5.7		
Velficur 25 impetor EW	Único	Tebuconazol	23.00	0.550	5.7	5.7		
Zoll 500 SC	Único	Tebuconazol	45.70	0.275	5.7	5.7	Moderado	
Folicur 250 EW	Único	Tebuconazol	25.00	0.500	5.6	5.6		
Consist max SC	Mezcla	Tebuconazol Trifloxistrobina	22.63 22.63	0.250 0.250	2.5 2.7	5.2		
Tebucur EC	Único	Tebuconazol	25.80	0.45	5.2	5.2		
Aproach prima SC	Mezcla	Ciproconazol Picoxistrobina	7.10 17.90	0.325 0.325	1.8 3.1	4.9		
Alto 100 SL	Único	Ciproconazol	8.90	0.500	3.5	3.5		
Vitavax 200 SC	Mezcla	Carboxina Tiram	17.00 17.00	0.225 0.225	1.4 1.3	2.7	Muy alto	
Herbicidas								
Velfosato SL	Único	Glifosato-isopropilamina	41.00	4.400	54.7	54.7		
Uniquat SL	Único	Paraquat dicloruro	25.00	2.200	26.7	26.7		
Agramina 6 SL	Único	2,4-D-dimetilamina	81.00	0.875	24.5	24.5		
Velquat impetor SL	Único	Paraquat dicloruro	25.00	1.750	21.2	21.2		
Banvel 12-24 SL	Mezcla	2,4-D-dimetilamina Dicamba	25.50 12.65	0.750 0.750	6.6 3.6	10.2		
Starane ultra EC	Único	Fluroxipir-meptil	45.52	0.500	9.5	9.5		
Tomahawk 200 EC	Único	Fluroxipir-meptil	29.40	0.750	9.2	9.2		

¹Dosis promedio recomendada según la ficha técnica del producto, calculada a partir de las plagas consideradas en este estudio dentro del control fitosanitario del trigo.

EC, concentrado emulsionable; SL, líquido soluble o concentrado soluble; WG, gránulos dispersables en agua; OD, dispersión en aceite; SC, suspensión concentrada o suspensión acuosa; EW, emulsión aceite en agua; CIA_C, coeficiente de impacto ambiental en campo.

CUADRO VI. VALORES DEL COEFICIENTE DE IMPACTO AMBIENTAL EN CAMPO (CIA_C) PARA LOS PRODUCTOS SELECCIONADOS.

Nombre comercial	Formulación	Ingrediente activo	% ingrediente activo	Dosis ¹ (kg o L/ha)	CIA _C ingrediente activo	CIA _C total	Nivel de impacto ambiental
Peak turbo WG	Mezcla	Dicamba Prosulfurón	50.00 5.00	0.400 0.400	7.6 0.7	8.3	Alto
Pixxaro EC	Mezcla	Fluroxipir-meptil Halauxifen-metil	34.91 1.64	0.500 0.500	7.3 0.3	7.6	
Condraz WG	Mezcla	Dicamba Tritosulfurón	50.00 25.00	0.163 0.163	3.1 0.6	3.7	Moderado
Traxos EC	Mezcla	Clodinafop-propargilo Pinoxaden	2.52 2.52	1.300 1.300	0.9 1.2	2.1	Bajo
Axial XL EC	Único	Pinoxaden	5.06	1.100	2.0	2.0	
Situi XP WG	Mezcla	Metsulfurón-metil Tifensulfurón-metil	33.30 66.60	0.030 0.030	0.3 0.8	1.1	
Sigma forte OD	Mezcla	Iodosulfurón-metil-sódico Mesosulfurón-metil	0.20 1.00	1.400 1.400	0.1 0.5	0.6	
Everest 2.0 SC	Único	Flucarbazona de sodio	35.00	0.120	0.6	0.6	
Across OD	Único	Piroxsulam	2.90	0.500	0.5	0.5	
Everest 70 WG	Único	Flucarbazona de sodio	70.00	0.031	0.3	0.3	
Insecticidas							
Danadim 400 EC	Único	Dimetoato	38.70	0.750	13.6	13.6	Muy alto
Golpe EC	Único	Lambda-cihalotrina	63.20	0.225	8.9	8.9	Alto
Warton SC	Mezcla	Imidacloprid Lambda-cihalotrina	18.80 13.60	0.208 0.208	2.4 1.8	4.2	Moderado
Allectus 300 SC	Mezcla	Bifentrina Imidacloprid	4.58 22.87	0.225 0.225	0.6 3.2	3.8	
Muralla max 300 OD	Mezcla	Beta-ciflutrina Imidacloprid	8.40 19.60	0.200 0.200	0.8 2.4	3.2	
Tuner SC	Mezcla	Imidacloprid Lambda-cihalotrina	18.52 12.96	0.150 0.150	1.7 1.2	2.9	
Engeo SC	Mezcla	Lambda-cihalotrina Tiametoxam	9.49 12.62	0.250 0.250	1.5 1.0	2.5	Bajo
Talstar 100 EC	Único	Bifentrina	12.15	0.250	1.9	1.9	
Tilam SC	Mezcla	Lambda-cihalotrina Tiametoxam	9.49 12.62	0.133 0.133	0.8 0.5	1.3	
Toretto SC	Único	Sulfoxaflor	21.80	0.050	0.4	0.4	

¹Dosis promedio recomendada según la ficha técnica del producto, calculada a partir de las plagas consideradas en este estudio dentro del control fitosanitario del trigo.

EC, concentrado emulsionable; SL, líquido soluble o concentrado soluble; WG, gránulos dispersables en agua; OD, dispersión en aceite; SC, suspensión concentrada o suspensión acuosa; EW, emulsión aceite en agua; CIA_C, coeficiente de impacto ambiental en campo.

presentó un nivel de peligro muy alto ($CIA > 58.3$), 23 % un nivel alto ($44.2 < CIA \leq 58.3$), 34 % un nivel moderado ($34 < CIA \leq 44.2$) y 14 % un nivel bajo ($CIA \leq 34$). Al considerar los IA con niveles de peligro entre alto y muy alto, se observa que más de la mitad de los IA representan un peligro considerable para los trabajadores agrícolas, los consumidores y la biota no humana, que son los tres componentes considerados en el cálculo del CIA (Kovach et al. 1992). La heterogeneidad en los niveles de peligro puede atribuirse a diferencias en las propiedades de los IA, como su toxicidad aguda y crónica, movilidad en el ambiente, persistencia y efectos en organismos benéficos, incluyendo aves, peces, abejas y lombrices, todos ellos factores considerados en la evaluación del CIA (Kovach et al. 1992).

Este hallazgo coincide con estudios que reportan variaciones en el peligro intrínseco de los plaguicidas, según sus propiedades químicas y efectos sobre la salud humana y los ecosistemas (Vargas-González et al. 2019, Jepson et al. 2020). No obstante, en la práctica agrícola aún se priorizan el costo y la eficacia en la selección de plaguicidas, por encima de sus repercusiones ambientales (Dugan et al. 2023). La heterogeneidad observada en los niveles de peligro de los IA refuerza la importancia de no asumir un peligro intrínseco uniforme, ya que algunos representan alternativas menos peligrosas ($CIA \leq 34$). Optar por IA menos peligrosos contribuye a la protección del entorno agrícola, de las comunidades que lo habitan y de los consumidores. Esto adquiere mayor relevancia considerando que el trigo es un cultivo básico en México, vinculado a la población rural y a objetivos estratégicos como el bienestar social, la sostenibilidad y la soberanía y seguridad alimentaria (Valencia-Romero 2019).

El metsulfurón-metil, el clodinafop-propargilo, el tritosulfurón y la flucarbazona de sodio se destacan como alternativas para el control químico de plagas en el cultivo de trigo, ya que presentan un nivel de peligrosidad bajo ($CIA \leq 34$) y no están clasificados como PAP según la lista de la Red Internacional de Plaguicidas (PAN, por sus siglas en inglés) de 2024, que es una referencia internacionalmente reconocida para identificar plaguicidas con riesgos significativos para la salud humana y el ambiente. Sin embargo, ningún plaguicida es completamente inocuo, por lo que resulta necesario considerar evaluaciones complementarias, como su clasificación en listas o convenios reconocidos a nivel internacional, los efectos observados en campo o los efectos adversos no contemplados por los indicadores de peligro.

Por ejemplo, el glifosato-isopropilamina que figura en la lista de PAP (PAN 2024), se clasifica con baja peligrosidad ($CIA \leq 34$) al igual que en otras evaluaciones similares (Jepson et al. 2020). Sin embargo, su uso ha sido objeto de debate por las discrepancias sobre su toxicidad y efectos crónicos (Meftaul et al. 2020, Ogunbiyi et al. 2023). Mientras la USEPA indica que no representa riesgos para la salud humana si se utiliza conforme a las indicaciones del fabricante (Meftaul et al. 2020), la Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC, por sus siglas en inglés) lo reclasificó en 2015 como “probablemente cancerígeno” dentro del grupo 2A (González-Moscó et al. 2023). Esta clasificación resalta la necesidad de aplicar el principio precautorio, con decisiones que prioricen la salud pública y el cuidado del ambiente.

En este contexto, el caso del glifosato en México ejemplifica la tensión entre distintas posturas sobre el uso de plaguicidas. En 2020, el gobierno mexicano decretó la eliminación gradual del glifosato, basándose en estudios sobre sus efectos en el ambiente y en organismos no objetivo, incluido el ser humano (DOF 2020, DOF 2023, González-Moscó et al. 2023). Sin embargo, la medida fue aplazada con el argumento de continuar la búsqueda de una alternativa de amplio espectro y baja toxicidad que mantenga la productividad de quienes aún dependen de este insumo. Dado que el glifosato está estrechamente vinculado al cultivo de maíz genéticamente modificado, en 2025 se revocaron algunas restricciones sobre este cultivo tras la resolución del Panel del Tratado entre México, Estados Unidos y Canadá (T-MEC), aunque la política sobre glifosato no fue modificada (DOF 2025). No obstante, mientras en México esta transición aún está en curso, otros países como Arabia Saudita, Kuwait, Emiratos Árabes Unidos, Catar, Baréin y Omán han prohibido su uso desde 2016, en respuesta a preocupaciones sobre su toxicidad (Bou-Mitri et al. 2025). Estas modificaciones en la regulación resaltan la necesidad de fortalecer la investigación nacional y avanzar hacia alternativas ecológicas que permitan eliminar gradualmente el uso de glifosato (González-Moscó et al. 2023).

Dieciocho IA fueron considerados los más peligrosos, al presentar niveles de peligro entre alto y muy alto ($CIA > 44.2$). De éstos, 12 se clasifican como PAP (PAN 2024): epoxiconazol, ciproconazol, imidacloprid, lambda-cihalotrina, bifentrina, propiconazol, carbendazima, paraquat dicloruro, dimetoato, beta-ciflutrina, tebuconazol y sulfoxaflor. Esta coincidencia indica que, aunque no todos los IA más peligrosos en este estudio están listados como PAP, una proporción considerable sí lo está (12 de

18), lo que refuerza la idea de que estos IA representan un peligro considerable para la salud humana y el ambiente.

De los 12 IA más peligrosos en este estudio ($CIA > 44.2$) que también están clasificados como PAP, varios han demostrado efectos adversos tanto en organismos benéficos como en la salud humana. Por ejemplo, dosis subletales de imidacloprid reducen el apetito en aves, retrasando su migración y afectando su supervivencia (Eng et al. 2019). Asimismo, la exposición subaguda a lambda-cihalotrina provoca toxicidad pancreática en ratas albinas, alterando el metabolismo de la glucosa hepática, lo que sugiere un riesgo potencial para los trabajadores expuestos (Sakr y Rashad 2023). Esta concordancia con la literatura científica no sólo respalda la metodología empleada, sino que resalta la relevancia de los hallazgos y la necesidad de explorar alternativas menos dañinas al uso de estos IA.

La alta peligrosidad de estos IA podría estar relacionada con los modos de acción y las propiedades físicas y químicas características de sus respectivos grupos químicos. Por ejemplo, en los plaguicidas organoclorados, se ha observado que la toxicidad está relacionada con sus características estructurales, como la presencia de anillos epóxidos, enlaces dobles o triples, conjugación, aromaticidad y estereoquímica, las cuales influyen directamente en su modo de acción (Kaushik y Kaushik 2007). De manera similar, los triazoles (epoxiconazol, ciproconazol, tebuconazol) se caracterizan por su alta estabilidad química, baja biodegradabilidad y se han asociado con efectos tóxicos a nivel endocrino, reproductivo y hepático (Sharma y Pandey 2025). Por su parte, los piretroides (lambda-cihalotrina, bifentrina, beta-ciflutrina) y los organofosforados (dimetoato) se distinguen por su alta toxicidad en las abejas (Dorneles et al. 2017, Liu et al. 2022).

Por otro lado, aunque seis de los IA con mayor peligrosidad en este estudio ($CIA > 44.2$) no figuran en la lista de PAP (piraclostrobina, azoxistrobina, picoxistrobina, trifloxistrobina, fluroxipir-meptil, sulfoxaflor y tifensulfurón-metil), sus valores del CIA sugieren que podrían representar niveles de peligro que no deben subestimarse. Su exclusión de la categoría de PAP podría deberse a disparidades en los criterios de evaluación. A diferencia del enfoque usado para clasificar los PAP, el modelo del CIA integra el peligro para el consumidor, el trabajador agrícola y los organismos benéficos, promediando estos componentes (Eshenaur et al. 2020, Lika et al. 2024). En estos IA, el nivel de peligro fue alto para el trabajador agrícola ($64 < \text{valor} \leq 80$) y de moderado

a muy alto para el consumidor ($10 < \text{valor} \leq 20.5$), lo que influyó en su clasificación final. Esta diferencia metodológica podría explicar su exclusión como PAP. Sin embargo, sus valores del CIA apoyan la necesidad de considerar sus posibles efectos adversos sobre trabajadores agrícolas y consumidores principalmente.

Impacto ambiental de los productos comerciales

De los 43 productos comerciales identificados, 23 % presentó un impacto ambiental muy alto (10 de 43, $CIA_C > 8.9$) 26 % un impacto alto (11 de 43, $5.6 < CIA_C \leq 8.9$), 26 % un impacto moderado (11 de 43, $2.5 < CIA_C \leq 5.6$) y 26 % un impacto bajo (11 de 43, $CIA_C \leq 2.5$), lo que indica que cerca de la mitad de los productos evaluados representan un impacto ambiental considerable. La heterogeneidad en el impacto ambiental de los productos subraya la importancia de incluir este aspecto en los planes de control de plagas, ya que no todos impactan el entorno por igual (Dugan et al. 2023). Esta variabilidad refleja las diferencias en las formulaciones (% de IA) y tasas recomendadas de aplicación para el cultivo de trigo en el VY, aspectos que el CIA_C integra en su evaluación, diseñada para considerar distintas formulaciones de un mismo IA y sus patrones de uso (Kovach et al. 1992, Dugan et al. 2023).

Los productos Velfosato (glifosato-isopropilamina al 41 %: 4.4 L/ha), Insignia super (epoxiconazol al 14.07 % + piraclostrobina al 22.87 %: 0.5 L/ha) y Danadim 400 (dimetoato al 38.7 %: 0.75 L/ha) presentaron el mayor impacto ambiental ($CIA_C > 8.9$) dentro de los grupos de herbicidas, fungicidas e insecticidas, respectivamente. De éstos, Insignia super es el único formulado como mezcla, mientras que Velfosato destaca por no contener IA clasificados como de alto o muy alto peligro ($CIA > 44.2$). Esto sugiere que las mezclas no siempre tienen el mayor impacto ambiental, ni que los productos con IA de muy alto peligro necesariamente impactan mayormente en campo. Hallazgos similares se observaron en un estudio realizado en el cultivo de melón en la Comarca Lagunera, donde mancozeb y oxiclورو de cobre, clasificados como de peligro moderado según su CIA, mostraron mayor impacto ambiental que la carbendazima, clasificada como de alto peligro (Vargas-González et al. 2019).

Una posible explicación es que el impacto ambiental de un plaguicida no sólo depende del nivel de peligro de sus IA, sino también de otros factores como la dosis recomendada de aplicación (Kovach et al. 1992, Colin et al. 2020). Por lo tanto, las evaluaciones basadas únicamente en la peligrosidad de los IA pueden subestimar el impacto real de ciertos

productos en el campo, resaltando la importancia de considerar indicadores como el CIA_C para una mejor gestión de plaguicidas (Dugan et al. 2023). Si bien este tipo de indicadores no están exentos de limitaciones (Kniss y Coburn 2015), su uso complementario puede orientar decisiones técnicas hacia un manejo más responsable de los plaguicidas, especialmente cuando la información sobre sus efectos adversos en campo es limitada.

El herbicida Velfosato (glifosato-isopropilamina al 41 %: 4.4 L/ha) presentó el mayor impacto ambiental ($CIA_C = 54.7$) entre los productos evaluados, clasificándose como de impacto ambiental muy alto ($CIA_C > 8.9$). Esto se debe principalmente a su elevada dosis promedio recomendada de 4.4 L/ha, ya que este factor es el que más influye en el modelo del CIA_C (Kniss y Coburn 2015). Las dosis empleadas de glifosato varían considerablemente dependiendo del cultivo y del tipo de maleza; por ejemplo, se han reportado dosis que van desde 0.24 kg/ha en olivo hasta 4 kg/ha en naranjo y 3 L/ha en algodón transgénico (Reyes et al. 2010, Bou-Mitri et al. 2025). Incluso, para el control de malezas como *Convolvulus arvensis* (correhuela), el mismo producto Velfosato recomienda dosis entre 6 y 12 L/ha, lo que evidencia que pueden llegar a utilizarse volúmenes considerablemente más altos.

El cálculo de las dosis de aplicación recomendadas es un proceso poco transparente, que generalmente resulta en daños al ambiente al recomendar dosis por encima de lo necesario (Duke 2017, Colin et al. 2020). En el caso de Velfosato, la dosis promedio recomendada de 4.4 L/ha, es más del doble que la del siguiente herbicida con el mismo nivel de impacto ambiental (**Cuadro VI**). En términos de dosis recomendada por hectárea, el glifosato podría estarse aplicando en cantidades mayores que otros IA con el mismo uso, lo que implicaría una mayor carga ambiental por unidad de superficie tratada. Esto es relevante considerando que su uso generalizado en la agricultura, particularmente en cultivos de maíz y trigo, plantea preocupaciones sobre los riesgos para la salud de los trabajadores agrícolas y sus familias, por lo que se ha llegado a recomendar un monitoreo y regulación más rigurosos (Bou-Mitri et al. 2025). Sin embargo, es necesario ampliar los estudios en esta área que recibe poco interés, pero que tiene una gran relevancia por las implicaciones en el ambiente y la salud humana.

Aunque el CIA no es el único método para estimar los peligros de los plaguicidas, ha sido ampliamente utilizado en la literatura científica durante décadas, ya que ofrece un enfoque holístico (Morse 2020). Si

bien ha demostrado ser consistente en comparación con otros indicadores, presenta limitaciones, como la selección y ponderación de sus variables (Greitens y Day 2007). Además, la toxicidad de los plaguicidas varía según el tamaño y etapa de desarrollo de los organismos expuestos (Pathak et al. 2022). Por su parte, el CIA_C ha sido criticado por depender excesivamente de la tasa de aplicación para describir el impacto ambiental de los plaguicidas, e incluso se ha sugerido que no se utilice (Kniss y Coburn 2015). No obstante, sigue siendo una herramienta atractiva al generar un solo valor numérico, facilitando comparaciones en distintos contextos agrícolas (Bekken et al. 2021).

Este estudio se enfocó en los plaguicidas potencialmente utilizados en el cultivo de trigo, a partir de información recabada con técnicos especialistas, agricultores y el muestreo de envases vacíos de plaguicidas. No obstante, una limitación importante fue la falta de acceso a registros o bitácoras sobre los productos y las dosis efectivamente aplicadas en campo, lo que dificultó una evaluación más precisa. Tampoco se consideró el posible efecto sinérgico entre plaguicidas, cuyas combinaciones pueden generar interacciones aditivas o sinérgicas que incrementan la toxicidad en organismos no objetivo, incluso a bajas concentraciones y en exposiciones agudas y crónicas (Tang et al. 2021). Aunque este estudio proporciona una aproximación sobre el uso e impacto ambiental de los plaguicidas en el VY, futuras evaluaciones podrían fortalecerse mediante el seguimiento de múltiples ciclos agrícolas y una caracterización más detallada del manejo fitosanitario empleado por los productores.

Las discrepancias con otros estudios, incluso en el mismo cultivo, resaltan la necesidad de evaluar cada sistema agrícola de manera individual, especialmente ante la ausencia de estadísticas oficiales sobre el uso de plaguicidas en México. Además, los usuarios no están obligados a reportar periódicamente sus patrones de aplicación. Por otro lado, se identificó la ausencia del PAP paratión metílico en todas las fuentes consultadas. Esto contrasta con estudios previos, en los que se reportó a este plaguicida entre los más utilizados en el VY (García-Hernández et al. 2017). La ausencia de paratión metílico podría estar relacionada con su prohibición de importación, junto con otras sustancias altamente peligrosas (DOF 2019). Aunque no puede confirmarse su eliminación total en campo, estos indicios sugieren una reducción importante en su uso, reflejando un avance hacia una agricultura más responsable y con menores riesgos para la salud de los ecosistemas y comunidades en el VY.

Para una selección más responsable de plaguicidas, se proponen las siguientes recomendaciones: 1) excluir los plaguicidas clasificados como PAP (PAN 2024); 2) entre los plaguicidas restantes, priorizar aquellos cuyo nivel de peligro sea moderado o bajo según sus valores del CIA, 3) dentro de esta selección, optar por los productos comerciales con menor impacto ambiental en campo según su CIA_C. Por otro lado, para comparar programas de control de plagas, se sugiere incorporar en el cálculo del CIA_C el número de aplicaciones de cada producto, sumar los valores individuales y comparar los totales para identificar el programa con menor impacto ambiental (Kovach et al. 1992). No obstante, la mejor recomendación es avanzar hacia una agricultura sostenible, adoptando modelos como la agroecología o cualquier otro sistema que se base en fortalecer la salud del suelo e incrementar la biodiversidad, factores clave para una producción agrícola sana y responsable.

CONCLUSIONES

En México, el trigo es un cereal básico de gran importancia, cuya producción involucra a sectores clave de la población rural y está vinculada con objetivos estratégicos como la sostenibilidad, el bienestar social y la soberanía y seguridad alimentaria. Por ello, la selección de plaguicidas debe priorizar la reducción de sus efectos adversos en la salud humana y el ambiente, considerando que no todos los plaguicidas presentan el mismo nivel de peligro e impacto ambiental.

Los modelos del CIA y CIA_C son herramientas útiles para determinar el nivel de peligro e impacto ambiental de los plaguicidas en el cultivo de trigo. Su aplicación facilita una selección de plaguicidas más informada, ya que, por sus propiedades físicas, químicas y toxicológicas, pueden contaminar productos cultivados, cuerpos de agua, suelo y aire, afectando a organismos que no son objeto de control fitosanitario, incluido el ser humano.

Es importante promover alternativas más seguras y fortalecer la regulación del uso de epoxiconazol, ciproconazol, imidacloprid, lambda-cihalotrina, bifentrina, propiconazol, carbendazima, paraquat dicloruro, dimetoato, beta-ciflutrina, tebuconazol y sulfoxaflo, ya que presentaron altos niveles de peligrosidad y están clasificados como PAP. Asimismo, se debe prestar atención a tiram, 2,4-D-dimetilamina, kresoxim-metil, tiametoxam y glifosato-isopropilamina, que también se clasifican como PAP y requieren medidas más estrictas de mitigación.

Se recomienda reducir el uso de glifosato y sus sales en el cultivo de trigo, ya que fue identificado como el herbicida de mayor de impacto ambiental en el VY, debido a su alta dosis recomendada de aplicación y a su clasificación como PAP. Por ello, se debe considerar su sustitución gradual por alternativas más seguras hasta eliminar su uso de forma definitiva. Esto permitirá avanzar hacia prácticas agrícolas más sostenibles y alineadas con los retos ambientales actuales.

El metsulfurón-metil, el clodinafop-propargilo, el tritosulfurón y la flucarbazona de sodio pueden ser mejores alternativas para el control químico de plagas en el cultivo de trigo, ya que presentaron un nivel de peligro bajo y no están clasificados como PAP. No obstante, ningún plaguicida es completamente inocuo, por lo que es fundamental actualizar constantemente su evaluación, conforme a nueva evidencia científica sobre sus efectos en la salud humana, el ambiente y la biodiversidad.

Se recomienda ampliar la investigación sobre el uso de plaguicidas para fortalecer la toma de decisiones y mitigar sus efectos negativos. Contar con un registro oficial detallado a nivel nacional sobre los patrones de uso de plaguicidas, permitiría identificar con más precisión aquellos de mayor impacto ambiental y diseñar estrategias más efectivas para su regulación, reducción y eventual sustitución por alternativas más seguras, en concordancia con los ODS.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Junta Local de Sanidad Vegetal del Valle del Yaqui (JLSV) por el apoyo brindado al facilitar el acceso para el muestreo de envases vacíos en el centro de acopio. También al Distrito de Riego del Río Yaqui (DDR 041), por otorgar las facilidades necesarias para realizar las entrevistas semiestructuradas en sus oficinas. Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCYT), por la beca otorgada al primer autor para sus estudios de doctorado. Asimismo, a la Dra. Diana Obregón Corredor, por el apoyo técnico brindado en la implementación del coeficiente de impacto ambiental.

REFERENCIAS

Arora S., Sehgal M., Srivastava D.S., Arora S. y Sarkar S.K. (2019). Rice pest management with reduced risk pesticides in India. *Environmental Monitoring and*

- Assessment 191, 241. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7384-5>
- Bekken M.A.H., Schimenti C.S., Soldat D.J. y Rossi F.S. (2021). A novel framework for estimating and analyzing pesticide risk on golf courses. *Science of The Total Environment* 783, 146840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146840>
- Bou-Mitri C., Dagher S., Makkawi A., Khreyss Z. y Hassan H.F. (2025). Glyphosate in food: A narrative review. *Journal of Agriculture and Food Research* 19, 101643. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2025.101643>
- COFEPRIS (2023). Consulta de registros sanitarios de plaguicidas, nutrientes vegetales y límites máximos de residuos. Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios [en línea]. <https://siipris03.cofepris.gob.mx/Resoluciones/Consultas/ConWebRegPlaguicida.asp> 25/01/2023
- Colin T., Monchanin C., Lihoreau M. y Barron A.B. (2020). Pesticide dosing must be guided by ecological principles. *Nature Ecology and Evolution* 4, 1575-1577. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01302-1>
- Dar M.A., Kaushik G. y Villareal-Chiu J.F. (2020). Pollution status and biodegradation of organophosphate pesticides in the environment. En: *Abatement of environmental pollutants*. (P. Singh, A. Kumar y A. Borthakur, Eds.). Elsevier, Amsterdam, Países Bajos, pp. 25-66. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818095-2.00002-3>
- DOF (2019). Decreto por el que se modifica la Tarifa de la Ley de los Impuestos Generales de Importación y de Exportación y el Decreto por el que se establece el impuesto general de importación para la región fronteriza y la franja fronteriza norte. *Diario Oficial de la Federación*, Ciudad de México, México. 6 de noviembre de 2019 [en línea]. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5698661
- DOF (2020). Decreto por el que se establecen las acciones que deberán realizar las dependencias y entidades que integran la Administración Pública Federal, en el ámbito de sus competencias, para sustituir gradualmente el uso, adquisición, distribución, promoción e importación de la sustancia química denominada glifosato y de los agroquímicos utilizados en nuestro país que lo contienen como ingrediente activo, por alternativas sostenibles y culturalmente adecuadas, que permitan mantener la producción y resulten seguras para la salud humana, la diversidad biocultural del país y el ambiente. *Diario Oficial de la Federación*, Ciudad de México, México. 31 de diciembre de 2020 [en línea]. https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5609365&fecha=31/12/2020#gsc.tab=0
- DOF (2023). Decreto establecen diversas acciones en materia de glifosato y maíz genéticamente modificado. *Diario Oficial de la Federación*, Ciudad de México, México. 13 de febrero de 2023 [en línea]. https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5679405&fecha=13/02/2023#gsc.tab=0
- Dorneles A.L., de Souza-Rosa A. y Blochtein B. (2017). Toxicity of organophosphorus pesticides to the stingless bees *Scaptotrigona bipunctata* and *Tetragonisca fiebrigi*. *Apidologie* 48 (5), 612-620. <https://doi.org/10.1007/s13592-017-0502-x>
- Dugan S.T., Muhammetoglu A. y Uslu A. (2023). A combined approach for the estimation of groundwater leaching potential and environmental impacts of pesticides for agricultural lands. *Science of The Total Environment* 901, 165892. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165892>
- Duke S.O. (2017). Pesticide dose – A parameter with many implications. En: *Pesticide dose: Effects on the environment and target and non-target organisms*. (S.O. Duke, P. Kudsk y K. Solomon, Eds.) American Chemical Society, Washington DC, EUA, pp. 1-13. <https://doi.org/10.1021/bk-2017-1249.ch001>
- EC (2023). European Union Pesticide Database - Active substances, safeners and synergists. European Commission [en línea]. <https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/start/screen/active-substances> 28/09/2023
- Eng M.L., Stutchbury B.J.M. y Morrissey C.A. (2019). A neonicotinoid insecticide reduces fueling and delays migration in songbirds. *Science* 365 (6458), 1177-1180. <https://doi.org/10.1126/science.aaw9419>
- 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/> 12/02/2025
- García-Hernández J., Leyva-García G. y Aguilera-Márquez D. (2017). Los plaguicidas altamente peligrosos en el Valle del Yaqui, Sonora. En: *Los plaguicidas altamente peligrosos en México*. (F. Bejarano-González, Ed.). Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo AC, Red Temática de Toxicología de Plaguicidas, Universidad Autónoma del Estado de México, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Unión de Científicos Comprometidos con la Sociedad, International Pollutants Elimination Network, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Texcoco, México, pp. 209-220.
- 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. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 34 (1), 29-60. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.esp0103>
- García-Hernández J., Leyva-Morales J.B., Bastidas-Bastidas P.J., Leyva-García G.N., Valdez-Torres J.B., Aguilar-Zarate G. y Betancourt-Lozano M. (2021). A comparison of pesticide residues in soils from two highly technified agricultural valleys in northwestern Mexico. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 56 (6), 548-565. <https://doi.org/10.1080/03601234.2021.1918977>
- González-Moscote M., Meza-Figueroa D., Martínez-Villegas N.V. y Pedroza-Montero M.R. (2023). Glyphosate impact on human health and the environment: Sustainable alternatives to replace it in Mexico. *Chemosphere* 340, 139810. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139810>
- 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/12/02/2025>
- Greitens T.J. y Day E. (2007). An alternative way to evaluate the environmental effects of integrated pest management: Pesticide risk indicators. *Renewable Agriculture and Food Systems* 22 (3), 213-222. <https://doi.org/10.1017/S1742170507001755>
- Jáquez-Matas S.V., Pérez-Santiago G., Márquez-Linares M.A. y Pérez-Verdín G. (2022). Impactos económicos y ambientales de los plaguicidas en cultivos de maíz, alfalfa y nogal en Durango, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 38, 219-233. <https://doi.org/10.20937/rica.54169>
- Jayasiri M.M.J.G.C.N., Yadav S., Propper C.R., Kumar V., Dayawansa N.D.K. y Singleton G.R. (2022). Assessing potential environmental impacts of pesticide usage in paddy ecosystems: a case study in the Deduru Oya River Basin, Sri Lanka. *Environmental Toxicology and Chemistry* 41 (2), 343-355. <https://doi.org/10.1002/etc.5261>
- Jepson P.C., Murray K., Bach O., Bonilla M.A. y Neumeister L. (2020). Selection of pesticides to reduce human and environmental health risks: a global guideline and minimum pesticides list. *The Lancet Planetary Health* 4 (2), e56-e63. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(19\)30266-9](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(19)30266-9)
- Kalyabina V.P., Esimbekova E.N., Kopylova K.V. y Kratasyuk V.A. (2021). Pesticides: formulants, distribution pathways and effects on human health – a review. *Toxicology Reports* 8, 1179-1192. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2021.06.004>
- Karasali H. y Maragou N. (2016). Pesticides and herbicides: Types of pesticide. En: *Encyclopedia of food and health* (B. Caballero, P.M. Finglas y F. Toldrá, Eds). Elsevier, Amsterdam, Países Bajos, pp. 319-325. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384947-2.00535-3>
- Kaushik P. y Kaushik G. (2007). An assessment of structure and toxicity correlation in organochlorine pesticides. *Journal of Hazardous Materials* 143, 102-111. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.08.073>
- Kniss A.R. y Coburn C.W. (2015). Quantitative evaluation of the Environmental Impact Quotient (EIQ) for comparing herbicides. *PLoS One* 10 (6), e0131200 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131200>
- Kovach J., Petzoldt C., Degni 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.
- Lika E., Sutherland C., Gleim S. y Smyth S.J. (2024). Quantifying changes in the environmental impact of in-crop herbicide use in Saskatchewan. *Weed Technology* 38, e28 <https://doi.org/10.1017/wet.2024.15>
- Liu Q., He Q., Zhang S., Chai Y., Gao Q., Xiao J., Fang Q., Yu L. y Cao H. (2022). Toxic effects of detected pyrethroid pesticides on honeybee (*Apis mellifera ligustica* Spin and *Apis cerana cerana* Fabricius). *Scientific Reports* 12, 16695. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-20925-x>
- Meftaul I.M., Venkateswarlu K., Dharmarajan R., Annamalai P., Asaduzzaman M., Parven A. y Megharaj M. (2020). Controversies over human health and ecological impacts of glyphosate: Is it to be banned in modern agriculture? *Environmental Pollution* 263, 114372. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114372>
- Mesnage R., Benbrook C. y Antoniou M.N. (2019). Insight into the confusion over surfactant co-formulants in glyphosate-based herbicides. *Food and Chemical Toxicology* 128, 137-145. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2019.03.053>
- Morse S. (2020). Environmental and economic impacts of pesticide treatment in the Yam Minisett Technique. *Experimental Agriculture* 56 (5), 662-676. <https://doi.org/10.1017/S0014479720000228>
- Nguyen T.T.T. y Ho T.H. (2023). Assessment of the health and ecological risks caused by fungicides in chrysanthemum cultivation by environmental impact quotient. *Dalat University Journal of Science* 13 (2), 63-75. [https://doi.org/10.37569/dalatuniversity.13.2.1079\(2023\)](https://doi.org/10.37569/dalatuniversity.13.2.1079(2023))
- Ogunbiyi O.D., Akamo D.O., Oluwasanmi E.E., Adebajo J., Isafiade B.A., Ogunbiyi T.J., Alli Y.A., Ayodele D.T., y Oladoye P.O. (2023). Glyphosate-based herbicide: Impacts, detection, and removal strategies in

- environmental samples. *Groundwater for Sustainable Development* 22, 100961. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.100961>
- PAN (2024). List of highly hazardous pesticides. Pesticide Action Network International. Hamburgo, Alemania, 26-47 pp. [en línea]. https://pan-international.org/wp-content/uploads/PAN_HHP_List.pdf 12/02/2025
- Pathak V.M., Verma V.K., Rawat B.S., Kaur B., Babu N., Sharma A., Dewali S., Yadav M., Kumari R., Singh S., Mohapatra A., Pandey V., Rana N. y Cunill J.M. (2022). Current status of pesticide effects on environment, human health and it's eco-friendly management as bioremediation: A comprehensive review. *Frontiers in Microbiology* 13, 962619. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.962619>
- Reyes G., Chaparro-Giraldo A. y Ávila K. (2010). Efecto ambiental de agroquímicos y maquinaria agrícola en cultivos transgénicos y convencionales de algodón. *Revista Colombiana de Biotecnología* 12 (2), 151-162.
- Ruiz-Arias M.A., Medina-Díaz I.M., Bernal-Hernández Y.Y., Barrón-Vivanco B.S., González-Arias C.A., Romero-Bañuelos C.A., Verdín-Betancourt F.A., Herrera-Moreno J.F., Ponce-Vélez G., Gaspar-Ramírez O., Bastidas-Bastidas P.J., González F.B. y Rojas-García A.E. (2023). The situation of chlorpyrifos in Mexico: a case study in environmental samples and aquatic organisms. *Environmental Geochemistry and Health* 45, 6323-6351. <https://doi.org/10.1007/s10653-023-01618-4>
- Sakr S. y Rashad W.A. (2023). Lambda-cyhalothrin-induced pancreatic toxicity in adult albino rats. *Scientific Reports* 13, 11562. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-38661-1>
- SENASICA (2022). Directorio de empresas con certificación vigente para comercializar plaguicidas agrícolas. Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria [en línea]. <https://sistemasssl.senasica.gob.mx/WebMod/Publico.jsp?v=comerc> 12/02/2022
- Sharma S. y Pandey G. (2025). Understanding the impact of triazoles on female fertility and embryo development: Mechanisms and implications. *Toxicology Reports* 14, 101948. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2025.101948>
- SIAP (2023). Avance de siembras y cosechas. Resumen nacional por estado. Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera [en línea]. https://nube.siap.gob.mx/avance_agricola/ 17/01/2023
- Tang F.H.M., Lenzen M., McBratney A. y Maggi F. (2021). Risk of pesticide pollution at the global scale. *Nature Geoscience* 14, 206-210. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00712-5>
- UH (2023). Pesticide Properties Data Base (PPDB) - A to Z List of Active Ingredients. University of Hertfordshire [en línea]. <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm> 27/09/2023
- USEPA (2023). Databases Related to Pesticide Risk Assessment. United States Environmental Protection Agency [en línea]. <https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/databases-related-pesticide-risk-assessment> 27/09/2023
- Valencia-Romero R. (2019). Soberanía alimentaria de granos básicos en México: un enfoque de cointegración de Johansen a partir del TLCAN. *Análisis Económico* 34 (87), 223-248. <https://doi.org/10.24275/uam/azc/desh/ae/2019v34n87/valencia>
- Vargas-González G., Álvarez-Reyna V.D.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. *CienciaUAT* 13 (2), 113-127. <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v13i2.1141>
- Zhang Z., Yan X., Jones K.C., Jiao C., Sun C., Liu Y., Zhu Y., Zhang Q., Zhai L., Shen Z. y Chen L. (2022). Pesticide risk constraints to achieving Sustainable Development Goals in China based on national modeling. *npj Clean Water* 5, 59. <https://doi.org/10.1038/s41545-022-00202-0>