







Gestión y sostenibilidad ambiental

Artículo de investigación científica y tecnológica

Evaluación de la presión toxicológica y ecotoxicológica del uso de plaguicidas sintéticos en Sancti Spíritus, Cuba

 Edelbis López-Dávila^{1,2*},  Michael Houbraken²,  Jasmine De Rop²,
 Gijs Du Laing²,  Osvaldo Romero Romero¹,  Pieter Spanoghe²

¹Universidad de Sancti Spíritus José Martí Pérez. Sancti Spíritus, Cuba.

²Ghent University. Ghent, Bélgica.

*Autor de correspondencia: Universidad de Sancti Spíritus José Martí Pérez. Edificio Docente I, Avenida de los Mártires #360, CP: 62100, Sancti Spíritus, Cuba. edelbis.lopezdavila@ugent.be

Editor temático: Felipe Borrero Echeverry (Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria [AGROSAVIA]).

Recibido: 19 de julio de 2019

Aprobado: 15 de diciembre de 2020

Publicado: 07 de mayo de 2021

Para citar este artículo: López-Dávila, E., Houbraken, M., De Rop, J., Du Laing, G., Romero, O., & Spanoghe, P. (2021). Evaluación de la presión toxicológica y ecotoxicológica del uso de plaguicidas sintéticos en Sancti Spíritus, Cuba. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 22(2), e1520. https://doi.org/10.21930/rcta.vol22_num2_art:1520



Resumen

Se realizó un estudio para cuantificar la toxicidad y la presión ecotoxicológica de los plaguicidas sintéticos en la provincia de Sancti Spiritus (Cuba) entre 2011 y 2014. Este trabajo puede ayudar a desarrollar políticas y prácticas de gestión para reducir los peligros del uso de plaguicidas sintéticos en el país. A través de un estudio longitudinal descriptivo, se identificaron los riesgos potenciales para el medioambiente y la salud humana asociados con el uso de plaguicidas. Para determinar la toxicidad y ecotoxicidad del uso de plaguicidas, se utilizaron los indicadores de aplicaciones equivalentes (Σ Seq) y de riesgos laborales y medioambientales (POCER, por su sigla en inglés), además de la metodología de carga tóxica (TL, por su sigla en inglés) del Instituto Cubano de Sanidad Vegetal. Durante el periodo de estudio, 124 ingredientes activos correspondientes a 62 familias químicas fueron aplicados. Por su frecuencia de uso, predominaron los organofosforados, triazoles, piretroides, compuestos inorgánicos (como el cobre), carbamatos, ditiocarbamatos, neonicotinoides, ariloxifenoxipropionato y organoclorados. El uso de plaguicidas tóxicos y la falta de equipos de protección personal, entre otros aspectos, hicieron que los trabajadores, los residentes y los aplicadores fueran los módulos humanos con el mayor riesgo de exposición. Por otro lado, los módulos de mayor presión ecotoxicológica son los organismos acuáticos, la persistencia en el suelo y el agua subterránea. Con el uso de los indicadores POCER y Σ Seq, se puede realizar una evaluación más precisa de la toxicidad y la ecotoxicidad en Cuba, en comparación con la obtenida al utilizar solo la ecuación TL, como se hace actualmente en el país. La sustitución de los plaguicidas más tóxicos (paratión, endosulfán, bifentrina, oxiclورو de cobre, mancozeb, paraquat, diquat y ametrina) por otros menos tóxicos (cipermetrina, tebuconazol, triadimenol y bispiribac-sodio) podría ayudar a reducir la presión de los plaguicidas sintéticos sobre los seres humanos y el medioambiente.

Palabras clave: ecotoxicidad, exposición a plaguicidas, riesgos ocupacionales, toxicidad, toxicidad de los plaguicidas

Toxicological and ecotoxicological pressure assessment on the use of synthetic pesticides in Sancti Spíritus, Cuba

Abstract

A study to quantify the toxicity and ecotoxicological pressure of pesticides in the Sancti Spíritus province, Cuba, was carried out between 2011 and 2014. A longitudinal descriptive work was designed for the study period to identify potential risks to the environment and also to human health associated with the use of pesticides in the country. The Spread Equivalents (Σ Seq) and Pesticide Occupational and Environmental Risk (POCER) indicators, as well as the Toxic Load (TL) methodology of Instituto Cubano de Sanidad Vegetal, were used to determine the toxicity and ecotoxicity of pesticide use. One hundred and twenty-four active ingredients corresponding to 62 chemical families were applied in the province during the study period. Organophosphates, triazoles, sulfonylurea, pyrethroids, inorganic compounds (such as copper), carbamates, dithiocarbamates, neonicotinoids, aryloxyphenoxypropionates, and organochlorines predominated due to their use frequency. The use of toxic pesticides, and the lack of personal protection equipment, among others, made workers, residents, and applicators the toxicological modules with the highest risk of exposure. On the other hand, aquatic organisms, and the persistence of the pesticides in the soil and in groundwater, are the modules with the highest ecotoxicological pressure. By using the POCER and Σ Seq indicators, a more accurate toxicity and ecotoxicity assessment for certain pesticides can be performed in Cuba, in comparison to the one obtained when using only the TL equation currently employed in the country. In addition, substituting the most toxic pesticides (e.g., parathion, endosulfan, bifenthrin, copper oxychloride, mancozeb, paraquat, diquat, and ametryn) with less toxic ones (e.g., cypermethrin, tebuconazole, triadimenol, and bispyribac-sodium) could help reduce synthetic pesticide pressure on humans and the environment.

Keywords: ecotoxicity, occupational hazards, pesticide exposure, pesticide toxicity, toxicity

Introducción

En el mundo, el uso de plaguicidas se ha convertido en una necesidad básica en varios cultivos para garantizar la cantidad y la calidad de su producción. Los plaguicidas han sido una solución en la lucha contra el hambre y controlan muchas enfermedades de las plantas que afectan el granero de la humanidad, lo cual permite que amplios sectores de la población accedan a más alimentos de calidad (Räsänen et al., 2015). Sin embargo, existe una tendencia a incrementar su uso con base en la relevancia del control de enfermedades, insectos, malezas y otros organismos que pueden interferir con la producción de los cultivos (Leyva et al., 2014). Si bien los plaguicidas sintéticos favorecen los procesos de producción, su uso inadecuado, su tiempo de aplicación y su utilización en cultivos en los que no han sido registrados hacen de estos un riesgo potencial para la salud humana y el medioambiente (Dugger-Webster & LePrevost, 2018; Mesnage et al., 2014).

El uso de plaguicidas en gran cantidad puede causar efectos secundarios específicos en humanos (Vryzas, 2018). Sin embargo, ningún plaguicida carece de ecotoxicidad; cualquiera puede ocasionar intoxicación aguda una vez que se absorbe y se acumula en el organismo (De la Rosa Cruz et al., 2013), y el daño crónico es el resultado de la exposición repetida (Ventura et al., 2015). Por ejemplo, existen informes de enfermedades teratogénicas, cancerígenas y mutagénicas; daños a los ojos, la piel y las membranas mucosas; daño neurotóxico; daño al sistema inmunológico y los pulmones, e infertilidad (López Dávila, Houbraken et al., 2020; Mwila et al., 2013; World Health Organization [WHO], 2010).

En Cuba, para incrementar la productividad de los sistemas agrícolas, se han introducido paquetes tecnológicos que incluyen como principal componente el uso de plaguicidas sintéticos (Rosquete, 2011). En la provincia de Sancti Spiritus, la agricultura es el principal sector económico y la necesidad de aumentar los rendimientos de cultivos prioritarios para reducir sus importaciones condujo a utilizar este tipo de plaguicidas (Damalas & Koutroubas, 2018).

El uso de plaguicidas sintéticos, principalmente en frutas y hortalizas, es una preocupación constante en la población local por el riesgo para la salud humana y el medioambiente, reflejado en diversos reportajes periodísticos. Sin embargo, actualmente no existen estudios científicos que evalúen esta presión de riesgo.

Los estudios de toxicidad y ecotoxicidad son útiles para monitorear la calidad ambiental (Moermond et al., 2016). Con este fin, se han desarrollado y aplicado diferentes métodos y modelos, como el indicador de riesgo de plaguicidas neerlandés (Nationale Milieu Indicator, NMI 3), el indicador danés de carga de plaguicidas (PL), el indicador de riesgo de plaguicidas alemán (Synopsis), el indicador de riesgo de salud para operadores (IRSA) y el indicador de riesgo de toxicidad para el medioambiente (IRTE) (Kudsk et al., 2018; Oussama et al., 2015). Además, también se han utilizado varios *softwares* como JOVA (Tollefsen et al., 2016) y USEtox (Nordborg et al., 2017; Räsänen et al., 2013). Un método ampliamente utilizado es el criterio para informar y evaluar datos de ecotoxicidad (CRED, por su sigla en inglés) (Kase et al., 2016; Moermond et al., 2016).

Derivados de modelos cuantitativos simplificados, el indicador de riesgo ambiental y ocupacional de plaguicidas (POCER, por su sigla en inglés) (Vercruyse & Steurbaut, 2002) y el indicador basado en la suma de los equivalentes de *spread* anual (Σ Seq) (De Smet & Steurbaut, 2002), desarrollados en la Universidad de Gante, se destacan como opciones adecuadas para el contexto cubano. POCER evalúa el riesgo de una gran cantidad de módulos ambientales y biota, por lo que es uno de los modelos más dinámicos y completos (Wustenberghs et al., 2012). Tiene cuatro módulos que evalúan el riesgo que surge de la exposición ocupacional o no dietaria a plaguicidas agrícolas y cubre cuatro categorías de personas: 1) riesgo para los operadores que aplican los plaguicidas; 2) riesgo para los trabajadores que pueden estar expuestos a través actividades de reingreso al lugar donde se aplican como, por ejemplo, durante la cosecha; 3) riesgo para los residentes, y 4) riesgo para los transeúntes que pueden estar expuestos incidentalmente durante o después de la aplicación de plaguicidas. Además, tiene seis módulos que cubren diferentes efectos y compartimentos ambientales y evalúan el riesgo para el medioambiente: 1) persistencia en el suelo; 2) riesgo de contaminación de las aguas subterráneas; 3) riesgo agudo para los organismos acuáticos; 4) riesgo agudo para las aves; 5) riesgo agudo para las abejas, y 6) riesgo agudo para las lombrices de tierra. El riesgo de cada módulo se estima utilizando índices de riesgo (Vercruyse & Steurbaut, 2002).

Por su parte, Σ Seq expresa la presión sobre la vida acuática producida por el uso de plaguicidas (Fevery et al., 2015). Este indicador se ha utilizado desde 1996 en la política medioambiental del gobierno de Bélgica para una evaluación regional de la aplicación de plaguicidas (De Smet & Steurbaut, 2002). El uso de cada plaguicida se pondera de acuerdo con las diferencias de toxicidad en los organismos acuáticos y el tiempo de permanencia en el medioambiente (De Smet et al., 2005).

En 1998, Cuba estableció oficialmente una Ley Ambiental (González & Conill, 1999) para regular la agricultura sostenible. Además, en el periodo 2007-2010, el Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de Cuba estableció una estrategia ambiental nacional en la que, para 2010, el 80 % del control de plagas y enfermedades en el país debe realizarse con productos naturales o bioplaguicidas (Hernández Núñez & Pérez-Consuegra, 2012; Rosquete, 2011). Sin embargo, a la fecha no existen reportes de cumplimiento de esta estrategia, ni estudios en revistas arbitradas o artículos de información nacional sobre el nivel de uso de plaguicidas en este territorio, ni evaluaciones de toxicidad y ecotoxicidad por el uso de plaguicidas. Más aún, no se han definido indicadores que midan estos parámetros.

La preocupación constante por la salud humana y el medioambiente en la población local fue la base de este estudio, en el que se utilizaron los indicadores POCER y Σ Seq para evaluar la toxicidad y ecotoxicidad en lugar del nivel de carga tóxica (LT, por su sigla en inglés), según la metodología del Instituto Cubano de Sanidad Vegetal. El objetivo de este trabajo fue determinar los riesgos para la salud humana y ambiental que surgen del uso de plaguicidas sintéticos en la provincia de Sancti Spiritus. El estudio cubrió el periodo 2011-2014 —desafortunadamente, los datos de uso de años más recientes no estaban disponibles— y buscó identificar los principales plaguicidas que causan presión. Esto ayudará a desarrollar políticas y prácticas de gestión para reducir los peligros de los plaguicidas al disminuir el uso de aquellos que ejercen la mayor presión sobre los seres humanos y el medioambiente.

Materiales y métodos

La provincia de Sancti Spíritus, constituida por ocho municipios, se ubica a unos 400 km al sureste de la ciudad de La Habana. Es una de las provincias centrales del país y tiene un clima tropical. Se caracteriza por tener una temperatura media anual de 25,3 °C, precipitación media anual de 1.374,5 mm y humedad relativa de 78 % (Oficina Nacional de Estadística e Información [ONEI], 2020). Sancti Spíritus tiene una agricultura diversa, pero los principales cultivos cosechados, en orden de importancia, son arroz, tabaco, frijoles, raíces y tubérculos (p. ej., batata o camote y papa), caña de azúcar, hortalizas (p. ej., tomate, pepino, pimentón dulce, cebollas y ajo), maíz y diversas frutas (p. ej., papaya, guayaba y plátano).

Operacionalización de variables

Se recopiló una base de datos con todos los plaguicidas utilizados en las actividades agrícolas registrados en el sistema de contabilidad del Departamento Provincial de Protección Fitosanitaria durante el periodo de estudio. Los datos de uso de plaguicidas por producto se recopilieron de acuerdo con su familia química y función biológica (por cultivo y año), y sus valores de referencia toxicológicos en humanos y en organismos terrestres y acuáticos. Se utilizaron los criterios de clasificación de peligros de la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2010).

Evaluación de la carga tóxica

En el contexto agrícola cubano, el indicador de *carga de contaminantes tóxicos* o simplemente *carga tóxica* (TL, en kg o L del ingrediente activo/ha), establecido por el Departamento de Protección Vegetal del Ministerio de Agricultura de Cuba (Díaz, 2009), brinda una medida de la carga general sobre el medioambiente que resulta del uso de plaguicidas sin hacer distinciones con base en propiedades ecotóxicas, y diferencia así un compuesto de otro. La ecuación 1 se utiliza para calcular la TL en cultivos prioritarios. Se empleó una ecuación similar para evaluar la contaminación del agua potable mediante el uso de plaguicidas en Vietnam (Chau et al., 2015).

$$TL = D * i.a. \% * NA$$

Ecuación 1

Donde TL es la carga tóxica (kg o L del ingrediente activo/ha), D es la dosis (kg del producto comercial/ha), i.a.% es el porcentaje del ingrediente activo y NA es el número de aplicaciones (1). Este indicador se calculó para cada ingrediente activo por cultivo y año, y se mostró la suma total en cada caso.

Evaluación de toxicidad y ecotoxicidad

Cuando se utiliza POCER, los índices de riesgo (IR) para la salud humana y el medioambiente se calculan como la relación de concentración ambiental estimada (CAE) en relación con un valor de referencia toxicológico. Estos están bien descritos en el estudio de Verduyck y Steurbaut (2002). Después de evaluar los parámetros de riesgo relevantes, los cálculos de POCER se pueden realizar insertando los

parámetros (ecuación 2-11) en el modelo y generando diez valores, uno para cada compartimento humano y ambiental (Claeys et al., 2005). Los valores de IR calculados se transformaron logarítmicamente y se establecieron puntos de referencia entre un límite superior y uno inferior. Esto generó un valor adimensional entre 0 y 1 para cada compartimento, donde 0 indica un bajo riesgo de exposición y 1 señala un alto riesgo de exposición (Vercruyse & Steurbaut, 2002).

Como Vercruyse y Steurbaut (2002) describieron, en POCER, el riesgo total de exposición para los seres humanos y el medioambiente se calcula sumando los valores de los diferentes componentes y asumiendo que todos los componentes son igualmente importantes. El riesgo para los seres humanos es, por tanto, la suma del riesgo para los aplicadores, los trabajadores, los residentes expuestos secundariamente y los transeúntes. El riesgo para el medioambiente se calcula como la suma de riesgos, que incluyen la persistencia, la lixiviación a las aguas subterráneas, los organismos acuáticos, las aves, las lombrices de tierra y las abejas. Las fórmulas de cálculo para cada módulo se describen en las ecuaciones 2 a 11.

$$\text{Operadores: } IR_{\text{operador}} = \frac{EI_{\text{operador}}}{AOEL} \quad \text{Ecuación 2}$$

EI es la exposición interna durante la mezcla/carga y aplicación (mg/kg/día) y $AOEL$ (por su sigla en inglés) es el nivel de exposición aceptable para el operador (mg/kg/día).

$$\text{Trabajadores/Trabajadores de reingreso: } IR_{\text{trabajador}} = \frac{ED * Ab_{de}}{AOEL} \quad \text{Ecuación 3}$$

ED es la exposición dérmica (mg/kg/día) y Ab_{de} es la absorción dérmica (–)

$$\text{Transeúnte: } IR_{\text{transeúnte}} = \frac{ED * Ab_{de} + I * Ab_i}{PC * AOEL} \quad \text{Ecuación 4}$$

I es la exposición por inhalación (mg/kg/día), Ab_i es la absorción por inhalación (–) y PC es el peso corporal.

$$\text{Residentes: } RI_{\text{residente}} = \frac{ED * Ab_{de} + I * Ab_i}{AOEL} \quad \text{Ecuación 5}$$

$$\text{Organismos acuáticos: } CE_{\text{organismos acuáticos}} = \frac{PEC_{\text{organismos acuáticos}}}{\text{mínimo}(norm_{\text{organismos acuáticos}})} \quad \text{Ecuación 6}$$

$CE_{\text{organismos acuáticos}}$ es la concentración estimada en aguas superficiales (g/L) y $\text{mínimo}(norm_{\text{organismos acuáticos}})$ es el menor valor de toxicidad de tres grupos de organismos (peces, *Daphnia* spp. y crustáceos) (g/L).

El menor de los siguientes tres cocientes es utilizado como *mínimo* (*norm*_{organismos acuáticos}): la concentración letal requerida para matar el 50 % de la población (CL_{50}) para peces/100, la concentración letal media máxima o concentración efectiva (CE_{50}) para *Daphnia*/100 y la concentración sin efecto observado (NOEC, por su sigla en inglés) para algas/10.

$$\text{Aves: } IR_{aves} = \frac{CAE_{aves} * 10}{DL_{50} * PC} \quad \text{Ecuación 7}$$

CAE_{aves} es la ingesta diaria total estimada de plaguicidas (mg/día), DL_{50} es la dosis letal para el 50 % de la población (mg/kg/día) y PC es el peso corporal (predeterminado = 0,01 kg). El factor 10 es el criterio establecido por los Principios Uniformes de la Comisión de las Comunidades Europeas, establecidos en 1994.

$$\text{Abejas: } IR_{abejas} = \frac{DA}{DL_{50} * 50} \quad \text{Ecuación 8}$$

DA es la dosis de aplicación (g/ha) y DL_{50} es la dosis letal para el 50 % de la población (μg /abeja).

$$\text{Lombrices: } IR_{lombrices} = \frac{CAE_{suelo} * 10}{CL_{50}} \quad \text{Ecuación 9}$$

CAE_{suelo} es la concentración estimada en el suelo (mg/kg) y CL_{50} es la concentración letal para el 50 % de la población (mg/kg).

$$\text{Persistencia en el suelo: } IR_{persistencia} = 10^{\left(\frac{TD_{50}}{90} - 1\right) * 2} \quad \text{Ecuación 10}$$

TD_{50} es el tiempo de desaparición del primer 50 % del plaguicida (días).

$$\text{Agua subterránea: } IR_{\text{agua subterránea}} = \frac{CAE_{\text{agua subterránea}}}{0,1} \quad \text{Ecuación 11}$$

$CAE_{\text{agua subterránea}}$ es la concentración estimada en el agua subterránea (μg /L) y 0,1 es el límite europeo del agua potable (μg /L).

Con base en el hecho de que solo se reporta la cantidad total de plaguicidas y el área cultivada para cada cultivo (por cultivo y año), la cantidad de cada ingrediente activo se dividió por el área cultivada, para obtener un valor de dosis por hectárea (tasa de aplicación). Finalmente, en cada caso, la suma de los valores finales en POCER se multiplicó por el número total de hectáreas. De esta forma, se pudo identificar el cultivo de mayor impacto a nivel territorial, de salud humana y ambiental.

Para los módulos de toxicidad, se elaboró un grupo de supuestos que se basaron en los resultados de una encuesta a agricultores (López Dávila, Houbraken et al., 2020). Primero, la $EI_{operador}$ en la ecuación 2 está

fuertemente influenciada por el uso de ropa protectora durante la mezcla, carga y pulverización de plaguicidas; en el caso del arroz, se consideró la aspersión aérea, y en el caso de la caña de azúcar, el uso de tractor. En segundo lugar, para los trabajadores de reingreso, no se consideró la ropa protectora. Para el módulo de residentes, no se consideraron dos aspectos: la zona de amortiguamiento, ya que sus viviendas están ubicadas dentro de la finca y muy cerca de los cultivos, y la reducción de la deriva por el uso de una boquilla clásica.

Σ Seq es un indicador de ecotoxicidad que calcula la presión del uso de plaguicidas con fines agrícolas y no agrícolas (control de vectores) en organismos acuáticos (De Smet & Steurbaut, 2002; Fevery et al., 2015). Este indicador fue incluido en el presente estudio, ya que el POCER considera que la deriva de plaguicidas provoca principalmente la exposición de organismos acuáticos. Además, no considera su capacidad para persistir en el suelo y, por lo tanto, a través de la escorrentía superficial y la lixiviación, los plaguicidas terminan en los cuerpos de agua. Estos parámetros son más acordes con el contexto actual agrícola en Cuba. Además, la variable *mínimo* (*norm*_{organismos acuáticos}) está restringida a solo tres valores de ecotoxicidad (CL₅₀ para peces, CE₅₀ para *Daphnia* y NOEC para algas), mientras la concentración máxima permisible (CMP) se establece con base en seis valores de ecotoxicidad diferentes, lo que genera resultados más precisos. Se calcula utilizando la ecuación 12.

$$\Sigma Seq = \frac{E * TD_{50}}{MAC} \quad \text{Ecuación 12}$$

Donde E es el uso anual de plaguicidas (kg de i.a./año), TD_{50} es el tiempo de degradación del 50 % del i.a. en el suelo (años) y CMP es la concentración máxima permitida para la vida acuática (mg/L).

Los valores de CMP se calculan dividiendo el valor de toxicidad más bajo —representativo de los organismos acuáticos; es decir, la toxicidad aguda o crónica hasta tres niveles tróficos: CE_{50algas}, NOEC_{algas}, CL_{50crustáceos}, NOEC_{crustáceos}, CL_{50peces} y NOEC_{peces}— por el factor de seguridad 10, como lo hicieron Fevery et al. (2015).

Procedimientos de procesamiento de datos

Los datos de todas las variables se resumieron y tabularon. Luego, se crearon grupos de alimentos: en el de *hortalizas* se incluyeron tomates, cebollas, ajos y plantas pertenecientes a la familia de las cucurbitáceas, entre otras; el grupo de *granos* incluyó frijoles y maíz, y el grupo de *raíces y tubérculos* comprendió la batata o camote, la malanga o taro y la papa. Finalmente, en el grupo de las *frutas*, se agruparon el café y el plátano. Se utilizó el programa SPSS Statistics versión 20 y se emplearon correlaciones de rango de Pearson y Spearman ($p < 0,01$ y $p < 0,05$) para evaluar las correlaciones paramétricas y no paramétricas entre los valores de TL con los indicadores POCER y Σ Seq.

Resultados y discusión

Uso de plaguicidas en la provincia de Sancti Spíritus en los años 2011-2014

En total, 124 ingredientes activos (40 fungicidas, 42 herbicidas y 42 insecticidas) fueron utilizados en las actividades agrícolas de la provincia de Sancti Spíritus durante el periodo de estudio. Estos principios activos corresponden a 62 familias químicas. Un número similar (69 familias químicas) se aplicó en otras provincias de igual importancia agrícola en el país, según Hernández Núñez y Pérez-Consuegra (2012). Las familias químicas predominantes son los organofosforados, triazoles, sulfonilurea, piretroides, compuestos inorgánicos (p. ej., oxiclورو de cobre), carbamatos, ditiocarbamatos, neonicotinoides, ariloxifenoxipropionato y organoclorados.

Los ingredientes activos (i.a.) metilparatió, metamidofós, metiocarb, metomil, 1,3-dicloropropeno y endosulfán han sido clasificados por la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2010) como extremadamente tóxicos (Ia) y altamente tóxicos (Ib). Además, otros 28 compuestos se encuentran en la categoría de moderadamente tóxicos (II). El 59 % de los productos presentan algún grado de toxicidad contra las abejas; esto constituye un factor de riesgo ambiental significativo, ya que puede conducir a la disminución de las poblaciones de abejas y los servicios ecosistémicos que realizan (Fevery et al., 2016; Hladik et al., 2016). También se encontró que el 80 % de los plaguicidas son, hasta cierto punto, tóxicos para los peces.

Durante el periodo de estudio, el uso de plaguicidas sintéticos en la provincia de Sancti Spíritus mostró un uso razonablemente constante (excepto en 2014), como se observa en la figura 1. Estos valores contrastan con la estrategia de reducción progresiva de la política fitosanitaria impulsada por el Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de Cuba. Su objetivo es reducir la carga de contaminantes tóxicos y sus posibles efectos secundarios sobre el medioambiente y la salud humana. A nivel nacional, se observan resultados similares (ONEI, 2020).

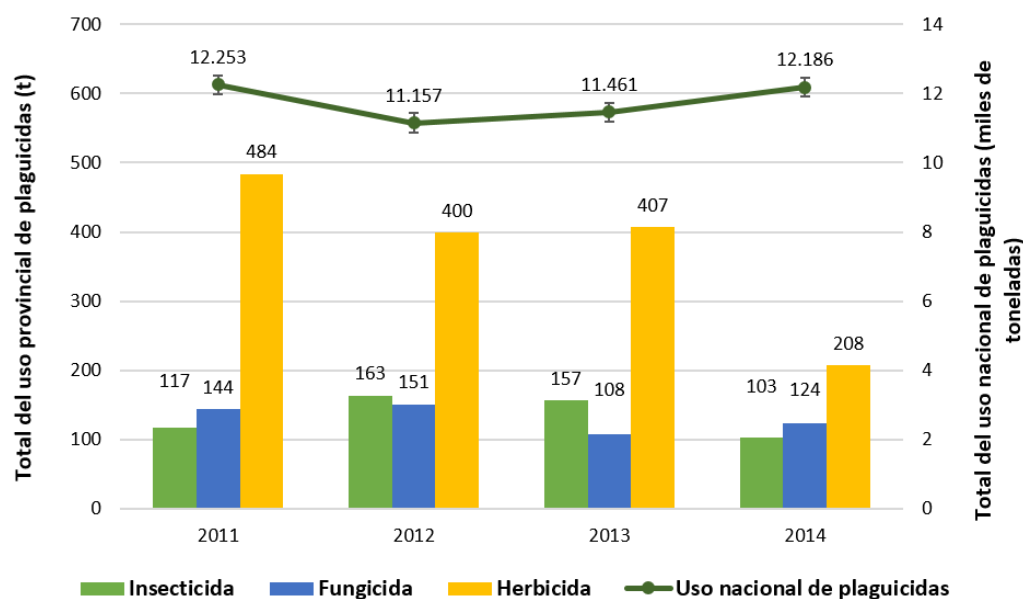


Figura 1. Uso de plaguicidas en la provincia de Sancti Spiritus por año 2011-2014, según la base de datos de plaguicidas asignados a la provincia.

Fuente: Elaboración propia

Los herbicidas (58 %) son los plaguicidas más utilizados (figura 1). Investigadores de otros países en desarrollo como India y Ghana han informado de resultados similares (Imoro et al., 2019; Sharma, Kumar, Thukral et al., 2019; Sharma, Kumar, Shahzad et al., 2019; Wumbei et al., 2019). A estos les siguen los insecticidas (21 %) y los fungicidas (21 %). Los resultados se deben a que se han utilizado grandes extensiones de tierra para cultivos como la caña de azúcar, el arroz y los árboles frutales, incluido el banano, que requieren grandes volúmenes de herbicidas para controlar las malas hierbas. Es importante señalar que la papa, perteneciente al grupo de *raíces y tubérculos*, fue sembrada solo en 2011 y 2012, debido a que los encargados de tomar decisiones sobre estrategia agrícola en el país decidieron dejar de sembrar papa en la provincia. A pesar de ello, la papa se incluyó en este estudio porque representaba el 73 % y el 33 %, respectivamente, de la cantidad total de plaguicidas utilizados en 2011 y 2012 por el grupo de *raíces y tubérculos*. No fue posible encontrar datos para la caña de azúcar en 2014.

El ingrediente activo utilizado principalmente en el periodo de estudio fue la ametrina (215 t, 19 % del total de ingredientes activos utilizados y 30 % del total de herbicidas empleados), seguido de la sal de amina 2,4-D (165 t, 14 % de los ingredientes activos totales utilizados y 23 % del total de herbicidas utilizados) y el mancozeb (100 t, 8 % de los ingredientes activos totales empleados y 36 % del total de fungicidas utilizados). Los resultados concuerdan con los principales cultivos que se siembran en el territorio, según la estrategia nacional (arroz, tabaco, hortalizas, cereales, caña de azúcar y frutas) (ONEI, 2019).

Evaluación de carga tóxica y ecotóxica en la provincia de Sancti Spíritus

Estudiar la presión de los plaguicidas mediante el cálculo de la carga tóxica y ecotóxica es vital para comprender los riesgos ambientales y para la salud humana. Una vez identificadas las moléculas más críticas, se pueden proponer acciones para eliminarlas o sustituirlas por compuestos menos tóxicos, y reducir así su impacto sobre el medioambiente y la salud humana.

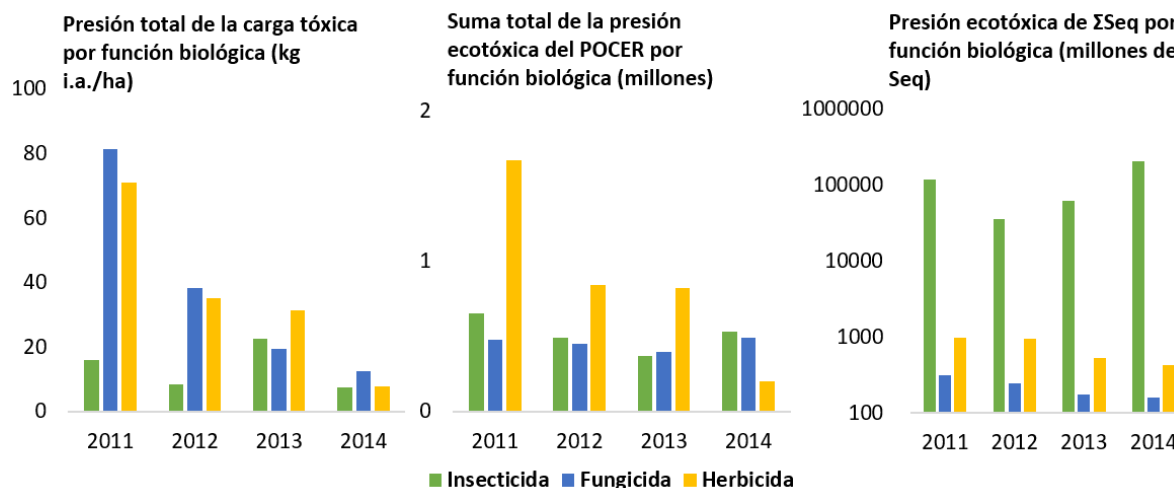


Figura 2. Valores de ecotoxicidad durante el periodo de estudio en la provincia Sancti Spíritus por indicador evaluado en función de la cantidad de principios activos utilizados por familia biológica.

Fuente: Elaboración propia

La figura 2 muestra que, aunque los herbicidas fueron los plaguicidas más usados en la provincia (figura 1), su presión sobre la salud humana y el medioambiente no siempre fue la más alta. Los valores de TL fueron diferentes entre funciones biológicas. En 2011, por ejemplo, la TL de los fungicidas fue significativamente más alta que la de los herbicidas debido al cultivo de papa, y reportó la mayor relación de kg de i.a. por área tratada (73,2 kg i.a./ha), de entre 8 (tabaco: 8,8 kg i.a./ha) y 490 (maíz: 0,15 kg i.a./ha) veces mayor en comparación con otros cultivos. Los fungicidas (p. ej., mancozeb, clorotalonil y oxiclورو de cobre) representaron el 48 % de i.a. utilizados este mismo año, mientras los herbicidas (p. ej., ametrina y glifosato) ocuparon el segundo lugar con 42 %. En 2012, la proporción de papas disminuyó a 14,8 kg de i.a. por hectárea y en años posteriores no se sembró papa. Por su parte, la tendencia de TL disminuyó con el tiempo, aunque la utilización de i.a. se mantuvo constante durante el periodo de estudio (figura 1). Esto se debe a que las áreas de cultivo tratadas aumentaron de 82,9 a 103,8 mil ha, a excepción de la caña de azúcar (de 58,7 a 28,3 mil ha), lo que provocó una disminución progresiva general en la relación (kg de i.a. utilizados por área tratada).

Según la ecuación 1, la carga tóxica solo expresa la cantidad de i.a. (kg o L) aplicados por hectárea. Sin embargo, no se consideran las toxicidades particulares para la salud humana (NOAEL y AOEL, entre otras) y el medioambiente (valores TD_{50} , CE_{50} , NOEC y CL_{50}), por lo que la presión del uso de plaguicidas no es muy precisa. Una simple sustitución por otro plaguicida con menor cantidad de i.a. disminuirá en la carga tóxica. Sin embargo, si este nuevo plaguicida tiene mayor toxicidad o ecotoxicidad, la presión aumentará. Wustenberghs et al. (2018) hallaron diversos ejemplos claros de esto y encontraron que la carga tóxica es un mero indicador de volumen y no un indicador de carga, como lo entendieron Kudsk et al. (2018). Desde hace mucho tiempo, se ha reconocido ampliamente que las cantidades no son sustitutos adecuados para evaluar el riesgo de los plaguicidas (Barnard et al., 1997; Stenrod et al., 2008; Tzilivakis et al., 2004, citados por Wustenberghs et al., 2012).

Además, la presión del herbicida de acuerdo con POCER en 2011 fue cuantitativamente más alta en comparación con el resto de los años (figura 2). Esto se debe al cultivo de caña de azúcar, que tiene el área tratada más grande de todos los cultivos (41 % en 2011) y disminuyó aproximadamente a la mitad en 2012 (23 %) y 2013 (24 %). La caña de azúcar representó el 75 % de la presión total de herbicidas de acuerdo con POCER para 2011, siendo el paraquat, la hexazinona y el diurón los principales i.a. debido a su toxicidad.

En este trabajo, la Σ Seq para insecticidas aumentó gradualmente debido al uso de endosulfán, que es el i.a. con el factor Seq más alto ($TD_{50}/CMP = 1,2 * 108$); es decir, 71 veces más alto que el paraquat, el segundo i.a. más ecotóxico ($TD_{50}/CMP = 1,7 * 106$). El endosulfán se utilizó en maíz (10 kg), frijoles (140 kg) y cebolla (280 kg) en 2011. Al año siguiente, solo se utilizó en cebolla (296 kg); en 2013, se empleó en tomate (175 kg) y cebolla (348 kg), y en 2014 también se aplicó en tomate (280 kg) y cebolla (925 kg). Esta última es la que ejerce mayor presión ecotóxica sobre los organismos acuáticos. A diferencia de TL y POCER, que disminuyeron con los años, Σ Seq aumentó; sus valores están directamente relacionados con el uso de endosulfán, el cual aumentó con los años.

Con el uso de los indicadores POCER y Σ Seq y considerando el efecto tanto en organismos terrestres como acuáticos, la presión causada por un i.a. específico se puede evaluar con mayor precisión (Fevrey et al., 2015, 2016; Houbraken et al., 2016). Por ende, tanto en Σ Seq como en POCER, los insecticidas ejercen una presión significativa con marcadas diferencias en el caso del indicador Σ Seq. El i.a. de los insecticidas utilizados tiene un impacto negativo en el medioambiente y la salud humana.

La tendencia a lo largo de cuatro años para los valores de TL, Σ Seq y POCER por grupo de cultivos se puede observar en la tabla 1. Se encuentra una correlación de Pearson positiva entre los parámetros POCER suma de valores tóxicos y suma de valores ecotóxicos con dependencia del año ($r = 0,816$, $p < 0,01$). En análisis posteriores de los indicadores evaluados, se encontró una correlación entre el módulo de TL y la suma de valores tóxicos de POCER ($r = 0,613$, $p < 0,01$), así como entre el módulo de TL y la suma de valores ecotóxicos de POCER ($r = 0,468$, $p < 0,05$). Además, no se observó correlación entre los indicadores TL y Σ Seq ($r = 0,110$, $p = 0,585$).

Tabla 1. Suma de valores tóxicos y ecotóxicos evaluados en los principales grupos de cultivos por año 2011-2014, según la base de datos de plaguicidas utilizados en la provincia de Sancti Spiritus.

Año	kg i.a.	Área (ha)	Carga tóxica (kg i.a./ha)	ΣSeq (Seq)	POCER												
					Organismos acuáticos	Agua subterránea	Persistencia	Lombrices	Abejas	Aves	Suma de valores ecotóxicos	Operador	Trabajador de reingreso	Transeúnte	Residente	Suma de valores tóxicos	
Caña de azúcar																	
2011	1,3E+05	5,9E+04	2,4E+01	2,5E+08	6,0E+05	2,1E+05	1,8E+05	3,5E+01	4,2E+03	1,4E+02	9,9E+05	6,3E+03	2,5E+05	3,5E+02	7,2E+03	2,7E+05	
2012	1,5E+05	2,6E+04	2,3E+01	2,4E+08	2,7E+05	1,2E+05	8,6E+04	1,8E+01	1,7E+03	6,2E+01	4,7E+05	3,2E+03	1,2E+05	1,5E+02	3,2E+03	1,3E+05	
2013	1,5E+05	2,8E+04	2,1E+01	3,7E+08	2,6E+05	1,2E+05	9,3E+04	1,4E+01	1,5E+03	5,3E+01	4,7E+05	2,0E+03	9,2E+04	9,6E+01	2,7E+03	9,7E+04	
Total	4,4E+05	1,1E+05	6,8E+01	8,6E+08	1,1E+06	4,4E+05	3,6E+05	6,7E+01	7,4E+03	2,6E+02	1,9E+06	1,1E+04	4,7E+05	5,9E+02	1,3E+04	4,9E+05	
Arroz																	
2011	9,4E+04	2,9E+04	3,3E+00	1,5E+08	2,2E+05	3,7E+04	2,5E+05	1,5E+01	3,5E+04	9,5E+01	5,4E+05	3,5E+03	4,0E+04	3,3E+01	4,9E+03	4,8E+04	
2012	3,3E+04	3,4E+04	9,5E-01	4,6E+07	1,6E+05	1,8E+04	2,1E+05	5,4E+00	1,2E+04	2,2E+01	4,0E+05	6,4E+02	9,3E+03	7,3E+00	3,1E+03	1,3E+04	
2013	6,1E+04	3,8E+04	1,6E+00	7,5E+07	2,1E+05	3,4E+04	2,3E+05	1,6E+01	9,6E+03	2,4E+01	4,8E+05	1,0E+03	1,3E+04	1,0E+01	3,2E+03	1,7E+04	
2014	8,1E+04	4,2E+04	1,9E+00	1,1E+08	2,4E+05	4,0E+04	2,2E+05	2,6E+01	2,2E+04	4,0E+01	5,2E+05	2,2E+03	2,8E+04	2,4E+01	3,9E+03	3,5E+04	
Total	2,7E+05	1,4E+05	7,8E+00	3,8E+08	8,2E+05	1,3E+05	9,1E+05	6,3E+01	7,9E+04	1,8E+02	1,9E+06	7,3E+03	9,0E+04	7,4E+01	1,5E+04	1,1E+05	
Hortalizas																	
2011	2,9E+04	1,6E+04	1,6E+01	3,3E+10	8,4E+04	2,4E+04	7,5E+04	2,6E+00	2,6E+04	3,2E+01	2,1E+05	4,5E+02	8,9E+03	6,4E+00	2,3E+03	1,2E+04	
2012	3,4E+04	1,6E+04	1,7E+01	3,5E+10	6,1E+04	1,7E+04	7,9E+04	1,4E+00	1,5E+04	1,3E+01	1,7E+05	7,7E+02	7,4E+03	6,5E+00	1,9E+03	1,0E+04	
2013	2,0E+04	1,7E+04	9,5E+00	6,2E+10	5,2E+04	2,7E+04	6,8E+04	1,1E+00	7,6E+03	7,6E+00	1,6E+05	1,2E+03	7,8E+03	9,5E+00	6,2E+03	1,5E+04	
2014	2,4E+04	2,1E+04	8,4E+00	1,4E+11	9,4E+04	2,7E+04	1,1E+05	1,7E+00	1,3E+04	6,6E+00	2,4E+05	4,9E+02	6,8E+03	5,8E+00	6,0E+03	1,3E+04	
Total	1,1E+05	7,0E+04	5,1E+01	2,7E+11	2,9E+05	9,5E+04	3,3E+05	6,6E+00	6,2E+04	5,9E+01	7,8E+05	2,9E+03	3,1E+04	2,8E+01	1,6E+04	5,0E+04	
Granos																	
2011	1,7E+04	2,0E+04	1,9E+00	3,4E+09	1,1E+05	9,2E+03	8,0E+04	8,6E-01	1,9E+04	1,9E+01	2,2E+05	8,8E+01	2,9E+03	2,4E+00	2,6E+03	5,6E+03	
2012	1,2E+04	2,2E+04	1,3E+00	7,3E+07	1,1E+05	1,4E+04	8,4E+04	9,3E-01	1,4E+04	2,3E+01	2,2E+05	5,9E+02	8,7E+03	7,3E+00	1,2E+04	2,1E+04	
2013	3,1E+03	2,1E+04	3,7E-01	2,5E+07	2,7E+04	8,5E+03	6,4E+04	2,1E-01	7,1E+03	4,3E+00	1,1E+05	2,0E+01	6,5E+02	5,3E-01	1,4E+03	2,1E+03	
2014	1,4E+04	2,3E+04	1,4E+00	6,2E+10	1,1E+05	1,6E+04	7,1E+04	7,7E-01	1,2E+04	4,1E+00	2,1E+05	2,1E+03	7,5E+02	2,1E+03	6,6E+04	7,1E+04	
Total	4,6E+04	8,6E+04	4,9E+00	6,5E+10	3,5E+05	4,8E+04	3,0E+05	2,8E+00	5,2E+04	5,0E+01	7,5E+05	2,8E+03	1,3E+04	2,1E+03	8,2E+04	9,9E+04	
Tabaco																	
2011	3,7E+04	4,2E+03	8,8E+00	9,2E+07	5,2E+04	5,4E+03	1,7E+04	1,7E+00	1,3E+04	1,9E+01	8,8E+04	8,4E+02	1,2E+04	9,9E+00	7,4E+02	1,4E+04	
2012	3,2E+04	4,5E+03	7,0E+00	2,6E+07	5,0E+04	1,4E+04	1,7E+04	1,0E+00	9,4E+03	1,0E+02	9,0E+04	9,1E+02	1,6E+04	2,2E+01	9,8E+02	1,8E+04	
2013	5,9E+04	2,5E+03	2,3E+01	3,4E+08	3,3E+04	7,1E+03	1,3E+04	1,1E+00	6,0E+03	1,2E+01	5,8E+04	1,0E+03	1,0E+04	1,2E+01	5,9E+02	1,2E+04	
2014	3,2E+04	4,1E+03	7,6E+00	1,2E+08	4,9E+04	8,4E+03	1,9E+04	1,0E+00	4,0E+03	1,2E+01	8,1E+04	4,9E+02	7,9E+03	6,8E+00	1,1E+03	9,5E+03	
Total	1,6E+05	1,5E+04	4,7E+01	5,8E+08	1,8E+05	3,5E+04	6,7E+04	4,8E+00	3,3E+04	1,4E+02	3,2E+05	3,2E+03	4,6E+04	5,0E+01	3,4E+03	5,3E+04	
Raíces y tubérculos																	
2011	1,4E+04	6,9E+03	7,4E+01	2,1E+07	3,0E+04	1,2E+03	7,5E+02	1,0E+00	4,0E+03	2,6E+01	3,6E+04	5,3E+02	8,4E+03	7,3E+00	1,2E+03	9,1E+03	
2012	5,0E+03	7,2E+03	1,5E+01	1,3E+07	2,4E+04	8,3E+02	5,2E+03	7,2E-01	2,7E+03	1,7E+01	3,2E+04	1,0E+02	4,6E+03	3,6E+00	5,9E+02	4,9E+03	
2013	1,6E+03	7,3E+03	2,3E-01	5,7E+06	1,8E+04	2,0E+02	1,4E+02	2,9E-01	2,0E+03	5,9E+00	2,0E+04	7,9E+01	5,1E+03	4,2E+00	5,3E+02	5,7E+03	
2014	9,9E+02	7,7E+03	1,3E-01	3,2E+06	1,9E+04	5,7E+01	1,4E+02	9,8E-02	2,2E+03	1,3E+00	2,1E+04	8,9E+01	1,2E+03	9,4E-01	9,2E+02	2,2E+03	
Total	2,1E+04	2,9E+04	8,9E+01	4,3E+07	9,1E+04	2,3E+03	6,2E+03	2,1E+00	1,1E+04	5,0E+01	1,1E+05	8,0E+02	1,9E+04	1,6E+01	3,3E+03	2,2E+04	
Frutas																	
2011	2,9E+04	6,6E+03	4,0E+01	8,1E+10	1,3E+05	2,0E+04	5,6E+04	1,5E+01	3,2E+04	9,3E+01	2,4E+05	6,5E+03	5,9E+04	7,4E+01	2,9E+03	6,8E+04	
2012	2,0E+04	5,7E+03	1,7E+01	6,9E+08	8,5E+04	1,1E+04	2,8E+04	1,5E+01	3,2E+04	7,2E+01	1,6E+05	4,5E+03	3,6E+04	3,9E+01	1,6E+03	4,2E+04	
2013	1,4E+04	5,9E+03	1,7E+01	1,2E+08	4,9E+04	1,4E+04	3,7E+04	3,3E+00	1,2E+04	2,4E+01	1,1E+05	2,1E+03	2,4E+04	2,5E+01	6,7E+03	3,2E+04	
2014	7,5E+03	6,2E+03	8,1E+00	8,1E+07	3,0E+04	8,9E+03	2,8E+04	1,4E+00	1,1E+04	4,7E+00	7,8E+04	2,4E+02	5,7E+03	3,2E+00	3,6E+02	6,3E+03	
Total	7,0E+04	2,4E+04	8,2E+01	8,2E+10	2,9E+05	5,4E+04	1,5E+05	3,5E+01	8,8E+04	1,9E+02	5,9E+05	1,3E+04	1,2E+05	1,4E+02	1,2E+04	1,5E+05	

i.a.: ingrediente activo

Fuente: Elaboración propia

Como se observa en la tabla 1, el orden de los cultivos según el nivel de presión sobre la salud humana y el medioambiente varía entre los indicadores. En general, los indicadores evaluados apuntan a que la caña de azúcar es el cultivo que ejerce mayor presión sobre la salud humana y el medioambiente, seguido del arroz y las frutas. Le siguen en importancia las hortalizas y los cereales, especialmente según Σ Seq, que indica valores superiores a los obtenidos por la caña de azúcar. Una vez que se identifican los cultivos de mayor presión, el beneficio de usar indicadores como POCER y Σ Seq en lugar de TL es que se conocen los módulos humanos y ambientales más afectados, por lo que se pueden tomar decisiones para revertir la presión.

Desde el punto de vista toxicológico y considerando los supuestos hechos en los cálculos de POCER, los trabajadores de reingreso que no utilizan equipo de protección personal (EPP) y las consecuencias adversas derivadas de que los residentes no utilicen una boquilla con reducción de deriva durante las actividades de fumigación aumentan el riesgo de estos módulos en comparación con el módulo de aplicador u operador. Los módulos ecotoxicológicos para organismos acuáticos, persistencia y aguas subterráneas fueron los de mayor riesgo, debido al uso de i.a. antiguos y persistentes en el medioambiente como endosulfán, metilparatión, metamidofós, paraquat y ametrina.

Análisis de cada ingrediente activo peligroso

El metamidofós (25,8 t) representó el 15 % de la cantidad total de insecticidas utilizados —la mitad se utilizó solo en 2011— en arroz, batata o camote, tabaco, cereales y hortalizas, principalmente. El endosulfán (3,46 t), el metilparatión (3,02 t) y el tiodicarb (1,69 t) pertenecen al grupo de insecticidas cuyo uso está prohibido en muchos países de Europa y Norteamérica. Sin embargo, su uso en países en vías de desarrollo se mantiene y Cuba es un ejemplo de ello (Rosquete, 2011; Vázquez & Pérez, 2017). Incluso, también se emplean herbicidas como ametrina (215,3 t, 30 % del total de herbicidas utilizados), prometrina (13,41 t), hexazinona (11,60 t) y paraquat (1,28 t).

Tabla 2. Valores de presión de los ingredientes activos que más se utilizan y de los más ecotóxicos

	TD ₅₀ /CMP	Total usado kg i.a.	Total Σ Seq	Suma POCER (escenario año 2011)					
				Hortalizas	Granos	Arroz	Frutas	Tabaco	Caña de azúcar
Endosulfán	117.808.219	3.482	4,1E+11	2,3E+03	2,1E+04	NR	7,4E+03	NR	NR
Bifentrina	193.151	3.254	6,3E+08	4,9E+03	2,3E+04	NR	NR	5,8E+03	NR
λ -cihalotrina	105.023	527	5,5E+07	2,8E+02	NR	2,9E+04	NR	NR	NR
Metilparatión	375	3.049	1,1E+06	1,4E+04	4,8E+03	NR	1,8E+04	1,4E+02	NR
Metamidofós	4	25.791	1,1E+05	1,1E+03	3,1E+03	2,2E+04	1,1E+04	2,6E+03	NR
Paraquat	1.667.659	1.423	2,4E+09	5,2E+03	1,5E+04	3,4E+04	1,9E+04	NR	1,8E+05
Prometrina	2.808	12.803	3,6E+07	8,8E+02	NR	NR	1,7E+04	5,5E+03	NR
Ametrina	1.408	215.272	3,0E+08	3,2E+02	NR	3,9E+04	6,3E+03	NR	7,7E+04
Hexazinona	992	28.452	2,8E+07	NR	NR	NR	NR	NR	1,2E+05
Sal de amina 2,4-D	0,01	165.051	1,8E+03	NR	NR	7,1E+02	7,7E+01	NR	1,5E+04
Oxicloruro de cobre	34.247	24.943	8,5E+08	3,5E+04	2,0E+04	NR	1,9E+04	9,5E+03	NR
Sulfato de cobre	769	21.065	1,6E+07	NR	NR	3,0E+04	NR	NR	NR
Zineb	10	31.189	3,3E+05	1,6E+03	1,1E+02	NR	9,8E+03	5,8E+02	NR
Mancozeb	4	100.229	3,8E+05	9,0E+03	8,6E+02	NR	4,7E+03	9,3E+03	NR

TD₅₀: tiempo de desaparición del primer 50 % del plaguicida (días); CMP: concentración máxima permitida; i.a.: ingrediente activo; NR: no reportado

Nota: Se seleccionó el 2011 para ilustrar el caso POCER porque este fue el año con mayor presión sobre el medioambiente y la salud humana.

Fuente: Elaboración propia

Los principales ingredientes activos responsables de los valores de presión ecotóxica se muestran en la tabla 2. Como puede verse, el cociente TD₅₀/CMP es muy importante para los valores de Seq. Con base en esto, pequeños volúmenes de ciertos i.a. —como el endosulfán, el paraquat y el oxicloruro de cobre— pueden ejercer una presión más alta que otros utilizados en grandes volúmenes. También se encuentran resultados similares para POCER. En la tabla 2 solo se muestra el escenario 2011, por ser el año que ejerció la presión ecotoxicológica más significativa, tanto por el tipo de plaguicidas como por las cantidades utilizadas. Estos pueden reducir la presión ecotóxica más fácilmente, ya que al eliminar o reemplazar una cantidad menor de i.a. de mayor presión ecotóxica, se pueden lograr reducciones. Para ilustrar el enfoque anterior, se desarrollaron algunos ejemplos que se muestran en las figuras 3 y 4.

En la figura 3, se presenta un escenario con valores medios reducidos de Σ Seq para cada cultivo. Para ello, los valores aportados del i.a. con mayor presión por familia (endosulfán, oxicloruro de cobre y paraquat) se eliminaron. En el tabaco, se utiliza bifentrina en lugar de endosulfán, y para el arroz, se

utilizan λ -cihalotrina, sulfato de cobre y ametrina en lugar de endosulfán, oxicloruro de cobre y paraquat, lo que reduce los valores de Σ Seq superiores al 99 % para cultivos que utilizan estos tres últimos. El porcentaje de reducción de la caña de azúcar se basa únicamente en la disminución del uso de paraquat, ya que no se han asignado insecticidas y fungicidas a este cultivo. El porcentaje de reducción en el grupo de raíces y tubérculos fue menor porque la papa, el cultivo con mayor demanda de plaguicidas en este grupo, solo se cultivó en 2011 y 2012.

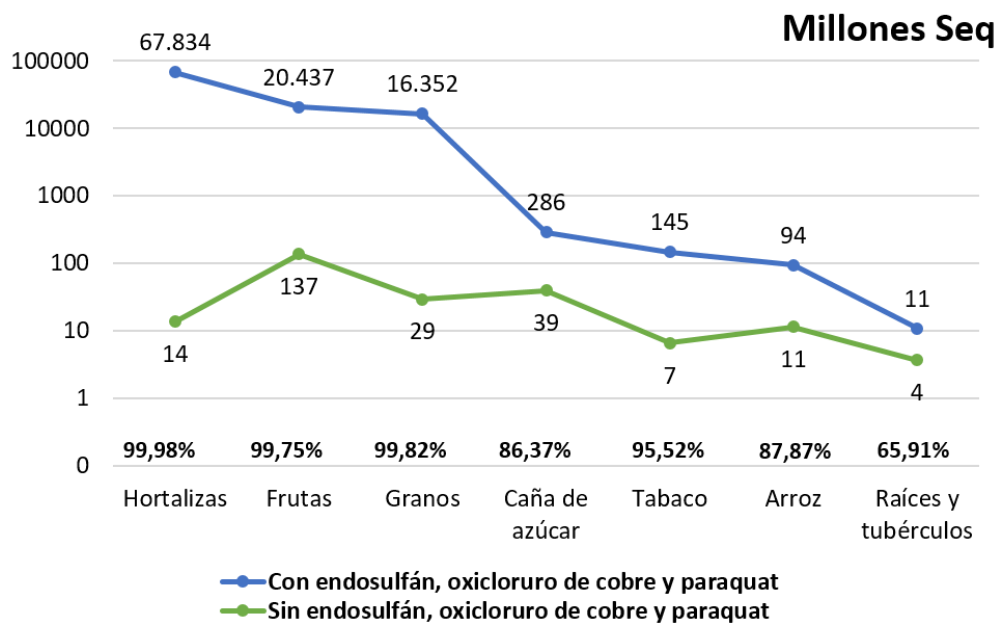


Figura 3. Posible porcentaje de reducción de los valores Σ Seq de los plaguicidas utilizados por cultivo durante el periodo de estudio (con y sin endosulfán, oxicloruro de cobre y paraquat).

Fuente: Elaboración propia

Como el objetivo de POCER es evaluar la presión (de bajo a alto riesgo) ejercida por un plaguicida sobre cada uno de los módulos evaluados, los encargados de tomar decisiones pueden prohibir el uso de un i.a. de alto riesgo (tabla 2) y reemplazarlo por otro que cumpla la misma función fitosanitaria con menos presión. Los resultados de POCER con respecto a la ecotoxicidad de los organofosforados y otros como imidacloprid, bifentrina y β -ciflutrina fueron más altos que la presión del endosulfán en algunos escenarios. Por otro lado, al usar POCER, el endosulfán permaneció igual que en Σ Seq; es decir, como uno de los ingredientes activos que recibió la puntuación más alta para organismos acuáticos.

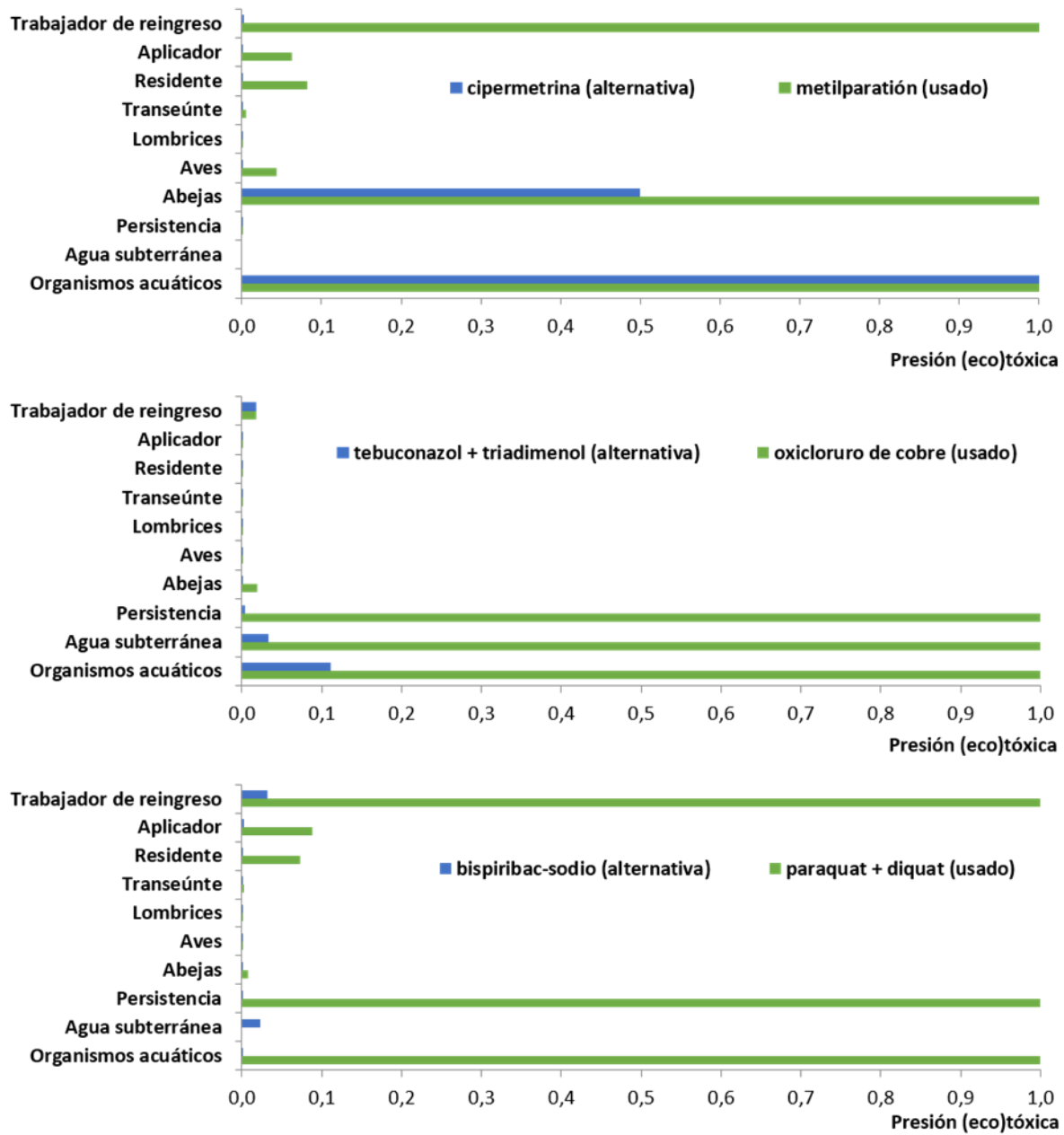


Figura 4. Propuesta obtenida con POCER para sustituir plaguicidas de alto riesgo y reducir la presión evaluada en módulos humanos (trabajador de reingreso, aplicador, residente y transeúnte) y ambientales (lombrices, aves, abejas, persistencia, aguas subterráneas y organismos acuáticos).

Fuente: Elaboración propia

Los compuestos organofosforados tienen un papel fundamental en su conjunto debido a su toxicidad. Como ilustra la figura 4, los posibles sustitutos de los productos de mayor puntuación son la cipermetrina en lugar del metilparatión, lo que potencialmente reduce el riesgo en un 50 %. Una mezcla de tebuconazol y triadimenol bajo el nombre comercial Silvacur Combi® EC 30 redujo en un 95 % el riesgo del oxicloruro de cobre. Por otro lado, el bispiribac-sodio redujo en un 98 % el riesgo de la mezcla de paraquat-diquat (Doblete® LS 20).

Efectos de usar plaguicidas

Los herbicidas son los plaguicidas más utilizados debido, en su mayoría, al desarrollo de monocultivos en grandes extensiones de tierra. Un ejemplo son los granos de cereales (Beasley, 2020) y las frutas, como es el caso de la provincia de Sancti Spiritus. Los cereales y las frutas son los principales cultivos que se siembran en muchos países y que sufren la mayor carga de plaguicidas (Böcker & Finger, 2016; Chau et al., 2015; Schreinemachers et al., 2015; Shil Cha et al., 2014). La tendencia a disminuir el uso de plaguicidas en esta provincia para el periodo de estudio sigue las estrategias para reducir el uso de plaguicidas sintéticos en las demás provincias de importancia agrícola en Cuba (Rosquete, 2011). Sin embargo, en otras provincias hubo un aumento sostenido en el uso de plaguicidas (Hernández Núñez & Pérez-Consuegra, 2012).

La presión del uso de plaguicidas coincide con la de otros países tropicales del mundo, como El Salvador, Brasil, Taiwán, Camboya, Vietnam y Tanzania (Cremonese et al., 2014; Schreinemachers et al., 2015). Plaguicidas como los organofosforados, piretroides, carbamatos, ditiocarbamatos, neonicotinoides y organoclorados, utilizados durante el periodo de estudio, constituyen un riesgo importante para la salud humana y el medioambiente (Chau et al., 2015). Algunos de los compuestos utilizados (endosulfán, metamidofós, metilparatión, mancozeb, paraquat, ametrina y hexazinona) también presentan efectos crónicos como altos niveles de potencial mutagénico (Chaves et al., 2017), carcinogénico y teratogénico (Cremonese et al., 2014), y alta tendencia a acumularse en tejidos ricos en grasas. Además, son altamente persistentes en el suelo y en los alimentos, con una alta capacidad de biomagnificación en las redes tróficas (European Food Safety Authority [EFSA], 2017).

Los efectos ambientales a largo plazo del uso de plaguicidas son reconocidos en todo el mundo (López-Dávila, Ramos Torres et al., 2020; Mendonca et al., 2016) y los efectos letales y subletales sobre las abejas silvestres y el bajo manejo están bien documentados (Feverly et al., 2016; Hladik et al., 2016; Parrilla et al., 2015). La exposición se produce por contacto directo con plaguicidas en aerosol o residuos secos, así como mediante contaminación por contacto indirecto de néctar y polen. En los ecosistemas acuáticos, los plaguicidas constituyen una amenaza potencial para la biodiversidad acuática (Levine & Borgert, 2018; Pérez-Parada et al., 2018). La presencia de compuestos altamente tóxicos puede provocar una disminución en el número y las variedades de peces, o alterar las comunidades de fitoplancton, lo que afecta, a su vez, otros niveles tróficos (Beasley, 2020).

Riesgos asociados a la carga tóxica

Hoy en día existe la percepción de que el uso de plaguicidas está aumentando (López Dávila et al., 2020), a pesar de los avances en el control biológico y la implementación del manejo ecológico de plagas en el sector campesino promovidos por el gobierno. En otras provincias, la producción de cultivos (arroz, cucurbitáceas, fríjoles, batata o camote y tomate) utilizó cantidades de plaguicidas similares a las reportadas en este estudio, con una cantidad final de plaguicida utilizado hasta 4,2 veces superior a la planificada (Hernández Núñez & Pérez-Consuegra, 2012).

Se ha recomendado que los agricultores se informen sobre los riesgos a los que están expuestos y la importancia de usar equipo de protección personal y una boquilla de reducción de deriva para minimizar la exposición a plaguicidas y prevenir la intoxicación (Yarpuz-Bozdogan & Bozdogan, 2016). Otra forma de reducir el riesgo es utilizar i.a. de menor toxicidad (Pesticide Action Network Europe, 2010). La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, por su sigla en inglés) recomienda en su *Código internacional de conducta para la gestión de plaguicidas* que los de categorías Ia y Ib (WHO, 2010) y, si es posible, los de Clase II no deben usarse en países en desarrollo (Organización Mundial de la Salud & Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, 2015). Un valor del 45,7% del total de plaguicidas aplicados se incluye en la categoría de carcinógenos y disruptores endocrinos posibles, probables o humanos. De los 124 i.a. aplicados, cuatro (paraquat, metilparatión, metamidofós y benomil) están incluidos en convenciones internacionales (PIC, COP y LRTAP), con el objetivo de eliminar o limitar su uso. Asimismo, 41 i.a. se enumeran con una clasificación en las categorías de cáncer (posible, probable o carcinógeno humano) por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, la Unión Europea y la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC, por su sigla en inglés). Además, 32 i.a. son disruptores endocrinos potenciales en humanos y en la vida silvestre (WHO, 2010), lo que plantea un alto riesgo para la salud humana y el medioambiente.

Tanto en la Unión Europea como en Estados Unidos y Canadá, 15 de estos productos que aún se usan en Cuba fueron prohibidos y dos tienen regulaciones estrictas implementadas hace diez años (EFSA, 2017; Roberts & Routt, 2013), ya que causan daños en la salud humana y la biodiversidad (Pesticide Action Network Europe, 2010). Los ingredientes activos endosulfán, metamidofós, metilparatión, benomilo y tiram forman parte del anexo III del Convenio de Rotterdam actualizado en 2017 (Food and Agriculture Organization of the United Nations & United Nations Environment Programme, 2017). Aunque el endosulfán —que tiene efectos tóxicos crónicos en los sistemas nervioso e inmunológico, causa acción disruptiva endocrina y tiene pruebas no concluyentes de su acción mutagénica y genotóxica— también se incluyó en el anexo A del Convenio de Estocolmo (United Nations Environment Programme, 2009), todavía se utiliza en Cuba (Hernández Núñez & Pérez-Consuegra, 2012).

Pruebas de ecotoxicidad

Los resultados del indicador Σ Seq en Sancti Spiritus evidenciaron un aumento de la producción ecotóxica a lo largo del tiempo, de 118.000 millones de Seq a 259.000 millones, en contraste con un país desarrollado

como Bélgica, que redujo los valores de ecotoxicidad causados por plaguicidas. Los valores de Σ Seq para las provincias cubanas en 2011 fueron más de 10 veces superiores a los obtenidos por Fevery et al. (2015) para ese mismo año en Flandes (10.560 millones de Seq). Como estos autores afirmaron, el uso de endosulfán fue responsable de los altos valores de ecotoxicidad registrados. En el presente estudio, el endosulfán representó entre el 94,83 % (frijoles en 2011) y el 99,97 % (cebolla en 2014) del resultado del indicador de ecotoxicidad para los cultivos donde se utilizó este producto. Es necesario eliminar el uso de este insecticida, como se hizo en la mayoría de los países desarrollados de la Unión Europea (EFSA, 2017).

Un ejemplo del cambio positivo en los valores de ecotoxicidad cuando se elimina el uso de endosulfán es el que se experimentó en la región de Flandes, Bélgica. Cuando se suspendió su uso en 2012, su valor de Σ Seq disminuyó en un 71 % en comparación con los valores de 2009 (Fevery et al., 2015). El paraquat y el oxicloruro de cobre también son responsables de los altos valores de presión de los plaguicidas. Su presión puede ser eliminada o reemplazada por otros plaguicidas con menor impacto en el medioambiente (Fevery et al., 2015).

Varios autores coinciden en que, debido a la persistencia de algunos plaguicidas en el suelo y su capacidad de lixiviación en aguas subterráneas y cuerpos de agua superficiales, los organismos acuáticos del indicador POCER son los principales módulos en riesgo a consecuencia del uso de herbicidas altamente tóxicos como paraquat y prometrina e insecticidas organofosforados (Bozdogan et al., 2015; Fevery et al., 2016; Yarpuz-Bozdogan & Bozdogan, 2016). En una región de cultivo de cítricos de España, el clorpirifós organofosforado y el oxicloruro de cobre fueron los plaguicidas más ecotóxicos de los comúnmente aplicados para los organismos acuáticos (Cunha et al., 2012).

Como evidenciaron Fevery et al. (2016), 1 kg de un plaguicida en particular puede ejercer una presión diferente a la misma cantidad de otro plaguicida. Es necesario sopesar el uso de plaguicidas en relación con los coeficientes de toxicidad de los distintos compartimentos ambientales para cuantificar el riesgo de exposición a plaguicidas.

El indicador POCER ya ha demostrado su utilidad en Bélgica y en otros países europeos (Claeys et al., 2005; Cunha et al., 2012; Bozdogan et al., 2015; Yarpuz-Bozdogan & Bozdogan, 2016) como herramienta de planificación para la reducción de plaguicidas tóxicos. Se puede utilizar en la toma de decisiones para elegir plaguicidas alternativos con respecto a la presión sobre la salud humana y el medioambiente (Wustenberghs et al., 2018). También puede evaluar el impacto de todas las aplicaciones de plaguicidas relacionadas con un cultivo dentro de un año y evaluar sistemas de cultivo alternativos. La viabilidad y la eficacia de las medidas políticas y las mejores prácticas a nivel de explotación, junto con los modelos económicos, pueden evaluarse sin poner en peligro la rentabilidad (Vercruysse & Steurbaut, 2002; Wustenberghs et al., 2018).

Conclusiones

El estudio muestra la idoneidad de los indicadores POCER y Σ Seq como herramientas importantes para tomar decisiones, ya que permiten realizar evaluaciones más precisas de toxicidad y ecotoxicidad por el uso de plaguicidas, en comparación con la ecuación de carga tóxica (TL) que se utiliza actualmente en Cuba. El indicador POCER ayudó a observar que los módulos humanos de trabajadores de reingreso (por no usar equipo de protección personal) y residentes (por no usar boquillas reductoras de deriva durante las actividades de fumigación) eran los módulos de mayor riesgo, incluso más alto que el módulo del aplicador. En cuanto a los módulos ambientales, los indicadores POCER y Σ Seq ayudaron a identificar los organismos acuáticos, la persistencia en el suelo y las aguas subterráneas como los módulos más afectados. Los análisis POCER y Σ Seq mostraron que la presión ecotóxica se puede reducir en más de un 50 % al eliminar o reemplazar los ingredientes activos más ecotóxicos, especialmente los que todavía están en uso, como endosulfán, bifentrina, λ -cihalotrina, paraquat, prometrina, ametrina, hexazinona y oxiclورو de cobre. Estos resultados están directamente relacionados con las metas de reducción promovidas por el gobierno nacional. Para finalizar, los indicadores evaluados señalan que la caña de azúcar es el cultivo que ejerce mayor presión sobre la salud humana y el medioambiente, seguido del arroz y las frutas.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Eris Perdomo, especialista en señalización y protección de cultivos del Instituto Provincial de Sanidad Vegetal, por los datos proporcionados para la realización de este estudio.

Descargos de responsabilidad

Los autores declaran no tener ningún conflicto de interés.

Referencias

- Beasley, V. R. (2020). Direct and indirect effects of environmental contaminants on amphibians. En *Reference module in earth systems and environmental sciences* (2nd ed.). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.11274-6>
- Böcker, T., & Finger, R. (2016). European pesticide tax schemes in comparison: an analysis of experiences and developments. *Sustainability*, 8(4), 378. <https://doi.org/10.3390/su8040378>
- Bozdogan, A. M., Yarpuz-Bozdogan, N., & Tobi, I. (2015). Relationship between environmental risk and pesticide application in cereal farming. *International Journal of Environmental Research*, 9(3), 1047-1054. <https://doi.org/10.22059/IJER.2015.992>
- Chau, N. D., Sebesvari, Z., Amelung, W., & Renaud, F. G. (2015). Pesticide pollution of multiple drinking water sources in the Mekong Delta, Vietnam: evidence from two provinces. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(12), 9042-9058. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-4034-x>

- Chaves, T. V., Islam, M., De Moraes, M. O., De Alencar, M. V., Gomes, D. C., De Carvalho, R., Maluf, S., Do Amaral, F. P., Paz, M. F., Cerqueira, G., Rolim, H. M., De Castro e Sousa, J. M., Melo-Cavalcante, A. A., & De Moraes, M. E. (2017). Occupational and life-style factors-acquired mutagenicity in agric-workers of northeastern Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 15454-15461. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9150-y>
- Claeys, S., Vagenende, B., De Smet, B., Lelieur, L., & Steurbaut, W. (2005). The POCER indicator: a decision tool for non-agricultural pesticide use. *Pest Management Science*, 61(8), 779-786. <https://doi.org/10.1002/ps.1062>
- Cremonese, C., Freire, C., Camargo, A., Lima, J., Koifman, S., & Meyer, A. (2014). Pesticide consumption, central nervous system and cardiovascular congenital malformations in the South and Southeast region of Brazil. *International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health*, 27(3), 474-486. <https://doi.org/10.2478/s13382-014-0269-5>
- Cunha, J. P., Chueca, P., Garcerá, C., & Moltó, E. (2012). Risk assessment of pesticide spray drift from citrus applications with air-blast sprayers in Spain. *Crop Protection*, 42, 116-123. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2012.06.001>
- Damalas, C. A., & Koutroubas, S. D. (2018). Farmers' behaviour in pesticide use: a key concept for improving environmental safety. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 4, 27-30. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.07.001>
- De la Rosa Cruz, N. L., Sánchez-Salinas, E., & Ortiz-Hernández, M. L. (2013). Biosurfactantes y su papel en la biorremediación de suelos contaminados con plaguicidas. *Revista Latinoamericana de Biotecnología Ambiental y Algal*, 4(1), 47-67. <http://www.solabiaa.org/ojs3/index.php/RELBAA/article/view/43>
- De Smet, B., Claeys, S., Vagenende, B., Overloop, S., Steurbaut, W., & Van Steertegem, M. (2005). The sum of spread equivalents: a pesticide risk index used in environmental policy in Flanders, Belgium. *Crop Protection*, 24(4), 363-374. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2004.09.005>
- De Smet, B., & Steurbaut, W. (2002). *Verfijning van de SEQ-indicator voor de evaluatie van het bestrijdingsmiddelengebruik in Vlaanderen. Studie Uitgevoerd in Opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA*. Universiteit Gent, Vakgroep Gewasbescherming.
- Díaz, J. D. (2009). *Disminución del número de aplicaciones de plaguicidas químicos en la empresa Cultivos Varios Manacas* [Tesis de maestría, Universidad Central Martha Abreu de Las Villas]. Repositorio Institucional UCLV. <http://dspace.uclv.edu.cu:8089/handle/123456789/2202>
- Dugger-Webster, A., & LePrevost, C. E. (2018). Following pesticide labels: a continued journey toward user comprehension and safe use. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 4, 19-26. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.03.004>
- European Food Safety Authority [EFSA]. (2017). The 2015 European Union report on pesticide residues in food. *EFSA Journal*, 15(4), e04791. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2017.4791>
- Feverly, D., Houbraken, M., & Spanoghe, P. (2016). Pressure of non-professional use of pesticides on operators, aquatic organisms and bees in Belgium. *Science of the Total Environment*, 550, 514-521. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.123>

- Feverly, D., Peeters, B., Lenders, S., & Spanoghe, P. (2015). Adjustments of the Pesticide Risk Index used in environmental policy in Flanders. *PLoS ONE*, *10*(6), 1-21. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129669>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations, & United Nations Environment Programme. (2017). *Rotterdam Convention on the prior informed consent procedure for certain hazardous chemicals and pesticides in international trade. Texts and annexes (Revised in 2017)*. Rotterdam Convention Secretariat. <http://www.pic.int/Portals/5/ConventionText/UNEP-FAO-RC-CONVTEXT-2017.English.pdf>
- González, M. L., & Conill, T. P. (1999). Mortalidad por intoxicaciones agudas producidas por plaguicidas: Cuba, 1990-1994. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, *37*(2), 76-81. <http://www.revepidemiologia.sld.cu/index.php/hie/article/view/893>
- Hernández Núñez, J., & Pérez-Consuegra, N. (2012). Tendencias en el uso de plaguicidas en Batabanó, provincia Mayabeque. *Agricultura Orgánica*, *18*(1), 30-33. http://www.actaf.co.cu/revistas/revista_ao_95-2010/Rev%202012-1/10%20plaguicidasBatabano.pdf
- Hladik, M. L., Vandever, M., & Smalling, K. L. (2016). Exposure of native bees foraging in an agricultural landscape to current-use pesticides. *Science of the Total Environment*, *542*(Part A), 469-477. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.077>
- Houbraeken, M., Bauweraerts, I., Feverly, D., Labeke, M. Van, & Spanoghe, P. (2016). Pesticide knowledge and practice among horticultural workers in the Lâm Đồng region, Vietnam: a case study of chrysanthemum and strawberries. *Science of the Total Environment*, *550*, 1001-1009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.183>
- Imoro, Z. A., Larbi, J., & Duwiejuah, A. B. (2019). Pesticide availability and usage by farmers in the northern region of Ghana. *Journal of Health and Pollution*, *9*(23), 190906. <https://doi.org/10.5696/2156-9614-9.23.190906>
- Kase, R., Korkaric, M., Werner, I., & Ågerstrand, M. (2016). Criteria for Reporting and Evaluating ecotoxicity Data (CRED): comparison and perception of the Klimisch and CRED methods for evaluating reliability and relevance of ecotoxicity studies. *Environmental Sciences Europe*, *28*, 7. <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0073-x>
- Kudsk, P., Jørgensen, L. N., & Ørum, J. E. (2018). Pesticide Load—A new Danish pesticide risk indicator with multiple applications. *Land Use Policy*, *70*, 384-393. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.010>
- Levine, S. L., & Borgert, C. J. (2018). Review and recommendations on criteria to evaluate the relevance of pesticide interaction data for ecological risk assessments. *Chemosphere*, *209*, 124-136. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.081>
- Leyva, J. B., García, L. M., Bastidas, P. J., Astorga, J. E., Bejarano, J., Cruz, A., Martínez, I. E., & Betancourt, M. (2014). Uso de plaguicidas en un valle agrícola tecnificado en el noroeste de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, *30*(3), 247-261. <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/45542>

- López Dávila, E., Houbraken, M., De Rop, J., Wumbei, A., Du Laing, G., Romero, O., & Spanoghe, P. (2020). Pesticides residues in tobacco smoke: risk assessment study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, 615. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08578-7>
- López-Dávila, E., Ramos Torres, L., Houbraken, M., Du Laing, G., Romero Romero, O., & Spanoghe, P. (2020). Conocimiento y uso práctico de plaguicidas en Cuba. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 21(1), e1282. https://doi.org/10.21930/rcta.vol21_num1_art:1282
- Mendonca, M., Tamas, C., Kiraly, L., Talo, H., & Rajah, J. (2016). Successful use of ECLS in cardiopulmonary failure due to aluminum phosphide poisoning. *The Egyptian Journal of Critical Care Medicine*, 4(1), 33-35. <https://doi.org/10.1016/j.ejccm.2016.02.004>
- Mesnage, R., Defarge, N., Vendômois, J. S. De, & Séralini, G. (2014). Major pesticides are more toxic to human cells than their declared active principles. *BioMed Research International*, 2014, 179691. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1155/2014/179691>
- Moermond, C. T., Kase, R., Korkaric, M., & Ågerstrand, M. (2016). CRED : criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(5), 1297-1309. <https://doi.org/10.1002/etc.3259>
- Mwila, K., Burton, M. H., Van Dyk, J. S., & Pletschke, B. I. (2013). The effect of mixtures of organophosphate and carbamate pesticides on acetylcholinesterase and application of chemometrics to identify pesticides in mixtures. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 2315-2327. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2711-0>
- Nordborg, M., Arvidsson, R., Finnveden, G., Cederberg, C., Sörme, L., Palm, V., Stamy, K., & Molander, S. (2017). Updated indicators of Swedish national human toxicity and ecotoxicity footprints using USEtox 2.01. *Environmental Impact Assessment Review*, 62, 110-114. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.08.004>
- Oficina Nacional de Estadística e Información. [ONEI]. (2019). *Sector agropecuario. Indicadores seleccionados. Enero-marzo de 2019*. <http://www.onei.gob.cu/node/14215>
- Oficina Nacional de Estadística e Información. [ONEI]. (2020). *Anuario Estadístico de Cuba. Capítulo 9: Agricultura, ganadería, silvicultura y pesca*. <http://www.onei.gob.cu/node/15024>
- Organización Mundial de la Salud, & Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. (2015). *Código internacional de conducta para la gestión de plaguicidas*. http://www.fao.org/fileadmin/templates/agphome/documents/Pests_Pesticides/Code/Code_Spanish_2015_Final.pdf
- Oussama, M., Kamel, E., Philippe, L. G., Elisabeth, M., Jacques, F., Habiba, A., & Jean-paul, B. (2015). Assessing plant protection practices using pressure indicator and toxicity risk indicators : analysis of the relationship between these indicators for improved risk management, application in viticulture. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 8058-8074. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3736-4>
- Parrilla, P., Lozano, A., Uclés, S., Gómez, M. M., & Fernández-Alba, A. R. (2015). A sensitive and efficient method for routine pesticide multiresidue analysis in bee pollen samples using gas and liquid chromatography coupled to tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1426, 161-173. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2015.11.081>

- Pérez-Parada, A., Goyenola, G., Teixeira de Mello, F., & Heinzen, H. (2018). Recent advances and open questions around pesticide dynamics and effects on freshwater fishes. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 4, 38-44. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.08.004>
- Pesticide Action Network Europe. (2010). *NAP Best Practice. Sustainable use of pesticides: implementing a national action plan*. https://www.pan-europe.info/old/Resources/Reports/NAP_best_practice.pdf
- Räsänen, K., Mattila, T., Porvari, P., Kurppa, S., & Tiilikkala, K. (2015). Estimating the development of ecotoxicological pressure on water systems from pesticides in Finland 2000-2011. *Journal of Cleaner Production*, 89, 65-77. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.008>
- Räsänen, K., Nousiainen, R., Kurppa, S., Autio, S., Junnila, S., Tiilikkala, K., Kaseva, J., & Laitinen, P. (2013). How to measure the environmental risks from uses of plant protection products for achieving the IPM requirements and risk communication – A case study on the production chain of cereal farming in Finland. *MTT Report*, 105. <https://jukuri.luke.fi/handle/10024/481109>
- Roberts, J. R., & Routt, J. (2013). *Recognition and management of pesticide poisonings* (6th ed.). United States Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/pesticide-worker-safety/recognition-and-management-pesticide-poisonings>
- Rosquete, C. (2011). *Evaluación de impacto de la supresión de endosulfán en el agroecosistema Güira de Melena, Artemisa, Cuba* [Tesis de maestría, Universidad Agraria de La Habana Fructuoso Rodríguez Pérez, La Habana, Cuba]. <https://www.scribd.com/document/190622960/Tesis-Endosulfan-Cuba>
- Schreinemachers, P., Afari-Sefa, V., Hy, C., Dung, P., Praneetvatakul, S., & Srinivasan, R. (2015). Safe and sustainable crop protection in Southeast Asia: status, challenges and policy options. *Environmental Science and Policy*, 54, 357-366. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.07.017>
- Sharma, A., Kumar, V., Thukral, A. K., & Bhardwaj, R. (2019). Responses of plants to pesticide toxicity: an overview. *Planta Daninha*, 37, e019184291. <https://doi.org/10.1590/S0100-83582019370100065>
- Sharma, A., Kumar, V., Shahzad, B., Tanveer, M., Sidhu, G. P., Handa, N., Kohli, S. K., Yadav, P., Bali, A. S., Parihar, R. D., Dar, O. I., Singh, K., Jasrotia, S., Bakshi, P., Ramakrishnan, M., Kumar, S., Bhardwaj, R., & Thukral, A. K. (2019). Worldwide pesticide usage and its impacts on ecosystem. *SN Applied Sciences*, 1, 1446. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-1485-1>
- Shil Cha, E., Hwang, S., & Jin Lee, W. (2014). Childhood leukemia mortality and farming exposure in South Korea: a national population-based birth cohort study. *Cancer Epidemiology*, 38(4), 401-407. <https://doi.org/10.1016/j.canep.2014.05.003>
- Tollefsen, K. E., Bæk, K., Almeida, A. C., Haug, L. A., Norli, H. R., Odenmarck, S. R., & Stenrød, M. (2016). Evaluation of the combined toxicity assessment and cumulative risk assessment of ecologically relevant mixtures of plant protection products (PPPs) under Norwegian conditions. *Report no. 7030-2016*. Norwegian Institute for Water Research. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2391803>
- United Nations Environment Programme. (2009). *Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its fifth meeting. UNEP/POPS/POPRC.5/10*. <http://chm.pops.int/Default.aspx?tabid=592>
- Vázquez, L. L., & Pérez, N. (2017). El control biológico integrado al manejo territorial de plagas de insectos en Cuba. *Agroecología*, 12(1), 39-46. <https://revistas.um.es/agroecologia/article/view/330331>

- Ventura, C., Ramos Nieto, M. R., Bourguignon, N., Lux-Lantos, V., Rodriguez, H., Cao, G., Randi, A., Cocca, C., & Núñez, M. (2015). Pesticide chlorpyrifos acts as an endocrine disruptor in adult rats causing changes in mammary gland and hormonal balance. *The Journal of Steroid Biochemistry and Molecular Biology*, 156, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.jsbmb.2015.10.010>
- Vercruyse, F., & Steurbaut, W. (2002). POCER, the pesticide occupational and environmental risk indicator. *Crop Protection*, 21(4), 307-315. [https://doi.org/10.1016/S0261-2194\(01\)00102-8](https://doi.org/10.1016/S0261-2194(01)00102-8)
- Vryzas, Z. (2018). Pesticide fate in soil-sediment-water environment in relation to contamination preventing actions. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 4, 5-9. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.03.001>
- World Health Organization. (2010). *The WHO Recommended Classification of Pesticides by Hazard and Guidelines to Classification 2009*. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/44271>
- Wumbei, A., Houbraken, M., & Spanoghe, P. (2019). Pesticides use and exposure among yam farmers in the Nanumba traditional area of Ghana. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191, 307. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7449-5>
- Wustenberghs, H., Delcour, I., D'Haene, K., Lauwers, L., Marchand, F., Steurbaut, W., & Spanoghe, P. (2012). A dual indicator set to help farms achieve more sustainable crop protection. *Pest Management Science*, 68(8), 1130-1140. <https://doi.org/10.1002/ps.3332>
- Wustenberghs, H., Fevery, D., Lauwers, L., Marchand, F., & Spanoghe, P. (2018). Minimising farm crop protection pressure supported by the multiple functionalities of the DISCUSS indicator set. *Science of the Total Environment*, 618, 1184-1198. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.211>
- Yarpuz-Bozdogan, N., & Bozdogan, A. M. (2016). Pesticide exposure risk on occupational health in herbicide application. *Fresenius Environmental Bulletin*, 25(9), 3720-3727.