



UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA

Facultad de Ciencias Exactas

“Estudio y aplicación de herramientas de gabinete para la toma de decisiones en el marco de la gestión ambiental de plaguicidas”

Melania Cervantes

Trabajo Final

Licenciatura en Química y Tecnología Ambiental.

Dr. Pablo Demetrio

Director

Lic. Santiago Vittori

Tutor

Marzo, 2021

El campo del intelectual es por definición la conciencia. Un intelectual que no comprende lo que pasa en su tiempo y en su país es una contradicción andante, y el que comprendiendo no actúa, tendrá un lugar en la antología del llanto, no en la historia viva de su tierra.

Rodolfo Walsh (Semanario N°1 de la CGT de los Argentinos, 1968).

Dedicado a Fabián Tomasi y a todas las víctimas del agronegocio.

La lucha continúa.

Por la ciencia y por la patria.

ABREVIATURAS FRECUENTES	4
1. INTRODUCCIÓN	5
1.1. GENERALIDADES.....	5
1.2. PLAGUICIDAS.....	6
1.2.1. Aplicación y distribución de plaguicidas en el ambiente	8
1.2.2. Cultivos transgénicos	9
1.3. JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA DEL TEMA DE ESTUDIO	10
1.3.1. Gestión ambiental municipal	11
1.3.2. Herramientas de gabinete para la gestión ambiental.....	11
2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS DEL TRABAJO.....	15
2.1. HIPÓTESIS.....	15
2.2. OBJETIVO GENERAL.....	15
2.3. OBJETIVOS PARTICULARES	15
3. METODOLOGÍA.....	16
3.1. ETAPA I: RELEVAMIENTO, COMPARACIÓN Y SELECCIÓN DE HERRAMIENTAS	16
3.1.1. Bloque I: Herramientas para evaluar el potencial de lixiviación de plaguicidas.....	16
I) GUS (Groundwater Ubiquite Score).....	16
II) Factor de Atenuación (FA) y Factor de Retardo (FR)	16
III) Groundwater Contamination Potential (GWCP).....	18
3.1.2. Bloque II: Herramientas para evaluar el impacto ambiental por plaguicidas.....	20
I) EIQ (Environmental Impact Quotient)	20
II) IAT (Impacto Ambiental Total)	21
III) VIA (Valoración de Impacto Ambiental).....	24
V) TIC-Tambo.....	26
V) RIPEST (Riesgo de Pesticidas).....	27
3.1.3. Bloque III: Herramientas para la predicción de efectos ecológicos	28
I) Cociente de Riesgo (RQ).....	28
II) ETX.....	29
III) PERPEST (Predicts the Ecological Risks of PESTicides)	30
3.2. ETAPA II: CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DEL CASO DE ESTUDIO.....	31
3.3. ETAPA III: APLICACIÓN DEL CUADRO RESULTANTE.....	31
4. ANÁLISIS DEL CASO DE ESTUDIO	34
4.1. DESCRIPCIÓN DEL SITIO SELECCIONADO PARA SU ESTUDIO	34

4.2. MARCO NORMATIVO	35
4.2.1. Contexto histórico de la política ambiental	35
4.2.2. Legislación en materia de agroquímicos	36
4.2.3. Marco normativo aplicable en la Comuna de Chabás.	39
4.3. USO DEL SUELO Y PLAGUICIDAS APLICADOS	41
5. RESULTADOS OBTENIDOS Y DISCUSIÓN.....	43
5.1. COMPARACIÓN Y SELECCIÓN DE HERRAMIENTAS.....	43
5.1.1. Bloque I: Herramientas para evaluar el riesgo de lixiviación de plaguicidas	43
5.1.2. Bloque II: Herramientas para evaluar el impacto ambiental por plaguicidas.....	43
5.1.3. Bloque III: Herramientas para la predicción de efectos ecológicos	44
5.1.4. Cuadro para la selección de herramientas.....	44
5.2. INDICES PARA CATEGORIZACIÓN DE PLAGUICIDAS	45
5.2.1. Bloque I: Herramientas para evaluar el potencial de lixiviación de plaguicidas	45
I) GUS (Groundwater Ubiquity Score)	45
II) Factor de Atenuación (FA) y Factor de Retardo (FR)	46
III) Groundwater Contamination Potential (GWCP).....	47
5.2.1.1. Bloque I: Discusión de resultados	49
5.2.2. Bloque II: Herramientas para evaluar el impacto ambiental por plaguicidas.....	50
I) EIQ.....	50
II) IAT	53
III) VIA	55
IV) TIC TAMBO	55
V) RIPEST	56
5.2.2.1. Bloque II: Discusión de resultados	57
5.3. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO (Bloque III).....	57
5.3.1. Cociente de Riesgo	57
5.3.2. Evaluación de Riesgo Probabilística	58
5.3.3. Predicciones de efectos en mesocosmos.....	65
6. DISCUSIÓN GENERAL.....	73
7. CONCLUSIONES	77
ANEXO I.	78
ANEXO II.	89
AGRADECIMIENTOS.....	101
REFERENCIAS.....	102

A H	Área sembrada por habitante.
A S	Área sembrada respecto a la superficie total.
CASAFE	Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes.
CE	Concentraciones ambientales (de exposición)
COPs	Compuestos Orgánicos Persistentes.
CPC	Curva de Probabilidad Conjunta.
DAPFyV	Dirección de Agroproducción, Productos Farmacéuticos y Veterinarios.
DCE	Distribución de Concentraciones de Exposición.
DL50	Dosis Letal para el 50% de la población de ensayo.
DNAPVyA	Dirección Nacional Agropecuaria, Productos Veterinarios y Alimentos.
DNFCA	Dirección Nacional de Fiscalización y Comercialización Agrícola.
DSE	Distribución de Sensibilidad de Especies.
EIQ	Cociente de Impacto Ambiental.
ERA	Evaluación de Riesgo Ecológico.
FA	Factor de Atenuación.
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
FAT	Factor de Atenuación Transformado.
FR	Factor de Retardo.
GM	Genéticamente modificados.
GUS	Groundwater Ubiquity Score.
GWCP	Índice de Contaminación Potencial del agua subterránea.
HC	Concentración de peligro (Hazard Concentration)
i.a	Ingrediente activo.
IAT	Impacto Ambiental Total.
INTA	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
Kd	Coeficiente de Distribución.
Koc	Coeficiente de adsorción de carbono orgánico.
LC50	Concentración Letal para el 50% de la población de ensayo.
MAGyP	Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.
OMS	Organización Mundial de la Salud.
OPS	Organización Panamericana de la Salud.
PAF	Potencial Fracción Afectada.
PERA	Evaluación de Riesgo Probabilística.
PERPEST	Predicts Ecological Risk of Pesticides.
PLPI	Índice de Potencial de Lixiviación del Plaguicida.
PPDB	Base de Datos de Propiedades de Plaguicidas.
RBC	Razonamiento Basado en Casos.
REE	Riesgo Ecológico Esperado.
RIPEST	Riesgo de Pesticidas.
RIVM	Instituto Nacional de Salud Pública y Medio Ambiente de los Países Bajos.
RQ	Cociente de riesgo (Risk Quotient)
SENASA	Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria.
SLPI	Índice de Vulnerabilidad del Suelo.
T1/2	Vida media (DT50)
USEPA	Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos.
UT	Unidades Tóxicas.
VIA	Valoración del Impacto Ambiental.
WAP	Predicción de Analogías Ponderadas.
ZRA	Zona de Resguardo Ambiental.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. GENERALIDADES

Un modelo de desarrollo representa la forma en que una sociedad utiliza sus recursos y distribuye los resultados de las actividades productivas. La aplicación de modelos económicos basados en la maximización del rendimiento de los cultivos en la Argentina, acompañada de implementaciones biotecnológicas para la producción, ha constituido una herramienta fundamental en la implantación, durante las últimas décadas, de un modelo de desarrollo agropecuario enfocado en la producción sin evaluar sus impactos negativos, que está generando múltiples consecuencias económicas, sociales y ambientales (Carrasco et al., 2012).

Este modo de producción basado en: ausencia de rotaciones de cultivos, siembra directa, incremento en las densidades de siembra, incorporación de cultivares y variedades de alto rendimiento y la demanda creciente de plaguicidas, ha causado grandes transformaciones en los agroecosistemas, entre las que se pueden mencionar la compactación del suelo, la menor disponibilidad de nutrientes y la severa alteración de la biodiversidad (Souza Casadinho, 2010). La elevada productividad de las cosechas y de los rodeos se mantiene, en parte, a través de suministros adicionales de energía que tienen lugar a través del cultivo, la irrigación, la aplicación de fertilizantes y plaguicidas, la selección genética y el control de insectos (Oesterheld, 2008).

La introducción de la soja genéticamente modificada resistente al glifosato (en 1996) fue un cambio tecnológico importante para el país, ya que trajo aparejado un aumento notable en el rendimiento de las cosechas y de las superficies sembradas, pero generó un crecimiento considerable del uso de un paquete tecnológico que incluye al herbicida glifosato y otros plaguicidas, como los insecticidas endosulfán (actualmente prohibido, Res. MAGyP 511/11), clorpirifos y cipermetrina (Demetrio, 2012; Bascopé Zanabria et al., 2019; D'Andrea, 2019). Con el ingreso de estas sustancias al ambiente, surge la probabilidad de que sean afectados distintos organismos tanto directa como indirectamente. La situación anterior se ve favorecida principalmente por negligencia o desconocimiento de las implicaciones toxicológicas del producto, el tipo de principio activo, la dosis mínima efectiva, la frecuencia de aplicación, la compatibilidad de principios activos, el correcto almacenamiento y la correcta disposición final de residuos y del material de empaque, entre otros (Cartagena & Peñuela Meza, 2011).

La gestión y manejo de los plaguicidas en el ambiente es eje en los debates sobre normativas que garanticen los derechos constitucionales de vivir en un ambiente sano, apto y equilibrado (Constitución Nacional Argentina, Artículo 41). Un agravante en esta temática es el aumento geométrico en los volúmenes de plaguicidas utilizados en el modelo de agroproducción predominante en el país (Etchegoyen, 2014). En el contexto Latinoamericano, Argentina es parte del modelo agroexportador desde hace aproximadamente tres décadas, con sus consecuencias socioambientales asociadas (Carrasco et al., 2012). La superficie destinada a uso agrícola aumentó un 130% entre la campaña 1969/70 y 2018/19, habiendo sido sembradas, en esta última, aproximadamente 40 millones de hectáreas, compuestas en su mayoría por monocultivos transgénicos de soja y maíz (MAGyP, 2020). Debido a la base funcional de tal modo de producción, se han utilizado hacia 1991 en total 39 millones de litros/kilos de plaguicidas anuales, y en 2012/13 esta cantidad alcanzó los 330 millones de litros/kilos, estimándose en más de 500 millones para la campaña 2018/19 (Figura 1) (INTA, 2012; CASAFE, 2013-2019). Como producto de la distribución ambiental no controlable de esta enorme carga másica de sustancias, se repiten a lo largo del país escenarios de contaminación ambiental (Tomasoni, 2013).

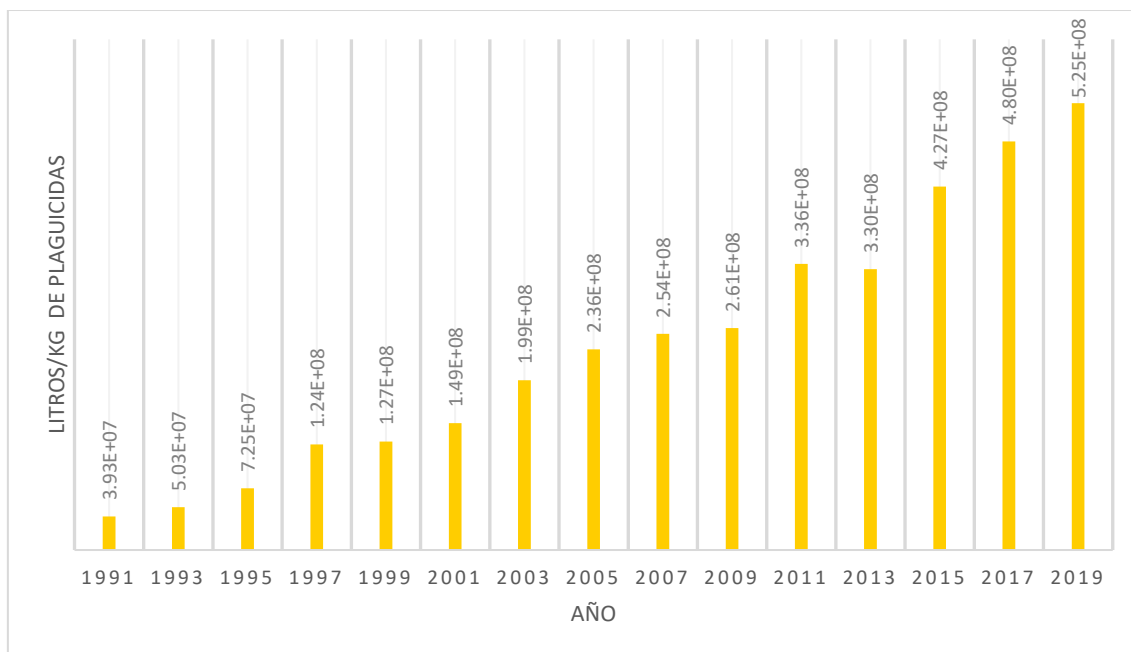


Figura 1 - Cantidad en litros/kg de plaguicidas utilizados en Argentina por año. Elaboración propia. (Fuente: INTA, 2012; CASAFE 2013-2019).

1.2. PLAGUICIDAS

Según la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación FAO, un plaguicida es una sustancia o mezcla de sustancias destinadas a prevenir, destruir o controlar cualquier plaga, incluyendo vectores de enfermedades humanas o animales, especies indeseables de plantas o animales capaces de causar daños o interferir de cualquier otra forma con la producción, procesamiento, almacenamiento, transporte o mercado de los alimentos, otros productos agrícolas, madera y sus derivados o alimentos animales, o que pueden ser administrados a los animales para el control de insectos, arácnidos u otras plagas en sus organismos (FAO, 1990).

Los plaguicidas son sustancias químicas deliberadamente tóxicas, creadas para interferir algún sistema biológico en particular pero que carecen de selectividad real (Schaaf, 2015). Con el paso de los años se han hecho evidentes los efectos indeseables sobre la salud del ambiente y del ser humano, ya que afectan simultáneamente, en mayor o menor grado, tanto a la especie blanco como a otras categorías de seres vivos (OMS, Organización Panamericana de la Salud (OPS), División Salud y Ambiente, 1993). Actualmente, miles de productos se comercializan en todo el mundo, sin que sus efectos nocivos sean obstáculos que limiten su producción.

Las formulaciones son preparados integrados por uno o más ingredientes activos y sustancias aditivas, coadyuvantes o auxiliares que actúan como potenciadores y que determinan el estado físico en el que se comercializa el producto, facilitando el manipuleo y haciendo posible las distintas técnicas de aplicación (Navas & García Fernández, 2020).

La clasificación de los plaguicidas puede darse según diversos criterios, como: (i) Su origen (Natural, Sintético); (ii) Organismos que controlan (Insecticidas, Herbicidas, Fungicidas, etc.); (iii) Modos de acción (De Contacto, Repelentes, De Ingestión, Defoliantes, Fumigantes); (iv) Presentación comercial (Polvos, Líquidos, Gases y Comprimidos); (v) Estructura Química (Organoclorados, Organofosforados, Piretroides, etc.); (vi) Persistencia en el Ambiente (no persistentes, moderadamente persistentes, persistentes y permanentes); (vii) Uso al que se destinan (Agrícola, Urbano, Pecuario, Industrial, Doméstico, Forestal); (viii) Toxicidad

(Clasificación derivada de la Organización Mundial de la Salud (OMS) que agrupa a los plaguicidas según su dosis letal media y los asigna a un grupo específico conforme a su peligrosidad).

Para la gestión de agroquímicos en Argentina se hace uso de esta última clasificación que determina cinco categorías (Tabla 1) (SENASA, Res 350/99). Entendiendo por toxicidad a la *capacidad de una sustancia de generar daños en un ser vivo*; todas las sustancias existentes en el planeta pueden llegar a ser tóxicas. Lo que difiere es la dosis a la cual la sustancia comienza a ser tóxica.

La toxicidad aguda se mide a través de la dosis letal media (DL50) o de la concentración letal media (CL50). Ambos parámetros varían conforme a múltiples factores como la presentación del producto (sólido, gel, líquido, gas, polvo, etc.), la vía de entrada (oral, dérmica, respiratoria), la temperatura, la dieta, la edad, el sexo, etc. (López, 1993). Al basarse exclusivamente en toxicidad aguda sobre organismos, esta clasificación no proporciona información directa sobre efectos crónicos ni a nivel suborganísmico de los compuestos.

Tabla 1 - Clasificación toxicológica de plaguicidas (OMS).

CLASES	Clasificación de la OMS según los riesgos	Clasificación del peligro	Color de la banda	DL50 AGUDO (ratas), mg/kg de plaguicida.			
				ORAL		DERMICA	
				Sólidos	Líquidos	Sólidos	Líquidos
Clase Ia	Producto sumamente peligroso	MUY TÓXICO	Rojo	5 o menos	20 o menos	10 o menos	40 o menos
Clase Ib	Producto muy peligroso	TÓXICO	Rojo	6 a 20	21 a 200	10 a 100	40 a 400
Clase II	Producto moderadamente peligroso	NOCIVO	Amarillo	51 a 500	201 a 2000	101 a 1000	401 a 4000
Clase III	Producto poco peligroso	CUIDADO	Azul	501 a 2000	2001 a 3000	1001 o más	4001 o más
Clase IV	Producto que normalmente no ofrecen peligro	CUIDADO	Verde	2001 o más	3001 o más		

Según su estructura química, los plaguicidas se clasifican en diversas familias (Tabla 2), lo que facilita el estudio de sus propiedades fisicoquímicas y trazar generalidades sobre su comportamiento ambiental.

Tabla 2 - Clasificación de plaguicidas según familias o estructura química (Arregui & Puricelli, 2008)

TIPO	FAMILIA	EJEMPLOS de i.a.
Insecticidas	Organoclorados.	DDT, lindano, aldrin, dieldrin.
	Organofosforados.	Clorpirifos, diazinón, dimetoato, fenitrotión.
	Carbamatos.	Carbofurán, carbosulfán.
	Piretroides.	Cipermetrina, ciflutrina, deltametrina.
	Neonicotinoides.	Acetamiprid, imidacloprid.
	Benzoilureas.	Novalurón, clorflazurón.
Fungicidas	Metoxiacrilatos.	Azoxistrobina.
	Triazoles.	Epoxiconazol, ciproconazole.
	Bencimidazoles.	Carbendazim, tiabendazol.
	Derivados del benceno.	Clortalonil.
	Ditiocarbamato.	Mancozeb.
Herbicidas	Sulfitos.	Glifosato.
	Imidazolinonas.	Imazaquim, imazapir.
	Triazinas.	Prometrina.
	Derivados benzoicos.	Dicamba.
	Benzonitrilos.	Bromoxinil.
	Diazinas.	Bentazón.
	Ureas.	Linuron.
	Difenil.éteres.	Oxifluorfen.
	Ácidos fenoxicarboxílicos.	MCPA

1.2.1. Aplicación y distribución de plaguicidas en el ambiente

Debido a las grandes cantidades utilizadas en los últimos años, a sus múltiples usos y a sus propiedades fisicoquímicas, los plaguicidas han sido estudiados y encontrados en todos los compartimentos ambientales (Etchegoyen, 2014). Según su volatilidad, solubilidad, hidrofobicidad, potencial de adsorción al suelo, persistencia, y constantes fisicoquímicas, se puede caracterizar su comportamiento químico para el estudio ambiental. Tanto el transporte como el destino de los plaguicidas está relacionado directamente con aspectos inherentes a su naturaleza química, con características del contexto natural con el que interactúa (agua, suelo, sedimento, biota), con las condiciones climáticas, la técnica de aplicación y el organismo blanco al que se orienta la misma (Loewy, 2011).

Generalmente, los plaguicidas suelen ser aplicados en estado líquido con la técnica de pulverizado sobre cultivo y/o el suelo. Otras veces, se realiza el tratamiento de la semilla o se incorporan directamente al suelo (polvos para espolvoreo, gránulos). Cuando los plaguicidas se aplican desde un avión, hasta el 50% puede desviarse de la zona objetivo. Cuando se utilizan barras de aplicación terrestre, mediante pulverización, las pérdidas debidas por deriva son más pequeñas, pero aún significativas, de hasta un 30%. A su vez, del total de plaguicida que llega a la zona objetivo, la cantidad que entra en contacto directo con la plaga de interés es un porcentaje muy pequeño de la cantidad aplicada. En la mayoría de los estudios la proporción es menor al 0,3%, por lo que el 99,7% restante ingresa al ambiente alcanzando diversos destinos no blancos. Estas cifras demuestran que el uso de plaguicidas en la agricultura conduce inevitablemente a la exposición de los organismos no blanco (incluyendo los humanos), y los efectos secundarios no deseados pueden ocurrir en algunas especies, comunidades o en los ecosistemas en su conjunto (Van der Werf, 1996).

En el periodo inmediatamente posterior a la aplicación del plaguicida, se produce la distribución del compuesto entre el follaje de la planta y el suelo y las mayores pérdidas por volatilización hacia la atmósfera (80-90%), dependiendo fuertemente de la presión de vapor del compuesto (Loewy, 2011). Subsiguientemente, se dan los procesos de degradación y lixiviación.

La introducción directa al agua se espera que sea baja. Sin embargo, ya sea por escorrentía superficial, lixiviación, por deriva y a través de la depositación seca y húmeda desde la atmósfera, los plaguicidas ingresan a los cuerpos de agua, contaminando los mismos. Muchas familias de plaguicidas, al ingresar al ecosistema acuático se reparten hacia los sedimentos y los sólidos suspendidos, y en menor medida hacia el agua subterránea y la atmósfera. Ocurre también dentro del cuerpo de agua la mezcla vertical y horizontal y el proceso de fotólisis; además de la adsorción e ingreso a la biota, provocando el fenómeno de bioacumulación en los organismos presentes en este medio físico (Fernández Alvarez, 2009).

1.2.2. Cultivos transgénicos

En todo el mundo se ve una gran adopción de los cultivos transgénicos, también llamados genéticamente modificados (GM). En 2019, 17 millones de agricultores de 29 países sembraron cultivos transgénicos en 190,4 millones de hectáreas (ARGENBIO, 2020).

Si bien existen críticas y controversias sobre el uso de estos cultivos y de un paquete tecnológico que incluye una cantidad importante de agroquímicos destinados a combatir las plagas y aumentar la productividad (Rodríguez, 2010; Cáceres, 2015; Svampa y Viale, 2015), este modelo es el hegemónico en el territorio argentino.

La soja tolerante al activo glifosato (Soja RR o Roundup Ready) fue el primer cultivo transgénico en Argentina. Desde 1996, cuando se aprobó y sembró por primera vez, el área sembrada con cultivos GM, ha crecido en forma sostenida. Otro tipo de cultivos transgénicos aprobados, y rápidamente adoptados en Argentina, son los cultivos resistentes a insectos (cultivos Bt). Incluso hay varios cultivos transgénicos que combinan la tolerancia a herbicidas y la resistencia a insectos. Con alrededor de 24 millones de hectáreas sembradas, que representan el 12-13% de la superficie global de transgénicos, Argentina está posicionada como el tercer productor mundial de cultivos transgénicos, después de Estados Unidos y Brasil (ARGENBIO, 2020).

Los defensores de este modelo tecnológico, en diferentes ámbitos, afirman que el uso de cultivos transgénicos trae aparejado un menor uso de agroquímicos. En el campo académico, son numerosos los trabajos que respaldan esta posición (Phipps y Park, 2002). Según Barfoot y Brookes (2014) a nivel mundial, entre 1996 y 2012 los transgénicos han permitido una pequeña disminución neta en la cantidad de ingrediente activo herbicida utilizado (-0,2%), lo que equivale a unos 4,7 millones de kg menos aplicado a estos cultivos de lo que, de otro modo, se habría utilizado si se hubiera sembrado un cultivo convencional. Ahmad et al. (2012) también reportan una merma en el uso de agroquímicos como consecuencia de la utilización de semillas transgénicas. Otros autores señalan que en distintos países y para distintos cultivos, el uso de transgénicos disminuye el uso de plaguicidas (Stevens et al., 2012).

En cambio, Cáceres (2018) ha llevado a cabo un trabajo en el que analiza cómo ha variado el uso de agroquímicos en Argentina durante los últimos 25 años, en relación con los dos cultivos principales (soja y maíz). Considerando tres momentos históricos: 1990 (labranza convencional y semilla no transgénica), 2000 (siembra directa y semillas transgénicas) y 2014 (siembra directa y variedades transgénicas con genes apilados); ha llegado a mostrar que se ha producido un

aumento importante tanto en el número de principios activos, como la toxicidad de los agroquímicos utilizados. La cantidad de litros/kilogramos de principios activos usados por hectárea se incrementó en un 144% para la soja y en un 86% para el maíz.

Es común que cuando comienza a usarse un nuevo plaguicida, los resultados obtenidos sean muy prometedores, consiguiéndose controlar a las plagas con poca cantidad de producto. Sin embargo, al cabo de un cierto tiempo suelen empezar a surgir problemas como las malezas o insectos resistentes. Esto genera mayores costos de producción, menores rendimientos y beneficios económicos y un mayor uso de plaguicidas de mayor toxicidad (Ervin y Jussaume, 2014), lo que genera además impactos ambientales y sociales negativos.

1.3. JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA DEL TEMA DE ESTUDIO

En los últimos años, se evidencia una creciente conflictividad respecto al uso de plaguicidas y sus impactos, fundamentalmente en áreas de interfase urbano-rural con cercanía de usos del suelo agrícola y residencial (Seehaus, 2013). Se encuentra, adicionalmente, una complejidad existente debido a escenarios con usos mixtos del suelo, dando pie a un conjunto de estresores y a la búsqueda de matrices complejas, como es el caso de la coocurrencia de plaguicidas (Bonansea et al., 2013; Etchegoyen et al., 2017; Rimoldi et al., 2018; Bernasconi et al., 2021). Asimismo, los sistemas acuáticos superficiales constituyen los receptores finales de la mayor parte de los productos de dichas actividades agrícolas, siendo necesario pensar en herramientas de gestión de los recursos hídricos que contemplen esta situación (Altenburguer et al., 2015). El conflicto ambiental puede surgir, entonces, en torno al uso de factores o elementos del ambiente cuyo usufructo es imprescindible para toda la población, como las pulverizaciones en las cercanías o proximidades de los centros poblados que pueden afectar tanto el aire como el suelo y las fuentes de agua de bebida. La situación tiene su origen tanto en las pulverizaciones directas como por la deriva o el arrastre de partículas de suelo contaminadas, el lavado de tanques de fumigaciones o desecho de envases vacíos de plaguicidas (Souza Casadinho, 2010). Una vez aplicados, las propiedades fisicoquímicas de estos compuestos y las características ambientales del medio receptor condicionan su dinámica ambiental. Todo esto, sumado al incremento en el volumen utilizado, conduce a que estos compuestos sean detectados en suelos, aguas superficiales y sedimentos, aire, agua de lluvia y alimentos (Aparicio et al., 2015; Ronco et al., 2016; Vittori, 2016; Mac Loughlin et al., 2017; Primost et al., 2017; Alonso et al., 2018), a la vez que generan un potencial impacto sobre la biota terrestre y acuática (Demetrio et al., 2012; Agostini et al., 2013; Brodeur et al., 2017; Iturburu et al., 2019).

En este contexto, evaluar el impacto de este tipo de sustancias en el ambiente es altamente relevante. Por este motivo es de interés conocer y predecir la dispersión y distribución de las sustancias químicas que se emplean en los diferentes cultivos, a fin de describir su dinámica en el ambiente y evaluar potenciales efectos sobre la biota, los ecosistemas y las poblaciones humanas, para contribuir con ello a desarrollar una adecuada gestión ambiental de aplicación de plaguicidas. Además de los monitoreos ambientales, estudios de campo o experimentos en laboratorio, que generan nueva información, pero implican gran cantidad de recursos y tiempo; existen múltiples y diversas *herramientas de gabinete* para evaluar este tipo de escenarios, que permiten la toma de decisiones basados en los impactos en el ambiente de las sustancias empleadas en la agricultura a partir de datos ya generados y en general accesibles.

Las decisiones ambientales están en línea con el marco regulatorio dado por el Derecho Ambiental. Generalmente, se originan directrices por el gobierno nacional que sanciona normas básicas para su cumplimiento en todo el país y luego, los gobiernos provinciales o municipales, comienzan a actuar, discutir y gestionar sus propias disposiciones (Massolo, 2015). Además de por su ubicación en la pirámide institucional, los niveles de gobierno nacional, provincial y municipal difieren en los recursos disponibles y la proximidad a la actividad de cada territorio.

El municipio, por un lado, tendrá acceso más pormenorizado a qué sucede en su distrito respecto a problemáticas ambientales; mientras que, Provincia y Nación, tendrán mayores recursos económicos y en general, personal con perfiles técnicos en áreas específicas (ej., OPDS, Ministerios de Ambiente). Al generarse el diálogo entre los niveles, es importante que el intercambio desde el plano técnico sea mediante herramientas validadas, fácilmente comunicables a la sociedad y que los recursos del actor a nivel local no sean una limitante. Es por ello por lo que una de las metas de este trabajo es contribuir con la potestad de los municipios para profundizar el estudio del impacto de los plaguicidas en regiones periurbanas del centro del país y generar bases sólidas de información potencialmente utilizables dentro del mapa agroproductivo de Argentina. Esto permitirá a escala municipal desarrollar decisiones de manejo que prevengan y/o minimicen los impactos de este tipo de actividades productivas.

El entendimiento del riesgo como el resultado de la interacción entre la exposición y el peligro debería llevar a potenciales cambios en las conductas y hábitos en las labores de producción para maximizar la productividad y la competitividad, pero sin perjudicar la salud humana ni el ambiente. El manejo ambiental dentro de las prácticas agrícolas a través del tiempo no ha tenido el lugar central que le corresponde para garantizar el desarrollo sostenible. Es por ello por lo que actualmente existe la necesidad de adoptar instrumentos de gestión que permitan unificar criterios y facilitar la toma de decisión dentro de un marco normativo heterogéneo como es el de nuestro país.

1.3.1. Gestión ambiental municipal

Como se mencionó anteriormente, producto de la antropización de la región central de Argentina, se generaron zonas conflictivas entre agricultores y pobladores, denominadas zonas periurbanas: espacios intermedios y sin delimitación aparente entre lo que se considera zona rural y lo que se define como urbano (espacio comprendido hasta donde el Municipio presta servicios de manera efectiva y permanente, tales como los servicios de alumbrado, barrido y limpieza) (MAGyP, 2013).

Entre los principios de la política ambiental consagrados en la Ley General del Ambiente se destacan el principio preventivo, que lleva a priorizar la prevención por sobre la remediación o corrección; el principio precautorio, que establece que cuando haya peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica no es excusa para evitar políticas preventivas y el principio de subsidiariedad, que dispone que un asunto debe ser resuelto por la autoridad más próxima al objeto del problema. De esta manera, son las autoridades municipales las principales responsables de que la aplicación de plaguicidas se realice de forma segura y que sus consecuencias sobre el ambiente sean mínimas. En las Pautas Sobre la Aplicación de Fitosanitarios en Áreas Periurbanas (MAGyP, 2013), se reconocen diferentes actores involucrados en el manejo de fitosanitarios y se les adjudican ciertas funciones. Dichas funciones se cumplirían eficientemente si cada municipio contara con un plan integral de gestión de plaguicidas que comience con un comprometido trabajo de gabinete por parte de las autoridades y asesores técnicos y una correcta comunicación hacia la comunidad.

1.3.2. Herramientas de gabinete para la gestión ambiental

El trabajo de gabinete es una metodología de investigación que comprende la recopilación de información de distintas fuentes, la clasificación de los datos y su tabulación, el análisis, la elaboración e interpretación de estos. Dentro de la multiplicidad de éstas, hoy en día existen diferentes herramientas que permiten evaluar la distribución y el destino de los plaguicidas en el ambiente, obtener la concentración de exposición y el riesgo asociado (Madrigal Gutiérrez, 2014). Se las denomina *de gabinete* porque no recurren a métodos experimentales, se predice un rango de dosis de exposición y daño ambiental a partir de datos ya existentes, tales como

propiedades fisicoquímicas, características del ambiente y rutas de exposición, entre otros; de forma rápida, a bajo costo y los resultados obtenidos pueden ser entendidos por los tomadores de decisiones y complementar la comunicación a la población (González Ríos, 2013).

Los modelos son una herramienta de gabinete, una reproducción artificial y simplificada de un sistema complejo bajo análisis, que permite observar y estimar el comportamiento de los componentes de interés en función de los parámetros que lo caracterizan y de los datos que le son incorporados. Existen diferentes tipos de modelos, en cuanto a complejidad y objetivos: desde modelos simples, como cocientes, índices y clasificaciones, que determinan efectos biológicos o riesgo asociado, hasta modelos complejos de simulación, multimediales, que toman en cuenta la heterogeneidad del ambiente modelado, determinan el destino final y predicen concentraciones ambientales (Ruepert et al., 2005).

Los cocientes, índices o indicadores pueden ejecutarse “a mano” con calculadora o con una simple planilla de Microsoft Excel®, calculan el impacto relativo de un plaguicida y son muy útiles para realizar comparaciones entre los agroquímicos disponibles en el mercado. Algunos comparan toxicidad y pueden utilizarse para aproximar una idea de riesgo; otros, calculan el potencial de lixiviación y permiten identificar las sustancias más problemáticas y prioritarias para, por ejemplo, ser incluidas en programas de monitoreo (Ruepert et al., 2005). Los índices representan un compromiso entre el conocimiento científico del momento, la necesidad de ser concisos, la simplicidad de uso y la disponibilidad de datos.

Comenzando por una de las herramientas más sencillas, el **Cociente de Riesgo (RQ)** se realiza en función de una medida puntual de cada uno de los escenarios: la relación entre la exposición y la toxicidad; y es utilizado como una primera aproximación del riesgo.

El índice **EIQ (Environmental Impact Quotient)** es uno de los índices más difundidos mundialmente (Tallone & Cabrini, 2018). Desarrollado por el Programa de manejo integrado de plagas de la Universidad de Cornell, Estados Unidos (Kovach et al., 1992). En Argentina, Fernández et al. (2003), generaron el **IAT (Impacto Ambiental Total)** para valorar el impacto por agroquímicos en la cuenca del Río Mendoza y tomando como base su matriz, se presenta **VIA (Valoración de Impacto Ambiental)**, una adaptación más sencilla de calcular, de aplicación amplia y general, no dependiente del área de estudio (Schaaf, 2015).

El índice **GUS (Groundwater Ubiquite Score)** desarrollado por Gustafson (1989), por otro lado, se basa en la adsorción de la sustancia al suelo (usando su coeficiente de reparto Koc) y en la degradación de la sustancia en el suelo (usando su vida media en el suelo) para estimar el potencial de lixiviación de un compuesto hacia el agua subterránea (Arregui et al., 2013). Otros indicadores similares, incorporan además propiedades propias del suelo: **Factor de Atenuación FA** y **Factor de Retardo FR** (Rao et al., 1985) y **Groundwater Contamination Potential GWCP** (Warren & Weber, 1994).

Avanzando en complejidad, a los índices les siguen modelos que incorporan más información para estimar el efecto biológico y el riesgo asociado, algunos ligados con softwares aplicativos; como son el **ETX** (Aldenberg, 1993), desarrollado por RIVM (Instituto Nacional de Salud Pública y Medio Ambiente de los Países Bajos), que utiliza el concepto de la Distribución de Sensibilidad de Especies (DSE) y el **PERPEST (Predicts Ecological Risks of PESTicides)** que a partir de datos empíricos extraídos de la literatura, buscan situaciones análogas (mediante algoritmos de machine learning), lo que permite obtener información incluso de plaguicidas que aún no se han ensayado (Van Den Brink et al., 2002).

En Argentina, se desarrollaron dos softwares online de acceso libre. La Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires, diseñó **RIPEST (Riesgo de Pesticidas)** que permite a los usuarios vincular la toxicidad de los productos utilizados con su dosis empleada para estimar un valor de riesgo ambiental por lote o por campaña (Ferraro et al., 2003). Por su parte, la Universidad del Litoral presentó un tablero de comando sobre riesgo de contaminación ambiental por plaguicidas (Arregui et al., 2009), disponible para uso en el sitio **TIC-Tambo** (www.fca.unl.edu.ar/tictambo), que se basa en el indicador de lógica difusa creado por Van der Werf & Zimmer (1998), denominado **lpest**, que toma en cuenta tres grupos de variables: propiedades del suelo, condiciones específicas del sitio a evaluar y factores de aplicación. Este software también tiene una versión para uso en ordenadores no conectados a internet (desarrollada en Visual Basic).

A la hora de tomar decisiones a nivel local, *un conjunto de indicadores* correctamente evaluados y seleccionados puede funcionar como instrumento para sintetizar información y orientar la restricción o selección de plaguicidas por parte de los gestores ambientales, de manera simple y rápida. (Girardin et al., 1999). Es necesario establecer un compromiso entre facilidad de aplicación, confiabilidad y eficacia en la comunicación.

Una herramienta de gestión muy utilizada en la identificación de problemas ambientales y establecimiento de prioridades es la Evaluación de Riesgo Ecológico (USEPA, 1992). En la bibliografía se utiliza la sigla ERA (Ecological Risk Assessment) para hacer referencia a este proceso. Se referirá de esa manera debido a su aceptación y uso en nuestro idioma.

La ERA es un proceso que evalúa la probabilidad de que efectos ecológicos adversos puedan ocurrir como resultado de la exposición a uno o más agentes, pudiendo ser tanto de carácter prospectivo como retrospectivo (USEPA, 1998). Está constituida por tres fases: (i) la formulación del problema, (ii) el análisis del riesgo y (iii) la caracterización del riesgo.

En la *formulación del problema* (o identificación del peligro) se generan y evalúan las hipótesis sobre los posibles efectos que podrían ocasionar las actividades humanas sobre el medio. En el *análisis del riesgo* se realiza la caracterización de la exposición y la caracterización de efectos a partir de los parámetros seleccionados (por medio de datos propios o de bibliografía). En la *caracterización del riesgo* se integran los resultados y se determina si los efectos adversos son o no aceptables, considerando la incertidumbre asociada a los datos. Generalmente se realiza de manera escalonada, en distintos niveles. En cada nivel el grado de complejidad y los datos necesarios aumentan, con la tendencia de incrementar el realismo ecológico en la evaluación (Demetrio, 2012).

La caracterización más sencilla del riesgo se realiza siguiendo el criterio *del peor escenario* (basado en el *principio precautorio*), se utiliza la concentración de efecto de la especie más sensible y la mayor concentración esperada en el ambiente, generalmente mediante cocientes, como el caso del **Cociente de Riesgo (RQ: Risk Quotients)**. Su valor es de suma utilidad como herramienta de aproximación al riesgo, aunque en sentido estricto representa un peligro, dado que no se asocia con una probabilidad de ocurrencia. Su uso asume que las condiciones de exposición y efecto evaluadas se dan en todo momento y en todo lugar (Solomon & Sibley, 2002).

Para el siguiente nivel de caracterización del riesgo, se recomiendan los métodos Probabilísticos para la Evaluación de Riesgo Ecológico (PERA) (Demetrio, 2012). Estos métodos utilizan toda la información pertinente de los datos de toxicidad en la **Distribución de Sensibilidad de Especies (DSE)** y la combinan con una **Distribución de las Concentraciones de Exposición (DCE)** para

estimar de manera cuantitativa el riesgo ecológico por medio de Curvas de Probabilidad Conjunta (Suter, 1999; Solomon & Sibley, 2002).

Una DSE es una distribución estadística que describe la variación de la toxicidad entre un conjunto de especies para un determinado compuesto o mezcla (van Straalen, 2002). Dado que no se conoce la verdadera distribución de toxicidad, la DSE se estima a partir de una muestra y se visualiza como una función de distribución acumulativa de proporciones. El modelo de la DSE se ha utilizado tradicionalmente en la evaluación de los riesgos prospectivos para el cálculo de concentraciones peligrosas (HC: *Hazardous Concentrations*), concentración de la sustancia que afecta a una proporción (p) de las especies (HC p). El valor de corte de 5% de especies de la cola izquierda de la distribución (HC5), se ha utilizado tradicionalmente para obtener concentraciones ambientales seguras, bajo el supuesto de que los ecosistemas pueden tolerar un cierto grado de estrés químico (Posthuma et al., 2002). El *eje* y es una medida de la fracción de especies en una comunidad en riesgo. Las unidades del *eje* y se han definido como la Potencial Fracción Afectada (PAF). Se utiliza a la PAF como una medida del riesgo ecológico, siendo la fracción de especies que se espera que (potencialmente) sea afectada por encima de su nivel de no-efecto a una concentración ambiental determinada (Aldenberg et al., 2002).

En un nivel superior de la caracterización del riesgo, los experimentos de micro y mesocosmos aumentan el nivel de realismo. Estos sistemas ofrecen condiciones ecológicas que se consideran intermedias entre los ensayos de laboratorio y de campo, permitiendo el estudio del comportamiento y de los efectos de los plaguicidas, evaluando variables de niveles biológicos más allá del organismo (población, comunidad) e incorporando las interacciones entre las especies y los efectos indirectos (Romero, 2008). Brock et al. (2000 a,b) realizaron una revisión de trabajos publicados sobre efectos de los herbicidas e insecticidas en experimentos de micro y mesocosmos, para poder establecer los valores de umbral ecológicos de plaguicidas en la superficie de aguas continentales. El modelo **PERPEST** permite utilizar esa base de datos para predecir mediante Razonamiento Basado en Casos (RBC) los efectos de una determinada concentración de plaguicida en un ecosistema acuático (van den Brink et al., 2002).

2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS DEL TRABAJO

2.1. HIPÓTESIS

Existen herramientas de gabinete validadas y de acceso libre que pueden articularse en un flujo de trabajo para la toma de decisiones técnicamente fundamentadas, en el marco de la gestión ambiental a escala local.

2.2. OBJETIVO GENERAL

Aplicar y evaluar distintas herramientas de gabinete disponibles para estimar el riesgo asociado al uso de plaguicidas y contribuir a la gestión ambiental municipal de localidades de la región centro de Argentina.

2.3. OBJETIVOS PARTICULARES

1. Relevar el marco normativo vigente a nivel nacional, provincial y/o municipal relacionado a la aplicación de plaguicidas para establecer diferencias y similitudes dentro de la región.
2. Recopilar y comparar herramientas disponibles para llevar a cabo análisis retro y prospectivos sobre la potencial distribución ambiental de los plaguicidas y sus efectos.
3. Realizar una búsqueda crítica de bibliografía científica que permita establecer el escenario de exposición a plaguicidas en las provincias del centro del país. Caracterizar el entorno socioambiental de un municipio a elección (descripción ambiental, aspectos de uso del suelo, características demográficas de las comunidades, cultivos predominantes, plaguicidas más utilizados y volúmenes de uso).
4. Definir escenarios de exposición y efectos para llevar a cabo una evaluación de riesgo ambiental, haciendo uso de las herramientas consideradas como más adecuadas.
5. Generar un cuadro para la toma de decisiones basadas en evidencias, estableciendo bases para la gestión ambiental local.
6. Entrenarse en tareas de búsqueda y análisis crítico de la información, recolección de datos, utilización de modelos predictivos, generación y análisis estadístico de resultados, y escritura científica.

3. METODOLOGÍA

3.1. ETAPA I: RELEVAMIENTO, COMPARACIÓN Y SELECCIÓN DE HERRAMIENTAS

En una primera instancia, se realizó una búsqueda bibliográfica exhaustiva respecto a: (i) herramientas de gabinete accesibles y difundidas, provenientes tanto de agencias de control ambiental a nivel internacional, como algunas desarrolladas en Argentina, para estimar y predecir escenarios de exposición y de efectos biológicos a plaguicidas (ECETOC, 1998; Raies & Bajic, 2016; Roy & Kar, 2016; Kar & Leszczynski, 2019; USEPA, 2020; RIVM, 2020); (ii) literatura técnico-científica disponible de relevamientos ambientales de plaguicidas en la región centro de Argentina; (iii) las distintas normativas nacionales, provinciales y municipales pertinentes; analizando semejanzas y diferencias entre ellas.

El abordaje consistió en evaluar inicialmente las herramientas preseleccionadas para su estudio y clasificarlas según criterios preestablecidos como: la información que brindan, el nivel técnico necesario del usuario, los requerimientos informáticos, la entidad responsable de su desarrollo, el acceso libre, la dificultad de los datos de entrada necesarios, y si cuentan o no con manual instructivo; obteniendo matrices de comparación de las mismas, generando una base que pueda ser aplicada, transferida y que simplifique la gestión ambiental, especialmente a nivel local. Como resultado de esta etapa, se generó un cuadro para la toma de decisiones.

A continuación, divididas en bloques según su utilidad, se describe el fundamento y las indicaciones de uso de cada una de las herramientas.

3.1.1. Bloque I: Herramientas para evaluar el potencial de lixiviación de plaguicidas

Se preseleccionaron tres índices para calcular el potencial de lixiviación de los plaguicidas.

I) GUS (Groundwater Ubiquite Score)

Para estimar el potencial de lixiviación de un plaguicida hacia el agua subterránea con este índice, sólo se requiere conocer la vida media de la molécula en suelo ($t_{1/2}$, en días) y su coeficiente de partición de carbono orgánico (K_{oc} , ml/g) (Gustafson, 1989). La fórmula para su cálculo y la tabla de valoración se muestran a continuación (Tabla 3):

$$GUS = \log t_{\frac{1}{2}} \cdot (4 - \log K_{oc}) \quad (1)$$

Tabla 3 - Categorización del GUS.

VALOR OBTENIDO	POTENCIAL DE LIXIVIACIÓN
0 – 2	BAJO
2 – 3	MODERADO
> 3	ALTO

II) Factor de Atenuación (FA) y Factor de Retardo (FR)

El índice FA, que se transforma por medio de su logaritmo decimal en FAT (FA transformado) para mejorar la interpretación de los resultados, representa la fracción del plaguicida aplicado en la superficie que lixivia a través del perfil del suelo y se calcula a partir de la siguiente fórmula (Rao et al., 1985):

$$FA = \exp \left[- \frac{(0,693 \cdot d \cdot \theta \cdot FR)}{(q \cdot t_{1/2})} \right] \quad (2)$$

donde, d (cm) es la profundidad del horizonte de suelo considerado, θ ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) el contenido de humedad, q ($\text{cm} \cdot \text{día}^{-1}$) la recarga neta de agua subterránea, $t_{1/2}$ (días) la vida media de los plaguicidas en el suelo y FR el factor de retardo.

$$FAT = \frac{\ln(FA)}{(-0,693)} \quad (3)$$

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

$$FR = 1 + \frac{(DAP \cdot f_{oc} \cdot K_{oc})}{\theta} \quad (4)$$

donde, DAP ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$) es la densidad aparente del suelo, f_{oc} es la fracción decimal del contenido de carbono orgánico y K_{oc} ($\text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$) es el coeficiente de adsorción al carbono orgánico.

El FAT se obtiene para cada horizonte de suelo y luego son integrados en el perfil, multiplicándolos:

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

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

Para especificar el potencial de lixiviación de los plaguicidas se utiliza la clasificación propuesta por Khang & Liang (1989) que se describe a continuación (Tabla 4 a,b).

Tabla 4.a - Categorización según probabilidad de riesgo de contaminación (Khang & Liang, 1989)

FA	FAT	Riesgo de contaminación
$\geq 2,5E-01$ y $\leq 1,0$	$\leq 2,0$	Muy probable.
$\geq 1,0E-01$ y $> 2,5E-01$	$\geq 2,0$ y $> 3,0$	Probable.
$\geq 1,0E-02$ y $> 1,0E-01$	$\geq 3,3$ y $> 7,2$	Moderadamente probable.
$\geq 1,0E-04$ y $> 1,0E-02$	$\geq 7,2$ y $> 13,3$	Improbable.
$< 1,0E-04$	$> 13,3$	Muy improbable.

Tabla 4.b - Categorización según movilidad del plaguicida (Khang & Liang, 1989)

FR	Movilidad
1	Muy móvil.
> 1 y < 2	Móvil.
≥ 2 y < 3	Moderadamente móvil.
≥ 3 y < 10	Moderadamente inmóvil.
≥ 10	Muy inmóvil.

III) Groundwater Contamination Potential (GWCP)

$$GWSP = [(SLPI + PLPI). 100] \quad (6)$$

donde, *GWCP* es el índice de contaminación potencial del agua subterránea (varía entre 0 y 100), *SLPI* es el índice de vulnerabilidad del suelo que recibe el plaguicida (varía entre 0 y 100) y *PLPI* es el índice de potencial de lixiviación del plaguicida (varía entre 0 y 100) (Warren & Weber, 1994).

Para calcular el índice *SLPI* se utilizan las siguientes ecuaciones:

$$SLPI = 0,6369. (SLP \text{ valor}) - 14,65 \quad (7)$$

$$SLP \text{ valor} = \text{valor MO} + \text{valor Textura} + \text{valor pH} \quad (8)$$

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

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

Para calcular el *PLPI* se utilizaron las siguientes ecuaciones:

$$PLPI = (14,2857). (\log PLP \text{ valor}) + 57,1429 \quad (9)$$

$$PLP \text{ valor} = \frac{t_{1/2} \cdot R \cdot F}{K_{oc}} \quad (10)$$

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

coeficiente de adsorción al carbono orgánico y es informativo de la afinidad del plaguicida por la MO del suelo.

Para categorizar los valores del índice GWCP, Dalpiaz & Andriulo (2017) generaron una clasificación simplificada de la original propuesta por Warren & Weber (1994), pasando de tener 5 categorías (riesgo muy bajo, bajo, moderado, alto y muy alto) a 3 (riesgo bajo, moderado y alto) (Tabla 6).

Tabla 5 - Valoración de los parámetros del suelo para el cálculo de SLP valor (Warren & Weber, 1994)

MO%		Valor de puntuación.
Altamente desprovisto.	< 0,5	10
Muy pobremente provisto.	0,5 - 0,99	8
Pobremente provisto.	1,0 - 1,99	6
Moderadamente provisto.	2,0 - 3,99	4
Bien provisto.	4,0 - 8,0	2
Muy bien provisto.	> 8,0	1
pH del suelo		Valor de puntuación.
Extremadamente ácido.	< 3,5 - 4,4	1
Muy fuertemente ácido.	4,5 - 5,0	2
Fuertemente ácido.	5,1 - 5,5	3
Medianamente ácido.	5,6 - 6,0	4
Ligeramente ácido.	6,1 - 6,5	5
Neutro.	6,6 - 7,3	6
Levemente alcalino.	7,4 - 7,8	7
Moderadamente alcalino.	7,9 - 8,4	8
Fuertemente alcalino.	8,5 - 9,0	9
Muy fuertemente alcalino.	> 9,0	10
Textura del suelo.		Valor de puntuación.
Arenoso.		10
Arenoso franco.		
Franco.		8
Franco arenoso.		
Franco limoso.		6
Limoso.		
Franco arcilloso.		4
Franco arcillo arenoso.		
Franco arcillo limoso.		2
Arcillo limoso.		
Arcilloso.		

Tabla 6 - Categorización simplificada del índice GWCP (Dalpiaz & Andriulo, 2017)

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

3.1.2. Bloque II: Herramientas para evaluar el impacto ambiental por plaguicidas

Se preseleccionaron cinco herramientas para calcular el impacto ambiental por plaguicidas.

1) EIQ (Environmental Impact Quotient)

La fórmula para determinar el EIQ tiene en cuenta tres subcomponentes (Kovach et al., 1992): (i) el Trabajador agrícola, (ii) el Consumidor y (iii) Ecosistema.

$$EIQ = \frac{1}{3} \cdot \left\{ [C(DT.5) + (DT.P)] + [(C.(S+P).2.SY) + L] + \left[(F.R) + \left(D. \frac{(S+P)}{2} . 3 \right) + (Z.P.3) + (B.P.5) \right] \right\} \quad (11)$$

El riesgo de los trabajadores agrícolas se define como la suma de la exposición del recolector ($DT.P$) más la exposición del aplicador ($DT.5$) por el efecto a largo plazo sobre la salud o la toxicidad crónica (C). El componente consumidor se calcula sumando la potencial exposición del consumidor ($C.(S+P).2.SY$) con la posibilidad de que el plaguicida llegue a las aguas subterráneas (L). La lixiviación se coloca en el componente del consumidor porque es más un problema de salud humana (contaminación de los pozos de agua potable) que un problema de vida silvestre. La exposición de los consumidores se calcula como toxicidad crónica por el potencial de residuo en el suelo y las superficies vegetales. Cada una de las siglas se lista en la Tabla 8.

El componente ecológico, finalmente, está compuesto por efectos acuáticos y terrestres y es la suma de los efectos de los productos químicos sobre los peces, las aves, las abejas y los artrópodos benéficos. El impacto ambiental de los plaguicidas en los sistemas acuáticos se determina multiplicando la toxicidad química de los peces por el potencial de escorrentía superficial del plaguicida específico (teniendo en cuenta la vida media del producto químico en las aguas superficiales); el impacto de los plaguicidas en los sistemas terrestres se establece sumando la toxicidad para aves, abejas y otros artrópodos edáficos.

Cada factor utilizado en la fórmula adquiere un valor relativo (1, 3 o 5) dependiente de una categorización establecida por el autor, de menor a mayor relevancia respectivamente. De esta manera, se obtiene un número que con su magnitud indica el riesgo ambiental (Tabla 7).

Tabla 7 - Criterios de ponderación para las distintas variables consideradas para evaluar el riesgo ambiental (Kovach et al., 1992).

VARIABLE	SIGLA	CRITERIOS DE PONDERACIÓN		
		1	3	5
Toxicidad dermal aguda DL50 (ppm)	DT	>2000	200 - 2000	0 – 200
Toxicidad crónica.	C	Baja o nula.	Posible.	Definitiva.
Modo de acción.	SY	No sistémico.	Sistémico.	
Toxicidad en peces (mg/l)	F	>10	1 - 10	<1
Toxicidad en aves (mg/kg)	D	>1000	100 - 1000	<100
Toxicidad en abejas (µg/abeja)	Z	>100	10 – 100	<10
Toxicidad en artrópodos (mg/l)	B	>100	10 – 100	<10
Potencial de escorrentía.	R	Bajo (No móvil)	Medio (Ligeramente móvil)	Alto (Móvil)
Potencial de lixiviación.	L	Bajo.	Medio.	Alto.
Vida media en suelo (días)	S	<30	30 - 100	>100
Vida media en la sup. plantas.	P	1 - 2 sem.	2 - 4 sem.	> 4 sem.

II) IAT (Impacto Ambiental Total)

Este índice desarrollado por Fernandez et al. (2003) para la valoración del impacto ambiental en la cuenca del Río Mendoza, se calcula de la siguiente manera:

$$IAT = \{(Ab + Av + Ac) + (Cat + Ca + Mu + Te + Noca) + (3.Iag + 2.Isu + Ispp) + [Re + (Pe. Apl)]\}. Cons \quad (12)$$

A los términos de la fórmula se le aplican distintas ponderaciones, según la incidencia de cada uno de ellos sobre el valor final a obtenerse. De esta manera, *la ecotoxicidad* es evaluada en el primer paréntesis, sumando toxicidad en abejas, aves y organismos acuáticos respectivamente (Tabla 8). Luego, se calcula *la toxicidad en humanos* por medio de la suma de la categoría toxicológica, la carcinogenicidad, mutagenicidad, teratogenicidad¹ y los efectos crónicos no cancerígenos (Tabla 9).

¹ Se entiende por *carcinogenicidad* a la capacidad de cualquier agente físico, químico o biológico de dar origen a un cáncer en el organismo. Se entiende como cáncer a aquel grupo de enfermedades que presentan como característica común la proliferación de células que se escapan a las leyes de la homeostasis tisular y cuyo resultado final es la formación de una masa tumoral. Asimismo, se entiende como agente *mutágeno* a aquella sustancia o preparado que puede producir alteración en el material genético de las células y como agente *teratógeno* a aquella sustancia o preparado que puede producir alteraciones en el feto durante su desarrollo intrauterino (Carrera, 1991).

Tabla 8 - Criterio de ponderación para las variables que evalúan ecotoxicidad (Fernández et al., 2003)

Ecotoxicidad (Ab + Av + Ac)		
VARIABLE	CRITERIO DE PONDERACIÓN	
Abejas (Ab)	Virtualmente no tóxico. (>100)	1
	Ligeramente tóxico. (50 - 100)	2
	Moderadamente tóxico. (1 - 50)	4
	Altamente tóxico (<1)	6
Aves (Av)	Prácticamente no tóxico. (>1000)	1
	Ligeramente tóxico. (500 - 1000)	2
	Muy tóxico (100 - 500)	4
	Extremadamente tóxico (<100)	5
Organismos Acuáticos (Ac)	Virtualmente no tóxico. (>1000)	0
	Ligeramente tóxico (100 - 1000)	1
	Moderadamente tóxico. (10 - 100)	2
	Muy tóxico (1 - 10)	4
	Extremadamente tóxico (<1)	5

El *impacto en los factores ambientales* es una combinación del impacto sobre el recurso hídrico, el suelo y otras especies; y el *aspecto ambiental del agroquímico*, en el último paréntesis, tiene en cuenta la existencia de plagas resistentes (Re), la persistencia en el ambiente (Pe) y la cantidad de aplicaciones (Apl). Finalmente, los cuatro términos son multiplicados por el nivel de consumo del plaguicida en el mercado provincial (Cons) (Tabla 10 a.b).

Tabla 9 - Criterios de ponderación para las variables que evalúan toxicidad en humanos (Fernandez et al., 2003)

Toxicidad en humanos (Cat + Ca + Mu + Te + Noca)		
VARIABLE	CRITERIO DE PONDERACIÓN	
Categoría de toxicidad OMS (Cat)	(IV) Probablemente sin riesgo tóxico.	1
	(III) Ligeramente tóxico.	2
	(II) Moderadamente tóxico.	3
	(Ib) Altamente tóxico.	4
	(Ia) Extremadamente tóxico.	5
Carcinogenicidad (Ca)	No confirmado.	1
	Sospecha.	3
	Certeza.	5
Mutagenicidad (Mu)	No confirmado.	1
	Sospecha.	3
	Certeza.	5
Teratogenicidad (Te)	No confirmado.	1
	Sospecha.	3
	Certeza.	5
Efectos crónicos no cancerígenos (Noca)	No confirmado.	1
	Certeza.	3

Tabla 10.a - Criterios de ponderación para las variables que evalúan el impacto en los factores ambientales (Fernández et al., 2003).

Impacto en los factores ambientales (Iagg + Isu + Ispp)		
VARIABLE	CRITERIO DE PONDERACIÓN	
Impacto ambiental sobre agua (Iagg)	No.	1
	No confirmado.	3
	Sí.	5
Impacto ambiental sobre suelo (Isu)	No.	1
	No confirmado.	3
	Sí.	5
Impacto ambiental sobre otras especies (Ispp)	No.	1
	No confirmado.	3
	Sí.	5

Tabla 10.b - Criterios de ponderación para las variables que evalúan el impacto en los factores ambientales (Fernández et al., 2003).

Aspecto ambiental del agroquímico. [Re + (Pe. Apl)]		
VARIABLE	CRITERIO DE PONDERACIÓN	
Existencia de plagas resistentes (Re)	Sí.	5
	No.	1
Persistencia (Pe)	Extrema (>120 días)	7
	Alta (60 - 120 días)	5
	Media (30 - 60 días)	3
	Ligera (15 - 30 días)	2
	No persistente (<15 días)	1
Cantidad de aplicaciones durante el ciclo de vida del cultivo (Apl)	Alta (>5)	3
	Media (2 - 5)	2
	Baja (1)	1
Consumo (Cons)	Más usado en la provincia.	5
	Usado en cultivos analizados.	3
	Poco usado.	1

De esta manera, se obtiene un valor de IAT que permite categorizar por impacto ambiental a los plaguicidas utilizados en la provincia (Tabla 11).

Tabla 11 - Categorización del IAT.

Impacto Ambiental Total	>205	Muy alto.
	166 – 205	Alto.
	101 – 165	Medio.
	41 – 100	Bajo.
	15 – 40	Muy bajo.

III) VIA (Valoración de Impacto Ambiental)

Se trata de un índice no sitio específico que se calcula como la sumatoria de tres términos (Schaaf, 2015): (i) Ecotoxicología, (ii) Toxicidad en humanos y (iii) Comportamiento ambiental.

$$VIA = (ET_{total} + TH_{total} + CA_{total}) \quad (13)$$

de acuerdo con las siguientes ecuaciones y Tablas 12 a,b,c:

$$ET_{total} = ET_1 + ET_2 + ET_3 + ET_5 \quad (14)$$

Tabla 12a - Criterios de ponderación para las variables que evalúan la ecotoxicología (Schaaf, 2015)

Ecotoxicología (ETtotal)		
VARIABLE	CRITERIO DE PONDERACIÓN	
Categoría de toxicidad OMS. (ET1)	(IV) Probablemente sin riesgo tox.	1
	(III) Ligeramente tóxico.	2
	(II) Moderadamente tóxico.	4
	(Ib) Altamente tóxico.	6
	(Ia) Extremadamente tóxico.	8
Abejas. (ET2)	Virtualmente no tóxico. (>100)	1
	Ligeramente tóxico. (50 - 100)	2
	Moderadamente tóxico. (1 - 50)	4
	Altamente tóxico (<1)	6
Aves. (ET3)	Prácticamente no tóxico (>1000)	1
	Ligeramente tóxico. (500 - 1000)	2
	Moderadamente tóxico. (200 - 500)	4
	Muy tóxico (100 - 200)	6
	Extremadamente tóxico (<100)	8
Peces. (ET4)	Virtualmente no tóxico. (>100)	1
	Ligeramente tóxico (50 - 100)	2
	Moderadamente tóxico (10 - 50)	4
	Muy tóxico (1 - 10)	6
	Extremadamente tóxico (<1)	8

$$TH_{total} = TH_1 + TH_2 + TH_3 + TH_4 + TH_5 \quad (15)$$

Tabla 12.b - Criterios de ponderación para las variables que evalúan la toxicidad humana (Schaaf, 2015)

Toxicidad humana (THtotal)		
VARIABLE	CRITERIO DE PONDERACIÓN	
Carcinogenicidad. (TH1)	No carcinogénico.	1
	Probablemente no carcinogénico.	2
	Posiblemente carcinogénico.	4
	Carcinogénico.	6
Disrupción endócrina (TH2)	No existe evidencia.	1
	Sospecha.	3
	Evidencia.	5
Genotoxicidad. (TH3)	Negativo.	1
	Positivo.	5
Neurotoxicidad (TH4)	Negativo.	1
	Positivo.	5
Capacidad Irritativa (TH5)	Negativo.	1
	Positivo.	5

$$CA_{total} = CA_1 + CA_2 + CA_3 \quad (16)$$

Tabla 12.c - Criterios de ponderación para las variables que evalúan el comportamiento ambiental (Schaaf, 2015)

Comportamiento ambiental (CAtotal)		
VARIABLE	CRITERIO DE PONDERACIÓN	
Persistencia en agua-sedimento. (CA1)	Baja (DT50 < 60 días)	1
	Alta (DT50 > 60 días)	5
Persistencia en suelo (CA2)	No persistente (<15 días)	1
	Ligera (15 - 30 días)	2
	Media (30 - 60 días)	4
	Alta (60 - 120 días)	6
	Extrema (>120 días)	8
Bioconcentración potencial (CA3)	Ligera (FBC < 100)	1
	Mediana (FBC: 100 - 1000)	2
	Alta (FBC: 1000 - 5000)	4
	Extrema (FBC > 5000)	6

Al igual que con el índice anterior, VIA permite categorizar el riesgo según la valorización obtenida (Tabla 13).

Tabla 13 - Categorización del VIA.

VALORACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL (VIA)	
≤ 200	BAJO
200 – 350	MEDIO
350 – 450	ALTO
≥ 450	MUY ALTO

V) TIC-Tambo

La plataforma online utiliza un indicador que considera diferentes criterios (cantidad de ingrediente activo i.a en el sitio; su partición y concentración en agua, aire y suelo; la tasa de degradación en cada compartimento y la toxicidad a las especies presentes en el compartimento) a través de un sistema experto basado en lógica difusa. TIC TAMBO emplea este sistema para agregar variables formando módulos indicadores y subsecuentemente agregar dichos módulos en un único resultado final (Arregui et al., 2009).

El indicador, denominado *Ipest*, utiliza un sistema experto basado en lógica difusa para agrupar las variables en módulos y para, subsecuentemente, agrupar los módulos (Guaiteiro Díaz et al., 2010). En la lógica clásica, un conjunto se define de tal forma que se puede decir si un elemento del universo pertenece o no a ese conjunto. No hay dudas ni situaciones intermedias y la frontera es nítida. La lógica difusa da una nueva definición de conjunto en la que la pertenencia de un elemento al conjunto queda especificada con un grado de pertenencia de los elementos del universo al conjunto en cuestión. Un conjunto borroso μ sobre un universo X es una función – de pertenencia, que asigna a cada elemento del universo X un grado de pertenencia en el intervalo [0, 1] (Ponce, 2011, Huapaya et al., 2012).

$$\mu : X \rightarrow [0,1] \quad (17)$$

En la lógica clásica, si un conjunto A comprende los plaguicidas con una vida media máxima de 20 días, un plaguicida particular puede ser clasificado como un miembro o no de A. Sin embargo, si se define que el conjunto A es el de los plaguicidas *no persistentes*, se vuelve difícil determinar si un plaguicida específico está en el conjunto. Si se decide que solo los plaguicidas con una vida media máxima de 20 días están en el conjunto, luego un plaguicida con una vida media de 21 días no puede ser clasificado como *no persistente*, aunque este *casi* sea no persistente. El uso de la teoría difusa es particularmente importante debido a que los valores disponibles para las variables ambientales son imprecisos; y la definición de agrupamientos por la teoría convencional puede resultar en la identificación de clases de manera abrupta y con alta incertidumbre (Guaiteiro Díaz et al., 2010).

Tratando la situación anterior mediante la función de pertenencia, el valor 0 representa completa ‘no pertenencia’, 1 representa completa ‘pertenencia’ y los valores intermedios son usados para representar pertenencia parcial.

El *Ipest* tiene una estructura modular y provee un resultado sintético que refleja el impacto global, a través de la integración por lógica difusa de 4 módulos: presencia de plaguicida (P), contaminación de agua superficial (R_{sup}), de agua subterránea (R_{sub}) y de aire (R_{air}). El valor de cada módulo puede depender de hasta 4 variables de ingreso de acuerdo con reglas de decisión difusas. Para todos los módulos se define la pertenencia al conjunto difuso favorable (F) y desfavorable (D). El valor de P depende de la dosis aplicada y de la vida media del activo en el suelo. El valor de R_{sup} depende del riesgo de escurrimiento, del sitio de aplicación y de la toxicidad del plaguicida para la fauna acuática. El valor de R_{sub} depende del potencial de lixiviación, del sitio de aplicación (incorporado, sobre el suelo o sobre la planta), del momento de aplicación y de la toxicidad del plaguicida al hombre. El valor de R_{air} depende de la volatilidad del plaguicida, de la vida media y de su lugar de aplicación.

$$I_{pest} = P. (R_{sup} + R_{sub} + R_{air}) \quad (18)$$

Luego, el indicador *Ipest* se calcula para todas las aplicaciones de plaguicidas en un cultivo desde la siembra hasta la cosecha. A este nivel toma valores entre 0 (máximo riesgo) y 10 (sin riesgo).

$$IPEST = 10 - k \sum Ipest_i \quad (19)$$

donde k es una constante o factor de calibración, dependiente del cultivo y el sitio de aplicación (toma valores entre 0 y 1).

Para hacer uso de este software, el primer paso en la plataforma online es seleccionar el cultivo a través de un menú desplegable (Anexo I, Figura I.1). En la siguiente ventana aparecen las variables que caracterizan el suelo y sitio de la aplicación: textura, pendiente, materia orgánica, pH del suelo y distancia del sitio a una fuente de agua superficial. Una vez ingresadas, se pueden agregar hasta diez aplicaciones de agroquímicos en el sitio caracterizado y para el cultivo seleccionado (Anexo I, Figura I.2). Finalmente, la plataforma informa el Ipest correspondiente a cada plaguicida y también el IPEST global para ese cultivo y sitio seleccionado. La categorización se muestra en la Tabla 14.

Tabla 14 - Categorización del IPEST.

Indice:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Riesgo:	ALTO					MEDIO		BAJO		

De esta manera, TIC TAMBO brinda indicadores de riesgo de contaminación por plaguicidas para todos los ingredientes activos registrados para usar en maíz, trigo, girasol, alfalfa y soja en distintas condiciones de suelo y de aplicación, siguiendo las dosis recomendadas y establecidas para su uso.

V) RIPEST (Riesgo de Pesticidas)

Para utilizar esta plataforma online, desarrollada por la Facultad de Ciencias Agrarias, UBA, es necesario registrarse como usuario (<http://malezas.agro.uba.ar/ripest/>). Posteriormente, se procede a cargar los establecimientos y lotes que se quieran evaluar (Anexo I, Figura I.3). Para ejecutar el modelo hace falta ir a la pestaña de aplicaciones y cargar los datos de entrada solicitados: año a evaluar (permite análisis retro y prospectivo), establecimiento y lote, producto (marca comercial y formulado), dosis y cultivo (Anexo I, Figura I.4). Además, puede especificarse la simulación aclarando tipo de suelo (USDA, NRCS): Argiudol Vértico, Argiudol Típico, Hapludol Thapto Argi, Hapludol Típico, Hapludol Ético, Natralbol Típico, Peludert Árgico, Úpstisamente Tímico) y el rendimiento.

Los resultados del RIPEST se presentan como una serie de índices I, M y P, que representan el riesgo ambiental de los plaguicidas sobre los insectos, sobre los mamíferos y el riesgo ambiental combinado de ambos índices, respectivamente (Anexo I, Figura I.5).

El enfoque de análisis de este modelo se basa en la toxicidad de los plaguicidas, medida en Unidades tóxicas. (UT). Las UT son calculadas a partir de las dosis individuales utilizadas (D, gramos de producto formulado/ha) y la DL50 aguda (48 h) de cada compuesto para insectos (µg/abeja) y mamíferos (mg/kg):

$$UT I_i = \frac{D_i}{DL50_{abejas}} \quad (20)$$

$$UT M_i = \frac{D_i}{DL50_{ratas}} \quad (21)$$

Una vez estimados los valores de $UT M_i$ y $UT I_i$ para cada plaguicida i usado en un lote agrícola (durante un año o campaña), los valores de toxicidad de todos los pesticidas aplicados en cada lote agrícola son integrados por el programa de lógica difusa para calcular el valor total de la toxicidad (T).

A través del Registro Nacional de Terapéutica Vegetal del SENASA, teniendo en cuenta distintos cultivos extensivos (trigo, cebada, centeno, avena, maíz, girasol, soja y algodón), los creadores del modelo establecieron dos pesticidas estándares por ser considerados los más tóxicos en su aplicación: zetametrina (su dosis máxima recomendada resulta la más tóxica para insectos) y metidatión (su dosis máxima recomendada resulta la más tóxica para mamíferos). Con ellos, se plantearon las ecuaciones para cada índice:

$$I = \frac{T_{ins}}{20000} \quad (22)$$

$$M = \frac{T_{mam}}{24} \quad (23)$$

De esta manera, RIPEST entra con el valor de toxicidad como variable independiente y regresa con el valor dependiente del índice deseado.

Los índices responden a una categorización de riesgo: de 0 – 0,25 (verde, riesgo bajo); de 0,26 – 0,5 (amarillo, riesgo medio bajo); de 0,51 – 0,75 (naranja, riesgo medio alto); 0,76 – 1 (rojo, riesgo alto).

3.1.3. Bloque III: Herramientas para la predicción de efectos ecológicos

1) Cociente de Riesgo (RQ)

El RQ es un método determinístico. Conceptualmente, relaciona una concentración de efecto y una concentración de exposición de la sustancia de interés. Siguiendo los lineamientos de la USEPA, el Cociente de Riesgo (RQ, Risk Quotient) se define:

$$RQ = \frac{\text{concentración de exposición}}{\text{concentración de toxicidad}} \quad (24)$$

Algunos autores adoptan *el peor escenario* posible para contrarrestar la incertidumbre asociada al cociente, basándose en el principio precautorio; utilizando la concentración de mayor valor medida o estimada en el compartimento ambiental (CE) y la concentración de efecto sobre los organismos o grupo de organismos más sensibles (Solomon, 2009). Para las sustancias químicas un método simple es dividir las concentraciones de exposición por los valores de referencia

toxicológicos (TRV, Toxicity Reference Values). Por ejemplo, una LOEC o una LC50 son TRVs. Los cocientes iguales o mayores a 1 implicarían la posibilidad de riesgo ecológico y deberían evaluarse de manera más detallada; cocientes menores a 1 serían el caso contrario. En este enfoque se emplean supuestos conservadores y, en muchos casos, factores de seguridad para asegurar que se protejan los receptores o entidades ecológicas más sensibles (por ejemplo: 10, 100 o 1000 según la extrapolación sea mayor entre el dato experimental utilizado y lo que se desea evaluar). Estos cocientes son útiles en las primeras fases de evaluación para reducir el número de estresores a evaluar con mayor detalle, a modo de *screening* considerando que tiene un sesgo hacia sobreestimar el riesgo (Demetrio, 2020).

Si los RQ's son mayores a la unidad es aconsejable un análisis probabilístico de los escenarios de exposición y efecto, dado que disminuye la incertidumbre respecto a los cocientes mencionados, y es el paso que la mayoría de las normativas recomiendan.

II) ETX

El programa, desarrollado por RIVM, se divide en dos secciones principales: una entrada y una salida. La sección de entrada tiene dos subsecciones: datos de toxicidad (obligatorios) y datos de exposición (opcionales) (Anexo I, Figura I.6). Al ingresar los datos de toxicidad en la columna disponible, el programa mostrará los resultados de tres pruebas de bondad de ajuste para decidir si los datos siguen una distribución normal, uno de los supuestos del modelo.

El programa establece concentraciones peligrosas (HC: Hazardous Concentrations), concentración de la sustancia que afecta a una proporción (p) de las especies (HC p). ETX informa la mediana de HC5 (el valor de corte de 5% de especies de la cola izquierda de la distribución) y la mediana de HC50 (el valor de corte de 50% de especies de la cola izquierda de la distribución) más su límite de confianza bilateral del 90% (Anexo I, Figura I.7). Los resultados se presentan gráficamente en un histograma y en una función de densidad acumulada (Distribución de Sensibilidad de Especies, DSE, Figura 2)

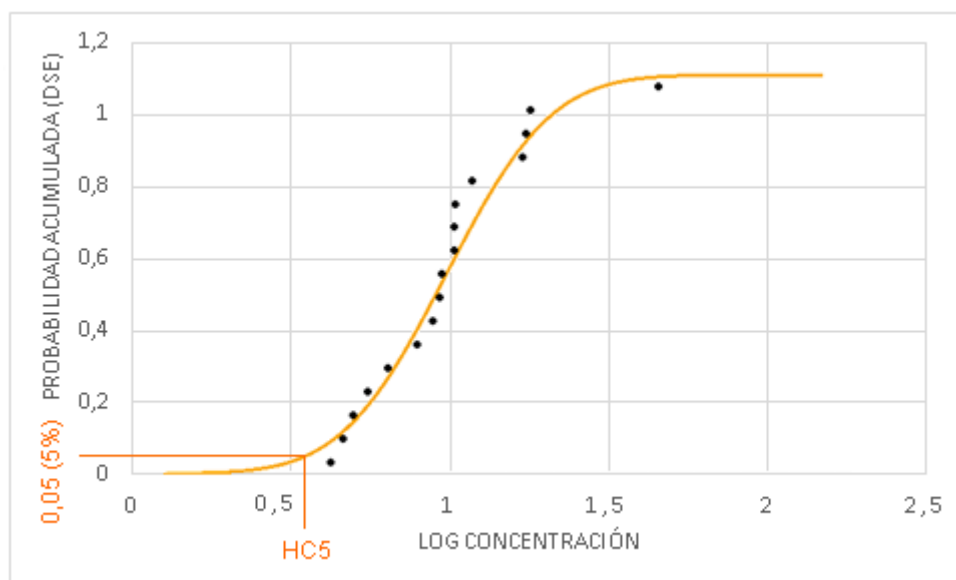


Figura 2 – Distribución de Sensibilidad de Especies (DSE): Concentración que solamente afecta al 5% de las especies (HC5)

La DSE puede ser definida como una función de distribución acumulativa de la toxicidad de un compuesto para un conjunto de especies que tienen una característica común, tal como un grupo taxonómico, hábitat o región geográfica (Posthuma et al., 2002). Si se construye una

distribución de sensibilidad de la especie, se puede calcular la potencial fracción afectada (FA) (Anexo I, Figura I.8) a una concentración de exposición dada. El programa brinda la mediana de la FA y sus estimaciones inferiores y superiores (5 y 95% de confianza).

Al ingresar, además, datos de entrada en la columna de exposición, se calcula el riesgo ecológico esperado (REE), utilizando tanto el DSE como las concentraciones ambientales (CE). El resultado se presenta gráficamente como una Curva de Probabilidad Conjunta (CPC).

El modelo asume una distribución log-normal de las LC50 y las CE (Concentración Ambiental) introducidas según la fórmula:

$$f(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma^2}} \cdot \exp\left(\frac{-0,5 \cdot (x - \mu)^2}{\sigma^2}\right) \quad (25)$$

donde x es el log (LC50 o CE), μ es la mediana del log (LC50 o CE), y σ es la desviación estándar de log (LC50 o CE).

III) PERPEST (Predicts the Ecological Risks of PESTicides)

Según el campo de la inteligencia artificial, el PERPEST utiliza un proceso denominado *Razonamiento basado en casos* (CBR) (Kolodner 1993; Leake 1996). CBR recupera experiencias similares (casos) sobre situaciones almacenadas en la memoria (una base de datos o base de casos) y reutiliza esta experiencia en el contexto de una nueva situación para realizar una predicción.

De esta manera, en este modelo, la predicción de los efectos de una determinada concentración de un plaguicida en un ecosistema acuático definido se basa en información publicada sobre experimentos de campo. El sistema CBR consta de la base de casos y una rutina de búsqueda denominada *Predicción de analogías ponderadas* (WAP) (VanNes & Scheffer, 1993). El fundamento de WAP es que, basado en algunas características del caso en cuestión (por ejemplo, propiedades del plaguicida y tipo de exposición), los casos análogos se identifican en la base de datos. Estos casos análogos pueden ponderarse y resumirse en una predicción.

Esto significa que, aunque para ciertos plaguicidas no se haya publicado ningún experimento de microcosmos o mesocosmos, uno es capaz de predecir su efecto en una escala de semi-campo usando los resultados de experimentos realizado con otros plaguicidas que tienen un modo de acción toxicológico (TMOA) y características del destino similares.

Para su utilización, en la pantalla de inicio hay un menú desplegable que permite acceder a los plaguicidas cargados en el programa (Anexo I, Figura I.9); pero también cuenta con la opción de agregar un nuevo compuesto (Anexo I, Figura I.10).

Los requerimientos mínimos del programa para procesar un compuesto son: el número de CAS o el nombre químico, si se trata de un herbicida, fungicida o plaguicida, y la HC50; además se puede contribuir con información extra para afinar el WAP (DT50, Coeficiente de Henry, Koc, modo de acción del plaguicida y familia donde se puede clasificar según su estructura química).

Una vez seleccionado el plaguicida a evaluar, para ejecutar el modelo se necesita establecer el tipo de exposición (un pulso, número de aplicaciones, irregular o continua) y la concentración del químico en agua. Posteriormente, se obtiene la información gráfica sobre los efectos asociados a la exposición (Anexo I, Figura I.11).

3.2. ETAPA II: CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DEL CASO DE ESTUDIO

Como se mencionó en la introducción, hoy en día, los principales cultivos transgénicos sembrados en Argentina son soja, maíz y algodón con distintas combinaciones de tolerancia a herbicidas y resistencia a insectos. Como hace más de una década, prácticamente el 100% de la superficie de soja en Argentina se siembra con variedades transgénicas tolerantes a herbicidas (ARGENBIO, 2020), mayoritariamente en la región centro de nuestro país. Por ello se seleccionó esta región como área de estudio, conformada por las cuatro provincias que presentan el 77% de la superficie sembrada de Argentina: Buenos Aires, Córdoba, Santa Fe y Entre Ríos (MAGyP, 2020). Se utilizó la menor área administrativa (nivel local, de municipios o comunas) para la aplicación de las herramientas obtenidas. Esta decisión se basa en la existencia de normativas locales específicas (ordenanzas) que regulan la utilización de plaguicidas, teniendo como objetivo principal lograr un efectivo control de los mismos (principio de subsidiariedad).

Los datos demográficos se obtuvieron del último Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas (2010) llevado a cabo por el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC) y para estimar la superficie ocupada por cultivos se utilizaron los Datos Abiertos del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca (MAGyP, 2020). Con esta información se generaron dos cocientes por localidad asociados con la intensidad de la actividad agropecuaria: área sembrada respecto a la superficie total (A|S) y área sembrada por habitante (A|H).

Se buscaron pequeñas localidades – cuya población no superara los diez mil habitantes, en las cuales estos cocientes fueran mayores a la media de la región, contaran con un marco normativo local en materia de plaguicidas y que fueran receptivas a la propuesta. Una vez realizada la selección, se estableció un contacto formal con los tomadores de decisiones del municipio, para recoger información necesaria de primera mano y para transferir tanto las herramientas como los resultados obtenidos en este trabajo.

Así, para el caso de estudio, se realizó un análisis y se establecieron los límites del ejido urbano y la interfase urbano-rural (ZRA), el uso y características generales del suelo en dicha zona y los principales cultivos aledaños, los plaguicidas utilizados y sus dosis de aplicación, las variables meteorológicas, cuerpos de agua cercanos, y datos de entrada necesarios para aplicar las herramientas de gabinete seleccionadas.

3.3. ETAPA III: APLICACIÓN DEL CUADRO RESULTANTE

Se procedió a aplicar las herramientas seleccionadas (resultados de la Etapa I) sobre el territorio abordado, utilizando los datos recolectados (Etapa II). De esta manera, se pudo realizar una evaluación de complejidad creciente según la información disponible para cada plaguicida, siguiendo el correspondiente cuadro.

Se evaluaron 15 plaguicidas, entre fungicidas, herbicidas e insecticidas (Tabla 15); considerando como criterio de selección: que se contara con concentraciones ambientales a partir de literatura científica de relevamientos en la región y/o que fueran de uso cotidiano en el centro del país, y en particular en el caso de estudio seleccionado.

Los datos referidos a propiedades fisicoquímicas, destino ambiental, ecotoxicología y toxicología humana fueron obtenidos de bases de datos de uso libre como Pesticide Properties DataBase (PPDB, 2020) y Environmental Protección Agency (EPA ECOTOX) (Anexo I, Tabla I.1).

Tabla 15 - Plaguicidas seleccionados para el presente estudio.

PLAGUICIDAS	
Fungicida.	AZOXISTROBINA
	EPOXICONAZOL
Herbicida.	2,4 D
	ATRAZINA
	CLETODIM
	DICAMBA
	GLIFOSATO
	METSULFURON METIL
	PARAQUAT
	SAFLUFENACIL
Insecticida.	CIPERMETRINA
	CLORPIRIFOS
	DIAZINON
	ENDOSULFAN
	LAMBDAIALOTRINA

Los valores de las variables de suelo (Tabla 21) se extrajeron de las Cartas de Suelo de INTA digitalizadas, escala 1:50000, correspondientes a la Estación Experimental Agropecuaria de Rafaela (INTA, 2002). Las variables sitio-específicas del FAT como son la densidad aparente (DAP) y el contenido de humedad (θ) se calcularon utilizando la aproximación de Saxton y Rawls (2006) a partir de la textura y el contenido de MO. Para estimar la fracción de carbono orgánico (foc) se utilizó la relación entre el coeficiente de distribución Kd y el coeficiente de adsorción Koc de cada plaguicida.

$$foc = \frac{Kd}{Koc} \quad (26)$$

En cuanto a la recarga neta de agua subterránea (q), se tuvo en consideración el estudio realizado por Londoño et al. (2012), quienes encontraron para el acuífero pampeano, valores de recarga entre 9 y 21% del total de la precipitación, con un valor medio de 14%.

$$q = \frac{\sum PP}{\sum DP} \cdot 14\% \quad (27)$$

donde PP (mm) corresponde al total de precipitaciones anuales y DP al número total de días con precipitaciones.

Para las dosis aplicadas se utilizaron los valores recomendados en las Hojas de Seguridad de la Guía de Fitosanitarios de CASAFE (2021) y se hicieron los cálculos correspondientes para obtener la concentración de ingrediente activo.

El escenario de exposición considerado está dado por las concentraciones ambientales (CE) encontradas en la situación abordada. Por ello, se construyó una Distribución de Concentraciones de Exposición (DCE) con los datos de literatura científica sobre relevamiento

de plaguicidas en la zona centro de Argentina en cuerpos de agua superficial (Tabla 16) (Peruzzo et al., 2008; Aparicio et al., 2013; De Gerónimo et al., 2014; Etchegoyen et al., 2015; Fabiano, 2015; Ronco et al., 2016; Etchegoyen et al., 2017; Primost et al., 2017; Sasal et al., 2017; Berman et al., 2018; Bonansea et al., 2018; Concoran et al., 2020; Gagneten et al., 2020).

Tabla 16 - Valores utilizados para la construcción de la DCE de cada plaguicida.

PLAGUICIDAS	Concentraciones en cuerpos de agua dulce superficial ($\mu\text{g/L}$)				
	n	Media.	Mediana.	Mínimo.	Máximo.
ATRAZINA	9	0,621	0,300	0,100	2,180
CIPERMETRINA	18	11,560	0,480	0,003	194,000
CLORPIRIFOS	10	3,021	1,700	0,110	10,800
ENDOSULFAN	6	0,060	0,020	0,003	0,200
GLIFOSATO	12	323,167	275,000	100,000	660,000

Se calcularon los cocientes de riesgo (RQ), entre la máxima concentración de exposición y el valor de toxicidad LC50 (≤ 96 hs) para la especie más sensible encontrada. Además, con la información obtenida, se definieron escenarios de exposición y efectos y se llevó a cabo una evaluación de riesgo (Suter II, 1999).

El escenario de efecto es establecido mediante la Distribución de la Sensibilidad de Especies (DSE). Para su construcción, se utilizaron los datos de LC50 (≤ 96 hs) para especies estandarizadas, extraídos de la base de datos de EPA ECOTOX. Los análisis de DSE para la región se llevaron a cabo de acuerdo con el método de Aldenberg & Jaworska (2000) y se realizaron mediante el software ETX 2.0 (van Vlaardingen et al., 2004).

La DSE y la DCE se definieron como la distribución de frecuencia acumulada de los datos de toxicidad y de las concentraciones ambientales, respectivamente. A ambas distribuciones se le realizaron la prueba de bondad de ajuste de Anderson-Darling. La normalidad de los datos de toxicidad y concentración se asumieron si $p > 0,05$ (Posthuma et al., 2002).

El resultado se presenta gráficamente como una Curva de Probabilidad Conjunta (CPC) de ambas distribuciones. El Riesgo Ecológico Esperado (REE) promedio se calculó como la Potencialmente Fracción Afectada (PAF) de las especies consideradas, correspondiendo al área bajo la curva en la CPC.

Además, se utilizó el modelo PERPEST 3.0 (van den Brink et al., 2002) para predecir probables efectos en micro y mesocosmos para aquellos plaguicidas de uso confirmado en el sitio seleccionado sin datos de niveles ambientales en la región de estudio (2,4 D, azoxistrobina, cletodim, epoxiconazol, diazinon, dicamba, lambdacialotrina, metsulfuron metil, paraquat y saflufenacil), se tuvo en cuenta que: (i) Varios estudios tanto nacionales como internacionales documentaron que la pérdida de plaguicidas por erosión y escorrentía superficial post-aplicaciones se encuentra entre 0-5% de lo aplicado (Lenardón et al., 2002; Diaz et al., 2008; Martini, 2008; Sasal et al., 2009); (ii) Para los otros plaguicidas fehacientemente encontrados en cuerpos de aguas superficiales de la región, las concentraciones correspondieron a aproximadamente un (3E-04)% de las dosis de aplicación. En consecuencia, se decidió utilizar como insumo del PERPEST un factor de incertidumbre de 10 para evaluar el peor escenario de exposición. De esta manera, la estimación del efecto se realizó con una concentración equivalente al (3E-03) % de la dosis de ingrediente activo aplicada.

4. ANÁLISIS DEL CASO DE ESTUDIO

4.1. DESCRIPCIÓN DEL SITIO SELECCIONADO PARA SU ESTUDIO

Como sitio representativo de estudio y aplicación de resultados, se seleccionó la comuna de Chabás, Departamento de Caseros, Provincia de Santa Fe (Figura 3). Presenta una población menor a diez mil habitantes, y los cocientes obtenidos son A|S de 3,838 y un A|H de 0,797, mayores a la media regional (Tabla 17). Además, cuenta con un marco normativo local para el uso y aplicación de plaguicidas y con una buena predisposición mostrada por sus funcionarios al establecer el contacto para el desarrollo del presente trabajo. Cabe destacar que Chabás forma parte de la Red Nacional de Municipios y Comunidades que fomentan la Agroecología (RENAMA) desde el año 2017, alentando políticas de producciones agroecológicas en el periurbano de la localidad.

Tabla 17 - Media de los cocientes generados según el área sembrada, la superficie total y la población de cada localidad.

MEDIA por Provincia	Área sembrada respecto a la superficie total (A S)	Área sembrada por habitante (A H)
BUENOS AIRES	0,341	4,345
CORDOBA	0,424	5,443
ENTRE RIOS	0,250	2,134
SANTA FE	0,502	3,582
<i>MEDIA REGIÓN</i>	<i>0,379</i>	<i>3,825</i>

Chabás tiene una superficie total de 36600 hectáreas. Dista 80 km de la ciudad de Rosario y a 30 km de la ciudad de Casilda (cabecera departamental). Se ubica a la vera de la Ruta Nacional N° 33, a 7 Km del cruce con la Ruta Nacional N° 178 conectándose con la ciudad de Pergamino de la cual dista 115 km (FCM – UNR, 2014). Según el Censo 2010 cuenta con 6871 habitantes; pero de acuerdo con estimaciones actuales, realizadas en base a la evolución intercensal de las localidades y ajustado con el dato de las proyecciones por departamento 2010-2025 del INDEC, a julio del 2020 la población de Chabás rondaba los 7474 habitantes (IPEC, 2021).

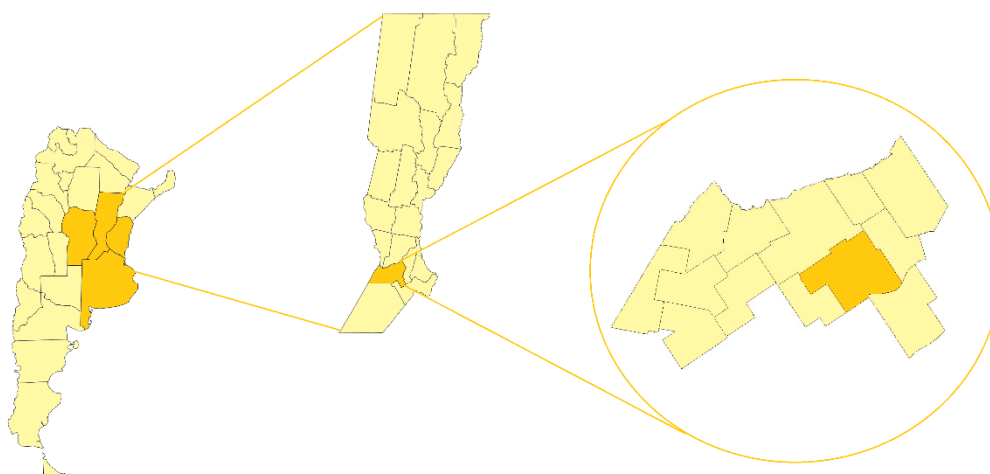


Figura 3 - Localización del caso de estudio. En la Región Centro de Argentina, ubicada en Santa Fe, Departamento Caseros, se encuentra la Comuna de Chabás.

4.2. MARCO NORMATIVO

4.2.1. Contexto histórico de la política ambiental

En 1972 se llevó a cabo la Conferencia de Estocolmo constituyendo un hito legislativo a nivel internacional porque situó al ambiente como tema central, teniendo como consecuencia la creación del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y múltiples legislaciones y acuerdos internacionales. Esta toma de conciencia respecto de las problemáticas ambientales y el desarrollo del conocimiento científico fomentaron en Argentina la creación de una Subsecretaría de Recursos Naturales Renovables en el año 1976 (Decreto 520/76) y la sanción de las primeras leyes de protección de los recursos naturales, algunas ya relacionadas con los agroquímicos.

- La Ley Nacional N° 24.051 de Residuos Peligrosos, sancionada el 17/12/1991, en la que se mencionan algunos agroquímicos.
- La Ley Nacional N° 18.073 de Prohibición de sustancias para el tratamiento de praderas naturales o artificiales y para el tratamiento de algunas especies animales, sancionada el 20/01/1969, que básicamente prohíbe el uso del dieldrin, endrin, heptacloro, hexaclorociclohexano (H.C.H.); y sus sinónimos.
- La Ley Nacional N° 18.796 de Modificación al Régimen de Plaguicidas; sancionada el 20/10/1970 y la Ley Nacional N° 20.418 de Tolerancias y límites administrativos de residuos de plaguicidas; sancionada el 18/05/1973; donde se hace mención de plaguicidas que han sido prohibidos a nivel nacional e internacional, como son los plaguicidas organoclorados.

A pesar del restablecimiento de la democracia en el país, los años ochenta se vieron marcados por crisis económicas que quitaron relevancia a las cuestiones ambientales en la agenda política del gobierno nacional. Finalmente, en 1992, la política ambiental es impulsada nuevamente a nivel mundial por la Cumbre de la Tierra, llevada a cabo en Río de Janeiro, tras la cual entran en vigencia varios tratados internacionales y se comienza a pensar en términos de desarrollo sostenible, concepto nacido en 1987 en el Informe Brundtland. Así, el paso decisivo en esta evolución institucional ambiental en Argentina fue dado al reconocer el derecho a gozar de un ambiente sano y equilibrado junto a la obligación de preservarlo, plasmado en el Artículo N° 41 de la Constitución Nacional de 1994. Dicho artículo menciona que *“Todos los habitantes gozan del derecho a un ambiente sano, equilibrado, apto para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras; y tienen el deber de preservarlo. El daño ambiental generará prioritariamente la obligación de recomponer, según lo establezca la ley. Las autoridades proveerán a la protección de este derecho, a la utilización racional de los recursos naturales, a la preservación del patrimonio natural y cultural y de la diversidad biológica, y a la información y educación ambientales. Corresponde a la Nación dictar las normas que contengan los presupuestos mínimos de protección, y a las provincias, las necesarias para complementarlas sin que se alteren las jurisdicciones locales. Se prohíbe el ingreso al territorio nacional de residuos actual o potencialmente peligrosos, y de los radiactivos”*.

De esta manera, en términos del desarrollo sostenible, se sientan las bases de la política ambiental nacional, donde además de generar compromiso, por parte de la sociedad y su dirigencia, se debe cumplir el mandato emanado de este derecho, creando las herramientas jurídicas para su defensa por parte de la propia ciudadanía. La reforma constitucional procuró esclarecer, además, las competencias en materia ambiental entre la nación y las provincias, dentro de la organización federal adoptada por la República Argentina. De esta manera, la facultad de dictar las leyes de presupuestos mínimos es poder delegado a la nación y conferido

a ella por la Constitución Nacional (Artículo N° 121), que no puede ser ejercido por las provincias (Artículo N° 126), las que, sin embargo, retienen la responsabilidad primaria y el poder de policía sobre sus recursos naturales (Artículo N° 124). Por lo tanto, las atribuciones delegadas al Poder Nacional son dictar las leyes de presupuestos mínimos y coordinar la elaboración de la política ambiental entre la nación, las provincias y la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, a través del Consejo Federal del Medio Ambiente (COFEMA), un ente interjurisdiccional.

Una de las leyes de presupuestos mínimos de mayor importancia para el diseño de políticas activas en materia de desarrollo sostenible y uso de los recursos naturales fue sancionada en el año 2002 y se conoce como Ley General del Ambiente (LGA) N° 25.675, ya que contiene los principios que deben orientar, regir la gestión ambiental.

4.2.2. Legislación en materia de agroquímicos

La gestión ambiental es el conjunto de acciones y estrategias mediante las cuales se organizan las actividades antrópicas que influyen sobre el ambiente con el fin de lograr un equilibrio adecuado para el desarrollo económico, crecimiento de la población, uso racional de los recursos y protección y conservación del ambiente.

Los agroquímicos son una pieza central en el actual modelo de producción agrícola argentino. Su uso indiscriminado genera impactos sobre el ecosistema y la salud de vecinos de las zonas productoras, y sobre aquellos que los aplican y manipulan. Por ello es necesario no sólo contar con una regulación adecuada, sino también garantizar su efectivo cumplimiento.

La gestión en materia de agroquímicos se rige principalmente por tres convenios internacionales de carácter constitucional:

- El Convenio de Basilea sobre el Control de los Movimientos Transfronterizos de los Desechos Peligrosos y su Eliminación, aprobado por la Ley N° 23.922, sancionada en marzo de 1991; que aplica sobre los desechos producto de la preparación y utilización de fitosanitarios.
- El Convenio de Rotterdam sobre el Procedimiento de Consentimiento Fundamentado Previo Aplicable a Ciertos Plaguicidas y Productos Químicos Peligrosos Objeto de Comercio Internacional, aprobado por la Ley 25.278 desde julio del 2000; para garantizar la protección de la población y el medio ambiente de todos los países de los posibles peligros que entraña el comercio de plaguicidas y productos químicos altamente peligrosos.
- El Convenio de Estocolmo Sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, aprobado en Argentina por la Ley N° 26.011 sancionada el 16 de diciembre de 2004, que tiene como objetivo proteger la salud humana y el medio ambiente comprometiendo a las partes a eliminar o reducir la producción, utilización, importación, exportación y emisión de COPs.

Es por ello por lo que las características de mayor relevancia para categorizar a una sustancia como prioritaria de acuerdo con la experiencia internacional son la persistencia, bioacumulación y toxicidad (PBT). La *persistencia* ambiental se refiere al tiempo que una sustancia permanece en el ambiente (un indicador de persistencia de una sustancia frecuentemente utilizado es su vida media); la *bioacumulación* generalmente se describe como el proceso por el cual una sustancia se acumula en los organismos por todas las vías posibles incluida la trófica. El grado de bioacumulación en general está determinado por su liposolubilidad (preferencialmente se da en tejidos con alto contenido en lípidos) y la capacidad de una sustancia para ser metabolizada (para que una sustancia se acumule en un organismo, debe ser poco o no susceptible de ser

metabolizada y eliminada del sistema) y la *toxicidad*, por otro lado, se define como el potencial para que una sustancia cause daño a la estructura o en las funciones de un organismo (refiriéndose tanto a letalidad como a efectos adversos subletales) (Tirado, 2010).

A nivel nacional, el SENASA (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria) es la autoridad de aplicación en el control y fiscalización de la sanidad animal y vegetal, la inocuidad y calidad agroalimentaria. Tiene a su cargo el registro de los productos fitosanitarios que se usan y comercializan en todo el país para el control de plagas en el ámbito agrícola, así como las personas físicas o jurídicas que comercialicen, importen o exporten productos fitosanitarios y los establecimientos que sinteticen o formulen estos productos. Los productos se inscriben en el Registro Nacional de Terapéutica Vegetal de acuerdo con lo establecido por el Decreto N° 3489/58 y el Decreto N° 5769/59, en los términos del Manual de Procedimientos, Criterios y Alcances para el Registro de Productos Fitosanitarios en la República Argentina, aprobado por Resolución de la ex-SAGPyA N° 350/99. La mencionada Resolución, adopta para la Argentina la Quinta Edición del Manual sobre Elaboración y Empleo de las Especificaciones de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), para productos destinados a la protección de plantas. Las especificaciones FAO están diseñadas para reflejar estándares de aceptación generalizada de productos. Las especificaciones suministran un punto de referencia internacional para poder juzgar los productos, ya sea con fines regulatorios o convenios comerciales, y de esta manera contribuyen a prevenir la comercialización de productos de calidad inferior. El proceso del registro requiere diferentes determinaciones como propiedades físicas y químicas, datos toxicológicos, ecotoxicológicos y de residuos a partir de antecedentes provenientes de ensayos o estudios realizados sobre los Productos Fitosanitarios a ser registrados o sus equivalentes. Los estudios mencionados podrán ser realizados por Empresas, Profesionales, Universidades, Organismos Registrantes Nacionales, Regionales e Internacionales, Instituciones y Asociaciones idóneas siguiendo protocolos específicos. En ese marco, una vez cumplimentado el trámite de inscripción, se otorga a los productos un Certificado de Uso y Comercialización que los habilita a ser utilizados y comercializados en todo el Territorio Nacional, para el control de plagas en los cultivos para los que se encuentran autorizados.

Además de inscribir productos nuevos, se pueden prohibir sustancias permitidas, en base a nueva información disponible. Con la Resolución SENASA 511/11 se prohíbe la importación del principio activo endosulfán y sus productos formulados. Años más tarde, con la Resolución 149/18 se prohíbe la importación, comercialización y uso de los principios activos diclorvós (DDVP) y triclorfon y de los productos formulados que los contengan, para su utilización en granos, incluidas las etapas de producción, poscosecha, transporte, manipuleo, acondicionamiento y almacenamiento, así como también en instalaciones para el almacenamiento de granos y de tabaco. También con la Resolución SENASA 263/18 se prohíbe la elaboración, importación y fraccionamiento de las Sustancias Activas carbofuran, carbosulfán, diazinón, aldicarb y dicofol y sus productos formulados.

Finalmente, la Resolución SENASA N° 32/19 consolida las normas de prohibición. Aprueba el Listado de Principios Activos Prohibidos (en su Anexo I), aprueba el Listado de Principios Activos de Uso Restringido (en su Anexo II), aprueba el Listado de Coadyuvantes de Formulación No Permitidos y de Formulaciones de Rodenticidas No Autorizadas (en su Anexo III). Abroga las Resoluciones Nros. 1.030/92 y 606/93, de la ex-SAGYP, 513/98, 182/99, 627/99, 750/00, 171/08, 10/91 de la ex-SAGPYA, 245/10, 511/11, 532/11, 821/11 y 149/16 del SENASA, las Disposiciones Nros. 80/71 de la ex-DGSNSV; 4/87 de la ex-DNFYCA; 982/02 y 1.517/02 de la ex DAPFYV y 236/15 de la ex DNAPVYA. Respecto a los productos formulados con ésteres butílicos e isobutílicos de la sustancia activa 2,4-D por Resolución SENASA 466/19 los prohíbe a partir del 24 de julio de 2020. Posteriormente dicha Resolución fue rectificada, quedando prohibida a partir del 24 de julio 2020 la importación, elaboración, fraccionamiento, extendiéndose por un

año más el permiso de comercialización y uso. Asimismo, deben observarse los Límites Máximo de Residuos (LMRs) actualizados establecidos en la Resolución SENASA 934/10.

En cuanto a las pautas de aplicación de productos fitosanitarios, no hay una norma nacional que establezca los presupuestos mínimos, que regule los agroquímicos durante toda la fase de vida del producto, de la cuna a la tumba, ni tampoco durante su uso. Actualmente la única norma de presupuestos mínimos existente es la ley 27.279 mal llamada *de productos fitosanitarios* ya que lo que regula es la gestión de los envases vacíos de dichos productos y no los productos en sí. Por ende, la normativa en materia de agroquímicos en Argentina se encuentra fragmentada y no tiene un mismo estándar mínimo a lo largo de todo el territorio. En efecto, al no haber una norma general que regule el uso y aplicación de agroquímicos, los estándares provinciales varían ostensiblemente (Paz Belada, 2017) (Tabla 18).

Tabla 18 - Distancias mínimas según las normativas provinciales para el uso de agroquímicos. Fuente: Adaptado de FARN (2016)

PROVINCIA		BUENOS AIRES	CÓRDOBA	ENTRE RIOS	SANTA FE
Normativa		Ley 10699 - DR 499/90	Ley 9164 - DR 132/05	Ley 6599 - DR 279/03	Ley 11273 y 11354 - DR 552/97
Distancias mínimas de aplicación (desde centros urbanos)	Aérea	2000 m	500 m (clases III y IV)	3000 m	3000 m (clases Ia, Ib y II) 500 m (permite clases III y IV)
	Terrestre		500 m (clases Ia, Ib y II)	100 m (cursos de agua), 50 m (casas y lotes de uso productivo)	500 m (clases Ia, Ib y II)

Hacia el año 2013, el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación ha establecido ciertas distancias a considerar como zona de amortiguamiento: 100 metros en caso de aplicaciones terrestres y 200 metros para las aéreas. Ambas distancias son menores a las contempladas en normativas provinciales, así como también, en los marcos de países vecinos; e incluso contempla la posibilidad de reducirlas presentando la evaluación correspondiente según el agroquímico utilizado (MAGyP, 2013). En cuanto a la disposición de los envases de agroquímicos, las cuatro provincias analizadas del centro del país disponen la obligación de realizar el triple lavado antes de su disposición final; la normativa también menciona la prohibición de realizar esta práctica en cursos de agua (Tabla 19).

Tabla 19 - Disposiciones provinciales para el uso de agroquímicos y disposición de sus envases. Fuente: Adaptado de FARN (2016)

PROVINCIA	BUENOS AIRES	CORDOBA	ENTRE RIOS	SANTA FE
Normativa.	Ley 10699 DR 499/90 Res 40/2014	Ley 9164 DR 132/05	Ley 6599 DR 279/03 Ley 10028	Ley 11273 y 11354 DR 552/97 Ley 6312
Registro provincial de fabricantes, formuladores y fraccionadores.	X	X		X
Registro de aplicadores a cuenta de terceros.	X	X	X	X
Los aplicadores deben realizar cursos de capacitación.	X	X		X
Obligación de registrar condiciones de aplicación y remitir informes.	X	X	X	X*
Control periódico del estado de la maquinaria utilizada para la aplicación de agroquímicos realizado por el Estado provincial.		X		X
Receta agronómica para venta y aplicación.	X	X	X	X
Registro de asesores.	X	X	X	X
Obligación de poseer matrícula para ser asesor técnico.	X	X	X	X
Regulación provincial establece como se debe disponer de envases de productos agroquímicos.	X	X	X	X
Registro de distribuidores.	X	X	X	X
Registro de expendedores.	X	X	X	X
Registro de transportistas.	X		X	X
Registro de depósitos.	X			X
Registro de plantas de destino final de envases.	X	X	X	
Regulación de equipamiento mínimo de seguridad para trabajadores.	X			
Triple lavado de envases (Norma IRAM 12.069)	SÍ	SÍ	SÍ	SÍ
Prohibido p/ envases.	Reúso.	X		
	Entierro.	X	X	
	Quema.	X	X	
	Intercambio.	X		

* Sólo para aplicaciones aéreas, informar el lugar y la ruta tomada hasta llegar al cultivo tratado.

4.2.3. Marco normativo aplicable en la Comuna de Chabás.

En Santa Fe, la Ley provincial 11.273, sancionada en el año 1995, en su Art. 33 prohíbe la aplicación aérea de productos fitosanitarios de clase toxicológica A y B dentro del radio de 3000 metros de las plantas urbanas. Establece que, excepcionalmente podrán aplicarse productos de clase toxicológicos C o D dentro del radio de 500 metros, cuando en la jurisdicción exista ordenanza municipal o comunal que lo autorice, y en los casos que la reglamentación lo establezca taxativamente. Idéntica excepción y con iguales requisitos podrán establecerse con

los productos de clase toxicológica B para ser aplicados en el sector comprendido entre los 500 y 3000 metros.

El Art. 34 prohíbe la aplicación terrestre de productos fitosanitarios de clase toxicológica A y B dentro del radio de 500 metros de las plantas urbanas. La aplicación por este medio de productos de clase toxicológica C y D se podrá realizar dentro del radio de los 500 metros y conforme a la reglamentación. Establece que los expendedores y aplicadores deberán estar inscriptos en los correspondientes registros y habilitados en cada caso, y que la venta directa al usuario de productos fitosanitarios deberá hacerse mediante autorización por escrito de Ingeniero Agrónomo habilitado.

El correspondiente Decreto Reglamentario 552/97, establece en su Art. 51 las excepciones a que refiere el Art. 33 de la Ley 11273 y menciona que podrán establecerse únicamente por ordenanza en los siguientes casos:

- La aplicación aérea de productos fitosanitarios de clases toxicológicas C y D podrá realizarse dentro del radio de los quinientos (500) metros cuando, teniendo en cuenta las condiciones del terreno donde se encuentre implantado el cultivo o debido al estado de desarrollo del mismo, resulte imposible, según recomendación del profesional autorizante, realizar la aplicación con equipos terrestres.
- La aplicación aérea de productos fitosanitarios de clase toxicológica B sólo podrá efectuarse dentro del sector comprendido entre los quinientos (500) y tres mil (3.000) metros, cuando, además de presentarse las situaciones señaladas en el inciso anterior, no existieren en el mercado productos equivalentes de clases toxicológicas C o D.

Dichas excepciones no serán procedentes cuando en las inmediaciones del o los lotes a tratar existieren centros educativos, de salud, recreativos o habitacionales.

El Art. 53 del Decreto establece que a los efectos de la aplicación terrestre excepcional de productos fitosanitarios de clases toxicológicas C y D dentro del radio de quinientos (500) metros de las plantas urbanas, las empresas proveedoras de servicio, como los particulares deberán solicitar a los municipios y comunas que le sean fijados los límites de dichas plantas, en el supuesto que no hubieren sido determinados por ordenanza.

La Resolución N°135 del Ministerio de la Producción (febrero del 2015), en su Art. 1 prohíbe el uso y/o aplicación en todo el territorio de la Provincia de Santa Fe, por cualquier medio y para cualquier tipo de cultivo, ya sea intensivo o extensivo, el producto 2,4 D en su formulación éster isobutílico.

En su Art. 2 restringe el uso y/o aplicación aérea del producto 2,4 D en su formulación sal dimetil amina dentro del radio de 6.000 metros de las plantas urbanas, asentamientos poblacionales, escuelas rurales, huertas, centros apícolas, ríos, arroyos, lagunas, cursos y espejos de agua, como así de pozos de extracción de agua para consumo humano, sin excepción.

El Art. 3 restringe el uso/o aplicación terrestre del producto 2,4 D en su formulación sal dimetil amina dentro del radio de 1.000 metros de las plantas urbanas, asentamientos poblacionales, escuelas rurales, huertas, centros apícolas, ríos, arroyos, lagunas, cursos y espejos de agua, como así de pozos de extracción de agua para consumo humano, sin excepción.

En cuanto al marco normativo municipal, los responsables políticos de Chabás sancionaron dos ordenanzas, una en julio del 2015 (Ordenanza N° 958), vigente hasta mayo del 2018 cuando fue

sancionada la regulación actual (Ordenanza N° 1175). En la Tabla 20 se resumen sus principales disposiciones.

Tabla 20 - Ordenanzas municipales.

CHABÁS	Ordenanza N° 958-2015	Ordenanza N° 1175-2018
Aplicaciones terrestres.	500 m de planta urbana (Ley provincial 11.273) con previa autorización de 48 hs, receta agronómica por ing. agrónomo habilitado y equipos autorizados.	Desde los 200 metros del límite urbano hasta los 700 metros sólo se podrán realizar las aplicaciones terrestres permitidas cumpliendo ciertas condiciones.
Aplicaciones aéreas.	1500 m de planta urbana.	2000 m de planta urbana.
Prohibiciones.	<ul style="list-style-type: none"> - Prohibición de aplicación por todos los medios con viento hacia el área protegida. - Prohibición de circulación de maquinarias y equipos dentro de planta urbana. - Prohibición de aplicación terrestre en un área de 1000m de planta urbana, de los insecticidas (por ser volátiles): Dimetoato, Clorpirifos, Fenitrotión, Pirimicarb, Acefato, Profenofós. 	<ul style="list-style-type: none"> - Prohibición de aplicación dentro de la zona urbana y con vientos hacia la zona urbana. - Prohibición de circulación en la zona urbana de maquinarias y equipos. - Prohibición de aplicación terrestre en un área de 1000m de planta urbana, de los insecticidas (por ser volátiles): Dimetoato, Clorpirifos, Fenitrotión, Pirimicarb, Acefato, Profenofós. - Prohíbese la venta, disposición final (quemar, desechar, enterrar, etc.) y desechar de cualquier forma, los envases vacíos de agroquímicos en todo el distrito de nuestra localidad.
Otras disposiciones.	<ul style="list-style-type: none"> - Registro de productores con predios lindantes a la planta urbana. - Buenas prácticas: capacitación, aplicación, protección, triple lavado. - Límites terrestres de los herbicidas: Piclorán y Triclopir (300m), 2,4-DB (500m), 2,4-D sal (1000m), prohibición de 2,4-D éster, coadyuvantes a base de nonilfenol etoxilado (1000m). 	<ul style="list-style-type: none"> - Dentro del límite urbano solo se permite la aplicación de productos biológicos a base de microorganismos. - Límites terrestres de los herbicidas: Piclorán y Triclopir (300m), 2,4-DB (500m), 2,4-D sal (1000m), prohibición de 2,4-D éster, coadyuvantes a base de nonilfenol etoxilado (1000m).

4.3. USO DEL SUELO Y PLAGUICIDAS APLICADOS

La estructura productiva es marcadamente agroindustrial. Según los últimos datos informados para el Registro de Áreas Sembradas (RAS) del Instituto Provincial de Estadísticas y Censos (IPEC), en septiembre del año 2014 existían en la localidad 377 productores y 28668 hectáreas sembradas, convirtiéndola en la segunda localidad con mayor superficie sembrada del

Departamento Caseros después de Arequito. Del total de hectáreas, 21915 ha. correspondieron a soja; 3099 ha. maíz, 55 ha. de girasol, 361 ha. a sorgo forrajero, considerando los cultivos de primavera-verano. En los cultivos de invierno: 3123 ha. a trigo y 115 ha. a cebada cervecera.

Como dispone la normativa vigente, existe una Zona de Resguardo Ambiental (ZRA), ubicada desde el límite agronómico de la planta urbana y suburbana hasta los 200 metros de esta, donde se prohíben los agroquímicos y sólo están permitidos los productos de origen biológico a base de microorganismos. Desde los 200 a los 700 metros, se ubica la *zona de amortiguamiento*; en la cual sólo pueden aplicarse plaguicidas cuando cuenten con autorización del área de Medio Ambiente, previa presentación de la receta agronómica – con una antelación no menor a 48 hs., en ausencia de vientos, con equipos matriculados y habilitados y en presencia del veedor designado por la comuna.

Actualmente en esta zona de amortiguamiento se encuentran pastizales espontáneos y alfalfares donde se pastorea con ganado además de campos de producción agroecológica o barbecho mecánico.

Luego de estos límites, en los campos de Chabás son utilizados 13 de los 15 plaguicidas evaluados en el presente trabajo: los herbicidas 2,4 D (restringido), atrazina, cletodim, dicamba, glifosato, metsulfuron metil, paraquat y saflufenacil; los insecticidas cipermetrina, clorpirifos (restringido) y lambdacialotrina; y como fungicidas: azoxistrobina y epoxiconazol.

Además de la actividad agrícola como principal actividad productiva, en las inmediaciones del ejido urbano se ubican algunas industrias agrarias como aceiteras, molinos y acopiadoras de granos (Aceitera Chabás S.A.I.C. AGD; Molinos Chabás; Ricedal Alimentos; Barbini y Ostoich S.R.L) y producción ganadera de cría e invernada a campo.

En cuanto al medio edáfico, el suelo de Chabás se clasifica taxonómicamente como Argiudol típico, es un suelo oscuro, profundo y bien drenado, muy bien provisto de materia orgánica. En la Tabla 21 se visualizan las principales características (INTA, 2002), necesarias para la aplicación de las herramientas sitio-específicas, subdivididas en los primeros seis horizontes (USDA, NRCS).

Tabla 21 - Características del suelo de Chabás necesarias para los indicadores sitio-específicos del Bloque I. (INTA, 2002)

HORIZONTE	Unidad	Ap	B1	B21t	B22t	B3	C
Profundidad	Cm	0,00	22,00	32,00	60,00	88,00	128,00
		22,00	32,00	60,00	88,00	128,00	150,00
MO (materia orgánica)	%	2,97	2,47	1,28	0,67	0,33	0,21
C (arcilla)	%	24,90	27,70	40,70	34,30	22,90	13,30
S (arena)	%	6,10	5,60	4,60	4,60	5,70	7,40
TOTAL	%	100,00	100,00	100,00	100,10	100,00	100,00
DAP (densidad aparente)	kg.m ³ ⁻¹	1,25	1,28	1,40	1,34	1,24	1,15
Θ (contenido de humedad)	m ³ .m ³ ⁻¹	0,62	0,66	1,03	0,74	0,48	0,25
pH		5.4	5.3	6.0	6.0	6.2	6.5

q (recarga neta) (cm.d ⁻¹)	0,170
Foc (fracción carbono orgánico)	0,056

5. RESULTADOS OBTENIDOS Y DISCUSIÓN

5.1. COMPARACIÓN Y SELECCIÓN DE HERRAMIENTAS

Todas las herramientas seleccionadas son de acceso gratuito; en las tablas siguientes se muestran agrupadas por bloques y se las compara según su disponibilidad: acceso libre, facilidad de recolección de datos de entrada, la experticia técnica necesaria para su uso y su potencial de transferencia, utilizándose una valoración de 1, 3 y 5 indicando dificultad creciente.

5.1.1. Bloque I: Herramientas para evaluar el riesgo de lixiviación de plaguicidas

Tabla 22 - Comparación entre herramientas del Bloque I.

BLOQUE I	GUS	FAT	GWCP
¿Qué evalúa?	Riesgo de Lixiviación		
¿Es sitio-específico?	NO	SI	SI
Dificultad en el acceso a los datos de entrada.	1	5	5
Nivel técnico del usuario.	1	5	5
Necesidad Informática.	Calculadora o planilla de cálculo.		
Acceso libre.	SI	SI	SI
Dificultad en la interpretación de los datos de salida.	1	1	1
Desarrollado por:	Gustafson, 1989	Rao et al., 1985	Warren & Weber, 1994

5.1.2. Bloque II: Herramientas para evaluar el impacto ambiental por plaguicidas

Tabla 23 - Comparación entre herramientas del Bloque II.

BLOQUE II	EIQ	IAT	VIA	RIPEST	TIC-TAMBO
¿Qué evalúa?	Impacto Ambiental				
¿Es sitio-específico?	NO	SI	NO	SI	SI
Dificultad en el acceso a los datos de entrada.	1	3	3	1	1
Nivel técnico del usuario.	1	5	5	1	1
Necesidad Informática.	Calculadora o planilla de cálculo.			PC con conexión a internet.	
Acceso libre.	SI	SI	SI	SI	SI
Dificultad en la interpretación de los datos de salida.	3	1	1	1	1
Desarrollado por:	Kovach et al., 1992	Fernández et al., 2003	Schaaf, 2015	UBA - Fac. Cs. Agrarias.	UNL - Fac. Cs. Agrarias.

5.1.3. Bloque III: Herramientas para la predicción de efectos ecológicos

Tabla 24 - Comparación entre herramientas del Bloque III.

BLOQUE III	RQ	ETX	PERPEST
¿Qué evalúa?	Riesgo	Efectos ecológicos	
¿Es sitio específico?	No necesariamente.		
Dificultad en el acceso a los datos de entrada.	3	3	3
Nivel técnico del usuario.	1	3	3
Necesidad Informática.	Calculadora	PC con Windows.	
Acceso libre.	SI	Sí, pero sin información de las ecuaciones de modelización que hay detrás.	
Dificultad en los datos de salida.	1	5	1
Desarrollado por:		Aldenberg, 1993 - RIVM	Van den Brink, 2003 - WUR, RIVM y PBL

5.1.4. Cuadro para la selección de herramientas

Teniendo en cuenta estas cualidades se generó un cuadro (Tabla 25), según el cual pueden seleccionarse las herramientas a aplicar, para obtener una base que facilite y fundamente la toma de decisiones a nivel municipal, contemplando los diferentes grados de complejidad a partir de la información disponible para el trabajo de gabinete.

Tabla 25 - Cuadro para la selección de herramientas, respecto de niveles crecientes de complejidad y de la información disponible.

INFORMACIÓN NECESARIA (fuente)	Prop. FQ - Reparto Ambiental (PPDB)	Caract. del suelo y régimen pluvial (INTA)	Uso y aplicación Plaguicida (CASAFE)	Toxicidad humana (PPDB)	Ecotoxicidad		CE
					(PPDB)	(EPA ECOTOX)	
BLOQUE I	GUS	X					
	FAT y FR	X	X				
	GWCP	X	X	X			
BLOQUE II	EIQ	X		X	X		
	VIA	X		X	X		
	IAT	X		X	X		
	TIC TAMBO			X			
	RIPEST			X			
BLOQUE III	RQ					X	X
	ETX	HC5				X	
		REE					X
	PERPEST	X				X	X

5.2. INDICES PARA CATEGORIZACIÓN DE PLAGUICIDAS

5.2.1. Bloque I: Herramientas para evaluar el potencial de lixiviación de plaguicidas

A partir de la aplicación de los tres índices se generó una matriz de comparación entre éstos (Tabla 26). Posteriormente se procedió a discutir cada índice por separado para finalmente realizar una reseña sobre el Bloque I.

Tabla 26 - Herramientas para evaluar el potencial de lixiviación de plaguicidas.

PLAGUICIDA	FAT global y FR		GUS	GWCP
AZOXISTROBINA	Muy probable.	MOVIL	MODERADO	BAJO
EPOXICONAZOL	Muy probable.	MOVIL	ALTO	BAJO
2,4 D	Muy improbable.	MOVIL	ALTO	MODERADO
ATRAZINA	Probable.	MOVIL	ALTO	MODERADO
CLETODIM	Muy improbable.	MOVIL	BAJO	BAJO
DICAMBA	Muy improbable.	MOVIL	BAJO	BAJO
GLIFOSATO	Muy improbable.	MOVIL	BAJO	BAJO
METSULFURON METIL	Muy improbable.	MOVIL	MODERADO	BAJO
PARAQUAT	Muy probable.	MOVIL	ALTO	MODERADO
SAFLUFENACIL	Muy improbable.	MOVIL	MODERADO	BAJO
CIPERMETRINA	Muy improbable.	MUY INMOVIL	BAJO	BAJO
CLORPIRIFOS	Muy probable.	MOVIL	BAJO	BAJO
DIAZINON	Muy improbable.	MOVIL	BAJO	BAJO
ENDOSULFAN	Muy probable.	MOVIL	MODERADO	BAJO
LAMBDAIALOTRINA	Muy improbable.	MUY INMOVIL	BAJO	BAJO

1) GUS (Groundwater Ubiquity Score)

El índice GUS (Groundwater Ubiquity Score) es una herramienta ampliamente empleada para clasificar a los plaguicidas en función de su potencial de lixiviación hacia el agua subterránea. Este índice relaciona la persistencia (vida media, $t_{1/2}$) y adsorción (Koc) de los compuestos químicos en el suelo (Kerle et al., 1996) y utiliza una función empírica obtenida a partir de concentraciones de plaguicidas detectados en las aguas subterráneas.

El destino de los plaguicidas en el ambiente constituye un complejo proceso influenciado por sus propiedades fisicoquímicas, las prácticas de manejo, las condiciones climáticas, las propiedades del suelo y del agua (Spadotto et al., 2002). Por tanto, la cantidad de plaguicida lixiviado que puede llegar al agua subterránea depende del tiempo de tránsito a través de la zona no saturada (tiempo requerido por los plaguicidas para viajar desde la superficie hasta una determinada profundidad del perfil del suelo) y de la capacidad de los suelos para retardar o atenuar el movimiento de los plaguicidas (Sanderson & Lowe, 2002). La principal crítica que recibe el GUS es que se basa solamente en propiedades de los plaguicidas sin incorporar propiedades del suelo (Dalpiaz & Andriulo, 2017).

Como puede observarse en la matriz comparativa, los ingredientes activos con alto potencial de lixiviación son *atrazina* > *paraquat* > *2,4 D* > *epoxiconazol* seguidos de *saflufenacil* > *endosulfan* > *metsulfuron metil* con potencial moderado y justamente son éstos los plaguicidas cuya relación DT50/Koc es de mayor magnitud (Tabla 27). Un plaguicida tendrá más posibilidades de

alcanzar las aguas subterráneas si es persistente (mayor vida media) y si es poco retenido en suelos (Koc bajo).

Tabla 27 - Relación entre el GUS, la vida media y el Koc.

PLAGUICIDA	GUS	DT50 suelo/Koc
AZOXISTROBINA	MODERADO	305,60
EPOXICONAZOL	ALTO	744,71
2,4 D	ALTO	738,46
ATRAZINA	ALTO	750,00
CLETODIM	BAJO	1,50
DICAMBA	BAJO	132,52
GLIFOSATO	BAJO	22,90
METSULFURON METIL	MODERADO	154,56
PARAQUAT	ALTO	2811,49
SAFLUFENACIL	MODERADO	344,47
CIPERMETRINA	BAJO	0,27
CLORPIRIFOS	BAJO	70,07
DIAZINON	BAJO	30,21
ENDOSULFAN	MODERADO	245,71
LAMBDAIALOTRINA	BAJO	1,05

II) Factor de Atenuación (FA) y Factor de Retardo (FR)

Los índices desarrollados por Rao et al. (1985) determinan la contaminación potencial del agua subterránea basados en el riesgo de lixiviación de los plaguicidas, incluyendo como parámetros no sólo las propiedades ya utilizadas por el GUS, sino también cualidades del suelo y características climáticas de la región.

El *Factor de atenuación (FA)* estima la fracción de plaguicida aplicado a la superficie que se lixivia a través del perfil del suelo, en base a la profundidad del horizonte de suelo considerado, el contenido de agua a capacidad de campo, la recarga neta de agua subterránea, la vida media de los plaguicidas en el suelo. El *Factor de Retardo (FR)* determina la movilidad de los plaguicidas y es definido en base a la densidad aparente del suelo, el contenido de carbono orgánico edáfico, el coeficiente de partición en carbono orgánico y el contenido de humedad en el suelo a capacidad de campo.

La inclusión de todos estos factores implica que el valor de FA y FR depende del terreno donde se apliquen. Cuando se estudia una región amplia, esta particularidad hace posible la construcción de mapas de riesgo que permiten visualizar las áreas de mayor riesgo de contaminación potencial (Bedmar et al., 2015).

Diversos autores han utilizado frecuentemente estos índices y en muchos casos la predicción ha sido validada en campos con monitoreos ambientales (Giambelluca et al., 1996; Díaz-Díaz, 1998, Paraiba & Spadotto, 2002; Sanderson y Lowe, 2002; Natale et al., 2002; Bernard et al., 2005; Kookana et al., 2005; Gianelli et al., 2010; Bedmar et al., 2015).

En la matriz comparativa se exponen los resultados del FAT global para la localidad de Chabás. Los cálculos de FR (Anexo II, Tabla II.1) indicaron que la mayoría de los ingredientes activos

evaluados son móviles en la matriz suelo. Sin embargo, al complementar el caso de estudio con el FA, considerando los cuatro horizontes superiores del suelo, dando un perfil edáfico de 95 cm, solamente cinco compuestos presentaron un riesgo de lixiviación muy probable: **paraquat > epoxiconazol > clorpirifos > azoxistrobina > atrazina**.

Para verificar cómo varían los índices según las características del suelo y las condiciones climáticas de la región, se evaluaron los mismos plaguicidas para la localidad de Mar del Plata (INTA, 2002) (Anexo II, Tabla II.2). Se obtuvieron los mismos resultados de movilidad con los cálculos de FR pero el FAT global solamente indicó una alta probabilidad de lixiviación para tres ingredientes activos: **paraquat > epoxiconazol > clorpirifos** (Tabla 28).

La velocidad a la cual lixivian los plaguicidas a través de la zona no saturada o vadosa, y la proporción de plaguicida aplicado que alcanza el agua subterránea, está fuertemente relacionada al flujo promedio de agua (recarga), así como a su variabilidad temporal (Giambelluca et al., 1996), por lo que la diferencia encontrada en el FAT puede fundamentarse en que en Mar del Plata el régimen pluviométrico es menor, dando una recarga neta (q) mucho más chica que la calculada para Chabás; 0,03 cm.día⁻¹ contra 0,17 cm.día⁻¹.

Tabla 28 - Variación del FAT global según las características del sitio.

PLAGUICIDA	FAT global Chabás.	FAT global Mar del Plata
AZOXISTROBINA	Muy probable.	Probable.
EPOXICONAZOL	Muy probable.	Muy probable.
2,4 D	Muy improbable.	Muy improbable.
ATRAZINA	Probable.	Muy improbable.
CLETODIM	Muy improbable.	Muy improbable.
DICAMBA	Muy improbable.	Muy improbable.
GLIFOSATO	Muy improbable.	Muy improbable.
METSULFURON METIL	Muy improbable.	Muy improbable.
PARAQUAT	Muy probable.	Muy probable.
SAFLUFENACIL	Muy improbable.	Muy improbable.
CIPERMETRINA	Muy improbable.	Muy improbable.
CLORPIRIFOS	Muy probable.	Muy probable.
DIAZINON	Muy improbable.	Muy improbable.
ENDOSULFAN	Muy probable.	Muy improbable.
LAMBDAIALOTRINA	Muy improbable.	Muy improbable.

III) Groundwater Contamination Potential (GWCP)

El índice GWCP (Groundwater Contamination Potencial), está basado en la integración de otros dos índices. El primero de ellos es el SLPI (Soil Leaching Potential Index) que estima la capacidad del suelo para atenuar la lixiviación del plaguicida y su vulnerabilidad, utilizando para ello algunas propiedades del suelo tales como el contenido de materia orgánica, textura y el pH. El segundo índice, PLPI (Pesticide Leaching Potential Index) estima el potencial del plaguicida para lixiviar hacia el acuífero empleando propiedades de los plaguicidas como el Koc, la vida media del plaguicida en el suelo, la tasa de aplicación (cantidad de ingrediente activo por hectárea) y el momento de aplicación (preemergencia o postemergencia del cultivo de referencia) (Dalpiaz et al., 2018).

En la matriz comparativa se puede observar que según los cálculos realizados para el GWCP (Anexo II, Tabla II.3), los ingredientes activos varían entre riesgo de lixiviación bajo o moderado. Sin embargo, teniendo en cuenta que la validación del índice se llevó a cabo en suelos de la costa este de los Estados Unidos, algunos autores argentinos decidieron reformularlo para aplicarlo a los suelos de la región pampeana del país y darle mayor sensibilidad al índice original (Dalpiaz, 2015; Dalpiaz & Andriulo, 2017; Dalpiaz et al., 2018).

De esta manera, el índice *GWCPm* contiene dos modificaciones introducidas conjuntamente: para la MO el factor de peso se redujo a 6 y se adaptaron los intervalos de MO a los contenidos presentes en la región (Anexo II, Tabla II.4) y se incluyó el flujo preferencial (FP) como factor en los suelos con presencia de horizonte Bt. A este último se le asignó un factor de valoración de 2, y se lo calculó realizando un cociente entre el contenido de arcilla del horizonte más iluviado (horizonte Bt) y el más eluviado (horizonte A). Al valor obtenido de este cociente se le asignó un valor de puntuación (Anexo II, Tabla II.5), se lo multiplicó por el factor de valoración y se sumó en la ecuación SLP Valor, quedando ésta como se describe a continuación:

$$SPL \text{ valor} = \text{valor MO} + \text{valor Textura} + \text{valor pH} + \text{valor FP} \quad (26)$$

Al introducir estos cambios, los riesgos de lixiviación obtenidos son mayores (Tabla 29).

Tabla 29 - Comparación entre GWCP y GWCP modificado.

PLAGUICIDA	GWCP	GWCPm
AZOXISTROBINA	BAJO	MODERADO
EPOXICONAZOL	BAJO	MODERADO
2,4 D	MODERADO	ALTO
ATRAZINA	MODERADO	ALTO
CLETODIM	BAJO	BAJO
DICAMBA	BAJO	MODERADO
GLIFOSATO	BAJO	MODERADO
METSULFURON METIL	BAJO	BAJO
PARAQUAT	MODERADO	ALTO
SAFLUFENACIL	BAJO	BAJO
CIPERMETRINA	BAJO	BAJO
CLORPIRIFOS	BAJO	MODERADO
DIAZINON	BAJO	MODERADO
ENDOSULFAN	BAJO	MODERADO
LAMBDAIALOTRINA	BAJO	BAJO

Los programas de monitoreo constituyen una herramienta fundamental para detectar la presencia de plaguicidas en el agua subterránea. Sin embargo, debido al elevado costo y tiempo necesario para llevar a cabo dichas técnicas, en los últimos años se han desarrollado diversas metodologías basadas en índices e indicadores (Oliveira et al., 2001), las cuales estiman el potencial de lixiviación de los plaguicidas y el riesgo de impacto en el agua subterránea. Dicha información constituye una herramienta que puede ayudar en la toma de decisiones y/o de control para la selección de plaguicidas, estrategias de manejo de plagas asociadas a los cultivos y/o sistemas de producción que minimicen el riesgo de impacto ambiental (Gianelli & Bedmar, 2017).

El principal problema que presentan es que para su cálculo generalmente se utilizan valores de Koc y vida media en suelo que proceden de bases de datos internacionales, obtenidos mayoritariamente a partir de ensayos de laboratorio realizados en condiciones de temperatura y humedad específica y con actividad microbiana óptima. En consecuencia, estos parámetros constituyen una simplificación del tiempo de residencia y de la degradación de plaguicidas en acuíferos; y tal situación puede conducir a la obtención de resultados erróneos, en especial cuando la aplicación de plaguicidas evaluada se realiza sobre suelos arenosos con escasa materia orgánica (Candela, 2003).

5.2.1.1. Bloque I: Discusión de resultados

Dentro de los índices evaluados como herramientas para estimar el potencial de lixiviación de los plaguicidas, el GUS es el que resulta más sencillo de calcular y que requiere solamente dos parámetros que pueden conseguirse fácilmente. En la matriz comparativa del *Bloque I* puede observarse que los resultados obtenidos siguen un patrón similar al de los otros índices de mayor complejidad de cálculo. Sin embargo, cuando se considera la adaptación del GWCP a las condiciones nacionales (GWCPm), la situación cambia y se aumenta la sensibilidad del índice.

Dalpiaz & Andriulo (2017), realizaron un estudio de comparación entre índices de lixiviación aplicándolos a glifosato y AMPA. La predicción basada solamente en las propiedades de los plaguicidas (GUS) fue de no lixiviable, al igual que la encontrada por el presente trabajo. La comparación de este resultado con el estudio de campo no fue satisfactoria dado que estas moléculas fueron detectadas en el drenaje de los lisímetros, y también se encontraron en el lixiviado de muchos suelos del mundo (Borggaard & Gimsing, 2008; Battaglin et al., 2014). Su pretendida aplicabilidad universal para clasificar al glifosato como no lixiviable no es tal.

Cuando se incluyó la capacidad de atenuación del suelo en su cálculo, el índice global FAT también indicó improbabilidad de lixiviación, inclusive cuando aplicaron situaciones de recarga máxima e independientemente del tipo de suelo ensayado. Gianelli et al. (2010) aplicaron el FAT en el sudeste bonaerense y encontraron resultados similares para los herbicidas atrazina y glifosato. Tampoco el valor de Koc utilizado para glifosato, obtenido para condiciones locales, fue capaz de cambiar la categoría de movilidad del herbicida. Por lo tanto, concluyeron que este índice, tampoco podía considerarse apto para realizar estimaciones sobre riesgo de lixiviación de plaguicidas debido a su baja sensibilidad. El índice GWCPm, que utiliza en su cálculo dosis, momento y frecuencia de aplicación, juntamente con las propiedades de los plaguicidas, resultó más acorde con los datos experimentales obtenidos en los lisímetros. A diferencia del índice FAT, GWCPm mostró la diferente capacidad de atenuación inherente a cada tipo de suelo y que, en los suelos de capacidad menor, a iguales dosis de plaguicidas, el potencial de contaminación del agua subterránea fue mayor. Resultados similares fueron obtenidos por Raphael et al. (2013) en suelos de textura franca a franco arenosa del sudoeste de Nigeria. Consecuentemente, si bien requiere un tratamiento de datos mayor, el GWCPm es el índice más consistente con estudios experimentales.

Los índices son útiles para comparar entre distintos programas de control de plagas, pero deberían complementarse con otros métodos para una toma de decisiones adecuada a mayor escala. Esto podría incluir un monitoreo ambiental de plaguicidas, en suelos, aguas superficiales y subterráneas, y/o simulación y aplicación de modelos de predicción de efectos.

5.2.2. Bloque II: Herramientas para evaluar el impacto ambiental por plaguicidas

En la Tabla 30 se presenta la matriz de comparación generada entre las herramientas para evaluar impacto ambiental. Los resultados se ordenan de menor a mayor según el EIQ para mostrar la discordancia o tendencia entre los mismos. En los apartados siguientes se discute cada uno de los índices por separado para luego abordar una discusión sobre el Bloque II.

Tabla 30 - Herramientas para evaluar el impacto ambiental por plaguicidas.

PLAGUICIDA	EIQ	IAT	VIA	TIC TAMBO	RIPEST
CLETODIM	19,27	MUY BAJO	MEDIO		0
SAFLUFENACIL	20,90	BAJO	BAJO	MEDIANO	0
DICAMBA	24,60	BAJO	BAJO	MEDIANO	0
METSULFURON METIL	25,27	MEDIO	MEDIO	BAJO	0
LAMBDAIALOTRINA	32,13	MEDIO	MUY ALTO	MEDIANO	0,07
GLIFOSATO	34,73	MUY ALTO	MEDIO	MEDIANO	0,03
ATRAZINA	36,27	MEDIO	ALTO	ALTO	0,04
CIPERMETRINA	36,33	MUY ALTO	MUY ALTO	MEDIANO	0,06
2,4 D	39,00	MEDIO	MEDIO	MEDIANO	0,06
DIAZINON	44,73	MEDIO	MUY ALTO		0,22
AZOXISTROBINA	45,80	BAJO	ALTO	MEDIANO	0
ENDOSULFAN	52,13	ALTO	MUY ALTO	ALTO	0,49
CLORPIRIFOS	58,33	ALTO	MUY ALTO	ALTO	1
PARAQUAT	59,13	ALTO	MUY ALTO	MEDIANO	0,19
EPOXICONAZOL	73,00	BAJO	ALTO	MEDIANO	0

1) EIQ

El EIQ ha sido usado para organizar la extensa información toxicológica y de destino ambiental de plaguicidas disponible y convertirla en información útil en el campo, especialmente a la hora elegir la mejor opción entre distintas alternativas productivas. Fue desarrollado especialmente para evaluar el impacto de los plaguicidas en la producción hortícola y frutícola (Mansilla Ferro, 2017). Como se describió en la metodología, existe el EIQ teórico y el EIQ de campo.

Utilizando el EIQ de campo, los agricultores pueden incorporar estos efectos junto con la eficacia del producto y los costos al proceso de toma de decisiones. Dentro de lo que es el manejo integrado, se puede comparar el impacto ambiental de distintas estrategias (Kovach et al., 1992). Ha sido ampliamente usado por productores del Estado de Nueva York y a nivel mundial, con fines de marketing para distintos productos (Dushoff et al., 1994; Macharia et al., 2009) y numerosos investigadores lo han evaluado o adaptado para sus propios esquemas de calificación de riesgo (Van der Werf, 1996; Finizio et al., 2001; Reus et al., 2002; Vercruyse & Steurbaut, 2002; Muhammetoglu & Uslu, 2007; Stenrod et al., 2008; Muhammetoglu et al., 2010; Sorgan et al., 2010; Labite et al., 2011; Sande et al., 2011)

En los resultados presentados en la matriz comparativa de Índices de Impacto Ambiental, se encuentran los valores correspondientes al EIQ teórico, si estar considerando las dosis de aplicación ni el número de aplicaciones².

De esta manera, se puede observar que, de los quince plaguicidas estudiados, los cinco que obtuvieron mayores índices fueron en general fungicidas e insecticidas (**epoxiconazol > paraquat > clorpirifos > endosulfan > azoxistrobina**). Esto tiene una explicación dada por la propia fórmula de cálculo del EIQ teórico en la cual la importancia relativa de los factores depende en gran medida de por qué otros factores se multiplican y los criterios utilizados para cuantificar esos factores. En el componente trabajador agrícola, el valor de toxicidad crónica, C, siempre se multiplica por el valor de toxicidad dérmica. Por lo tanto, incluso un compuesto con efectos conocidos a largo plazo sobre la salud humana no se consideraría un riesgo importante para los trabajadores agrícolas a menos que también mostrara efectos dérmicos agudos en ensayos con animales.

Del mismo modo, los efectos de las aguas subterráneas se basan únicamente en el potencial de lixiviación estimado, sin factores que lo multipliquen ni ponderen de alguna manera, por lo que la importancia estimada de los efectos de las aguas subterráneas es mínima y no depende de la toxicidad de la sustancia. En cambio, la toxicidad de las aves y de las abejas se multiplica por un factor de tres y la toxicidad para los artrópodos benéficos siempre se multiplica por un factor de cinco. Los tres se multiplican por un término que refleja la persistencia en el medio ambiente. Por lo tanto, la contribución de la toxicidad sobre organismos benéficos al EIQ varía entre 5 y 125, mientras que la contribución de los efectos de las aguas subterráneas varía entre 1 y 5.

En la Figura 4 se observa el EIQ teórico de los plaguicidas dividido en sus subcomponentes trabajador agrícola, consumidor y ecosistema. Se puede apreciar que como el componente con más peso otorgado es el de artrópodos, seguido por el de abejas y aves, la contribución terrestre del componente ecológico gobierna el valor del índice.

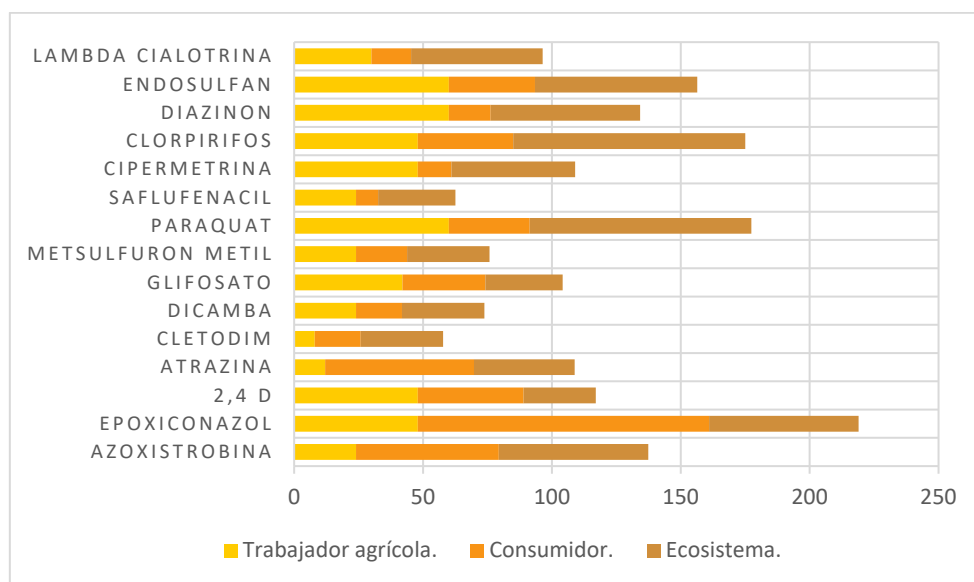


Figura 4 - EIQ teórico diferenciado en sus tres subcomponentes.

² Se calculó el EIQ teórico para fines comparativos entre índices. Pero este índice tiene el potencial de calcularse para situaciones específicas mediante el EIQ de campo.

Según los resultados obtenidos (Anexo II, Tabla II.6) (Figura 5), los fungicidas azoxistrobina y epoxiconazol presentan la mayor toxicidad para peces. Las aves, se ven sumamente afectadas por el herbicida paraquat y el insecticida clorpirifos, seguido por el endosulfan y el diazinon. Mientras que, para las abejas, el paraquat es tan tóxico como los insecticidas. Los artrópodos se ven igualmente perjudicados por fungicidas e insecticidas.

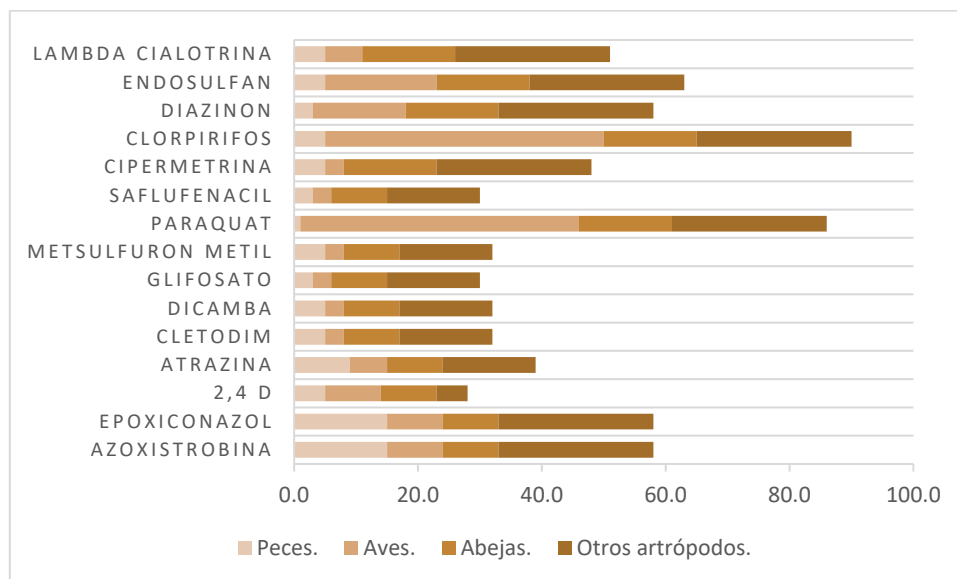


Figura 5 - Contribución de cada factor al subcomponente ecológico.

Todas las suposiciones de la fórmula de EIQ hacen que el resultado final sea muchas veces engañoso como herramienta de gestión (Dushoff et al., 1994) ya que se multiplica la toxicidad por la vida media del plaguicida. Este es un enfoque razonable en principio, sin embargo, multiplicar los dos factores no es apropiado para las clasificaciones cualitativas utilizadas por el autor, dado que de esta manera un plaguicida no tóxico que persiste en plantas o suelo puede recibir un EIQ más alto que un plaguicida tóxico menos persistente.

Para comparar cuantitativamente los plaguicidas, es necesario tener en cuenta la naturaleza del compuesto y la cantidad aplicada. Kovach et al. (1992) multiplicaron cada EIQ teórico por la dosis de ingrediente activo para obtener un EIQ de campo para cada uno y, además, a la hora de estimar el riesgo asociado a un programa de control de plagas, sumaron los EIQ de campo para cada agroquímico utilizado conjuntamente. Por lo tanto, supusieron que duplicar la cantidad de plaguicidas aplicada duplicaría la cantidad de daños ambientales y que el daño causado por dos plaguicidas aplicados juntos podría obtenerse sumando la cantidad de daño que cada uno haría por separado (efectos aditivos). En general, estas suposiciones no son válidas. Las curvas de respuestas de plaguicidas rara vez son lineales (Streibig et al. 1993) y las interacciones entre plaguicidas son comunes, dándose generalmente efectos sinérgicos (Newman & Unger, 2002; Munkegaard et al., 2008; Zhou et al., 2011; Demetrio, 2012).

Sumado a esto, Mendoza et al., 2014 critica que no es posible distinguir entre un producto inocuo y uno de baja toxicidad. En el EIQ teórico ninguna sustancia puede recibir una calificación <1 en ninguna categoría. Esto es un problema porque las calificaciones se escalan por niveles de aplicación al calcular el EIQ de campo. Una aplicación de varios litros por hectárea de una sustancia no tóxica a menudo tendrá un EIQ de campo más alto que una sustancia tóxica que se aplique en menor dosis. De esta manera, los defensores del actual modelo agropecuario utilizan el EIQ de campo para criticar los productos utilizados en la agricultura orgánica (Malacarne,

2015). Ya en 1994, Dushoff et al., criticaron el método EIQ, señalando estos problemas conceptuales con el enfoque y fueron reconocidos por Levitan et al., 1995.

Finalmente, cabe aclarar que los EIQ teóricos informados se obtuvieron realizando el cálculo correspondiente para cada plaguicida con una búsqueda propia de datos de entrada como se estableció en la metodología del presente trabajo. Al compararlos con los informados como ejemplo en la publicación de desarrollo del índice se observaron diferencias ya que Kovach et al., (1992) utilizaron una base de datos para determinar el impacto sobre artrópodos benéficos (SELCTV, Theiling & Croft, 1988), mientras que el impacto sobre las abejas lo determinaron usando Tablas de Morse. Los valores potenciales de lixiviación, de escorrentía y vida media en el suelo del plaguicida los obtuvieron de la base de datos de suelos del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos y luego con el software GLEAMS³, mediante simulación y aplicación de modelos estadísticos, clasificaron los plaguicidas de acuerdo con el riesgo de lixiviación y escorrentía, en alto, medio y bajo. Además, actualmente, la Universidad de Cornell en su sitio web cuenta con una tabla de consulta que informa los EIQ teóricos de cada ingrediente activo y una calculadora para determinar el EIQ de campo (<https://nysipm.cornell.edu/eiq/calculator-field-use-eiq/>).

En la Tabla 31 se muestra la comparación entre los datos calculados en el presente trabajo, los determinados por Kovach et al., 1992 y los informados en la actualidad en el sitio web mencionado anteriormente.

II) IAT

Fernandez et al., 2003, desarrolló el indicador de Impacto Ambiental Total para realizar una valoración por contaminación de plaguicidas en la cuenca del Río Mendoza. Es por esto por lo que en su concepción tiene el término de *consumo* que puede considerarse una limitación para la aplicación amplia y no sitio-específica para la toma de decisiones.

En el IAT el *consumo* se valora considerando a las sustancias más o menos aceptadas y utilizadas por el consumidor en la zona de estudio. Como este parámetro multiplica a toda la ecuación, aquellos productos de gran demanda tendrán un IAT mayor, aunque tengan una toxicidad más baja que un compuesto nuevo que quiera ingresar a competir en el mercado de fitosanitarios.

Los resultados plasmados en la matriz comparativa son los obtenidos teniendo en el uso de plaguicidas en la localidad de Chabás (Anexo II, Tabla II.7a), pero para evidenciar la situación comentada se procedió a recalcular el índice normalizándolo por el consumo y adaptando la categorización de impacto (Anexo II, Tabla II. 7b) (Tabla 32).

³ El modelo GLEAMS (Efectos del manejo de los sistemas agrarios en la contaminación de las aguas subterráneas) ha sido desarrollado para simular a escala de campo agrícola y en la zona radicular el movimiento del agua, sedimentos, plaguicidas y nutrientes (Nitrogeno y Fósforo principalmente) para cualquier combinación de suelo, clima y manejo del cultivo. Este modelo proviene a partir de otros desarrollos previos desarrollados desde 1984 hasta la versión más actual la 3.0, y se ha evaluado para diversos escenarios de clima, y suelo del mundo. Actualmente se lo puede encontrar integrado al software RZWQM (DeMars et al., 2018)

Tabla 31 - Comparación entre el EIQ teórico calculado (Anexo II. Tabla II.6) y los valores teóricos informados por la Universidad de Cornell.

PLAGUICIDA	EIQ teórico calculado.	EIQ teórico Kovach et al., 1992	EIQ literatura.
AZOXISTROBINA	45,80	-	26,92
EPOXICONAZOL	73,00	-	57,70
2,4 D	39,00	-	16,70
ATRAZINA	36,27	-	22,85
CLETODIM	19,27	-	17,00
DICAMBA	24,60	-	26,33
GLIFOSATO	34,73	32,40	15,33
METSULFURON METIL	25,27	-	22,67
PARAQUAT	59,13	70,00	24,73
SAFLUFENACIL	20,87	-	24,01
CIPERMETRINA	36,33	-	36,35
CLORPIRIFOS	58,33	52,80	26,85
DIAZINON	44,73	34,20	44,03
ENDOSULFAN	52,13	-	38,55
LAMBDA CIALOTRINA	32,13	-	44,17

Cuando se elimina la ponderación dada por el nivel de utilización del plaguicida en la región, se obtiene una escala diferente en la que los compuestos presentan mayor impacto ambiental. Esta adaptación representaría un índice más amplio (sin dependencia del sitio de aplicación), y más protector del ambiente.

Tabla 32 - Categorización comparativa entre IAT y IAT normalizado por consumo.

PLAGUICIDA	IAT	IAT normalizado
AZOXISTROBINA	BAJO	ALTO
EPOXICONAZOL	BAJO	MUY ALTO
2,4 D	MEDIO	ALTO
ATRAZINA	MEDIO	ALTO
CLETODIM	MUY BAJO	ALTO
DICAMBA	BAJO	MEDIO
GLIFOSATO	MUY ALTO	ALTO
METSULFURON METIL	MEDIO	MUY ALTO
PARAQUAT	ALTO	MUY ALTO
SAFLUFENACIL	BAJO	MEDIO
CIPERMETRINA	MUY ALTO	ALTO
CLORPIRIFOS	ALTO	MUY ALTO
DIAZINON	MEDIO	MUY ALTO
ENDOSULFAN	ALTO	MUY ALTO
LAMBDA CIALOTRINA	MEDIO	MUY ALTO

Hay que tener en cuenta que para la elaboración del Índice Ambiental Total (IAT), Fernandez et al. (2003) debió seleccionar elementos, elaborar escalas para cada uno de ellos, y ponderar elementos según criterios generados con el apoyo de especialistas consultados a tal fin, particularmente de ingenieros agrónomos del Proyecto DGI/FAO. La totalidad de los factores

considerados, así como el tratamiento que de ellos se realizó, pueden ser considerados como factibles de ser mejorados (Fernandez et al., 2003).

III) VIA

Schaaf, (2015) desarrolló el indicador de Valoración del Impacto Ambiental (VIA) tomando como base el Índice Ambiental Total (IAT) de Fernández et al., 2003 y su propia idea de mejorar los factores considerados o el tratamiento de datos.

La ecuación que permite el cálculo de VIA, dividida en sus tres subcomponentes: ecotoxicología, toxicología humana y comportamiento ambiental, puede adquirir un valor máximo de 75 (que posteriormente se pondera por 10). Sin embargo, esto no significa que cada término aporte 25 al total. Los autores decidieron que la ecotoxicología y la toxicidad humana sean quienes gobiernen este índice (Figura 6), con un valor máximo de 30 y 26 respectivamente.

Como cada subcomponente contiene solamente una suma de factores, no se le otorga mayor peso a determinada matriz u organismo, permitiendo una evaluación general y adaptable a diferentes escenarios, entendiendo que la problemática de los plaguicidas no debe centrarse solamente en la toxicidad aguda sobre el ser humano (actual información brindada en las etiquetas).

Es por esto por lo que en los resultados (Anexo II, Tabla II.8) encontramos ingredientes activos con impacto ambiental muy alto (lambdacialotrina, cipermetrina, diazinón, endosulfan, clorpirifos y paraquat) aunque no sean compuestos clasificados en la categoría de mayor peligrosidad de la OMS. De hecho, la mayoría son plaguicidas moderadamente peligrosos (Clase II, considerados nocivos para el hombre).

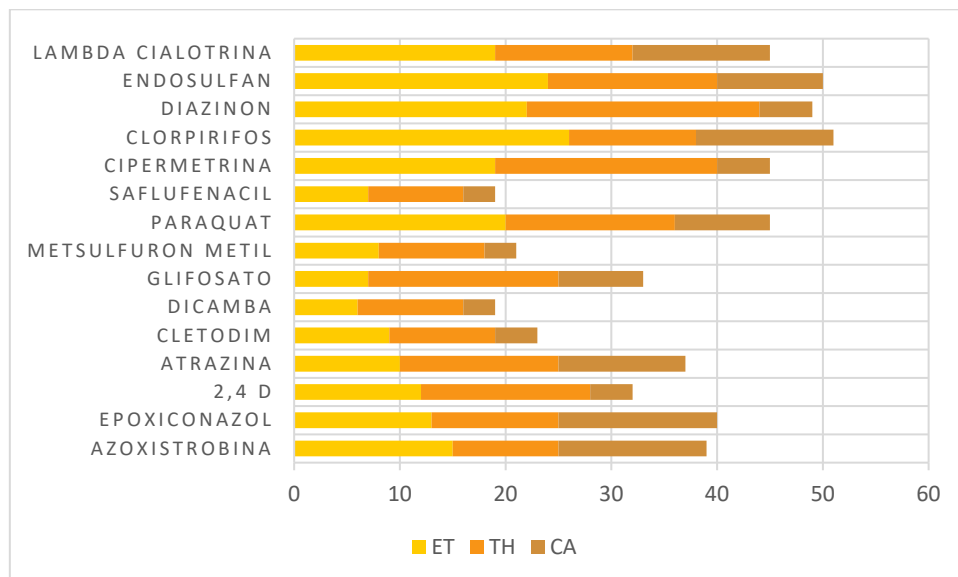


Figura 6 - Contribución de cada término al valor obtenido de índice VIA para cada plaguicida. Los cálculos correspondientes se encuentran en el Anexo II. Tabla II.8.

IV) TIC TAMBO

La plataforma online TIC TAMBO permite calcular de manera sencilla los efectos de los plaguicidas que pueden emplearse durante el ciclo de un cultivo, posibilitando la planificación y

selección de ingredientes activos menos tóxicos para el ambiente. Como ya se mencionó anteriormente, el desarrollo de TIC TAMBO tiene al indicador Ipest como base.

El desarrollo del indicador Ipest se fundamenta en el hecho de que el impacto de un plaguicida sobre el ambiente depende de la presencia de cierta cantidad de plaguicida, de su toxicidad y de las pérdidas del compuesto por deriva, volatilización, escorrentía o lixiviación. En esa medida, el indicador posee los cuatro módulos de análisis – descritos en la metodología, que pueden ser considerados individualmente o agruparse (Roussel et al., 2000). Como se puede ver, esta estructura modular presenta varias ventajas. En primer lugar, se puede tener acceso a un indicador global o a un indicador individual para cada módulo. En segundo lugar, el modo de agrupación de los módulos puede cambiar e incluso nuevos módulos pueden ser agregados según la disponibilidad de datos y del entendimiento del impacto del plaguicida (Guaiteiro Díaz et al., 2010).

TIC TAMBO permite evaluar todas las variables de entrada del Ipest pero solamente le pide al usuario que introduzca la dosis y características del sitio de aplicación. De esta manera, se tiene en cuenta el riesgo de escorrentía, riesgo de aplicación y la toxicidad sin necesitar introducir ninguna propiedad específica del plaguicida.

Los resultados expuestos en la matriz comparativa muestran que este indicador no es tan conservador como los otros índices y la mayoría de los plaguicidas utilizados implicarían un riesgo medio al usarse de forma individual. Además, tiene la desventaja de solamente poder estimar el riesgo para los plaguicidas y cultivos cargados en la base de datos de la plataforma y utilizando dosis preestablecidas.

V) RIPEST

El RIPEST, al igual que el TIC TAMBO utiliza la lógica difusa y requiere pocos datos de entrada, sencillos de conseguir desde el punto de vista agronómico. La evaluación de riesgo que hace esta plataforma se informa expresada en tres indicadores: I (insectos), M (mamíferos) y P (riesgo ecotoxicológico combinado de plaguicidas).

Para generar los valores de salida, la plataforma relaciona simplemente la dosis aplicada de determinado plaguicida con su toxicidad para abejas y ratas. Esto demuestra que se trata de un software pensado con interés productivo, que se enfoca en polinizadores (artrópodos benéficos) y trabajadores agropecuarios; sin considerar el riesgo ambiental sobre otros compartimentos del ecosistema.

Sin embargo, el enfoque difuso utilizado por el RIPEST origina puntuaciones que implican la distancia entre los valores observados y los valores de referencia, en lugar de un valor absoluto (Acosta Alba & Van der Werf, 2011). En comparación con otros indicadores basados en cantidades aplicadas, que pueden dar lugar a conclusiones ambiguas o incorrectas (Möhring et al., 2019), RIPEST tiene la ventaja de utilizar un indicador basado en la toxicidad que sigue un enfoque de cociente de peligro (Ferraro et al., 2020). Con indicadores como el EIQ, existían preocupaciones relacionadas con cálculos numéricos con valores ordinales, el socavamiento de importantes factores de riesgo de plaguicidas, la falta de datos justificativos para asignar algunos valores de riesgo parciales y la fuerte correlación entre la tasa de uso de EIQ y plaguicidas de campo.

5.2.2.1. Bloque II: Discusión de resultados

La matriz comparativa de Índices de Impacto Ambiental se encuentra ordenada de menor a mayor según el EIQ teórico obtenido. Puede observarse que muchos ingredientes activos con EIQ medio obtienen el mayor nivel de impacto según IAT o VIA.

Kovach et al. (1992) definieron la toxicidad crónica en términos de efectos reproductivos, teratogénicos, mutagénicos y oncogénicos. Sin embargo, cada vez hay más pruebas de que los plaguicidas pueden causar daños a largo plazo de otras maneras, en particular a los nervios y al sistema inmunológico (Aiassa et al., 2012; Morales Ovalles et al., 2014). Entonces, una de las diferencias fundamentales en los factores considerados que lleva a que los índices IAT y VIA sean más altos que el EIQ y las plataformas online es la importancia que se le da a la toxicidad humana crónica.

Por otro lado, también difieren en las consideraciones sobre el comportamiento ambiental de la molécula: VIA es el único de los índices que tiene en cuenta la importancia de la bioconcentración y que valora la persistencia en suelo, pero también en agua y sedimentos. De esta manera, *lambda-cialotrina* tiene un EIQ de 32,13, un IAT y un riesgo en TIC TAMBO medio, un P en RIPEST bajo, pero un VIA muy alto.

Los cinco índices son de obtención muy sencilla (Anexo II), pero a la hora de recolectar los datos de entrada, el IAT representó una dificultad mayor por precisar datos sitio-específicos de consumo. Por otro lado, las plataformas online tienen la ventaja de utilizar índices de lógica difusa para cuantificar el riesgo, además de que minimizan el error humano en los cálculos por tener una interfaz amigable de introducción de datos y un software de caja negra que directamente devuelve resultados.

Asimismo, si se elige utilizar alguna de estas herramientas para comunicar a la población los impactos ambientales de los plaguicidas, se considera que los índices que dan una clasificación cualitativa, identificada además con un color característico y una escala de referencia, son más idóneos que un número que, sin contexto, no informa demasiado y puede prestar a confusión originando un efecto contrario al que se desea con tal comunicación.

5.3. CARACTERIZACIÓN DEL RIESGO (Bloque III)

5.3.1. Cociente de Riesgo

En la Tabla 33, figuran los resultados para los cocientes de riesgo para los plaguicidas encontrados en el ambiente según bibliografía científica (atrazina, cipermetrina, clorpirifos, endosulfan y glifosato). En todos los casos se utilizó el menor valor de LC50 (<96 hs) para los datos de toxicidad aguda de la especie que se encontró como más sensible (EPA ECOTOX, 2021) y la máxima concentración ambiental hallada en la matriz a evaluar.

Si los cocientes de riesgo calculados en el caso *del peor escenario ambiental posible* dan mayor a la unidad, se espera mortalidad en los organismos. De esta manera, los resultados obtenidos indican que los **insecticidas** serían los que generarían el mayor impacto en la biota acuática.

Solís (2017), evaluó el impacto de agroquímicos en arroyos de cuencas rurales entre la ciudad de La Plata y Punta Indio. Durante su trabajo estudió la toxicidad aguda y crónica de cipermetrina, clorpirifos, endosulfan y glifosato sobre *Hyalella curvispina* y utilizando la concentración ambiental máxima reportada para cada uno, calculó los cocientes de riesgo correspondientes; encontrando también que los insecticidas serían los responsables del mayor impacto sobre el anfípodo. Unos años antes Agostini, 2013, realizó un análisis de la

peligrosidad de estos mismos plaguicidas sobre larvas de anfibios de la Región Pampeana y encontró la misma prevalencia (Tabla 34).

Tabla 33 - Cocientes de riesgo calculados para atrazina, cipermetrina, clorpirifos, endosulfán y glifosato.

Plaguicidas	ATRAZINA	CIPERMETRINA	CLOPIRIFOS	ENDOSULFAN	GLIFOSATO
CE máxima (µg/ml)	2,2	194	10,8	0,2	660
Referencia	Concoran et al., 2020	Marino & Ronco, 2006	Marino & Ronco, 2005	Etchegoyen et al., 2017	Peruzzo et al., 2008
LC50 (µg/ml)	1,25E+02	1,00E-02	3,00E-01	1,00E-01	1,30E+03
Tiempo	96 hs.	24 hs.	24 hs.	48 hs.	96 hs.
Organismos	<i>Eurytemora affinis</i> . Crustáceo.	<i>Aedes aegypti</i> . Insecto.	<i>Aedes aegypti</i> . Insecto.	<i>Carassius auratus</i> . Pez.	<i>Oncorhynchus mykiss</i> . Pez.
Referencia	Forget-Leray et al., 2005	Rodriguez et al., 2007	Nelson & Evans. 1973	Hashimoto & Nishiuchi, 1981	Mayer & Ellersieck, 1986
RQ	1,76E-02	1,94E+04	3,60E+01	2,00E+00	5,08E-01

Tabla 34 - Cocientes de riesgo obtenidos por otros autores.

Organismo	RQ				Referencia
	Cipermetrina	Clorpirifos	Endosulfán	Glifosato	
<i>Hyalella curvispina</i> .	10,92	28,42	2,3	0,07	Solís, 2017.
<i>H. pulchellus</i> , <i>R. fernandezae</i> y <i>Leptodactylus latrans</i> .	21	3,6	1930	0,3	Agostini, 2013.

Si bien tuvieron diferente valor numérico, hay que recordar que un aumento de su valor absoluto no es proporcional al riesgo y que en realidad se está analizando el peligro asociado a un escenario particular (Solomon & Sibley, 2002). Hay que destacar el valor del RQ como una primera aproximación al riesgo, siendo un paso de gran utilidad para el monitoreo y valoración inicial de sustancias en el marco de una Evaluación de Riesgo Ambiental (ERA); dado que con solo un dato de exposición y toxicidad permite tener una primera ponderación del peligro asociado a la sustancia.

5.3.2. Evaluación de Riesgo Probabilística

Para la Evaluación de Riesgo Probabilística (PERA por sus siglas en inglés), se obtuvieron las DSE (Distribución de Sensibilidad de Especies) y las DCE (Distribución de Concentraciones de Exposición Ambientales). Para la construcción de la DSE se usaron todos los datos de LC50 (<96 hs) reportados de ensayos de laboratorio con agua dulce y especies estándar.

- Atrazina

La DSE (log-normal) acumulada (Figura 7) se estimó mediante 27 valores de LC50, obteniendo una media de 4,068 y un desvío estándar de 0,698. La HC5 estimada es 8,045E02 µg/l (LI90%= 3,085E02 µg/l - LS90%= 1,613E03 µg/l) y la HC50 estimada es 1,169E04 µg/l (LI90%= 6,893E03 µg/l - LS90%= 1,981E04 µg/l).

Estos resultados indican que las aplicaciones de atrazina comúnmente realizadas en los cultivos de la región centro del país serían de riesgo muy bajo para efectos letales en exposiciones agudas para las especies consideradas, ya que la HC5 se encuentra dos órdenes de magnitud por encima del rango de CE relevadas en cuerpos de agua superficial que es 0,10 – 2,18 µg/L.

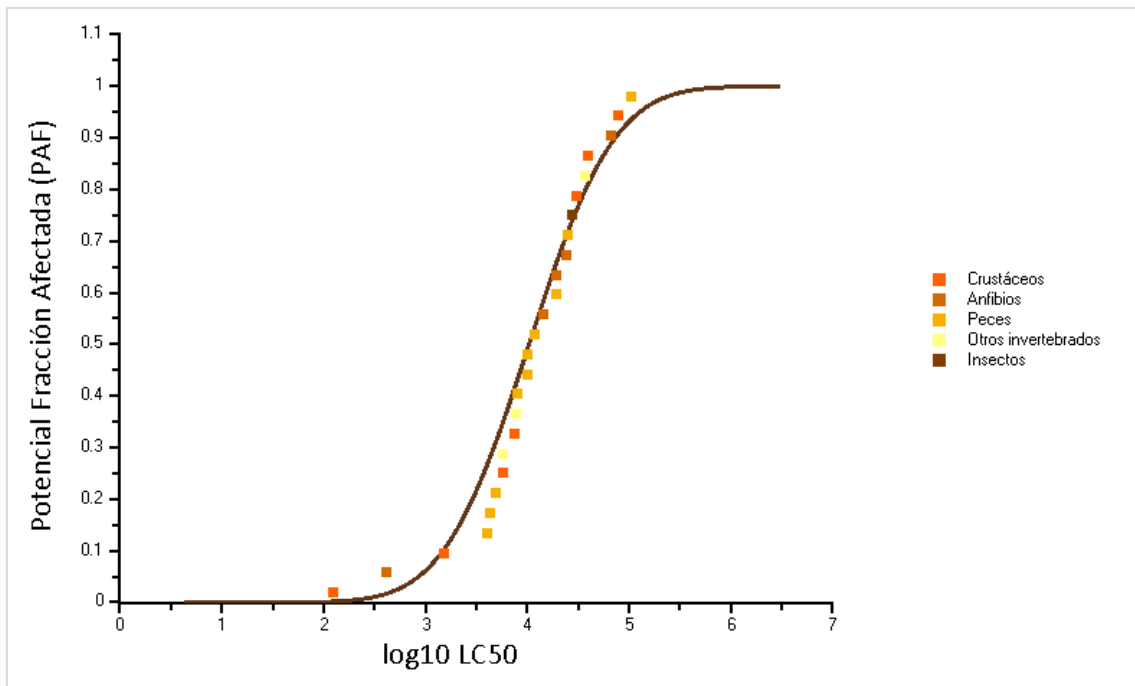


Figura 7 - Distribución de Sensibilidad de Especies (DSE) para agua según valores de toxicidad para atrazina.

La DCE log-normal se estimó mediante 9 datos de concentraciones medidas en cuerpos de agua de la región, teniendo una media de -6,429, y una desviación estándar de 0,638 (Figura 8). Se calculó el Riesgo Ecológico Esperado promedio como el área bajo la Curva de Probabilidad Conjunta siendo < 0,0001 (< 0,01%).

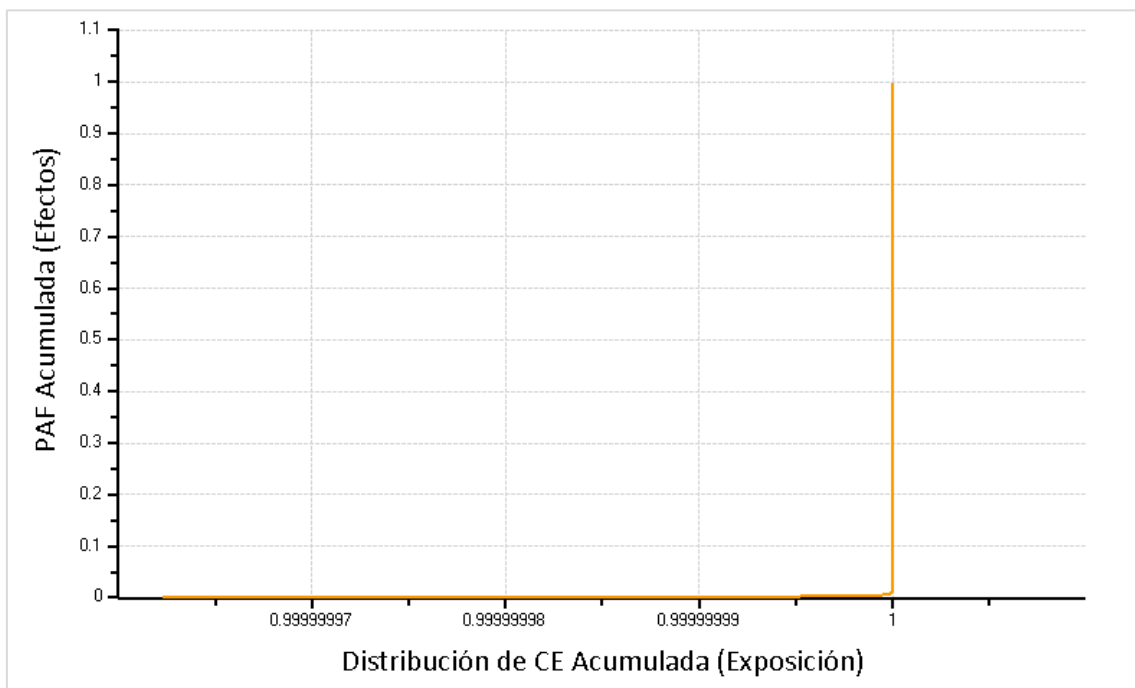


Figura 8 - Curva de Probabilidad Conjunta para atrazina en agua.

- Cipermetrina

La DSE log-normal acumulada (Figura 9) se estimó mediante 15 valores de toxicidad (LC50), teniendo una media de 0,144 y un desvío estándar de 1,037. La HC5 estimada es 0,025 µg/l (LI90%= 0,003 µg/l - LS90%= 0,098 µg/l) y la HC50 estimada es 1,395 µg/l (LI90%= 0,471 µg/l - LS90%= 4,135 µg/l).

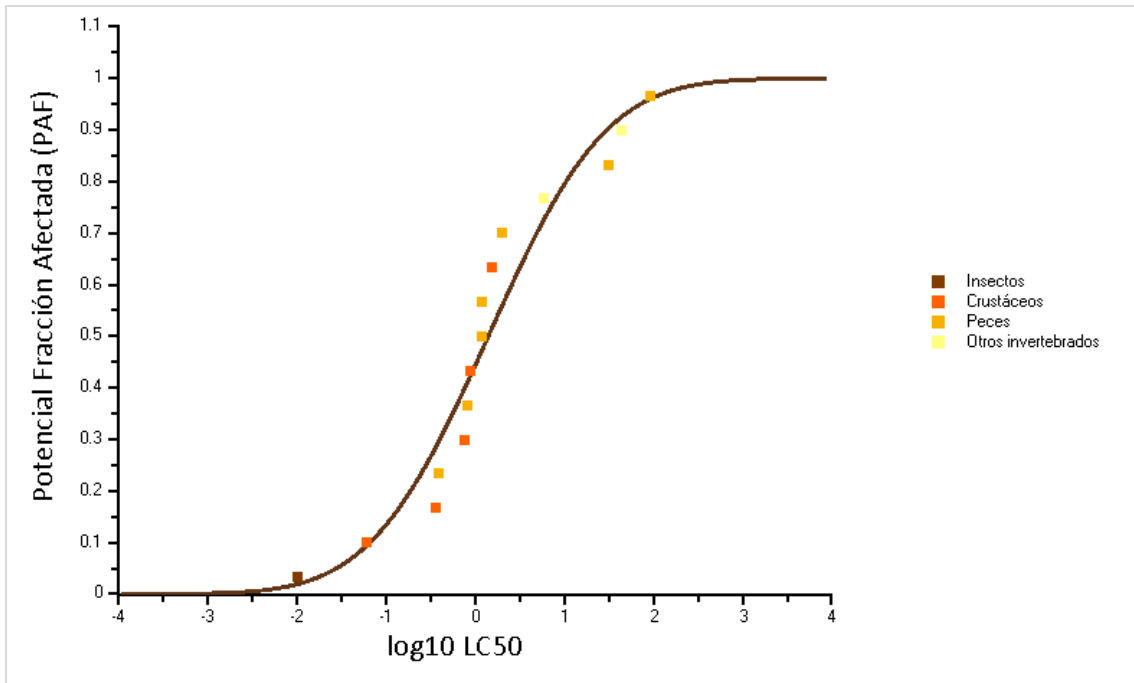


Figura 9 - Distribución de Sensibilidad de Especies (DSE) para agua según valores de toxicidad para cipermetrina.

La DCE log-normal se estimó mediante 18 datos de concentraciones medidas en cuerpos de agua de la región, teniendo una media de -0,630, y una desviación estándar de 1,160. Se calculó el Riesgo Ecológico Esperado promedio como el área bajo la Curva de Probabilidad Conjunta (Figura 10) siendo 0,340 (34,04%).

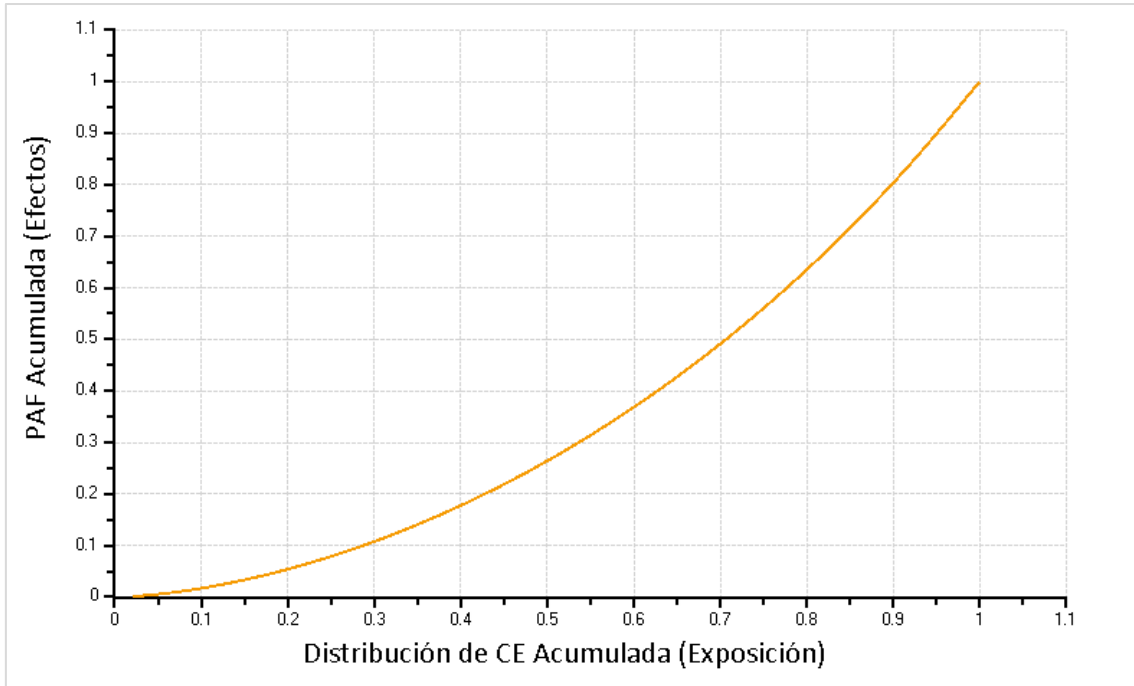


Figura 10 - Curva de Probabilidad Conjunta para cipermetrina en agua.

- Clorpirifos

La DSE log-normal acumulada (Figura 11) se estimó mediante 28 valores de toxicidad (LC50), teniendo una media de 0,559 y un desvío estándar de 1,364. La HC5 estimada es 0,019 µg/l (LI90%= 0,003 µg/l - LS90%= 0,074 µg/l) y la HC50 estimada es 3,621 µg/l (LI90%= 1,318 µg/l - LS90%= 9,950 µg/l).

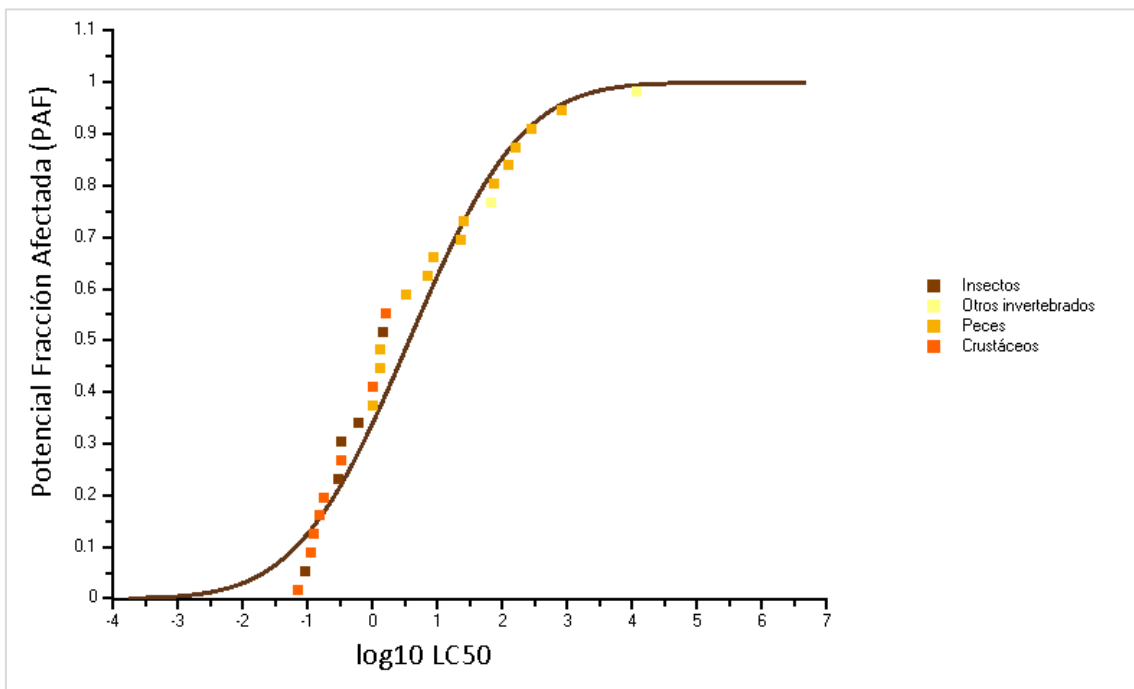


Figura 11 - Distribución de Sensibilidad de Especies (DSE) para agua según valores de toxicidad para clorpirifos.

La DCE log-normal se estimó mediante 10 datos de concentraciones medidas en cuerpos de agua de la región, teniendo una media de -0,287, y una desviación estándar de 0,448. Se calculó el

Riesgo Ecológico Esperado promedio como el área bajo la Curva de Probabilidad Conjunta (Figura 12) siendo 0,396 (39,65%).

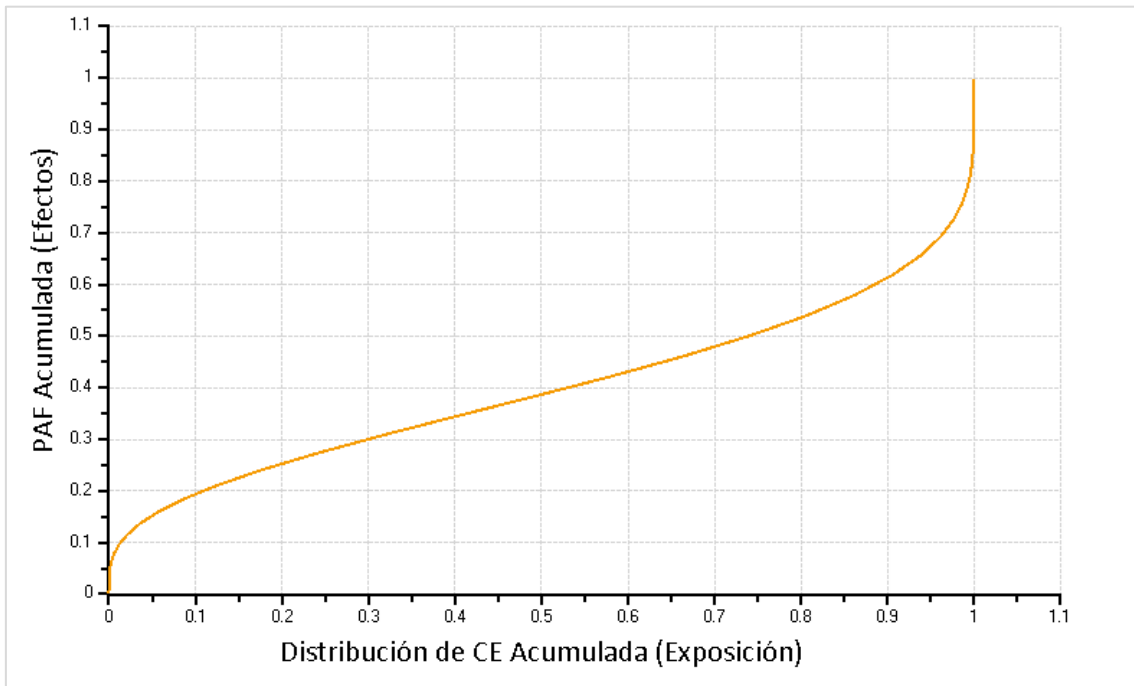


Figura 12 - Curva de Probabilidad Conjunta para clorpirifos en agua.

- Endosulfán

La DSE log-normal acumulada (Figura 13) se estimó mediante 23 valores de toxicidad (LC50), teniendo una media de 1,000 y un desvío estándar de 1,493. La HC5 estimada es 0,032 $\mu\text{g/l}$ (LI90%= 0,003 $\mu\text{g/l}$ - LS90%= 0,160 $\mu\text{g/l}$) y la HC50 estimada es 10,001 $\mu\text{g/l}$ (LI90%= 2,920 $\mu\text{g/l}$ - LS90%= 34,351 $\mu\text{g/l}$).

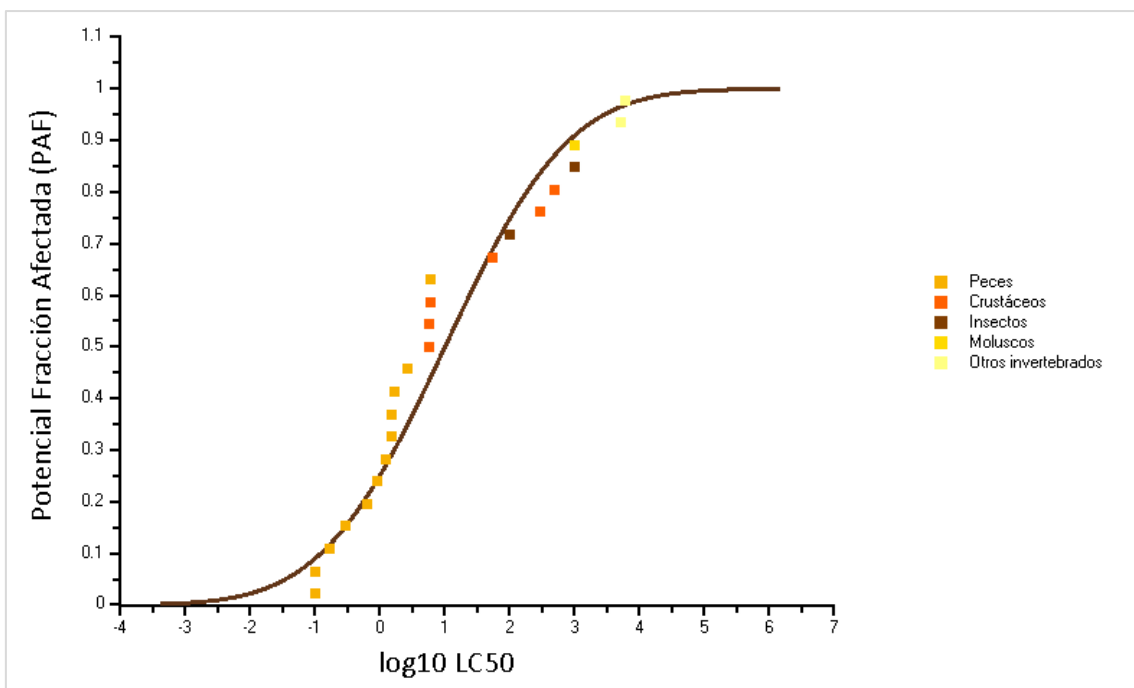


Figura 13 - Distribución de Sensibilidad de Especies (DSE) para agua según valores de toxicidad para endosulfan.

La DCE log-normal se estimó mediante 6 datos de concentraciones medidas en cuerpos de agua de la región, teniendo una media de -1,793, y una desviación estándar de 0,509. Se calculó el Riesgo Ecológico Esperado promedio como el área bajo la Curva de Probabilidad Conjunta (Figura 14) siendo 0,055 (5,51%).

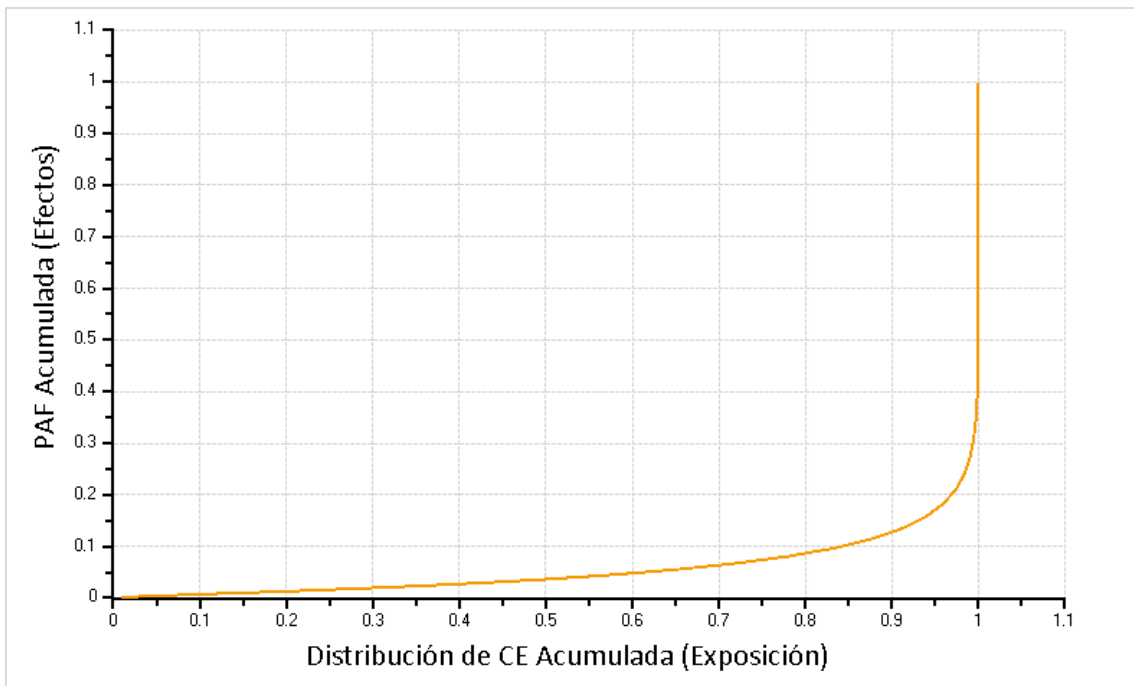


Figura 14 - Curva de Probabilidad Conjunta para endosulfan en agua dulce.

- Glifosato

La DSE log-normal acumulada (Figura 15) se estimó mediante 17 valores de toxicidad (LC50), teniendo una media de 4,353 y un desvío estándar de 0,880. La HC5 estimada es 756,997 $\mu\text{g/l}$ (LI90%= 146,785 $\mu\text{g/l}$ - LS90%= 2237,343 $\mu\text{g/l}$) y la HC50 estimada es 22562,659 $\mu\text{g/l}$ (LI90%= 9571,040 $\mu\text{g/l}$ - LS90%= 53188,951 $\mu\text{g/l}$).

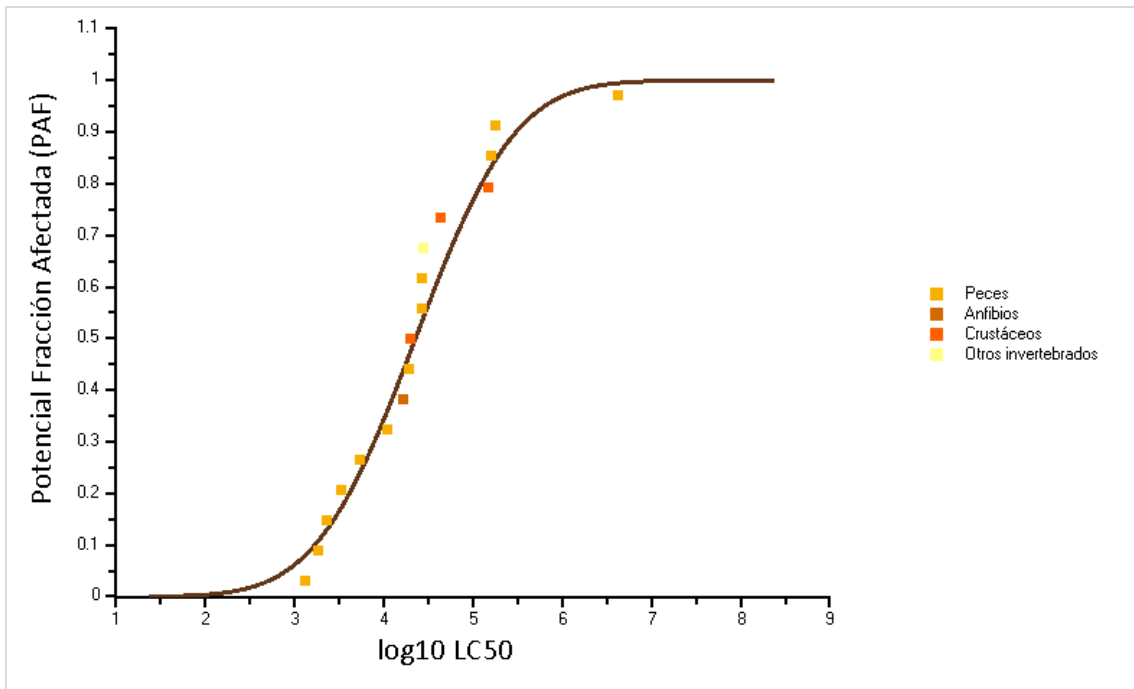


Figura 15 - Distribución de Sensibilidad de Especies (DSE) para agua según valores de toxicidad para glifosato.

La DCE log-normal se estimó mediante 12 datos de concentraciones medidas en cuerpos de agua de la región, teniendo una media de -2,153, y una desviación estándar de 0,254. Se calculó el Riesgo Ecológico Esperado promedio como el área bajo la Curva de Probabilidad Conjunta (Figura 16) siendo 0,018 (1,85%).

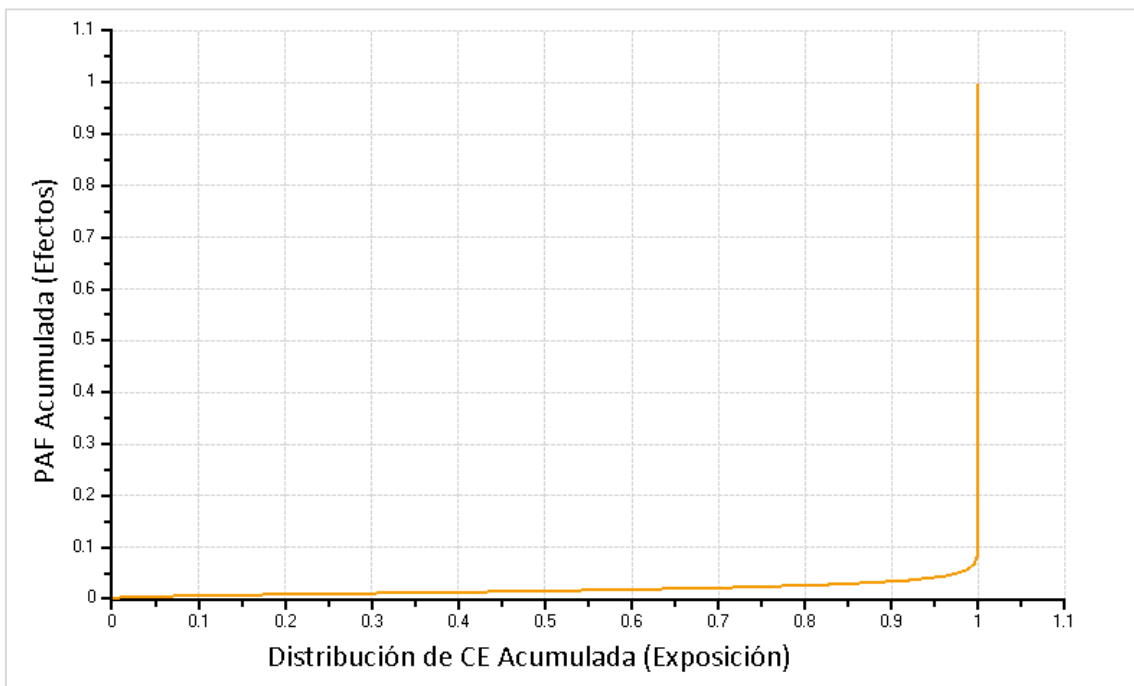


Figura 16 - Curva de Probabilidad Conjunta para glifosato en agua.

Maltby et al., 2005 comparó distribuciones de sensibilidad de especies para grupos taxonómicos específicos (vertebrados, artrópodos, invertebrados no artrópodos), hábitats (agua salada, agua dulce, lenticos, lóticos) y regiones geográficas (Palaeartica, Neartica, templada, tropical)

teniendo en cuenta 16 plaguicidas. La composición taxonómica del conjunto de especies utilizado para construir la DSE tiene una influencia significativa en la evaluación, pero el hábitat y la distribución geográfica de la especie no lo hacen. Además, las DSE construidas con especies recomendadas en las directrices de ensayo no diferían significativamente de las construidas utilizando especies no recomendadas. En sus resultados se informa las HC5 para cipermetrina (0,004 µg/l) y para clorpirifos (0,07 µg/l) sobre artrópodos.

Respecto a la DCE, el escenario propuesto de exposición es un evento postaplicación según el cual la entrada de plaguicidas al sistema acuático no es de forma directa sino por deriva o escorrentía. Los datos utilizados para construir la DCE son concentraciones halladas en los cuerpos de agua de la región de estudio, recolectadas de literatura científica sobre relevamiento de plaguicidas.

Para el escenario considerado, el riesgo ecológico estimado para biota acuática (Figura 17) fue relativamente alto para los mismos insecticidas que obtuvieron un RQ mayor a la unidad: **clorpirifos (39,65%) y cipermetrina (34,04%),**

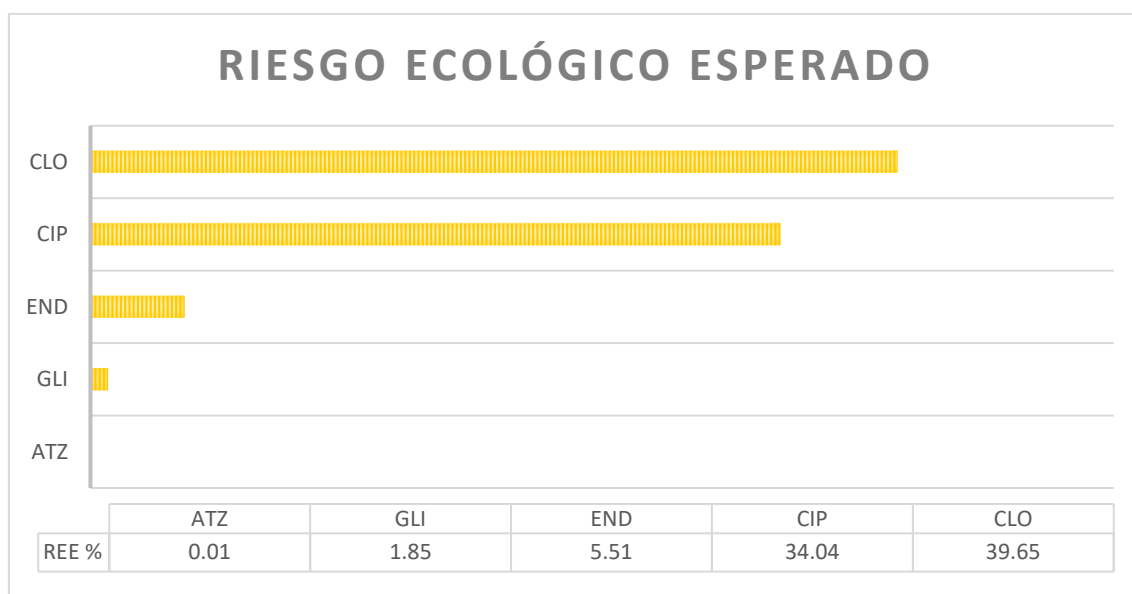


Figura 17 - Riesgo ecológico esperado en ecosistemas de agua dulce.

En una evaluación del riesgo asociado al uso de plaguicidas empleados en cultivos extensivos sobre la biota de los cuerpos de agua de la región pampeana (D'Andrea, 2019), se utilizó el modelo Pesticide in Water Calculator (PWC) para la estimación de las concentraciones ambientales predichas (CAP) y recolectando datos de toxicidad sobre crustáceos, insecticidas y peces, se encontraron también escenarios peligrosos para la biota acuática dados por clorpirifos, cipermetrina y glifosato.

5.3.3. Predicciones de efectos en mesocosmos

Para los plaguicidas sin datos de concentraciones ambientales en la región (2,4 D; azoxistrobina, cletodim, diazinon, dicamba, epxiconazol, lambdacialotrina, metsulfuron metil, paraquat y saflufenacil), se procedió a ejecutar el software **PERPEST** 4.0 previa carga de información requerida para cada uno. De esta manera, por medio del Razonamiento Basado en Casos (CBR) se obtuvieron los siguientes resultados de efectos en mesocosmos:

- 2,4 D

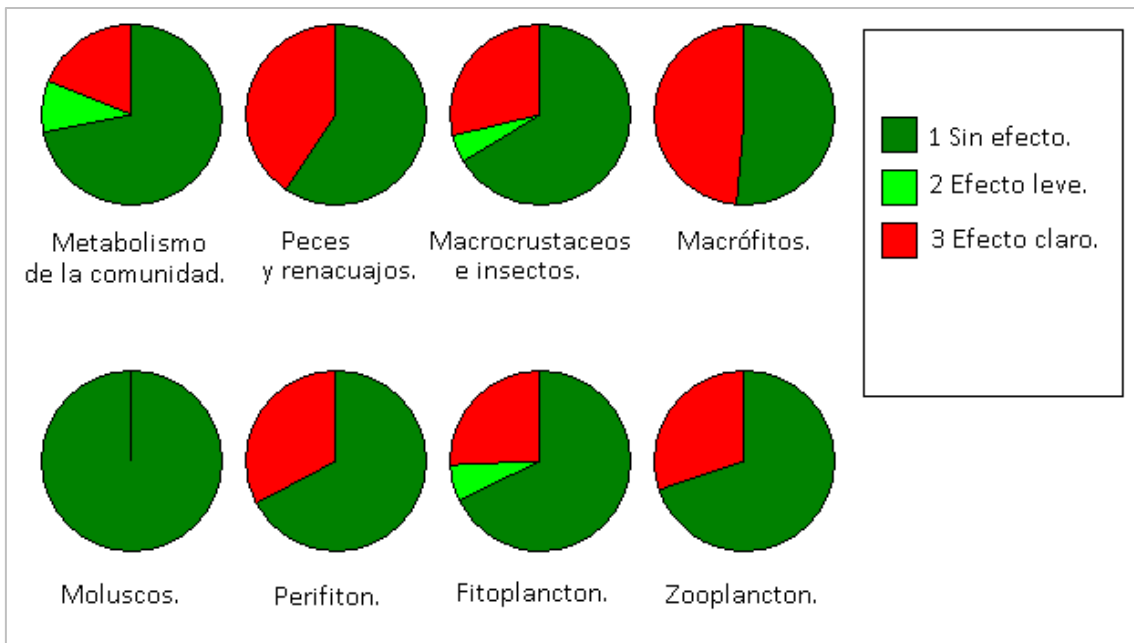


Figura 18 - Efectos estimados por el modelo PERSPET para 2,4 D en agua dulce.

- Azoxistrobina

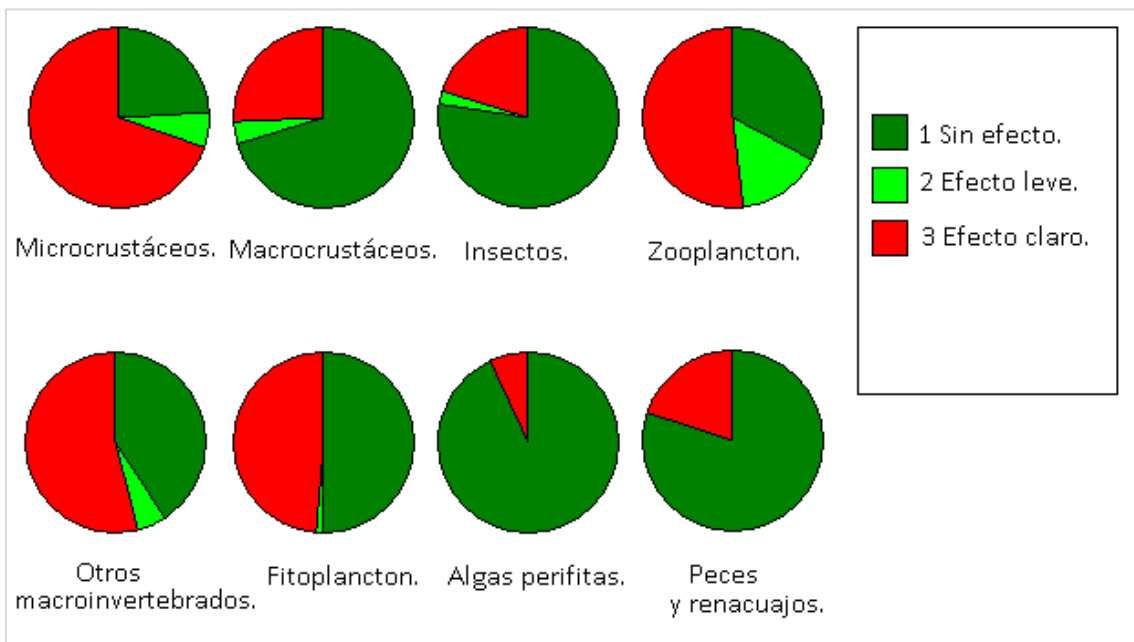


Figura 19 - Efectos estimados por el modelo PERSPET para azoxistrobina en agua dulce.

- Cletodim

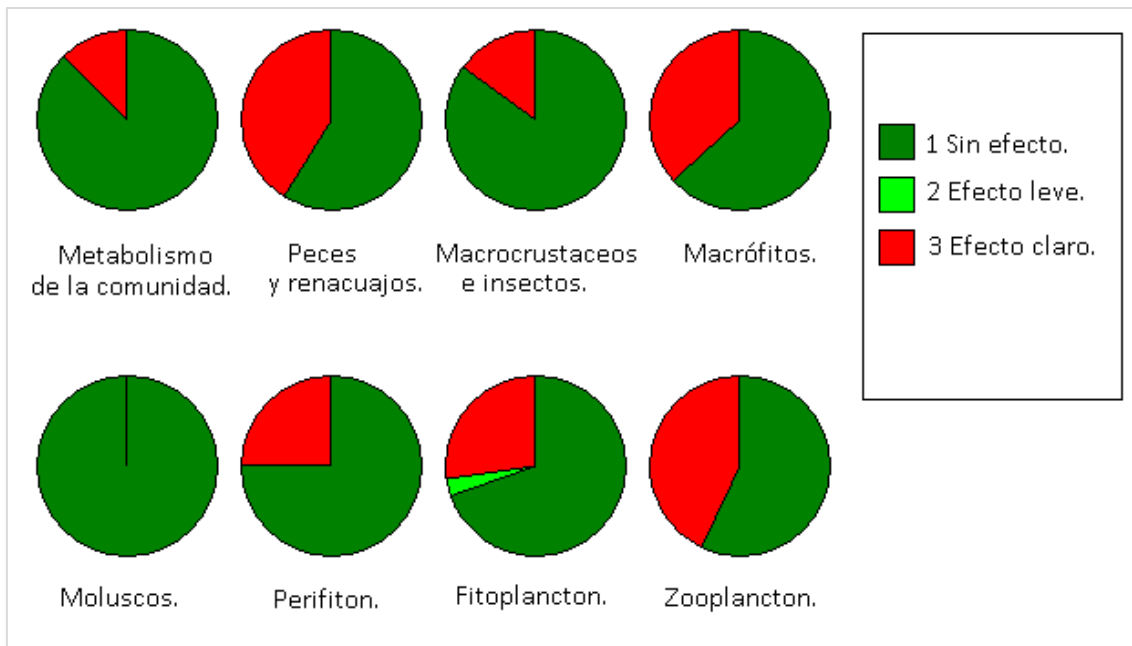


Figura 20 - Efectos estimados por el modelo PERSPET para cletodim en agua dulce.

- Diazinón

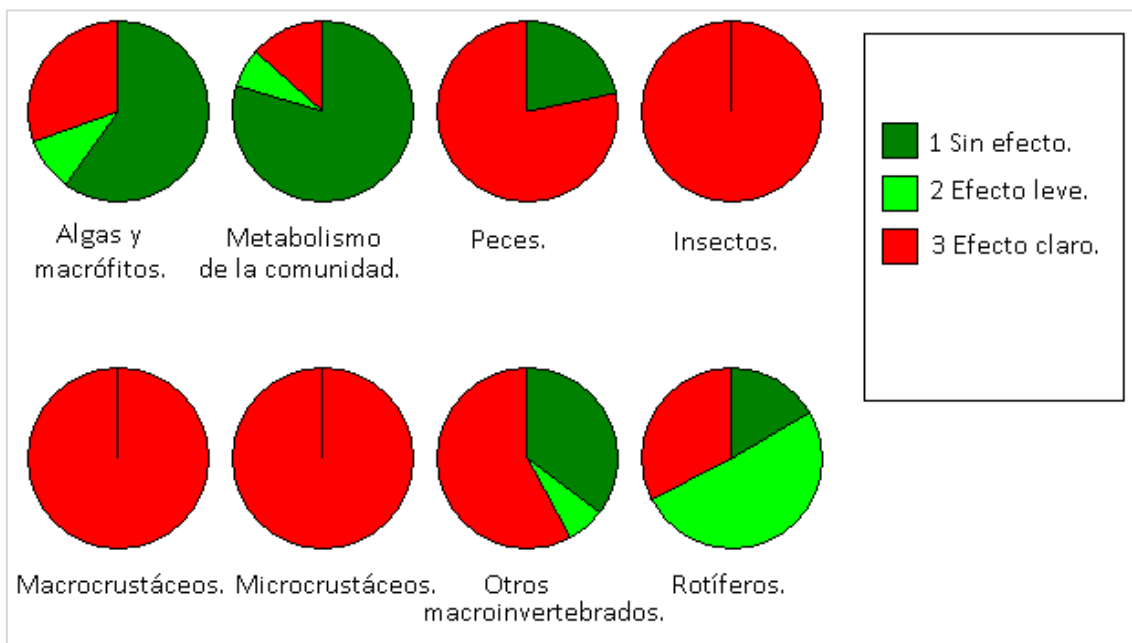


Figura 21 - Efectos estimados por el modelo PERSPET para diazinón en agua dulce.

- Dicamba

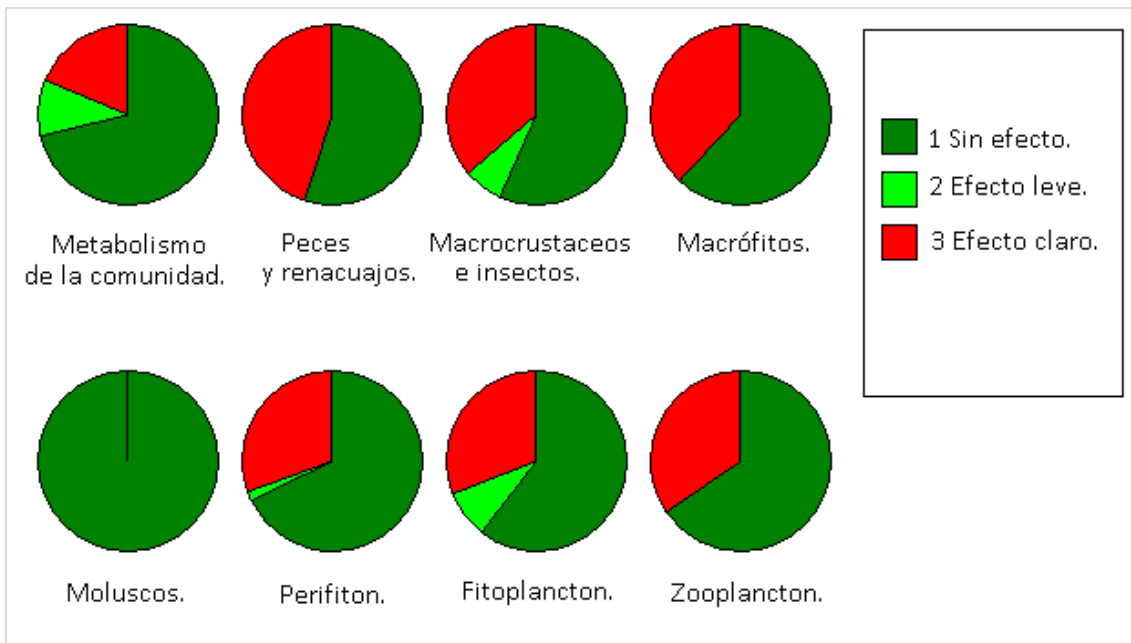


Figura 22 - Efectos estimados por el modelo PERSPET para dicamba en agua dulce.

- Epoxiconazol

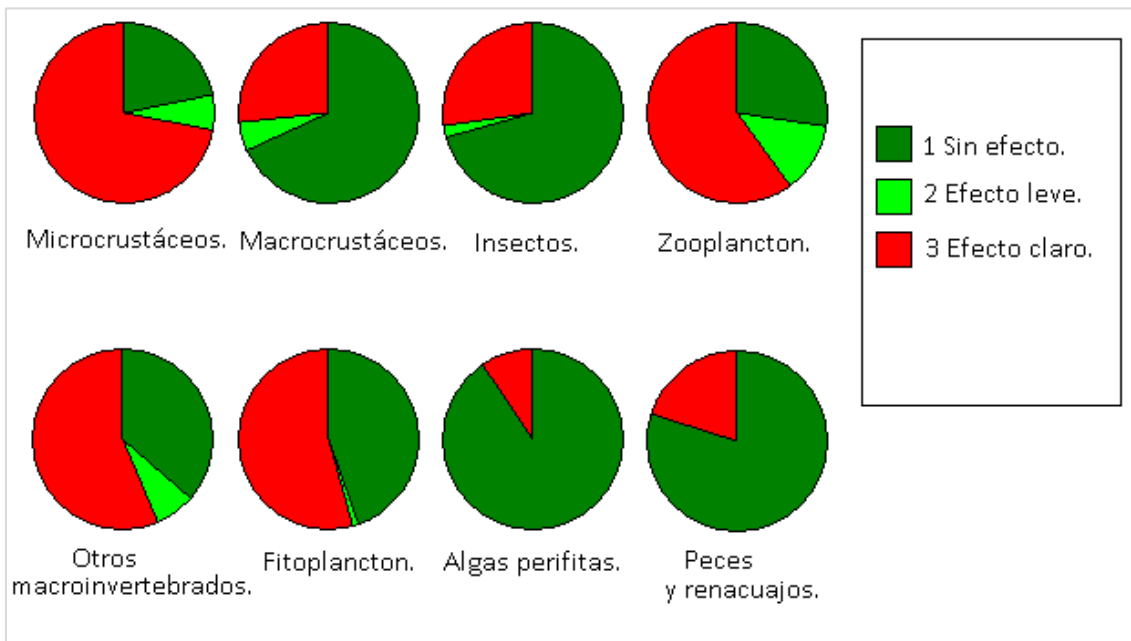


Figura 23 - Efectos estimados por el modelo PERSPET para epoxiconazol en agua dulce.

- Labdacialotrina

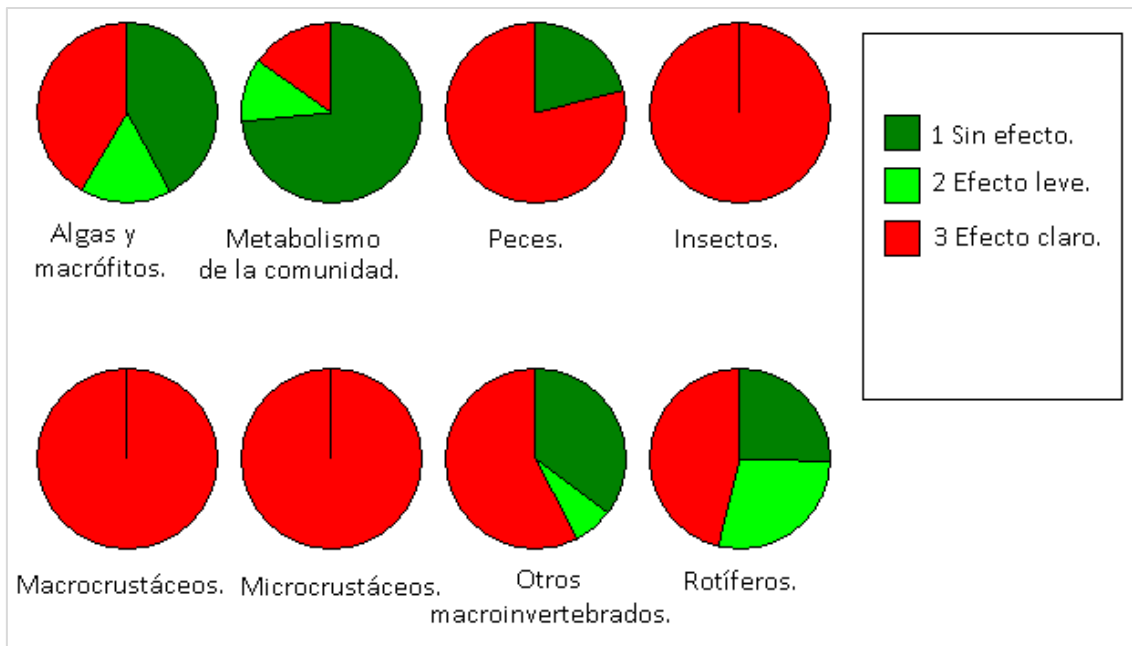


Figura 24 - Efectos estimados por el modelo PERSPET para labdacialotrina en agua dulce.

- Metsulfuron metil

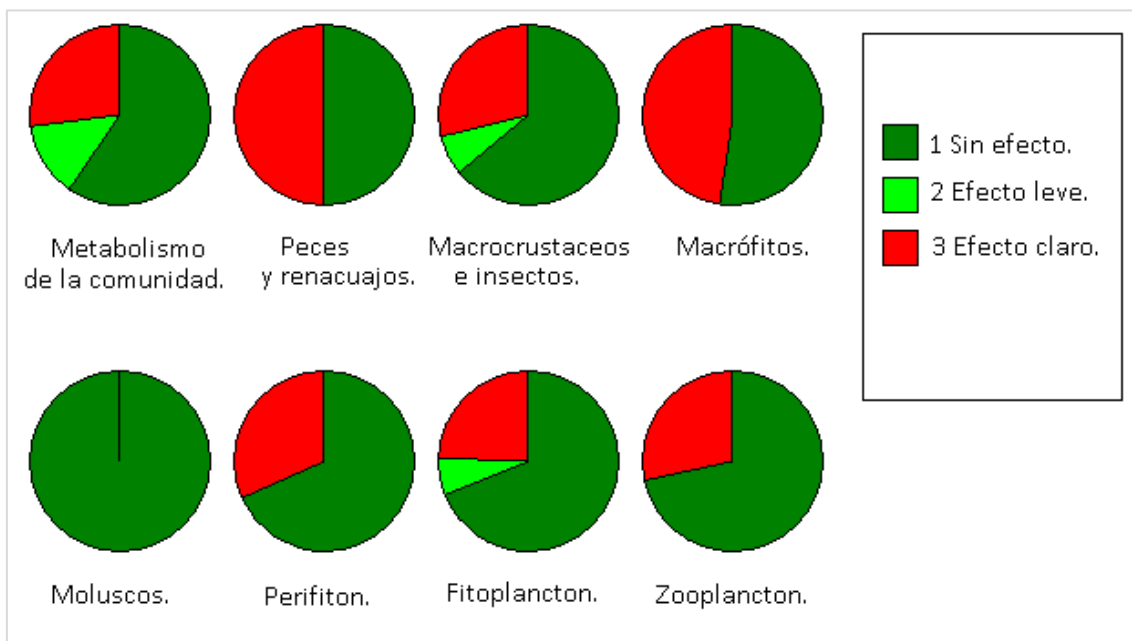


Figura 25 - Efectos estimados por el modelo PERSPET para metsulfuron metil en agua dulce.

- Paraquat

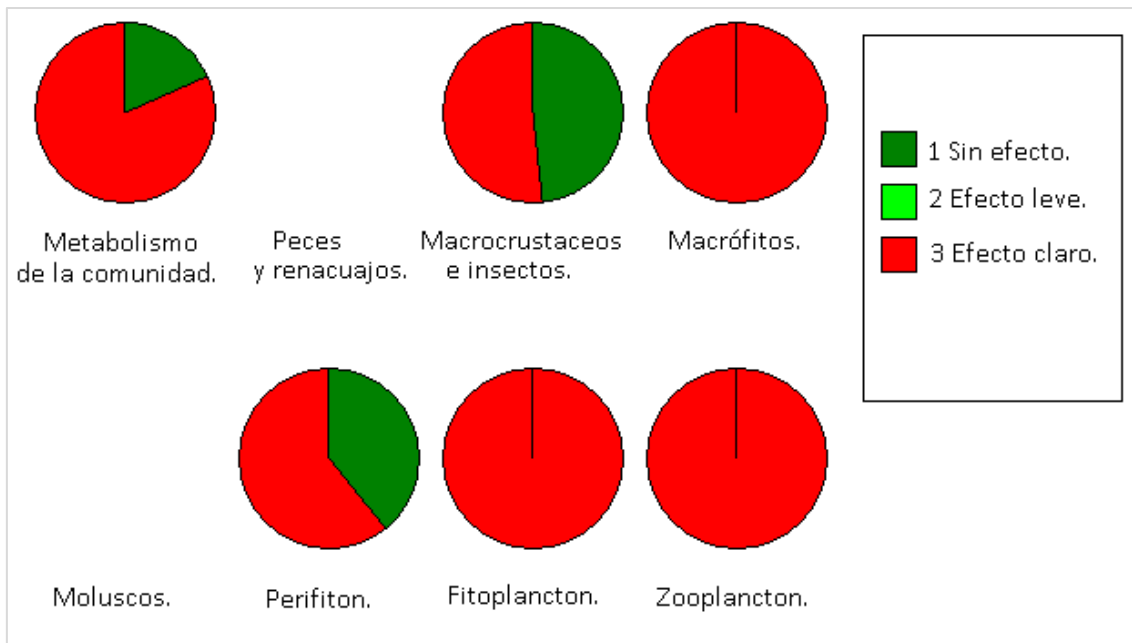


Figura 26 - Efectos estimados por el modelo PERSPET para paraquat en agua dulce (Moluscos, Peces y Renacuajos sin datos).

- Saflufenacil

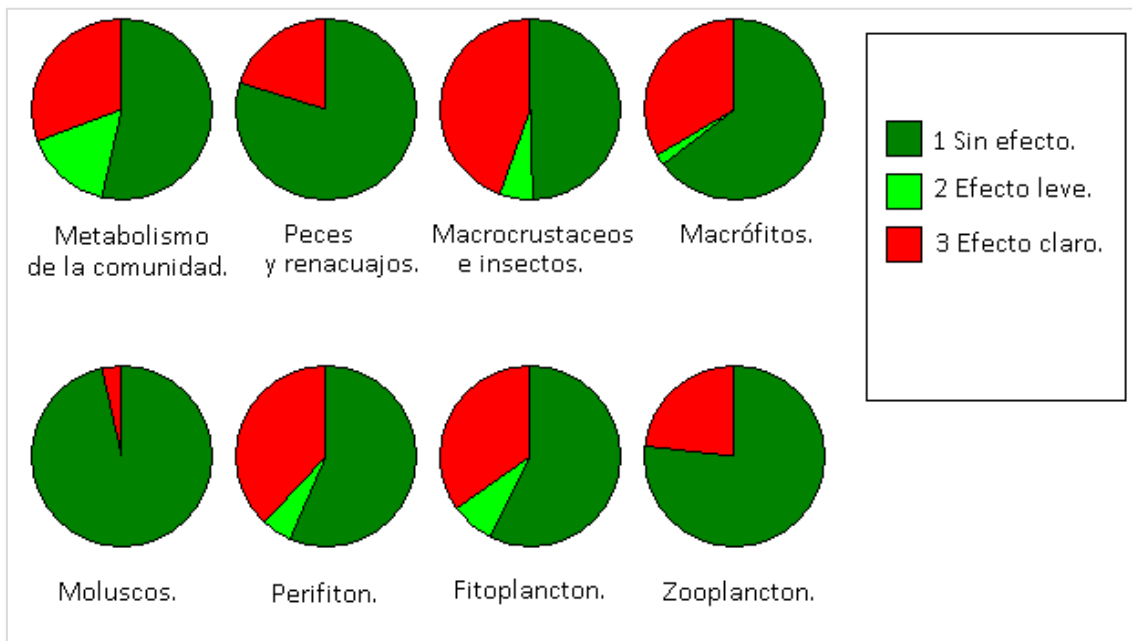


Figura 27 - Efectos estimados por el modelo PERSPET para saflufenacil en agua dulce.

Para los insecticidas evaluados (diazinón y lambdacialotrina), se observa el mismo patrón: los mayores efectos esperados se encuentran en invertebrados, principalmente artrópodos (categorías Insectos, Microcrustáceos y Macrocrustáceos). En el caso de los herbicidas (cletodim, dicamba, metsulfuron metil, paraquat y saflufenacil), los mayores efectos se esperan sobre las categorías Macrófitos, Zooplancton y Fitoplancton. Finalmente, para los dos fungicidas estudiados (azoxistrobina y epoxiconazol) se obtuvo predicciones similares, esperándose efectos para Macrocrustáceos, Zooplancton y otros Invertebrados.

En este nivel de evaluación, es escasa la literatura técnico-científica existente para estos plaguicidas y no se encontraron ensayos en mesocosmos; sin embargo, los resultados son consistentes con evidencia hallada sobre toxicidad para diferentes grupos taxonómicos por separado.

Para el **2,4 D** los estudios evidencian que incluso en concentraciones bajas, este plaguicida puede tener efectos citotóxicos, genotóxicos y mutagénicos en plantas, así como alteraciones histológicas, fisiológicas y de comportamiento en animales (Filkowski et al., 2003; Gul et al., 2006; Cattaneo et al., 2008; Cenkci et al., 2010; Kumar et al., 2010; De Castro Marcató et al., 2017). Según Anguiano & Ferrari, 2019 las formulaciones de 2,4 D y de **dicamba** pueden causar efectos tanto letales como subletales en insectos benéficos. Por otro lado, en estudios realizados sobre efectos del dicamba en peces se observaron lesiones histológicas, aumentos en la vitelogenina plasmática, cambios en los niveles de las hormonas sexuales y alteraciones en la expresión de genes relacionados con las hormonas. Los resultados obtenidos permitieron clasificar a este herbicida como un potencial alterador endocrino (Anguiano & Ferrari, 2019).

El herbicida **clethodim** es tóxico para organismos acuáticos (CASAFE, 2021). Xiong et al., 2019 informaron que la exposición al clethodim disminuyó notablemente la frecuencia de supervivencia, la longitud del cuerpo y la frecuencia cardíaca y dio lugar a una serie de anomalías morfológicas, principalmente deformidades espinales (SD) y edema de saco de yema, en larvas de pez cebra.

Según estudios realizados evaluando los efectos de **azoxistrobina** y **epoxiconazol**, ambos fungicidas pueden ser considerados fitotóxicos, citotóxicos y genotóxicos en plantas e incluso dosis menores a las recomendadas mostraron un impacto en el ADN, bioquímica y fisiología de organismos vegetales (Valencia Quintana et al., 2013; Grecco, 2020).

A pesar de tener una persistencia limitada en el ambiente y una toxicidad selectiva a insectos con respecto a mamíferos (Vittozzi et al., 2001), el **diazinón** muestra una toxicidad severa para los peces, ya que reduce de manera significativa el índice de fagocitosis y el porcentaje de células fagocíticas activas (Alfredo, 2007; Capello et al., 2008).

El piretroide **lambda-cialotrina** presenta efectos genotóxicos y niveles alterados de la hormona tiroidea en peces, aun a concentraciones bajas. Por otro lado, resulta altamente tóxico y ocasiona cambios en el comportamiento de macroinvertebrados de agua dulce (Anguiano & Ferrari, 2019).

Para el **saflufenacil** y el **metsulfuron metil** era de esperarse el mayor efecto en los productores dado que son dos herbicidas, sin embargo, según los resultados obtenidos se ve que los invertebrados serían claramente afectados. En su estudio, Wendt Rasch et al., 2003 demostraron que pueden producirse efectos adversos en los ecosistemas acuáticos, en particular en los que están dominados por macrófitos, aún a concentraciones de 0,1 µg/l de metsulfuron metil; concentraciones que bien pueden ocurrir en cuerpos de agua adyacentes a tierras agrícolas.

El **paraquat**, al ser soluble en agua y adsorberse a la materia orgánica, puede ejercer su acción tóxica directa o indirectamente por ingestión de microalgas contaminadas. Ha sido estudiado en monitoreo en agroecosistemas (Fernandez et al., 1998), en cladóceros mediante bioensayos de toxicidad aguda (Alberdi et al., 1996), en anuros (Lajmanovich et al., 1997) y peces (Tortorelli et al., 1989; Parma de Croux et al., 1999). Este herbicida genera disminución de la densidad del zooplancton, en especial de crustáceos herbívoros (cladóceros y copépodos calanoideos) por

determinar la disminución del recurso trófico y cambios en la estructura comunitaria algal (Pratt & Barreiro, 1998), aunque no deben excluirse los efectos tóxicos directos. Gagneten, 2002 halló efectos químicos sobre los rotíferos *Anuraeopsis*, *Lecane*, *Phylodina*, y *Conochilus*, sobre el cladóceros *Ceriodaphnia*; sobre los copépodos *Notodiaptomus* y *Eucyclops* y sobre los tecamebianos *Arcella* y *Cucurbitella*.

6. DISCUSIÓN GENERAL.

En el sistema jurídico-institucional de Argentina, el comercio interjurisdiccional es materia federal y, por ello, es competencia de la Nación la aprobación y prohibición de los plaguicidas y la fiscalización del mercado para identificar violaciones a la normativa vigente. Por su parte, las Provincias tiene el poder de regular la adecuada utilización de plaguicidas en su territorio y por ejercicio de esa función es que la legislación provincial es abundante y heterogénea (Aparicio et al., 2017). Una medida fundamental y recurrente es la determinación de distancias mínimas al centro urbano para la aplicación de los agroquímicos. La distancia puede depender de modalidad de la aplicación (aérea o terrestre) y de la clasificación toxicológica (OMS).

Cada gobierno municipal es autárquico y en busca de una mayor eficiencia en la gestión ambiental, puede, por su parte, dictar sus propias normas para restringir aún más las disposiciones generadas por órganos superiores; por lo que se vuelve menester que los responsables políticos del municipio analicen a los plaguicidas por su peligrosidad. Para ello, existen criterios basados en persistencia, bioacumulación, o capacidad de generar efectos nocivos (PBT) (Bu et al., 2013); pero si se quiere pensar en el daño, éste solo puede ocurrir si los organismos están expuestos a ese peligro. Entonces, se puede definir el riesgo como la probabilidad de que un organismo experimente efectos adversos si se expone a un peligro (Amiard-Triquet, 2015). Evaluar el riesgo se basa en comparar las dosis o concentraciones probables de exposición, con las dosis o concentraciones que se espera estén asociadas a un efecto nocivo (Allard et al., 2007).

Teniendo esto en cuenta, existen distintas formas de evaluar las consecuencias del uso de plaguicidas, en orden creciente de complejidad van desde (i) un puntaje o clasificación de la peligrosidad o impacto, estableciendo criterios en ausencia de datos de exposición; (ii) una caracterización del riesgo basado en la relación de exposición determinística única y ensayos de toxicidad (RQ); hasta (iii) una caracterización del riesgo en función de la probabilidad de exposición y toxicidad.

Por medio del cuadro generado como resultado de la **Etapa I**, los responsables locales pueden asegurarse de llegar a una evaluación de riesgo aun teniendo poca información a su alcance. De esta manera, la gestión en materia de plaguicidas puede ser más eficaz y no depender enteramente de un avance en las decisiones provinciales o nacionales.

Incluso ubicándose en la situación de menor complejidad en cuanto a información, algunas de las herramientas estudiadas permiten generar una categorización de los ingredientes activos de manera rápida, sencilla y con resultados prácticos para la comunicación a la sociedad: contando solamente con propiedades fisicoquímicas y de destino ambiental y con datos de toxicidad del compuesto, se puede calcular el índice GUS, para obtener el potencial de lixiviación, y el índice VIA para conocer el impacto ambiental. El valor obtenido para cada índice se traduce a un código de color. De esta manera, puede generarse una lista de plaguicidas (Anexo II, Tabla II.9) con dos colores asociados a cada uno (Tabla 35) que sea una base para establecer criterios de restricción en la localidad o elección para los productores.

Tabla 35 - Ejemplo de categorización para un plaguicida utilizando los índices GUS y VIA. Esta etiqueta indica que la azoxistrobina tiene asociado un impacto ambiental alto y es moderadamente móvil.

AZOXISTROBINA	GUS	■
	VIA	■

Si se cuenta con mayores niveles de información se puede avanzar por el cuadro para recalcularse esta categorización haciendo uso de los índices sitio-específicos para el potencial de lixiviación (FAT – GWCP) y puede optarse por aplicar el IAT conociendo el consumo del lugar o utilizar alguna de las plataformas online disponibles para conocer el impacto ambiental dado por la aplicación conjunta de varios plaguicidas en un mismo lote.

Como se mencionó en la Introducción, la Evaluación de Riesgo (ERA) suele ejecutarse de manera escalonada en la etapa de caracterización del riesgo. El nivel más bajo está dado por el cálculo del Cociente de Riesgo (RQ), donde se asume que la vulnerabilidad del ecosistema depende de la especie más sensible. Se trata de una caracterización determinística, donde el número de datos utilizados es generalmente insuficiente, por lo que se asocia un grado de incertidumbre en las estimaciones de este tipo (escasez de parámetros y de especies ensayadas, datos no fidedignos, valores genéricos de los modelos y variabilidad natural). Para contrarrestar esta incertidumbre, se adopta el peor escenario posible basándose en el principio precautorio (Demetrio, 2012)

Cuando se quiere pasar a una caracterización de riesgo probabilística, el software ETX es una de las herramientas más simples y útiles para la gestión ambiental, ya que permite modelar la Distribución de Sensibilidad de Especies (DSE) y obtener la HC5, que representa la concentración del plaguicida que afecta al 5% de la proporción de especies. Además, si se conocen las concentraciones ambientales del plaguicida en la región, el mismo software genera la Curva de Probabilidad Conjunta (CPC) y devuelve el valor de Riesgo Ecológico Esperado (REE).

Finalmente, con el modelo PERPEST se puede alcanzar una caracterización de riesgo a nivel de micro y mesocosmos. Si bien el software requiere establecer la concentración ambiental en agua del plaguicida para el cual se quieren predecir los efectos, como herramienta de *screening* puede ejecutarse de forma aproximada a partir de las dosis de aplicación y el porcentaje correspondiente a la pérdida por fenómenos como deriva o escorrentía.

Contextualizando las herramientas, vale aclarar que, si bien todas son útiles para la gestión de plaguicidas, los resultados no tienen la misma relevancia ambiental. Si la evidencia obtenida en las diferentes formas de evaluar el riesgo es contradictoria, siempre deben prevalecer los resultados aportados por el nivel que predice el riesgo con mayor realismo.

El modelo ETX utiliza datos de pruebas de toxicidad mono-específicas y depende de la disponibilidad de datos para su precisión, considerando que el intervalo óptimo para las estimaciones fiables de las HC5 a partir de la DSE comienza con un n de 15 especies (Newman et al., 2000). En términos generales, una prueba de toxicidad es un intento de simulación en el laboratorio, de algunas de las condiciones químicas o físicas a las que los organismos en sistemas naturales podrían estar expuestos, al menos teóricamente (Cairns & Cherry, 2009). Así, el supuesto de que la recopilación de los valores LC50 derivados de las pruebas de laboratorio reflejarían con precisión las concentraciones nocivas para una comunidad resulta difícil de justificar (Forbes & Calow, 2002; Newman, 2009). Además, como se utilizan los valores obtenidos con las especies de prueba estándar, están sesgados hacia ciertos taxones (Rämö et al., 2018). Más allá de esto, es difícil saber cuántos valores de toxicidad se necesitan para entender efectivamente las diferencias entre las especies en una comunidad entera o incluso en un conjunto de especies.

En cambio, el modelo PERPEST compara las concentraciones ambientales de plaguicidas con resultados anteriores (de su base de casos) para estimar probabilidades de efectos tóxicos en

sistemas más complejos de varias especies (ej., algas, macrófitos, zooplancton, macroinvertebrados, peces y renacuajos) y en el metabolismo comunitario (es decir, respiración, producción primaria). Por lo tanto, no sólo tiene en cuenta los efectos directos sobre los organismos, sino también los efectos indirectos y las propiedades emergentes que no pueden predecirse únicamente a partir de la comprensión limitada de las partes o componentes de un sistema (Gagneten & Regaldo, 2020). Por ejemplo, puede ocurrir la pérdida indirecta de varias especies porque un plaguicida eliminó directamente a una especie clave importante. Una especie clave es aquella que influye en la comunidad por su actividad o función, no por su dominio numérico. Así, una especie resistente a la acción directa del plaguicida desaparecería porque otra especie que desempeña un papel crucial en la comunidad fue eliminada.

En cuanto a los resultados obtenidos en la **Etapa III**, el RQ identificó de manera consistente a los plaguicidas que se vincularon luego, en el siguiente nivel, con los mayores REE en cuerpos de agua, siendo éstos los insecticidas **cipermetrina** y **clorpirifos**. Si no se contara con datos suficientes para realizar una ERA con una correcta caracterización de exposición y de efectos, y solamente pudieran utilizarse índices, se puede observar que estos ingredientes activos también habían obtenido categorías preocupantes en la mayoría de las herramientas del **Bloque II** (Tabla 36).

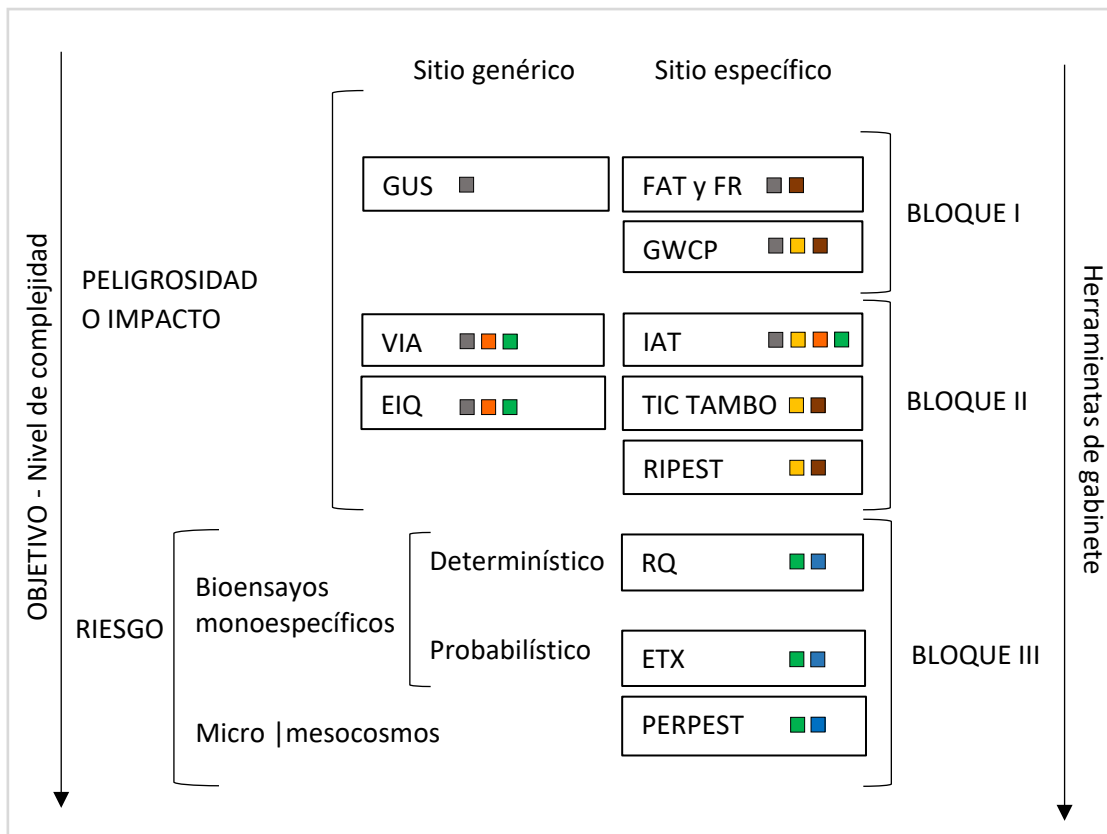
Tabla 36 - Resultados de los índices del Bloque II para cipermetrina y clorpirifos.

PLAGUICIDA	EIQ	IAT	VIA	TIC TAMBO	RIPEST
CIPERMETRINA	36,33	MUY ALTO	MUY ALTO	MEDIANO	0,06
CLORPIRIFOS	58,33	ALTO	MUY ALTO	ALTO	1

A partir del presente trabajo, se demostró que existen diversas herramientas (resumidas en el diagrama presentado en la Figura 28), para mejorar la gestión de plaguicidas, empoderando a los municipios, logrando que adquieran un papel más activo en la defensa de su territorio y aplicando el *principio de subsidiaridad* establecido en la Ley General de Ambiente, para garantizar que los ciudadanos gocen del derecho a un ambiente sano (consagrado en el art. 41 de la Constitución Nacional), y así, asuman la responsabilidad de llevar a cabo sus actividades agrícolas bajo el concepto del desarrollo sostenible, sin comprometer a las generaciones futuras.

Se recomienda, además, que los municipios cuenten con un registro web de libre acceso para la comunidad, donde se informe en un primer plazo, tipo de i.a utilizados en el distrito, y a futuro sería deseable que la información se amplíe con más detalles asociados a la aplicación para generar una base de datos propia para próximos estudios similares al presente. También podrían generarse planillas de cálculo de los índices, semi completas, donde los interesados solamente debieran cargar los datos sitio-específicos y obtuvieran de una manera más sencilla la categorización de los plaguicidas en o con potencial uso.

Es necesario destacar el desbalance existente en la densidad de información entre matrices ambientales para evaluar el riesgo asociado a plaguicidas. Son escasos los relevamientos de estos compuestos en suelos de la región, y hay pocos datos de ensayos de toxicidad aguda en especies edáficas nativas. Por otro lado, hasta donde se conoce no se ha desarrollado una herramienta para obtener predicciones de efectos ecológicos para comunidades de biota terrestre, así como existe el software PERPEST para evaluar el riesgo en comunidades acuáticas.



INFORMACIÓN NECESARIA SOBRE EL i.a A EVALUAR	
Propiedades fisicoquímicas y de reparto ambiental.	■
Uso y consumo.	■
Toxicología humana.	■
Ecotoxicología.	■
Características del suelo y régimen pluvial del sitio.	■
Concentraciones ambientales.	■

Figura 28 – Diagrama resumen de las herramientas de gabinete evaluadas, sus objetivos y su necesidad informática.


7. CONCLUSIONES

La metodología adoptada en el presente trabajo generó información y una clasificación de herramientas concretas de acceso libre que organizan y facilitan la realización de evaluaciones de los impactos y riesgos ecológicos en la región centro argentina, como ser: (i) un conjunto de índices que permitan la obtención de un puntaje y una categorización de plaguicidas, (ii) un cociente que estima el riesgo asociado al peor escenario, (iii) un software que permite estimar curvas de distribución de sensibilidad de especies (DSE) a partir de datos ingresados por el usuario para distintos plaguicidas y grupos de especies y a su vez da la posibilidad de estimar el riesgo ecológico (REE) si se introducen datos de concentraciones ambientales y se construye una curva de probabilidad conjunta (CPC) y (iv) un software que predice efectos biológicos a nivel micro-mesocosmos utilizando el Razonamiento Basado en Casos (RBC).

En función de lo mencionado, *se acepta la hipótesis asociada al presente trabajo*. Este conjunto de herramientas permitió completar una evaluación preliminar de los posibles riesgos ecológicos para la biota acuática asociados a las aplicaciones de plaguicidas incluso en aquellos casos donde los datos son escasos, poniendo en evidencia que se pueden desarrollar mediante trabajo en gabinete, elementos técnicamente fundamentados desde los municipios hacia niveles superiores, aportando información para la toma de decisiones en la gestión ambiental de plaguicidas.

De esta manera, se consideran cumplidos satisfactoriamente los objetivos propuestos para el presente Trabajo Final de Licenciatura en Química y Tecnología Ambiental.

Cálculo del Índice de Riesgo Ambiental




por aplicación de pesticidas

Paso 1: Seleccione Cultivo

Alfalfa

Documento-Manual para el uso del Índice de Riesgo Ambiental (click sobre el libro):

 **Tablero de comando sobre riesgo de contaminación ambiental por plaguicidas.**
M.C. Arregui, D.E. Sánchez, D.A. Grenón. 38 JAIIO, Mar del Plata, ago/09.

Resumen:

Paso 1: Seleccione el cultivo (en esta pantalla). Seleccionado el cultivo, presione el botón "Aceptar"

Paso 2: Caracterice el suelo sobre el que se sembró el cultivo. Seleccione la **Textura**, **Pendiente**, contenido de **Materia Orgánica**, la acidez del suelo (**pH**) y la distancia desde el borde del potrero hasta una fuente o corriente de agua (**Distancia al H2O**)

Paso 3: Con el botón **[(+)] Agregar** incorpore los datos de hasta 10 (diez) aplicaciones de agrotóxicos para el cultivo seleccionado.

Paso 4: Por cada aplicación que agregue deberá indicar:

- 4.1.** Principio activo del pesticida elegido (el listado sólo ofrece los principios activos aprobados en Argentina para el cultivo seleccionado)
- 4.2.** Dosis aplicada (expresada en ml o g, el listado sólo ofrece las dosis aprobadas en Argentina para el principio activo en el cultivo seleccionado)
- 4.3.** Momento de aplicación

Como resultado de cada aplicación obtendrá el **índice** de dicho tratamiento y el **integrado para el cultivo** (al pie de la tabla).

Paso 5: Puede modificar cualquiera de los tratamientos ingresados haciendo doble click sobre el renglón correspondiente. Así podrá evaluar pesticidas con efectos similares y seleccionar el que posea menor riesgo ambiental.

Paso 6: Puede modificar cualquiera de las características del suelo (columna de propiedades a la izquierda) y **Recalcular** (oprimiendo el botón) los **índices** de los tratamientos ya ingresados.

Anexo I. Figura I.1. - Pantalla principal. Selección de cultivo en TIC TAMBO.

Instrucciones

Paso 2: Caracterice el suelo (ingrese los 5 tipos de datos solicitados)

Paso 3: Ingrese hasta 10 tratamientos con el botón [(*) Agregar]

Por cada aplicación que agregue deberá indicar:

3.1. Principio activo del pesticida elegido (el listado sólo ofrece los principios activos aprobados en Argentina para el cultivo seleccionado)

3.2. Dosis aplicada (expresada en ml o g, el listado sólo ofrece las dosis aprobadas en Argentina para el principio activo en el cultivo seleccionado)

3.3. Momento de aplicación

Como resultado de cada aplicación obtendrá el **índice** de dicho tratamiento y el **integrado para el cultivo** (al pie de la tabla).

Paso 4: Puede modificar cualquiera de los tratamientos ingresados haciendo doble click sobre el renglón correspondiente. Así podrá evaluar pesticidas con efectos similares y seleccionar el que posea menor riesgo ambiental.

Paso 5: Puede modificar cualquiera de las características del suelo (columna de propiedades a la izquierda) y **Recalcular** (oprimiendo el botón) los **índices** de los tratamientos ya ingresados.

Índice de Riesgo Ambiental (ALFALFA)

Suelo

Textura:

Pendiente:

Mat. orgánica:

pH:

Distancia al H2O:


Aplicaciones de agrotóxico

Apl	Principio activo	Dosis/ha	Aplicado en	Índice

Índice: Índice integrado para el cultivo:

Riesgo: -----alto----- mediano -----bajo-----

Anexo I. Figura I.2. - Caracterización del suelo y carga de tratamientos por cultivo. En esta misma pantalla luego aparecen los resultados según los plaguicidas y dosis ingresadas.



Facultad de Agronomía
Universidad de Buenos Aires
Cátedra de Cerealicultura

Bienvenido: melaniacerv

Lenguaje:

Inicio
Administrar Aplicaciones
Resultados
Mis Establecimientos y Lotes
Contacto

Administrar Establecimientos
Administrar Lotes

Establecimientos

Nombre	Editar
No data available in table	

Anexo I. Figura I.3. - Carga de establecimientos y lotes para ejecutar el RIPEST



Facultad de Agronomía
Universidad de Buenos Aires
Cátedra de Cerealicultura

Bienvenido: **melaniacerv** Logout

Lenguaje: Español Cambiar

Inicio
Administrar Aplicaciones
Resultados
Mis Establecimientos y Lotes
Contacto



Alta de Aplicaciones

* Año: SIN DEFINIR

* Establecimiento - Lote: SIN DEFINIR

* Producto: SIN DEFINIR

* Dosis: cm³/ha

* Cultivo: SIN DEFINIR

Tipo de Suelo: SIN DEFINIR

Rendimiento: [qq/ha]

Anexo I. Figura I.42 - Carga de datos sobre la aplicación del plaguicida a evaluar.

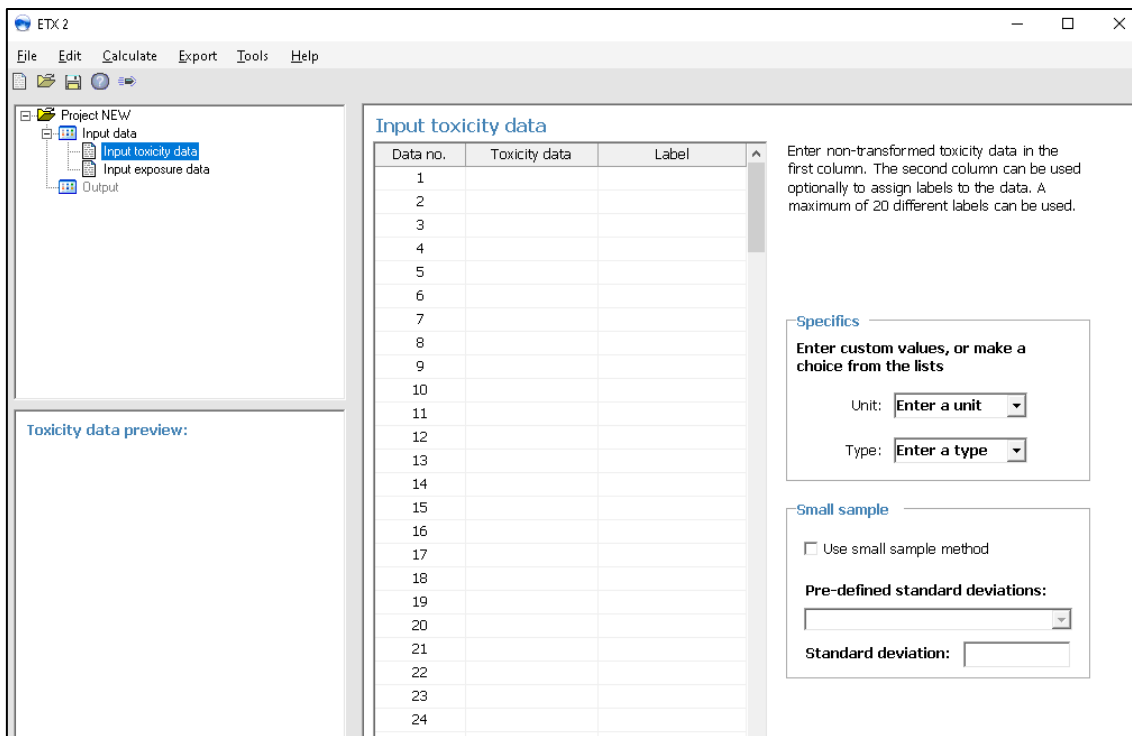
(para ver en detalles las Aplicaciones por Lote, haga clic en el nombre de cada Lote)

Lote	I	M	P
2,4 D	0	0.07	0.06
Atrazina	0	0.04	0.04
Azoxistrobina	0	0	0
Cipermetrina	0.05	0	0.06
Cletodim	0	0	0
Clorpirifos	1	1	1
Diazinon	0.21	0.02	0.22
Dicamba	0	0	0
Endosulfan	0	0.54	0.49
Epoxiconazol	0	0	0
Glifosato	0	0.04	0.03
Lambda Cialotrina	0.03	0.02	0.07
Metsulfuron Metil	0	0	0
Paraquat	0	0.21	0.19
Saflufenacil	0	0	0

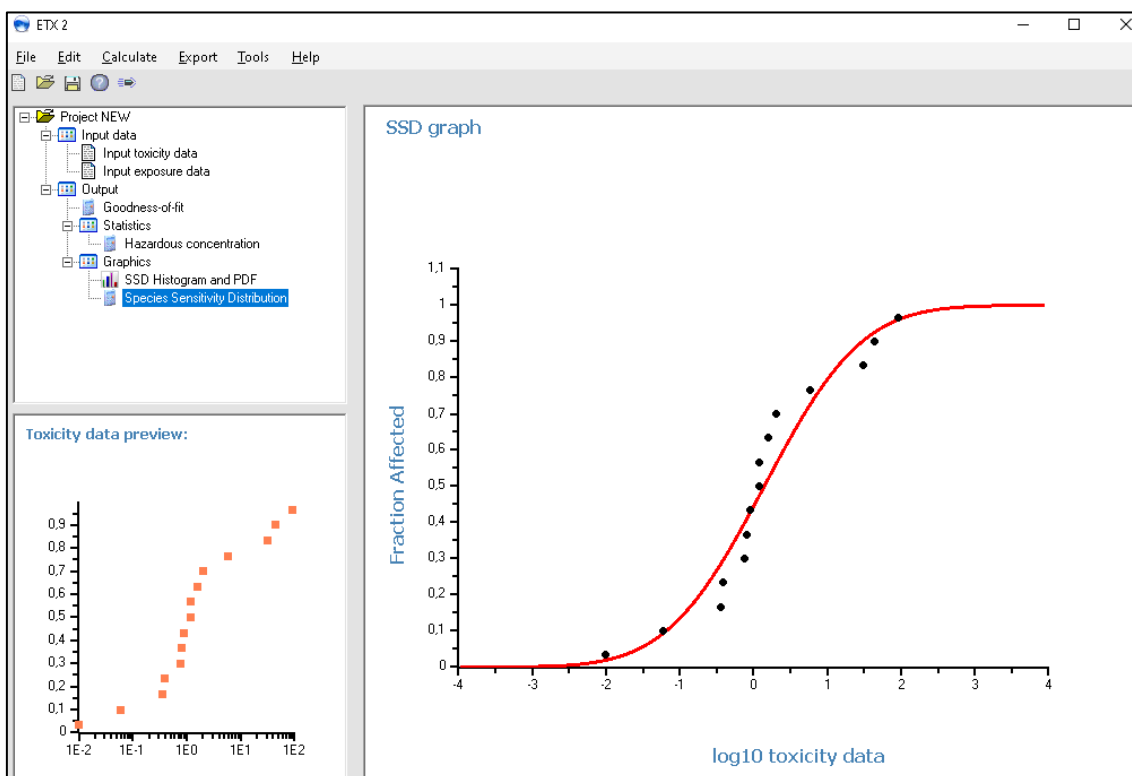
(a) Unidades de toxicidad (mamíferos)
 (b) Valor de Unidades de toxicidad (mamíferos) que implica el [máximo riesgo ambiental](#)
 (c) Unidades de toxicidad (insectos)
 (d) Valor de Unidades de toxicidad (insectos) que implica el [máximo riesgo ambiental](#)

Los colores representan los rangos de peligro de cada indicador: 0-0.25 (verde: riesgo bajo); 0.26-0.5 (amarillo: riesgo medio bajo); 0.51-0.75 (naranja: riesgo medio alto); 0.76-1 (rojo: riesgo alto).

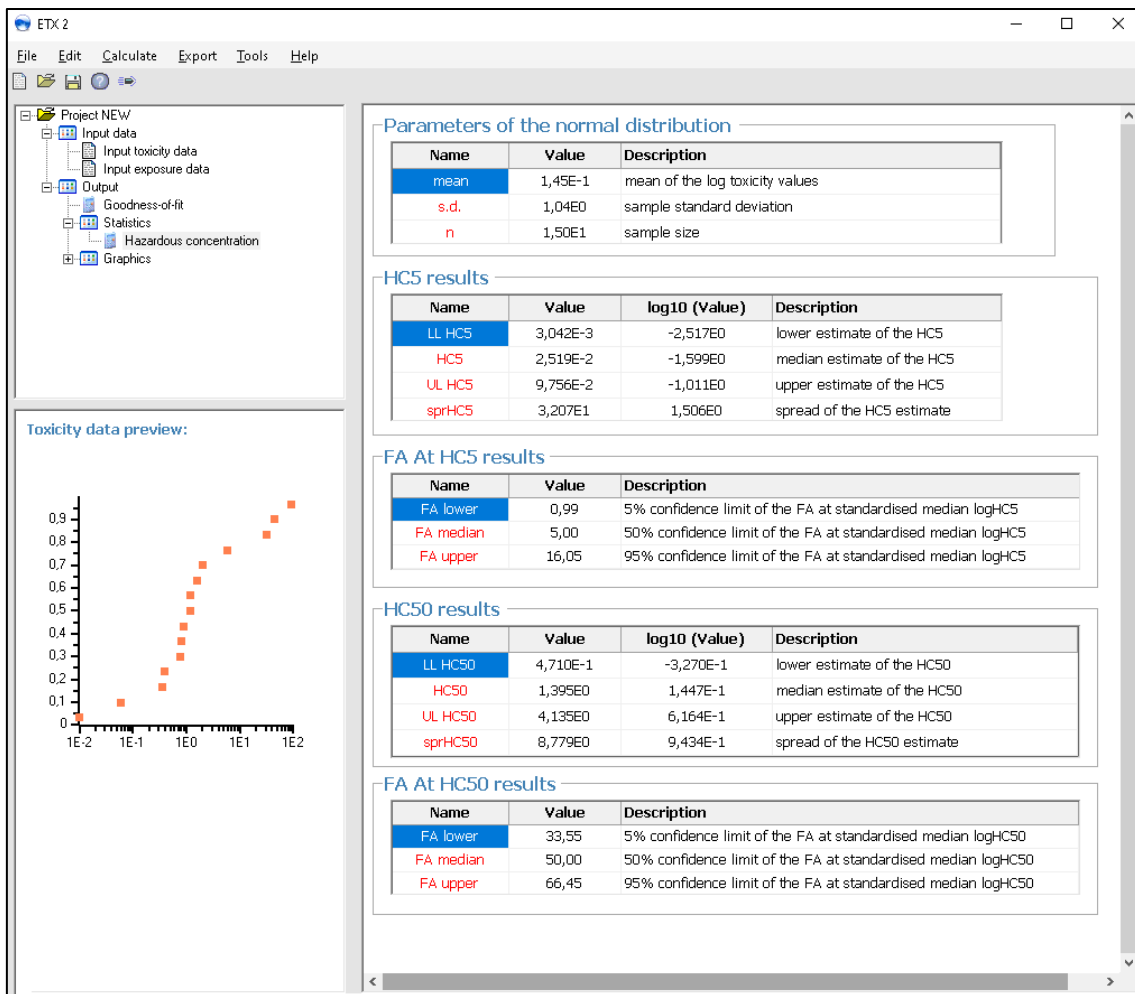
Anexo I. Figura I.5. - Ejemplo de información de salida del RIPEST.



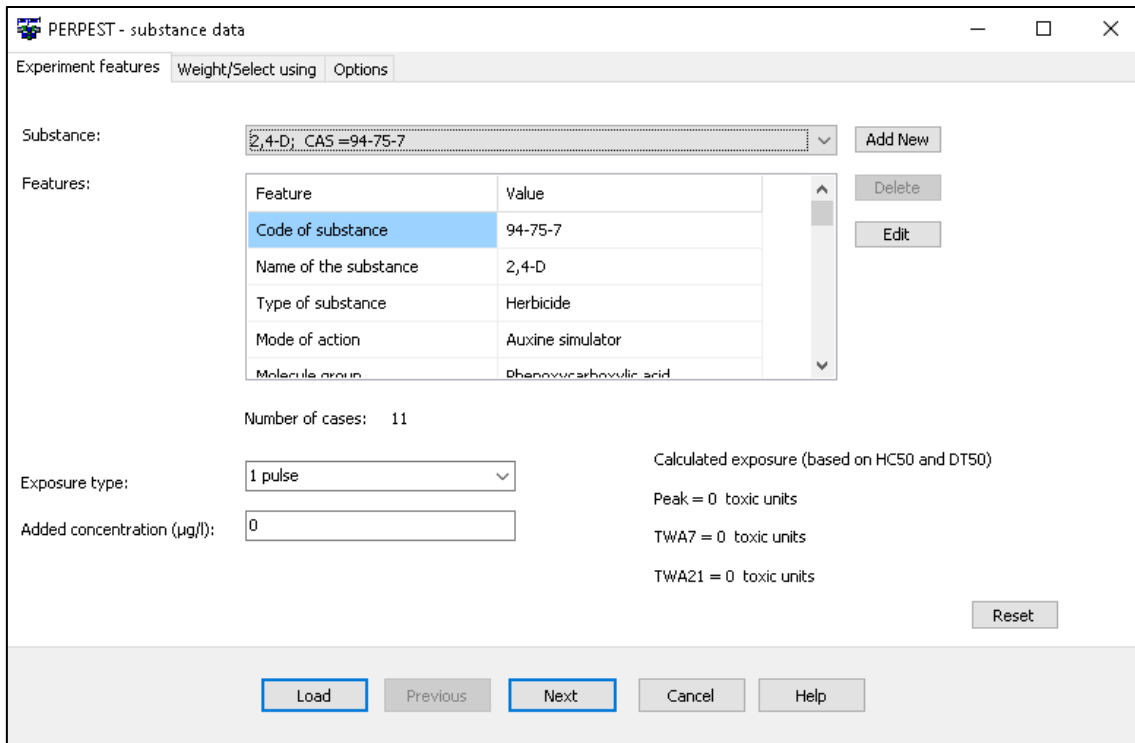
Anexo I. Figura I.63 - Ingreso de datos de entrada del ETX.



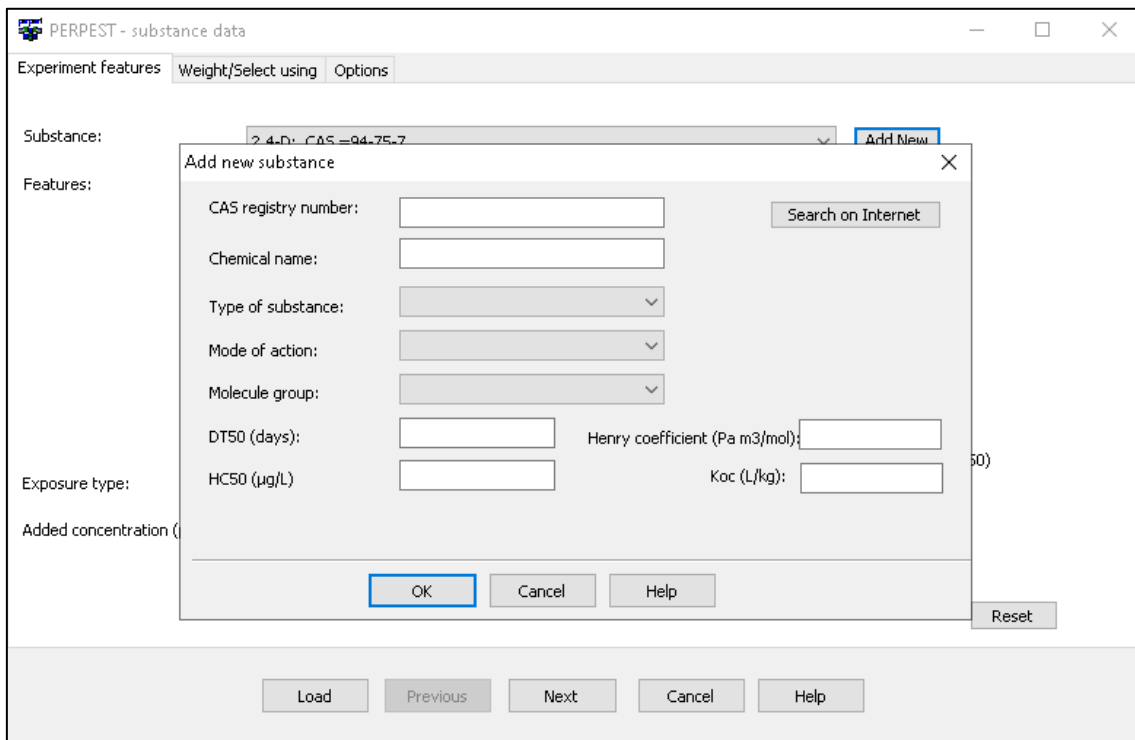
Anexo I. Figura I.7.4 - Gráfico de Distribución de Sensibilidad de Especies generado con el ETX.



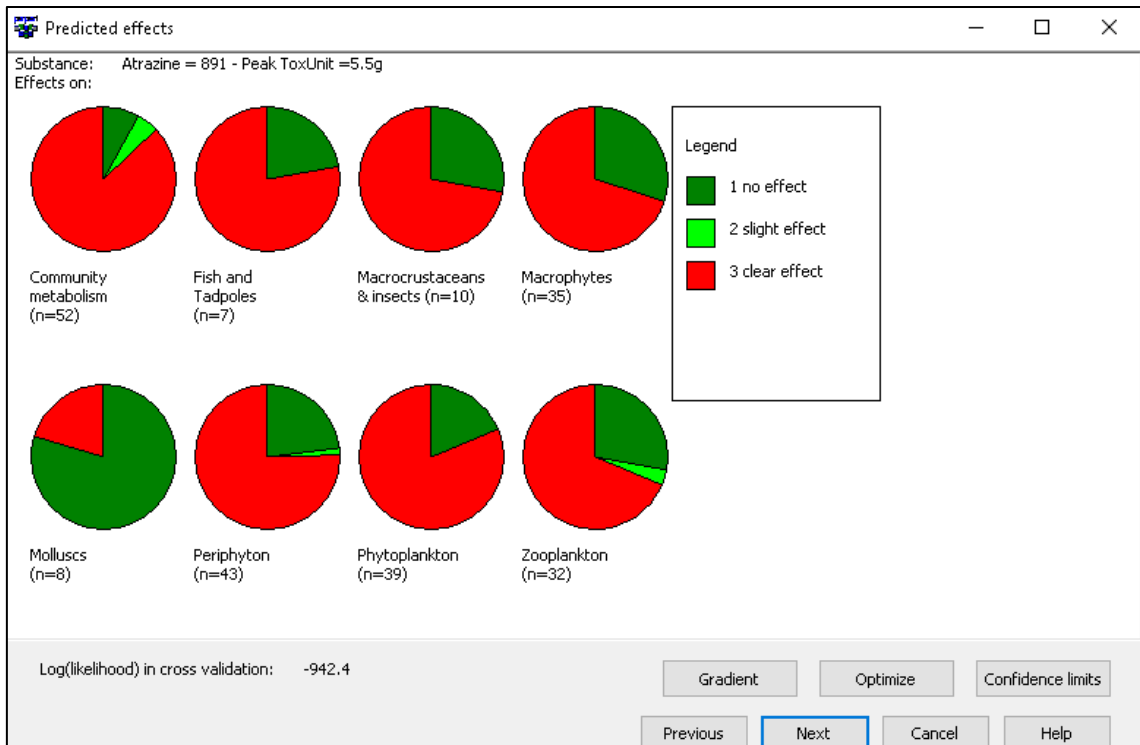
Anexo I. Figura I.8.5 - Salida estadística del ETX donde se informa los parámetros correspondientes a la Distribución Normal, la HC5 con sus límites inferiores y superiores y la Potencial Fracción Afectada.



Anexo I. Figura I.9.6 - Pantalla inicial del PERPEST, con el menú desplegable para la selección del plaguicida a analizar.



Anexo I. Figura I.107 - Ventana del PERPEST para introducir un nuevo plaguicida a la base de datos.



Anexo I. Figura I.11. - Ejemplo de salida gráfica del PERPEST.

Anexo I. Tabla I.1.a - Base de datos para fungicidas e insecticidas. (PPDB, 2021)

PLAGUICIDA	AZOXISTROBINA	EPOXICONAZOL	CIPERMETRINA	CLORPIRIFOS	DIAZINON	ENDOSULFAN	LAMBDA CIALOTRINA
Tipo.	FUNGICIDA	FUNGICIDA	INSECTICIDA	INSECTICIDA	INSECTICIDA	INSECTICIDA	INSECTICIDA
FBC	2,12E+01	1,45E+02	6,90E+05	1,37E+03	5,00E+02	2,76E+03	4,98E+03
Koc (ml/g)	5,89E+02	4,75E+02	8,07E+04	5,51E+03	6,09E+02	3,50E+02	1,66E+05
LogKow	2,50	3,44	6,60	4,96	3,81	3,83	6,80
T fusión (°C)	116,00	136,20	81,93	56,49	36,83	119,94	59,50
T ebul. (°C)	360,00	310,00	457,83	372,46	354,51	383,62	451,00
Solub. en agua a 20°C (mg/l)	6,70E+00	7,10E+00	9,00E-03	1,05E+00	6,00E+01	3,20E-01	5,00E-03
Pv °C (mPa)	1,10E-07	3,50E-04	6,78E-03	1,43E+00	1,20E+01	8,30E-01	2,00E-04
Cte. Henry a 25°C (Pa.m3.mol-1)	7,40E-09	1,65E-05	3,10E-01	4,78E-01	6,09E-02	1,48E+00	2,00E-02
Volumen Molar (cm3)	300,11	236,49	313,14	236,77	260,49	-	335,00
PM (g/mol)	403,40	329,76	416,30	350,58	304,35	406,93	449,85
DT50 suelo (días)	180,00	353,50	22,10	386,00	18,40	86,00	175,00
DT50 agua (días)	6,10	1000,00	3,00	5,00	4,30	-	0,24
DT50 sedimento (días)	205,00	103,60	17,00	36,50	10,40	-	15,10
DT50 en sup. plantas (días)	8,40	11,80	5,10	3,30	2,40	3,70	2,60
DL50 ORAL agudo mamíferos (mg/kg)	5000,00	3160,00	287,00	66,00	1139,00	38,00	56,00
DL50 DERMICO agudo mamíferos (mg/kg peso corporal)	2000,00	2000,00	2000,00	1250,00	2000,00	500,00	632,00
CL50 INHALACIÓN mamíferos (mg/l)	6,90E-01	5,30E+00	3,56E+00	1,00E-01	5,00E+00	1,30E-02	6,60E-02
DL50 AVES (mg/kg)	2,00E+03	2,00E+03	9,52E+03	3,92E+01	1,44E+00	1,11E+02	3,95E+03
DL50 PECES (mg/l)	4,70E-01	9,20E-01	1,50E-03	2,50E-02	3,10E+00	2,00E-03	2,10E-04
EC50 DAPHNIA (mg/l)	2,30E-01	3,12E+00	2,10E-04	1,00E-04	1,00E-03	4,40E-01	2,30E-04

EC50 ALGAS (mg/l)	3,60E-01	1,07E+01	6,67E-02	4,80E-01	6,40E+00	2,15E+00	5,00E-03
DL50 ABEJAS (ug/abeja)	2,50E+01	8,30E+01	2,30E-02	5,90E-02	1,30E-01	7,85E+00	3,80E-02
Modo de acción.	Sistémico.	Sistémico.	No sistémico.	No sistémico.	No sistémico.	No sistémico.	No sistémico.
Irritativo	SI	NO	SI	NO	SI	SIN DATOS	SI
Carcinógeno	NO	SI	POSIBLE	NO	POSIBLE	NO	NO
Mutagénico.	NO	SIN DATOS	POSIBLE	NO	NO	SIN DATOS	NO
Teratogénico.	NO	SIN DATOS	POSIBLE	NO	NO	SIN DATOS	NO
Genotóxico.	POSIBLE	SIN DATOS	NO	NO	POSIBLE	SI	NO
Disruptor endócrino.	SIN DATOS	POSIBLE	POSIBLE	POSIBLE	POSIBLE	POSIBLE	NO
Efectos en reproducción.	POSIBLE	SI	POSIBLE	SI	POSIBLE	SI	POSIBLE
Neurotóxico.	NO	NO	POSIBLE	SI	SI	SI	POSIBLE

Anexo I. Tabla I.1.b - Base datos para herbicidas (PPDB, 2021)

PLAGUICIDA	2,4 D	ATRAZINA	CLETODIM	DICAMBA	GLIFOSATO	METSULFURON METIL	PARAQUAT	SAFLUFENACIL
FBC	1,99E+01	1,07E+01	1,91E+02	1,50E+01	2,03E+00	2,27E+00	1,91E+00	1,16E+01
Koc (ml/g)	3,90E+01	1,00E+02	2,00E+03	2,94E+01	1,04E+03	8,61E+01	1,07E+03	5,81E+01
LogKow	2,81	2,61	4,21	2,21	-3,20	2,20	-1,75	1,95
T fusión (°C)	127,30	147,00	105,20	125,40	181,37	200,00	115,31	188,79
T ebull (°C)	321,68	332,00	432,50	317,68	400,49	413,16	316,73	504,69
Solub. en agua a 20°C (mg/l)	2,43E+04	3,50E+01	5,45E+03	2,50E+05	1,05E+04	2,79E+03	1,20E+05	2,10E+03
Pv °C (mPa)	9,00E-03	3,90E-02	2,08E-03	1,67E+00	1,31E-02	1,40E-08	1,00E-02	5,83E-05
Cte. Henry a 25°C (Pa.m3.mol-1)	4,00E-06	1,50E-04	1,40E-07	1,00E-04	2,10E-07	2,87E-07	4,00E-12	5,22E-06
Volumen Molar (cm3)	148,47	169,86	304,74	149,87	100,65	258,84	-	321,01
PM	221,04	215,68	359,92	221,04	169,10	381,36	186,25	500,92
DT50 suelo (días)	28,80	75,00	3,00	3,90	23,80	13,30	3000,00	20,00
DT50 agua (días)	7,70	52,00	7,00	40,00	9,90	115,00	10,00	-
DT50 sedimento (días)	18,20	80,00	16,70	41,00	74,50	224,30	-	-
DT50 en sup. plantas (días)	2,20	-	-	9,50	10,60	5,20	-	-
DL50 ORAL agudo mamiferos (mg/kg)	300,00	1869,00	1133,00	1581,00	2000,00	5000,00	110,00	2000,00
DL50 DERMICO agudo mamiferos (mg/kg peso corporal)	2000,00	3100,00	4167,00	2000,00	2000,00	2000,00	200,00	2000,00
CL50 INHALACIÓN mamiferos (mg/l)	1,79E+00	5,80E+00	3,25E+00	4,46E+00	5,00E+00	6,20E+00	6,00E-01	5,30E+00
DL50 AVES (mg/kg)	5,00E+02	4,24E+03	1,64E+03	1,37E+03	2,25E+03	2,51E+03	3,50E+01	2,00E+03
DL50 PECES (mg/l)	1,00E+02	4,50E+00	2,50E+01	1,00E+02	9,63E+01	1,10E+02	1,90E+01	9,80E+01
EC50 DAPHNIA (mg/l)	1,34E+02	8,50E+01	1,00E+02	4,10E+01	4,00E+01	4,31E+01	4,40E+00	9,82E+01
EC50 ALGAS (mg/l)	2,42E+01	5,90E-02	1,20E+01	1,80E+00	1,90E+01	1,13E-01	2,30E-04	-

DL50 ABEJAS (ug/abeja)	9,40E+01	1,00E+02	5,10E+01	1,00E+02	1,00E+02	5,00E+01	9,26E+00	1,00E+02
Modo de acción.	Sistémico.	Sistémico.	Sistémico.	Sistémico.	Sistémico.	Sistémico.	No sistémico.	No sistémico.
Irritativo	SI	SI	SI	SI	SI	NO	SI	POSIBLE
Carcinógeno	NO	NO	NO	NO	POSIBLE	NO	POSIBLE	NO
Mutagénico.	NO	SIN DATOS	NO	SIN DATOS	SI	NO	SIN DATOS	SIN DATOS
Teratogénico.	NO	SIN DATOS	NO	SIN DATOS	SIN DATOS	NO	SIN DATOS	SIN DATOS
Genotoxico	NO	NO	NO	NO	SIN DATOS	NO	SI	SIN DATOS
Disruptor endócrino	POSIBLE	POSIBLE	NO	SIN DATOS	POSIBLE	NO	NO	SIN DATOS
Efectos en reproduccion	SI	POSIBLE	POSIBLE	POSIBLE	NO	POSIBLE	POSIBLE	POSIBLE
Neurotoxico	SI	POSIBLE	NO	NO	NO	NO	NO	NO

Anexo II. Tabla II. 1 - Cálculos del FR y FAT global para la localidad de Chabás.

CALCULO DEL FR y FAT			Horizonte AP		Horizonte B1	Horizonte B21t	Horizonte B22t	Integración.	RIESGO
PLAGUICIDAS	Koc (m3/kg)	DT50 suelo (días)	FR	FAT	FAT	FAT	FAT	FAT GLOBAL	
AZOXISTROBINA	5,89E-01	1,80E+02	MOVIL	4,75E-01	2,29E-01	9,85E-01	7,18E-01	7,71E-02	Muy probable.
EPOXICONAZOL	4,75E-01	3,54E+02	MOVIL	2,39E-01	1,15E-01	4,97E-01	3,61E-01	4,96E-03	Muy probable.
2,4 D	3,90E-02	2,88E+01	MOVIL	2,80E+00	1,35E+00	5,91E+00	4,25E+00	9,51E+01	Muy improbable.
ATRAZINA	1,00E-01	7,50E+01	MOVIL	1,08E+00	5,23E-01	2,28E+00	1,64E+00	2,12E+00	Probable.
CLETODIM	2,00E+00	3,00E+00	MOVIL	3,28E+01	1,57E+01	6,51E+01	4,89E+01	1,64E+06	Muy improbable.
DICAMBA	2,94E-02	3,90E+00	MOVIL	2,06E+01	9,99E+00	4,36E+01	3,13E+01	2,82E+05	Muy improbable.
GLIFOSATO	1,04E+00	2,38E+01	MOVIL	3,77E+00	1,82E+00	7,69E+00	5,66E+00	2,98E+02	Muy improbable.
METSULFURON METIL	8,61E-02	1,33E+01	MOVIL	6,09E+00	2,95E+00	1,28E+01	9,24E+00	2,13E+03	Muy improbable.
PARAQUAT	1,07E+00	3,00E+03	MOVIL	3,00E-02	1,44E-02	6,11E-02	4,50E-02	1,19E-06	Muy probable.
SAFLUFENACIL	5,81E-02	2,00E+01	MOVIL	4,04E+00	1,95E+00	8,52E+00	6,13E+00	4,12E+02	Muy improbable.
CIPERMETRINA	8,07E+01	2,21E+01	MUY INMOVIL	3,67E+01	1,71E+01	5,48E+01	5,06E+01	1,75E+06	Muy improbable.
CLORPIRIFOS	5,51E+00	3,86E+02	MOVIL	3,37E-01	1,61E-01	6,24E-01	4,92E-01	1,66E-02	Muy probable.
DIAZINON	6,09E-01	1,84E+01	MOVIL	4,66E+00	2,25E+00	9,65E+00	7,03E+00	7,11E+02	Muy improbable.
ENDOSULFAN	3,50E-01	8,60E+01	MOVIL	9,70E-01	4,69E-01	2,03E+00	1,47E+00	1,35E+00	Muy probable.
LAMBDA CIALOTRINA	1,66E+02	1,75E+02	MUY INMOVIL	9,05E+00	4,22E+00	1,32E+01	1,24E+01	6,27E+03	Muy improbable.

Anexo II. Tabla II.2 - Cálculos del FR y FAT global para la localidad de Mar del Plata.

CÁLCULO DEL FR y FAT			Horizonte AP		Horizonte A1	Horizonte B1	Horizonte B21T	Horizonte B22T	Integración	RIESGO
PLAGUICIDA	Koc (m3/kg)	DT50 suelo (días)	FR	FAT	FAT	FAT	FAT	FAT	FAT GLOBAL	
AZOXISTROBINA	5,89E-01	1,80E+02	MOVIL	4,98E-01	1,25E+00	1,74E+00	1,24E+00	1,52E+00	2,04E+00	Probable.
EPOXICONAZOL	4,75E-01	3,54E+02	MOVIL	2,48E-01	6,21E-01	8,69E-01	6,19E-01	7,55E-01	6,26E-02	Muy probable.
2,4 D	3,90E-02	2,88E+01	MOVIL	2,80E+00	7,00E+00	9,80E+00	6,88E+00	8,41E+00	1,11E+04	Muy improbable.
ATRAZINA	1,00E-01	7,50E+01	MOVIL	1,09E+00	2,72E+00	3,81E+00	2,68E+00	3,28E+00	9,91E+01	Muy improbable.
CLETODIM	2,00E+00	3,00E+00	MOVIL	3,76E+01	9,40E+01	1,32E+02	9,68E+01	1,18E+02	5,30E+09	Muy improbable.
DICAMBA	2,94E-02	3,90E+00	MOVIL	2,06E+01	5,16E+01	7,22E+01	5,07E+01	6,20E+01	2,42E+08	Muy improbable.
GLIFOSATO	1,04E+00	2,38E+01	MOVIL	4,08E+00	1,02E+01	1,43E+01	1,03E+01	1,25E+01	7,68E+04	Muy improbable.
METSULFURON METIL	8,61E-02	1,33E+01	MOVIL	6,12E+00	1,53E+01	2,14E+01	1,51E+01	1,84E+01	5,57E+05	Muy improbable.
PARAQUAT	1,07E+00	3,00E+03	MOVIL	3,25E-02	8,13E-02	1,14E-01	8,22E-02	1,00E-01	2,47E-06	Muy probable.
SAFLUFENACIL	5,81E-02	2,00E+01	MOVIL	4,05E+00	1,01E+01	1,42E+01	9,95E+00	1,22E+01	7,03E+04	Muy improbable.
CIPERMETRINA	8,07E+01	2,21E+01	MUY INMOVIL	6,36E+01	1,59E+02	2,22E+02	1,81E+02	2,17E+02	8,80E+10	Muy improbable.
CLORPIRIFOS	5,51E+00	3,86E+02	MODERADA MENTE MOVIL	4,42E-01	1,10E+00	1,55E+00	1,18E+00	1,43E+00	1,27E+00	Muy probable.
DIAZINON	6,09E-01	1,84E+01	MOVIL	4,89E+00	1,22E+01	1,71E+01	1,22E+01	1,49E+01	1,87E+05	Muy improbable.
ENDOSULFAN	3,50E-01	8,60E+01	MOVIL	9,97E-01	2,49E+00	3,49E+00	2,47E+00	3,02E+00	6,48E+01	Muy improbable.
LAMBDA CIALOTRINA	1,66E+02	1,75E+02	MUY INMOVIL	1,60E+01	4,01E+01	5,61E+01	4,58E+01	5,48E+01	9,07E+07	Muy improbable.

Anexo II. Tabla II.3.a - Valoración de las variables para el cálculo del SLPI de la localidad de Chabás.

Horizonte.	Espesor (cm)	MO (%)	VALORACIÓN.	pH	VALORACIÓN	Textura	VALORACIÓN
AP	22	2,97	4	5,4	3	Franco limoso.	6
B1	10	2,47	4	5,3	3	Franco arcilloso limoso.	4
B21t	28	1,28	6	6	4	Arcilloso limoso.	2
B22t	28	0,67	6	6	4	Franco arcilloso limoso.	4
B3	40	0,33	10	6,2	5	Franco limoso.	6

SLP valor	68
SLPI	28,66

Anexo II. Tabla II.3.b - Cálculos para el PLPI y GWCP de la localidad de Chabás.

PLAGUICIDA	Koc	DT50 suelo (días)	Dosis (L/ha o Kg/ha)	Apl	F	R (L/ha o Kg/ha)	PLP valor	PLPI	GWSP
AZOXISTROBINA	5,89E+02	1,80E+02	1,90E+02	2	1	3,80E-01	1,16E-01	43,78	BAJO
EPOXICONAZOL	4,75E+02	3,54E+02	7,50E+02	2	1	1,50E+00	1,12E+00	57,83	BAJO
2,4 D	3,90E+01	2,88E+01	2,40E+03	2	1	4,80E+00	3,54E+00	64,99	MODERADO
ATRAZINA	1,00E+02	7,50E+01	2,97E+03	2	1	5,94E+00	4,46E+00	66,41	MODERADO
CLETODIM	2,00E+03	3,00E+00	2,80E+02	2	1	5,60E-01	8,41E-04	13,21	BAJO
DICAMBA	2,94E+01	3,90E+00	2,20E+02	2	1	4,40E-01	5,83E-02	39,51	BAJO
GLIFOSATO	1,04E+03	2,38E+01	2,34E+03	3	1	7,02E+00	1,61E-01	45,80	BAJO
METSULFURON METIL	8,61E+01	1,33E+01	1,00E+01	2	1	2,00E-02	3,09E-03	21,29	BAJO
PARAQUAT	1,07E+03	3,00E+03	4,00E+03	2	1	8,00E+00	2,25E+01	76,46	MODERADO
SAFLUFENACIL	5,81E+01	2,00E+01	3,50E+01	2	1	7,00E-02	2,41E-02	34,03	BAJO
CIPERMETRINA	8,07E+04	2,21E+01	5,00E+01	3	1	1,50E-01	1,00E-04	0,00	BAJO
CLORPIRIFOS	5,51E+03	3,86E+02	1,92E+03	3	1	5,76E+00	4,04E-01	51,51	BAJO
DIAZINON	6,09E+02	1,84E+01	1,10E+03	2	1	2,20E+00	6,65E-02	40,32	BAJO
ENDOSULFAN	3,50E+02	8,60E+01	1,40E+03	3	1	4,20E+00	1,03E+00	57,34	BAJO
LAMBDA CIALOTRINA	1,66E+05	1,75E+02	8,00E+01	2	1	1,60E-01	1,69E-04	3,24	BAJO

Anexo II. Tabla II.4 - Valoración de los parámetros del suelo para el cálculo de SLP valor con modificaciones (Dalpiaz, 2015)

MO%		Valor de puntuación
Altamente desprovisto.	< 1,30	10
Muy pobremente provisto.	1,31 – 2,16	8
Pobremente provisto.	2,17 – 2,69	6
Moderadamente provisto.	2,70 – 3,45	4
Bien provisto.	3,46 – 5,19	2
Muy bien provisto.	> 5,2	1

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

Anexo II. Tabla II.5.a - Valoración de las variables para el cálculo de SLPI modificado de la localidad de Chabás.

Horizonte.	Espesor (cm)	Arcilla	MO (%)	VALORACIÓN.	pH	VALORACIÓN	Textura	VALORACIÓN
Ap	22	24,9	2,67	6	5,4	3	Franco limoso.	6
B1	10	27,7	2,47	6	5,3	3	Franco arcilloso limoso.	4
B21t	28	40,7	1,28	10	6	4	Arcilloso limoso.	2
B22t	28	34,3	0,67	10	6	4	Franco arcilloso limoso.	4
B3	40	22,9	0,33	10	6,2	5	Franco limoso.	6

SLP valor	87
SLPI	40,76

Bt/A	VALORACIÓN
1,63	3

Anexo II. Tabla II.5.b - Cálculo del PLPm y el GWSPm para la localidad de Chabás.

PLAGUICIDA	Koc	DT50 suelo (días)	Dosis (L/ha o Kg/ha)	Apl	F	R (L/ha o Kg/ha)	PLP valor	PLPI	GWSPm
AZOXISTROBINA	5,89E+02	1,80E+02	1,90E+02	2	1	3,80E-01	1,16E-01	43,78	MODERADO
EPOXICONAZOL	4,75E+02	3,54E+02	7,50E+02	2	1	1,50E+00	1,12E+00	57,83	MODERADO
2,4 D	3,90E+01	2,88E+01	2,40E+03	2	1	4,80E+00	3,54E+00	64,99	ALTO
ATRAZINA	1,00E+02	7,50E+01	2,97E+03	2	1	5,94E+00	4,46E+00	66,41	ALTO
CLETODIM	2,00E+03	3,00E+00	2,80E+02	2	1	5,60E-01	8,41E-04	13,21	BAJO
DICAMBA	2,94E+01	3,90E+00	2,20E+02	2	1	4,40E-01	5,83E-02	39,51	MODERADO
GLIFOSATO	1,04E+03	2,38E+01	2,34E+03	3	1	7,02E+00	1,61E-01	45,80	MODERADO
METSULFURON METIL	8,61E+01	1,33E+01	1,00E+01	2	1	2,00E-02	3,09E-03	21,29	BAJO
PARAQUAT	1,07E+03	3,00E+03	4,00E+03	2	1	8,00E+00	2,25E+01	76,46	ALTO
SAFLUFENACIL	5,81E+01	2,00E+01	3,50E+01	2	1	7,00E-02	2,41E-02	34,03	BAJO
CIPERMETRINA	8,07E+04	2,21E+01	5,00E+01	3	1	1,50E-01	1,00E-04	0,00	BAJO
CLORPIRIFOS	5,51E+03	3,86E+02	1,92E+03	3	1	5,76E+00	4,04E-01	51,51	MODERADO
DIAZINON	6,09E+02	1,84E+01	1,10E+03	2	1	2,20E+00	6,65E-02	40,32	MODERADO
ENDOSULFAN	3,50E+02	8,60E+01	1,40E+03	3	1	4,20E+00	1,03E+00	57,34	MODERADO
LAMBDA CIALOTRINA	1,66E+05	1,75E+02	8,00E+01	2	1	1,60E-01	1,69E-04	3,24	BAJO

Anexo II. Tabla II.6 - Cálculo del EIQ teórico y EIQ campo para una dosis de cada plaguicida.

PLAGUICIDA	DT	C	SY	F	D	Z	B	R	L	S	P	1er término. T	2do término. C	3er término. E	EIQ	Dosis (L/ha o Kg/ha)	EIQ CAMPO.
AZOXISTROBINA	3	1,40	3	5	1	3	5	3	5	5	1	24	55,40	58	45,80	1,90E-01	8,70
EPOXICONAZOL	3	3,00	3	5	1	3	5	3	5	5	1	48	113,00	58	73,00	7,50E-01	54,75
2,4 D	3	3,00	3	1	3	3	1	5	5	1	1	48	41,00	28	39,00	2,40E+00	93,60
ATRAZINA	1	2,20	3	3	1	3	3	3	5	3	1	12	57,80	39	36,27	2,97E+00	107,71
CLETODIM	1	1,40	3	1	1	3	3	5	1	1	1	8	17,80	32	19,27	2,80E-01	5,39
DICAMBA	3	1,40	3	1	1	3	3	5	1	1	1	24	17,80	32	24,60	2,20E-01	5,41
GLIFOSATO	3	2,60	3	1	1	3	3	3	1	1	1	42	32,20	30	34,73	2,34E+00	81,28
METSULFURON METIL	3	1,40	3	1	1	3	3	5	3	1	1	24	19,80	32	25,27	1,00E-02	0,25
PARAQUAT	5	2,20	1	1	5	5	5	1	5	5	1	60	31,40	86	59,13	4,00E+00	236,53
SAFLUFENACIL	3	1,40	1	1	1	3	3	3	3	1	1	24	8,60	30	20,87	3,50E-02	0,73
CIPERMETRINA	3	3,00	1	5	1	5	5	1	1	1	1	48	13,00	48	36,33	5,00E-02	1,82
CLORPIRIFOS	3	3,00	1	5	5	5	5	1	1	5	1	48	37,00	90	58,33	1,92E+00	112,00
DIAZINON	3	3,80	1	1	5	5	5	3	1	1	1	60	16,20	58	44,73	1,10E+00	49,21
ENDOSULFAN	3	3,80	1	5	3	5	5	1	3	3	1	60	33,40	63	52,13	1,40E+00	72,99
LAMBDA CIALOTRINA	3	1,80	1	5	1	5	5	1	1	3	1	30	15,40	51	32,13	8,00E-02	2,57

Anexo II. Tabla II. 7.a - Valoración y cálculo del IAT.

PLAGUICIDA	Ecotoxicidad			Toxicidad en humanos					Impacto en factores ambientales			Aspecto ambiental del agroquímico			Consumo.	IAT	Valoración.
	Ab	Av	Ac	Cat	Ca	Mu	Te	Noca	Iag	Isu	Ispp	Re	Pe	Apl			
AZOXISTROBINA	3	1	5	2	1	1	1	1	5	5	5	1	7	2	1	45	BAJO
EPOXICONAZOL	1	1	5	2	5	1	1	3	5	5	5	1	7	2	1	49	BAJO
2,4 D	1	4	2	3	1	1	1	3	5	5	5	5	2	2	3	120	MEDIO
ATRAZINA	1	1	5	1	1	1	1	1	5	5	5	5	5	2	3	126	MEDIO
CLETODIM	1	1	2	2	1	1	1	1	5	5	5	5	2	2	1	34	MUY BAJO
DICAMBA	1	1	4	1	1	1	1	1	5	5	5	1	3	2	3	99	BAJO
GLIFOSATO	1	1	2	2	3	5	1	1	5	5	5	5	5	3	5	255	MUY ALTO
METSULFURON METIL	3	1	5	2	1	1	1	1	5	5	5	5	7	2	3	147	MEDIO
PARAQUAT	3	5	5	3	3	1	1	1	5	5	5	5	7	2	3	168	ALTO
SAFLUFENACIL	1	1	2	2	1	1	1	1	5	5	2	1	2	2	3	81	BAJO
CIPERMETRINA	5	1	5	3	3	1	3	1	5	5	2	5	2	3	5	225	MUY ALTO
CLORPIRIFOS	5	5	5	3	1	1	1	3	5	5	5	5	7	3	3	195	ALTO
DIAZINON	5	5	4	2	3	3	3	1	5	5	2	5	2	2	3	141	MEDIO
ENDOSULFAN	3	4	5	3	1	3	5	3	5	5	2	5	5	3	3	177	ALTO
LAMBDA CIALOTRINA	5	1	5	3	1	1	1	1	5	5	2	5	7	2	3	147	MEDIO

Anexo II. Tabla II. 7.b - Valoración y cálculo del IAT sin considerar el Consumo como variable.

PLAGUICIDA	IAT sin consumo		IAT con nueva escala.
AZOXISTROBINA	11	BAJO	ALTO
EPOXICONAZOL	11	BAJO	MUY ALTO
2,4 D	12	MUY BAJO	ALTO
ATRAZINA	15	BAJO	ALTO
CLETODIM	10	MUY BAJO	ALTO
DICAMBA	9	MUY BAJO	MEDIO
GLIFOSATO	18	BAJO	ALTO
METSULFURON METIL	17	BAJO	MUY ALTO
PARAQUAT	17	BAJO	MUY ALTO
SAFLUFENACIL	8	MUY BAJO	MEDIO
CIPERMETRINA	15	BAJO	ALTO
CLORPIRIFOS	18	BAJO	MUY ALTO
DIAZINON	12	BAJO	MUY ALTO
ENDOSULFAN	16	BAJO	MUY ALTO
LAMBDA CIALOTRINA	17	BAJO	MUY ALTO

Valoración adaptada.	
> 41	MUY ALTO
33 - 41	ALTO
20 - 33	MEDIO
8 - 20	BAJO
<8	MUY BAJO

Anexo II. Tabla II. 8 - Valoración y cálculo del VIA.

PLAGUICIDA	Ecotoxicidad (ETtotal)				Toxicidad Humana (THtotal)					Comportamiento Ambiental (CAtotal)			VIA	Valoración
	ET1	ET2	ET3	ET4	TH1	TH2	TH3	TH4	TH5	CA1	CA2	CA3		
AZOXISTROBINA	2	4	1	8	2	1	1	1	5	5	8	1	390	ALTO
EPOXICONAZOL	2	2	1	8	6	3	1	1	1	5	8	2	400	ALTO
2,4 D	4	2	4	2	2	3	1	5	5	1	2	1	320	MEDIO
ATRAZINA	1	2	1	6	2	3	1	4	5	5	6	1	370	ALTO
CLETODIM	2	2	1	4	2	1	1	1	5	1	1	2	230	MEDIO
DICAMBA	1	2	1	2	2	1	1	1	5	1	1	1	190	BAJO
GLIFOSATO	2	2	1	2	4	3	5	1	5	5	2	1	330	MEDIO
METSULFURON METIL	2	4	1	1	2	1	1	1	5	1	1	1	210	MEDIO
PARQUAT	4	4	8	4	4	1	5	1	5	-	8	1	450	MUY ALTO
SAFLUFENACIL	2	2	1	2	2	1	1	1	4	-	2	1	190	BAJO
CIPERMETRINA	4	6	1	8	4	3	5	4	5	1	2	2	450	MUY ALTO
CLORPIRIFOS	4	6	8	8	2	3	1	5	1	1	8	4	510	MUY ALTO
DIAZINON	2	6	8	6	4	3	5	5	5	1	2	2	490	MUY ALTO
ENDOSULFAN	4	4	8	8	2	3	5	5	1	-	6	4	500	MUY ALTO
LAMBDA CIALOTRINA	4	6	1	8	2	1	1	4	5	1	8	4	450	MUY ALTO

Anexo II. Tabla II. 921 - Categorización generada a modo de ejemplo utilizando un índice de potencial de lixiviación (GUS) y un índice de impacto ambiental (VIA).

AZOXISTROBINA	GUS	Grey
	VIA	Red
EPOXICONAZOL	GUS	Grey
	VIA	Red
2,4 D	GUS	Grey
	VIA	Yellow
ATRAZINA	GUS	Grey
	VIA	Red
CLETODIM	GUS	Light Grey
	VIA	Yellow
DICAMBA	GUS	Light Grey
	VIA	Green
GLIFOSATO	GUS	Light Grey
	VIA	Yellow
METSULFURON METIL	GUS	Grey
	VIA	Yellow
PARAQUAT	GUS	Grey
	VIA	Black
SAFLUFENACIL	GUS	Grey
	VIA	Green
CIPERMETRINA	GUS	Light Grey
	VIA	Black
CLORPIRIFOS	GUS	Light Grey
	VIA	Black
DIAZINON	GUS	Light Grey
	VIA	Black
ENDOSULFAN	GUS	Grey
	VIA	Black
LAMBACIALOTRINA	GUS	Light Grey
	VIA	Black

Al general Juan Domingo Perón, quién en el año 1949 a través del Decreto N°29.337 suprimió los aranceles universitarios e hizo posible que la hija de un colectivo y una empleada doméstica asista, estudie y se gradúe de la universidad.

A la Facultad de Ciencias Exactas y a todos los profesores que fueron parte de mi formación, me llevo un poco de todos.

A mi director, Pablo Demetrio, por la confianza, la compañía y el aguante, por enseñarme y guiarme, siempre escuchando mis opiniones y por aceptar seguir haciéndolo cinco años más durante mi doctorado.

A mi tutor, Santiago Vittori, por su infinita paciencia y dedicación, por las horas de charlas, debates y discusiones, por darle una dosis de tranquilidad a mi ansiedad.

A la comuna de Chabás, en particular a sus representantes, Lucas Lesgart y Alejandra Tenaglia, por su disposición, compromiso e interés para cooperar con este trabajo.

A mis compañeros y futuros colegas de esta hermosa Licenciatura en Química y Tecnología Ambiental por todos estos años de risas y mates salvadores, son el mejor grupo que me pudo haber tocado.

A Daniela Pérez, por ayudarme con los textos en inglés y las materias biológicas, por las jornadas de estudio juntas, pero sobre todo por su valiosa amistad.

A mi familia; en especial a mi vieja, Nancy Cervantes, por su esfuerzo y amor incondicional.

A mi segunda familia, Carmen Portillo, Gustavo, Martín y Pablo Petersen, por creer y apostar por mí.

A mis amigos, por alentarme cual tribuna de fútbol en cada obstáculo a superar y luego alegrarse por mis logros.

A Juan Salto, por ser mi sostén.

Esta pandemia nos enseñó que nadie se salva solo; por eso, a todos, ¡Muchas Gracias!

Acosta-Alba, I., & Van der Werf, H. M. (2011). *The use of reference values in indicator-based methods for the environmental assessment of agricultural systems*. Sustainability, 3(2), 424-442.

Agostini, M. G. (2013). *Ecotoxicología de anfibios en agroecosistemas del noreste de la región pampeana* – Tesis Doctoral. Universidad Nacional de La Plata.

Agostini, M.G.; Kacoliris, F.; Demetrio, P., Natale, G.; Bonetto, C.; Ronco, A.E. (2013). *Abnormalities in amphibian populations inhabiting agroecosystems in northeastern Buenos Aires Province, Argentina*. Diseases of Aquatic. Organisms, 104:163–171.

Aguilera, L., Marquetti, M. D. C., Navarro, A., & Bisset, J. (1995). *Effects of three organophosphorus insecticides in the reproductive potential of Culex quinquefasciatus*. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, 90(3), 411-413.

Ahmad, P; Ashraf, M; Younis, M; Hu, X; Kumar, A; Akram, N. A. y Al-Qurainy, F. (2012). *Role of transgenic plants in agriculture and biopharming*. Biotechnology Advances 30: 524–540.

Aiassa, D., Manas, F., Bosch, B., Gentile, N., Bernardi, N., & Gorla, N. (2012). *Biomarcadores de daño genético en poblaciones humanas expuestas a plaguicidas*. Acta Biológica Colombiana, 17(3), 485-509.

Alberdi, J. L.; Sáenz, M. E. et al. (1996). *Comparative acute toxicity of two herbicides, Paraquat and Glyphosate, to Daphnia magna y D. spinulata*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., New York, 57:229-235.

Aldenberg, T. (1993). *ETX 1.3 a: A program to calculate confidence limits for hazardous concentrations based on small samples of toxicity data*. – Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM.

Aldenberg, T., Jaworska, J.S. & Traas, P.T. (2002). *Normal species sensitivity distributions and probabilistic ecological risk assessment*. En T. P. Posthuma L., Sutter II G.W. & Traas, ed. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Lewis Publishers, Boca Raton, 49-102.

Alfredo, M. S. J. (2007). *Función hepática y actividad fagocítica de células de tilapia (Oreochromis niloticus) expuesta a diazinón*. – Universidad de Guadalajara. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias.

Alonso, L.L.; Demetrio, P.M.; Etchegoyen, M.A.; Marino, D.J. (2018). *Glyphosate and atrazine in rainfall and soils in agroproductive areas of the pampas region in Argentina*. Sci. Total Environ. 645, 89–96.

Altenburger, R; Ait-Aissa, S; Antczak, P; Backhaus, T; Barceló, D; Seiler, T. (2015). *Future water quality monitoring adapting tools to deal with mixtures of pollutants in water resource management*. Science of the Total Environment. 512–513:540–551.

Alvarez, M. (2014). *Estudios tendientes a establecer el comportamiento ambiental del insecticida clorpirifos en ambientes acuáticos de Tres Arroyos, Provincia de Buenos Aires*. INPA (UBA-CONICET). Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires.

Amiard-Triquet, C. (2015). *How to improve toxicity assessment? From single-species tests to mesocosms and field studies*. *Aquatic ecotoxicology*, 127-151.

Anguiano, O. L., & Ferrari, A. (2019). *Riesgo ecotoxicológico de plaguicidas utilizados en argentina*. – Proyecto de Extensión: ¿Conocen los agricultores las buenas prácticas agrícolas? Una cuestión clave para disminuir la exposición a plaguicidas y el riesgo de intoxicación. Fac. de Ingeniería. Fac. de Ciencias Médicas. Universidad Nacional de Comahue.

Aparicio, V. C., Costa, J. L., & Gonzalo Mayoral, E. S. (2017). *Plaguicidas en el ambiente*. Ediciones INTA.

Aparicio, V. C., De Gerónimo, E., Marino, D., Primost, J., Carriquiriborde, P., & Costa, J. L. (2013). *Environmental fate of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in surface waters and soil of agricultural basins*. *Chemosphere*, 93(9), 1866-1873.

Aparicio, V.; De Gerónimo, E.; Hernández Guijarro, K.; Pérez, D.; Portocarrero, R.; Vidal, C. (2015). *Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente*. INTA Ediciones, Argentina. 1-74.

ARGENBIO – Consejo Argentino para la Información y el Desarrollo de la Biotecnología (2020) [Cultivos transgénicos \(argenbio.org\)](http://argenbio.org)

Arias Rodríguez, L. A. (2020). *Evaluación agroecológica del uso y destino ambiental de plaguicidas en sistemas de producción de tomate de Boyacá y Santander en Colombia*. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias Agrarias, Doctorado en Agroecología. Bogotá D.C., Colombia.

Arregui, M. C., & Puricelli, E. (2008). *Mecanismos de acción de plaguicidas*. Dow AgroSciences Argentina.

Arregui, M. C., Grenon, D. A., Sánchez, D., & Ghione, J. (2013). *Evaluación del riesgo de impacto ambiental de plaguicidas en cultivos anuales del centro de Santa Fe*. – Universidad Nacional del Litoral. Facultad de Ciencias Agrarias.

Arregui, M. C., Sánchez, D. E., & Grenón, D. A. (2009). *Tablero de comando sobre riesgo de contaminación ambiental por plaguicidas*. Memorias. XXXVIII Jornadas Argentinas de Informática. Mar del Plata, BA, 24.

Ayanda, O. I., Oniye, S. J., Auta, J. A., Ajibola, V. O., & Bello, O. A. (2015). *Responses of the African catfish *Clarias gariepinus* to long-term exposure to glyphosate-and paraquat-based herbicides*. *African Journal of Aquatic Science*, 40(3), 261-267.

Barfoot, P. y Brookes, G. (2014). *Key global environmental impacts of genetically modified (GM) crop use 1996-2012*. *GM Crops and Food: Biotechnology in Agriculture and the Food Chain* 5(2): 1-12.

Bascopé Zanabria, R., Bickel, U., & Jacobi, J. (2019). *Plaguicidas químicos usados en el cultivo de soya en el Departamento de Santa Cruz, Bolivia: riesgos para la salud humana y toxicidad ambiental*. *Acta Nova*, 9(3), 386-416.

- Bedmar, F., Gianelli, V. R., Angelini, H. P., & Viglianchino, L. E. (2015). *Riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la cuenca del arroyo El Cardalito, Argentina*. Gerencia de Comunicación e Imagen Institucional, DNA SICC, INTA.
- Berman, M. C., Marino, D. J. G., Quiroga, M. V., & Zagarese, H. (2018). *Occurrence and levels of glyphosate and AMPA in shallow lakes from the Pampean and Patagonian regions of Argentina*. *Chemosphere*, 200, 513-522.
- Bernard, H., Chabalier, P. F., Chopart, J. L., Legube, B., & Vauclin, M. (2005). *Assessment of herbicide leaching risk in two tropical soils of Reunion Island (France)*. *Journal of environmental quality*, 34(2), 534-543.
- Bonanse, R. I., Filippi, I., Wunderlin, D. A., Marino, D. J. G., & Amé, M. V. (2018). *The fate of glyphosate and AMPA in a freshwater endorheic basin: an ecotoxicological risk assessment*. *Toxics*, 6(1), 3.
- Boonthai, C., Scott, R. R., & Chapman, R. B. (2000). *Acetylcholinesterase as a biomarker to assess the effect of chlorpyrifos and atrazine on some New Zealand aquatic invertebrates*. *Australasian Journal of Ecotoxicology*, 6(1), 59-64.
- Brock, T.C.M., Lahr, J. & Brink, P.J. Van den, (2000a). *Ecological risks of pesticides in freshwater ecosystems. Part 1: Herbicides*. Final Report 088. Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 128 pp.
- Brock, T.C.M., Wijngaarden, R.P.A. van & Geest, G.J. Van, (2000b). *Ecological risks of pesticides in freshwater ecosystems Part 2: Insecticides*. Final Report 089. Alterra Green World Research, Wageningen, The Netherlands, 72 pp.
- Bu, Q., Wang, D., & Wang, Z. (2013). *Review of screening systems for prioritizing chemical substances*. *Critical reviews in environmental science and technology*, 43(10), 1011-1041.
- Cáceres, D. M. (2015). *Tecnología Agropecuaria y Agronegocios. La Lógica Subyacente del Modelo Tecnológico Dominante*. *Mundo Agrario*, 16(31).
- Cáceres, D. M. (2018). *Biotecnología y poder, ¿Usan los cultivos transgénicos menos agroquímicos?* – *Revista Interdisciplinaria de Estudios Agrarios*. Universidad de Buenos Aires.
- Cairs Jr.; Cherry, D.S. (2009) Ch. 7. *Freshwater Multi Species test systems*. In: *Handbook of Ecotoxicology*. Calow, P. (Ed.) 900 pp
- Candela, L. (2003). *El transporte de los plaguicidas a las aguas subterráneas*. *Boletín Geológico y Minero*, 114(4), 409-417.
- Cappello, V., Fortunato, N., Tangorra, M., Vergara, A. R., & Ortale, M. (2008). *Plaguicidas en la Provincia de Buenos Aires: información toxicológica, ecotoxicológica y aspectos ambientales*. Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible, Buenos Aires.
- Carrasco, A.E.; Sánchez, N.E.; Tamagno, L.E. (2012). *Modelo agrícola e impacto socioambiental en la Argentina: monocultivo y agronegocios*. AUGM (Asociación de Universidades Grupo Montevideo), Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.

Carrera, E. G. (1991). *NTP 269: Cancerígenos, mutágenos y teratógenos: manipulación en el laboratorio*. Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el trabajo, 19.

Cartagena, C.J.; Peñuela Meza, G. A. (2001). *Pesticidas tradicionales y contaminantes emergentes en la producción hortofrutícola*. Perspectivas y Avances de Investigación de la serie Lasallista Investigación y Ciencia. Facultad de Ingeniería. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia.

CASAFE, (2013-2019). Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. <https://www.casafe.org/>

CASAFE, (2021). Guía de Fitosanitarios. Hojas de Seguridad.

Cattaneo, R., Loro, V. L., Spanevello, R., Silveira, F. A., Luz, L., Miron, D. S., et al. (2008). *Metabolic and histological parameters of silver catfish (Rhamdia quelen) exposed to commercial formulation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4- D) herbicide*. Pesticide Biochemistry and Physiology, 92, 133–137.

Genkci, S., Yildiz, M., Cigerci, I. H., Bozdog, A., Terzi, H., & Terzi, E. S. A. (2010). *Evaluation of 2,4-D and dicamba genotoxicity in bean seedlings using comet and RAPD assays*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 73, 1558– 1564.

Clements, R. G., Nabholz, J. V., & Zeeman, M. (1994). *Estimating Toxicity of Industrial Chemicals to Aquatic Organisms Using Structure Activity Relationships*. – 2nd ed., Clemens RG (ed), Office of Pollution Prevention and Toxics, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Collins, P., & Cappello, S. (2006). *Cypermethrin toxicity to aquatic life: bioassays for the freshwater prawn Palaemonetes argentinus*. Archives of environmental contamination and toxicology, 51(1), 79-85.

Constitución de la Nación Argentina. Artículo 41. <http://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/0-4999/804/norma.htm>

Corcoran, S., Metcalfe, C. D., Sultana, T., Amé, M. V., & Menone, M. L. (2020). *Pesticides in surface waters in argentina monitored using polar organic chemical integrative samplers*. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 104(1), 21-26.

Dalpiaz, M. J. (2015). *Estimación del peligro de contaminación del agua subterránea por plaguicidas en el norte de la provincia de Buenos Aires*. Doctoral dissertation, Tesis de Maestría en Gestión del Agua. Facultad de Ciencias Veterinarias. Universidad de Buenos Aires. Argentina.

Dalpiaz, M. J., & Andriulo, A. (2017). Comparación de índices de riesgo de lixiviación de plaguicidas. Ciencia del suelo, 35(2), 365-376.

Dalpiaz, M. J., Milesi Delaye, L. A., & Andriulo, A. E. (2018). *Estimación del riesgo de contaminación del agua subterránea por plaguicidas en suelos de la Pampa Ondulada*.

D'andrea, M. F. (2019). *Evaluación del riesgo asociado al uso de plaguicidas empleados en cultivos extensivos sobre la biota de los cuerpos de agua de la región pampeana* – Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Buenos Aires.

De Castro Marcato, A.C., de Souza, C. P., & Fontanetti, C. S. (2017). *Herbicida 2,4-D: Una revisión de la toxicidad en organismos no objetivo*. Contaminación del agua, el aire y el suelo, 228(3). doi:10.1007/s11270-017-3301-0

De Geronimo, E., Aparicio, V. C., Bárbaro, S., Portocarrero, R., Jaime, S., & Costa, J. L. (2014). *Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina*. Chemosphere, 107, 423-431.

DeMars, C., Zhan, Y., Chen, H., Heilman, P., Zhang, X., & Zhang, M. (2018). *Integrating GLEAMS sedimentation into RZWQM for pesticide sorbed sediment runoff modeling*. Environmental Modelling & Software, 109, 390–401. doi:10.1016/j.envsoft.2018.08.016

Demetrio, P. (2012). *Estudio de efectos biológicos de plaguicidas utilizados en cultivos de soja RR y evaluación de impactos adversos en ambientes acuáticos de agroecosistemas de la región pampeana*. Facultad de Ciencias Exactas. Universidad Nacional de La Plata.

Demetrio, P. (2020). Capítulo 14: *Evaluación de Riesgo* en Carriquiriborde P. (coordinador) *Principios de Ecotoxicología*. EDULP (en prensa).

Demetrio, P.; Bonetto, C.; Ronco, A.E. (2014). *The Effect of Cypermethrin, Chlorpyrifos, and Glyphosate Active Ingredients and Formulations on Daphnia magna (Straus)*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 93:163-17115-19.

Díaz, E. L., Quintero, C., Boschetti, N., Duarte, O., Romero, C., Paz Gonzáles, A., & Perusset, A. (2008). *Evaluación de residuos de plaguicidas en suelos y aguas cultivados con arroz en Entre Ríos*. In Memorias. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Luis, Argentina (Vol. 13).

Diaz-Diaz, R., Garcia-Hernandez, J. E., & Loague, K. (1998). *Leaching potentials of four pesticides used for bananas in the Canary Islands* (Vol. 27, No. 3, pp. 562-572). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.

Dushoff, J., Caldwell, B., & Mohler, C. L. (1994). *Evaluating the environmental effect of pesticides: a critique of the environmental impact quotient*. American Entomologist, 40(3), 180-184.

ECETOC, Technical Report No 74. (1998). *QSARs in the Assessment of the Environmental Fate and Effects of Chemicals*. European Center for Ecotoxicology and Toxicity of Chemicals, Brussels. ISSN 0773-8072-74. Environmental Protection Agency. Washington, DC.

Encina, F., & Diaz, O. (2001). *Contaminación, estimación del riesgo ecológico y protección asociado a algas bentónicas marinas*. Sustentabilidad de la biodiversidad, 336-357.

Etchegoyen, A. (2014). *Distribución de plaguicidas en aguas y sedimentos de fondo en los principales afluentes de la cuenca del Paraguay-Paraná*. Trabajo Final de Licenciatura, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP.

Etchegoyen, M. A., Marino, D. J. G., Pérez, M., & Ronco, A. E. (2015). *Distribución de plaguicidas en ambientes rurales con conflictos socioambientales: caso Villa San José*. In V Congreso Latinoamericano de Agroecología-SOCLA (La Plata, 2015).

- Etchegoyen, M. A., Ronco, A. E., Almada, P., Abelando, M., & Marino, D. J. (2017). *Occurrence and fate of pesticides in the Argentine stretch of the Paraguay-Paraná basin*. Environmental monitoring and assessment, 189(2), 63.
- Fabiano, I. (2015). *Estudio de niveles de plaguicidas en suelos de la región pampeana*. Centro de Investigaciones en Medio Ambiente (CIMA) – Facultad de Ciencias Exactas, UNLP.
- FARN – Fundación Ambiente y Recursos Naturales (2016). *Agroquímicos, Un Debate Nacional Pendiente*.
- FCM – UNR (2014). *Informe sobre Chabás. Campamento Sanitario*. Ciclo de Práctica Final de la Carrera de Medicina de la Facultad de Ciencias Médicas de la Universidad Nacional de Rosario.
- Fernández Álvarez, M. (2009). *Estudio del comportamiento fotoquímico y terminación de compuestos fitosanitarios en matrices medioambientales y agroalimentarias mediante técnicas avanzadas de extracción y microextracción*. – Universidad de Santiago De Compostela.
- Fernandez, M.; Ibañez, M. et al. (1998). *Spatial and temporal trends of Paraquat, Diquat, and Difenzoquat contamination in water from marsh areas of the Valencian community (Spain)*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., New York, 35:377-384.
- Fernández, N., Viciano, V., & Drovandi, A. (2003). *Valoración del impacto ambiental total por agroquímicos en la cuenca del río Mendoza*. Proyecto OEI/DGI Barcala y Av. España (5500). Mendoza, Argentina.
- Ferraro, D. O., Ghera, C. M., & Sznaider, G. A. (2003). *Evaluation of environmental impact indicators using fuzzy logic to assess the mixed cropping systems of the Inland Pampa, Argentina*. Agriculture, Ecosystems & Environment, 96(1-3), 1-18.
- Ferraro, D. O., Ghera, F., De Paula, R., Duarte Vera, A.C., & Pessah, S. (2020). *Tendencias históricas del riesgo ecotoxicológico de pesticidas de los principales cultivos de granos en Pampa Rodante (Argentina)*. Plos uno, 15(11), e0238676.
- Filkowski, J., Besplug, J., Burke, P., Kovalchuk, I., & Kovalchuk, O. (2003). *Genotoxicity of 2,4-D and dicamba revealed by transgenic Arabidopsis thaliana plants harboring recombination and point mutation markers*. Mutation Research, 542, 23–32.
- Finizio, A., Calliera, M., & Vighi, M. (2001). *Rating Systems for Pesticide Risk Classification on Different Ecosystems*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 49(3), 262–274. doi:10.1006/eesa.2001.2063
- Forbes, V. E., & Calow, P. (2002). *Species sensitivity distributions revisited: a critical appraisal*. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 8(3), 473-492.
- Forget-Leray, J., Landriau, I., Minier, C., & Leboulenger, F. (2005). *Impact of endocrine toxicants on survival, development, and reproduction of the estuarine copepod Eurytemora affinis (Poppe)*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 60(3), 288-294.
- Gagneten, A. M. (2002). *Efectos del herbicida paraquat sobre el zooplancton*. Iheringia. Série Zoologia, 92(3), 47-56.

Gagneten, A. M., Regaldo, L., Romero, N., Van Opstal, N., Licursi, M., Reno, U., Gervasio, S. & Marchese, M. (2020). *Impacto de la actividad agrícola en sistemas acuáticos de las provincias de Santa Fe y Entre Ríos*.

Gagneten, A. M. & Regaldo, L. (2020) Capítulo 11: *Efectos sobre las comunidades biológicas en Carriquiriborde* P. (coordinador) *Principios de Ecotoxicología*. EDULP (en prensa).

Giambelluca, T. W., Loague, K., Green, R. E., & Nullet, M. A. (1996). *Uncertainty in recharge estimation: impact on groundwater vulnerability assessments for the Pearl Harbor Basin, O'ahu, Hawai'i, USA*. Journal of contaminant hydrology, 23(1-2), 85-112.

Gianelli, V., & Bedmar, F. (2017). *Riesgo de lixiviación de Imazapir en tres suelos de Argentina*. Chilean journal of agricultural & animal sciences, 33(3), 241-251.

Gianelli, V., Bedmar, F., Angelini, H., Aparicio, V., & Costa, J. L. (2010). *Riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la cuenca del arroyo Pantanoso* (R. Argentina). In *Contaminación, Descontaminación y Restauración Ambiental en Iberoamérica* (pp. 135-152). Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental.

Girardin, P., Bockstaller, C., & Werf, H. V. D. (1999). *Indicators: tools to evaluate the environmental impacts of farming systems*. – Journal of sustainable agriculture, 13(4), 5-21.

González Ríos, A., (2013). *Uso de modelos predictivos y conceptuales para la evaluación ambiental y el análisis de la percepción de riesgo por uso de plaguicidas: Una opción para el manejo de riesgos en Chiapas*. – Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. ECOSUR

Grecco, K. D. (2020). *Efeitos toxicogenéticos, bioquímicos e fisiológicos dos fungicidas azoxistrobina e carbendazim em Lactuca sativa L. e Phaseolus vulgaris L.*

Guaiteiro, L.B. (2010). *Propuesta metodológica para la evaluación de riesgo ambiental causado por el uso de plaguicidas en sistemas hortofrutícolas de la Sabana de Bogotá*. Tesis de Maestría en Ciencias Agrarias. Facultad de Agronomía. Universidad Nacional de Colombia. 180 p.

Gul, T., Kaymak, F., & Muranli, F. D. G. (2006). *Genotoxic effects of Avenoxan on Allium cepa L. and Allium sativum L.* Caryologia, 59, 241–247.

Gupta, R. D., Chakravorty, P. P., & Kaviraj, A. (2011). *Susceptibility of epigeic earthworm Eisenia fetida to agricultural application of six insecticides*. Chemosphere, 84(5), 724-726.

Gustafson, D. I. (1989). *Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability*. – Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 8(4), 339-357.

Gutierrez, M. F., Gagneten, A. M., & Paggi, J. C. (2013). *Acute and behavioral sensitivity of Mesocyclops longisetus to atrazine and endosulfan formulations under predation pressure*. Water, Air, & Soil Pollution, 224(1), 1-9.

Hashimoto, Y., and Y. Nishiuchi. (1981). *Establishment of bioassay methods for the evaluation of acute toxicity of pesticides to aquatic organisms*. Journal of Pesticide Science, 6(2), 257-264.

Huapaya, C. R., Lizarralde, F. A., & Arona, G. M. (2012). *Modelo basado en lógica difusa para el diagnóstico cognitivo del estudiante*. *Formación universitaria*, 5(1), 13-20.

Hughes, L., Mackay, D., Powell, D. E., & Kim, J. (2012). *An updated state of the science EQC model for evaluating chemical fate in the environment: Application to D5 (decamethylcyclopentasiloxane)* - *Chemosphere*, 87(2), 118–124.

INFOLEG – Ley 27.279. Productos Fitosanitarios.
<http://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/265000-269999/266332/norma.htm>

INTA (2002). Carta de Suelo de la República Argentina. <http://anterior.inta.gov.ar/suelos/cartas/>

IPEC (2021). Instituto Provincial de Estadística y Censos. Población – Proyecciones y estimaciones. <https://twww.santafe.gob.ar/ms/ipec/contenido/proyeccion-y-estimacion-de-la-poblacion/>

Iturburu, FG., Calderon, G, Amé, MV, & Menone, M. (2019). *Ecological Risk Assessment (ERA) of pesticides from freshwater ecosystems in the Pampas region of Argentina: Legacy and current use chemicals contribution*. *Science of the Total Environment*, 691, 476–482

Kar, S.; Leszczynski, J. (2019). *Exploration of Computational Approaches to Predict the Toxicity of Chemical Mixtures*. *Toxics*, journal MDPI, 7,15.

Kerle, E. A., Jenkins, J. J., & Vogue, P. A. (1996). *Understanding pesticide persistence and mobility for groundwater and surface water protection*.

Kookana, R. S., Correll, R. L., & Miller, R. B. (2005). *Pesticide impact rating index – A pesticide risk indicator for water quality*. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 5(1), 45-65.

Kovach, J., Petzoldt, C., Degni, J., & Tette, J. (1992). *A method to measure the environmental impact of pesticides*. – IPM Program, Cornell University, New York State Agricultural Experiment Station.

Kumar, S., Arya, S. K., Roy, B. K., & Singh, A. K. (2010). *The effects of 2,4-dichlorophenoxy acetic acid and isoproturon herbicides on the mitotic activity of wheat (Triticum aestivum L.) root tips*. *Turkish Journal of Biology*, 34, 55–66.

Labite, H., Butler, F., & Cummins, E. (2011). *A Review and Evaluation of Plant Protection Product Ranking Tools Used in Agriculture*. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 17(2), 300–327. doi:10.1080/10807039.2011.552392

Lajmanovich, R. C.; Izaguirre, M. F. & Casco, V. H. (1997). *Paraquat tolerance and alteration of internal gill structure of Scinax nasica tadpoles (Anura: Hylidae)*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, New York, 34:364-369.

Lenardón, A., Maitre, M., Lorenzatti, E., De la Sierra, P., Marino, F., & Enrique, S. (2002). *Plaguicidas en diversos medios: experiencias y resultados*. II Taller de contaminación por agroquímicos. Pergamino, Argentina.

Levitan, L., Merwin, I., & Kovach, J. (1995). *Assessing the relative environmental impacts of agricultural pesticides: the quest for a holistic method*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 55(3), 153–168. doi:10.1016/0167-8809(95)00622-y

Loewy, M.R.; (2011). *Capítulo 4: Dinámica Ambiental de Plaguicidas* - Libro: Clasificación y Toxicología de los Plaguicidas. Ed Sc. Olga Liliana Anguiano y Dra. Cristina Mónica Montagna. EDUCO, Universidad Nacional del Comahue, Neuquén. pp 237-265.

Londoño, O. M. Q., Martínez, D. E., & Massone, H. E. (2012). *Evaluación comparativa de métodos de cálculo de recarga en ambientes de llanura. La llanura interserrana bonaerense (Argentina), como caso de estudio*. *Dyna*, 79(171), 15-25.

López, C. L. (1993). *Exposición a plaguicidas organofosforados* – Perspectivas en Salud Pública N° 18. México: Instituto Nacional de Salud Pública.

Mac Loughlin, T.M.; Peluso, M.L.; Marino, D.J. (2017). *Pesticide impact study in the peri-urban horticultural area of Gran La Plata, Argentina*. *Sci. Total Environ.* 598, 572–580.

Macharia, I. N., Mithöfer, M., & Waibel, H. (2009). *Potential environmental impacts of pesticides use in the vegetable sub-sector in Kenya*. *African Journal of Horticultural Science*, 2.

Mackay, D., Di Guardo, A., Paterson, S., & Cowan, C. E. (1996). *Evaluating the environmental fate of a variety of types of chemicals using the EQC model*. – *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 15(9), 1627-1637.

Madrigal Gutierrez, W. (2014). *Ecotoxicidad aguda en semillas de Lactuca sativa L. de antibióticos con riesgo ambiental*. – Universidad Central de Las Villas. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Cuba.

MAGyP (2013). Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. *Pautas sobre aplicaciones de productos fitosanitarios en áreas periurbanas*.

MAGyP (2020). Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación Argentina. Datos abiertos.

Malacarne, F. (2015). *Ya que hablamos de ambiente, ¿sabes qué es el cociente de impacto ambiental? EIQ* - Magister en Mejoramiento de Plantas y Doctora en Filosofía, Ciencia, Tecnología y Sociedad.

Maltby, L., Blake, N., Brock, T. C., & Van den Brink, P. J. (2005). *Insecticide species sensitivity distributions: importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems*. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 24(2), 379-388.

Mansilla Ferro, C. F. (2017). *Impacto ambiental de la aplicación de plaguicidas en siete modelos socio-productivos hortícolas del Cinturón Verde de Mendoza*. Doctoral dissertation, Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias.

Massolo, L. A. (2015). *Introducción a las herramientas de gestión ambiental*. Series: Libros de Cátedra.

Mayer, F. L., & Ellersieck, M. R. (1986). *Manual of acute toxicity: interpretation and data base for 410 chemicals and 66 species of freshwater animals* (No. 160). US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service.

Möhring, N., Gaba, S., & Finger, R. (2019). *Quantity based indicators fail to identify extreme pesticide risks*. *Science of the total environment*, 646, 503-523.

Morales Ovalles, Y., Miranda de Contreras, L., & Di Bernardo Navas, M. L. (2014). *Neurotoxicidad de los plaguicidas como agentes disruptores endocrinos: Una revisión*. *Revista del Instituto Nacional de Higiene Rafael Rangel*, 45(2), 96-119.

Muhammetoglu, A., & Uslu, B. (2007). *Application of environmental impact quotient model to Kumluca region, Turkey to determine environmental impacts of pesticides*. *Water Science and Technology*, 56(1), 139–145. doi:10.2166/wst.2007.445

Muhammetoglu, A., Durmaz, S., & Uslu, B. (2010). *Evaluation of the Environmental Impact of Pesticides by Application of Three Risk Indicators*. *Environmental Forensics*, 11(1-2), 179–186. doi:10.1080/15275920903559180

Munkegaard, M., Abbaspoor, M. & Cedergreen, N., 2008. *Organophosphorous insecticides as herbicide synergists on the green algae Pseudokirchneriella subcapitata and the aquatic plant Lemna minor*. *Ecotoxicology*, 17(1), 29-35.

Natale, O. E., Allevato, H., Marzocca, M. C., & Sylvester, S. (2002). *Evaluación de factores de riesgo debidos a plaguicidas en el medio ambiente rural*. GTT5-programa de riesgos químicos-plan de gestión de sustancias químicas-Plan nacional de gestión de sustancias químicas. Ministerio de Salud y Acción Social, Ezeiza, Argentina, 68.

Navas, I.; García Fernández, A. (2020). *Plaguicidas y Biocidas: Generalidades – Área de Toxicología*, Departamento de Ciencias Sociosanitarias, Facultad de Veterinaria, Universidad de Murcia.

Nelson, J. H., & Evans, E. S. (1973). *Field evaluations of the larvicidal effectiveness. Effects on non-target species and environmental residues of a slow-release polymer formulation of chlorpyrifos*. *US Army Environ. Hygiene Agency Rep*, (44-022), 73.

Newman, M. C. (2009). *Fundamentals of ecotoxicology*. CRC press.

Newman, M. C., Ownby, D. R., Mézin, L. C., Powell, D. C., Christensen, T. R., Lerberg, S. B., & Anderson, B. A. (2000). *Applying species-sensitivity distributions in ecological risk assessment: Assumptions of distribution type and sufficient numbers of species*. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 19(2), 508-515.

Newman, M.C. & Unger, M.A. (2002). *Fundamentals of Ecotoxicology*, CRC Press, Boca Raton, 458 pp.

Novais, S. C., Soares, A. M., & Amorim, M. J. (2010). *Can avoidance in Enchytraeus albidus be used as a screening parameter for pesticides testing?* – *Chemosphere*, 79(2), 233-237.

Oesterheld, M. 2008. *Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes*. Ecología Austral 18:337-346. Asociación Argentina de Ecología.

Oliveira Jr, R. S., Koskinen, W. C., & Ferreira, F. A. (2001). *Sorption and leaching potential of herbicides on Brazilian soils*. Weed Research, 41(2), 97-110.

Organización Mundial de la Salud (OMS), Organización Panamericana de la Salud (OPS) (1993) División Salud y Ambiente. *Plaguicidas y salud en las Américas*. Washington: OMS/OPS.

Otoidobiga, L. C., Vincent, C., & Stewart, R. K. (2003). *Susceptibility of field populations of adult Bemisia tabaci Gennadius (Homoptera: Aleyrodidae) and Eretmocerus sp (Hymenoptera: Aphelinidae) to cotton insecticides in Burkina Faso (West Africa)*. Pest Management Science: formerly Pesticide Science, 59(1), 97-106.

Páez, M.I., Varona, M., Díaz, S.M., Castro, R.A., Barbosa, E., Carvajal, N., Londoño, A. (2011). *Evaluación de riesgo en humanos por plaguicidas en tomate cultivado con sistemas tradicional y BPA (Buenas Prácticas Agrícolas)*. Revista de Ciencias, Universidad del Valle. 15: 153-166.

Paraiba, L. C., & Spadotto, C. A. (2002). *Soil temperature effect in calculating attenuation and retardation factors*. Chemosphere, 48(9), 905-912.

Parma de Croux, M. J.; Arquiél, P. et al. (1999). *Acute toxicity of Paraquat to a commonly neotropical fish species (Apareiodon affinis) (Pisces, Hemiodidae)*. Polsk. Arch. Hydrob., Dziekanow Lesny, 46(1):57-62

Paz Belada, A. (2017). *Regulación de los agroquímicos en la Argentina: hacia una ley general de presupuestos mínimos regulatorios*. Universidad de San Andrés.

Peruzzo, P. J., Porta, A. A., & Ronco, A. E. (2008). *Levels of glyphosate in surface waters, sediments and soils associated with direct sowing soybean cultivation in north pampasic region of Argentina*. Environmental Pollution, 156(1), 61-66.

Phipps, R. H; Park, J. R. (2002). *Environmental Benefits of Genetically Modified Crops: Global and European Perspectives on Their Ability to Reduce Pesticide Use*. Journal of Animal and Feed Sciences 11: 1-18.

Ponce, C., (2011). *Inteligencia artificial con aplicaciones a la ingeniería*, Alfaomega Grupo Editor, S. A. de C. V., México.

Posthuma, L., Sutter, G.W., & Traas, T. (2002). *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 616 pp.

PPDB (2021) – Base de datos de propiedades de pesticidas. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>

Pratt, J. R. & Barreiro, R. (1998). *Influence of trophic status on the toxic effects of a herbicide: a microcosms study*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., New York, 35:404-441.

Primost, J. E., Marino, D. J., Aparicio, V. C., Costa, J. L., & Carriquiriborde, P. (2017). *Glyphosate and AMPA, "pseudo-persistent" pollutants under real-world agricultural management practices in the Mesopotamic Pampas agroecosystem, Argentina*. *Environmental Pollution*, 229, 771-779.

Rämö, R. A., van den Brink, P. J., Ruepert, C., Castillo, L. E., & Gunnarsson, J. S. (2016). *Environmental risk assessment of pesticides in the River Madre de Dios, Costa Rica using PERPEST, SSD, and msPAF models*. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(14), 13254–13269. doi:10.1007/s11356-016-7375-9

Rao, P. S. C., Hornsby, A. G., & Jesup, R. E. (1985). *Indices for ranking the potential for pesticide contamination of groundwater*. Proceedings Soil and Crop Science Society of Florida.

Reus, J., Leendertse, P., Bockstaller, C., Fomsgaard, I., Gutsche, V., Lewis, K., ... Seppälä, T. (2002). *Comparison and evaluation of eight pesticide environmental risk indicators developed in Europe and recommendations for future use*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 90(2), 177–187. doi:10.1016/s0167-8809(01)00197-9

Rimoldi, F; Peluso, L; Bulus, G; Ronco, A; Demetrio, P. (2018). *Multidisciplinary approach to a study of wáter and bottom sediment quality of streams associated with mixed land uses: Case study Del Gato Strem, La Plata (Argentina)*. *Ecological Indicators*, 89, 188-198.

RIVM (2020) (consultado). National Institute for Public Health and the Environment, Ministry of Health, Welfare and Sports; Nederlands. Disponible en: <https://www.rivm.nl/en>

Rodríguez, J. L. (2010). *Consecuencias económicas de la difusión de la soja genéticamente modificada en argentina, 1996-2006*. En Bravo A. L. Los Señores de la Soja. Ciccus, Buenos Aires.

Rodríguez, M. M., Bisset, J. A., & Fernández, D. (2007). *Levels of insecticide resistance and resistance mechanisms in Aedes aegypti from some Latin American countries*. *Journal of the American Mosquito Control Association*, 23(4), 420-429.

Romero, P. L. M. (2008). *Los mesocosmos como herramienta para la valoración de efectos ecotoxicológicos de insecticidas sobre las comunidades plantónicas*. Doctoral dissertation, Universidad Complutense de Madrid.

Ronco, A. E., Marino, D. J. G., Abelando, M., Almada, P., & Apartin, C. D. (2016). *Water quality of the main tributaries of the Paraná Basin: glyphosate and AMPA in surface water and bottom sediments*. *Environmental monitoring and assessment*, 188(8), 1-13.

Roussel, O.; A. Cavelier & H. M. G. Van der Werf. (2000). *Adaptation and use of fuzzy expert system to assess the envi-ronmental effect of pesticides applied to field crops*. *Agric., Ecosys. & Environ.*, 80: 143-158.

Roy, K.; Kar, S. (2016). *In Silico Models for Ecotoxicity of Pharmaceuticals*. In *Silico Methods for Predicting Drug Toxicity*, Benfenati, E (ed), Springer. *Methods in Molecular Biology*, vol.1425, Chapter 12, 237-304p.

Ruepert, C., Castillo, L. E., Bravo, V., & Fallas, J. (2005). *Vulnerabilidad de las aguas subterráneas a la contaminación por plaguicidas en Costa Rica*. – Instituto Regional de Estudios en Toxicología (IRET), Universidad Nacional, Costa Rica.

Sande, D., Mullen, J., Wetzstein, M., & Houston, J. (2011). *Environmental Impacts from Pesticide Use: A Case Study of Soil Fumigation in Florida Tomato Production*. International Journal of Environmental Research and Public Health, 8(12), 4649–4661. doi:10.3390/ijerph8124649

Sanderson, I. D., & Lowe, M. (2002). *Ground-water sensitivity and vulnerability to pesticides, Cache Valley, Cache County, Utah* (No. 2). Utah Geological Survey.

Santos, M. J. G., Ferreira, M. F. L., Cachada, A., Duarte, A. C., & Sousa, J. P. (2012). *Pesticide application to agricultural fields: effects on the reproduction and avoidance behaviour of *Folsomia candida* and *Eisenia andrei**. Ecotoxicology, 21(8), 2113-2122.

Sasal, M. C., Wilson, M. G., Sione, S. M., Beghetto, S. M., Gabioud, E. A., Oszust, J. D., Paravani, E.V., Demonte, L., Repetti, M. R., Bedendo, D. J., Medero, S. L., Goette, J., Pautasso, N. & Schulz, G. A. (2017). *Monitoreo de glifosato en agua superficial en Entre Ríos. La investigación acción participativa como metodología de abordaje*. RIA. Revista de investigaciones agropecuarias, 43(2), 195-205.

Saxton, KE & WJ Rawls. (2006). *Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions*. Soil Sci. Soc. Am. J. 70: 1569-1578.

Schaaf, A. A. (2015). *Valoración de impacto ambiental por pesticidas agrícolas*. Universidad Nacional de Jujuy. Observatorio Medioambiental, 18, 87.

Seehaus, M.S. (2013). *Análisis socioambiental del uso de plaguicidas agrícolas en el municipio de Oro Verde (Entre Ríos, Argentina). Percepción de la población y cuantificación de la depositación atmosférica de plaguicidas*. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. INTA, Área de Recursos Naturales, EEA Paraná.

SENASA – Decreto Ley Nacional 3489-1958. <http://www.senasa.gob.ar/normativas/decreto-ley-nacional-3489-1958-senasa-servicio-nacional-de-sanidad-y-calidad-agroalimentaria>

SENASA – Decreto Ley Nacional 5768-1959. www.senasa.gob.ar/printpdf/8618

SENASA – Resolución 149-2018. <http://www.senasa.gob.ar/normativas/resolucion-149-2018-senasa-servicio-nacional-de-sanidad-y-calidad-agroalimentaria>

SENASA – Resolución 263-2018 ADMINISTRACIÓN PÚBLICA NACIONAL. <http://www.senasa.gob.ar/normativas/resolucion-263-2018-administracion-publica-nacional>

SENASA – Resolución 32-2019. <http://www.senasa.gob.ar/normativas/resolucion-32-2019-senasa-servicio-nacional-de-sanidad-y-calidad-agroalimentaria>

SENASA – Resolución 350-1999. <http://www.senasa.gob.ar/normativas/resolucion-350-1999-senasa-servicio-nacional-de-sanidad-y-calidad-agroalimentaria>

SENASA – Resolución 466-2019. <http://www.senasa.gob.ar/normativas/resolucion-466-2019-senasa-servicio-nacional-de-sanidad-y-calidad-agroalimentaria>

SENASA – Resolución 511-2011. [Resolución-511-2011-SENASA - Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria | SENASA](http://www.senasa.gob.ar/normativas/resolucion-511-2011-senasa-servicio-nacional-de-sanidad-y-calidad-agroalimentaria)

Solís, M. L. (2017). *Impacto de agroquímicos en arroyos de cuencas rurales* – Tesis Doctoral. Universidad Nacional de La Plata.

Solomon, K., & Sibley, P. (2002). *New concepts in ecological risk assessment: where do we go from here?* Marine Pollution Bulletin, 44(4), 279-85.

Souza Casadinho, J. (2010). *Los conflictos ambientales en las áreas periurbanas bonaerenses: la utilización de agrotóxicos y la propuesta agroecológica*. Cátedra de Extensión y Sociología Rurales. Facultad de Agricultura. Universidad de Buenos Aires.

Spadotto, C. A., Gomes, M. A., & Hornsby, A. G. (2002). *Pesticide leaching potential assessment in multilayered soils*. Pesticidas: revista de ecotoxicología e meio ambiente, 12.

Stenrod, M., Heggen, H., Bolli, R., & Eklo, O. (2008). *Testing and comparison of three pesticide risk indicator models under Norwegian conditions—A case study in the Skuterud and Heiabekken catchments*. Agriculture, Ecosystems & Environment, 123(1-3), 15–29.

Stevens, J; Dunse, K; Fox, J; Evans, S. y Anderson, M. (2012). *Biotechnological Approaches for the Control of Insect Pests in Crop Plants*. En Soundararajan, R. P. Pesticides - Advances in Chemical and Botanical Pesticides. InTech Open.

Surgan, M., Condon, M., & Cox, C. (2010). *Pesticide Risk Indicators: Unidentified Inert Ingredients Compromise Their Integrity and Utility*. Environmental Management, 45(4), 834–841. doi:10.1007/s00267-009-9382-9

Suter, G.W. II. (1999). *Developing Conceptual Models for Complex Ecological Risk Assessments*. Human and Ecological Risk Assessment, 5(2), 375-96.

Svampa M. y Viale E. (2015). *Maldesarrollo. La Argentina del Extractivismo y el Despojo*. Buenos Aires, Katz.

Tallone, V., & Cabrini, S. M. (2018). *Evaluación de indicadores de impacto ambiental por el uso de agroquímicos y ecoeficiencia en sistemas de producción del partido de pergamino*. – Asociación Argentina de Economía Agraria XLIX Reunión Anual de la AAEEA, Santa Fe.

Theiling, K. M., & Croft, B. A. (1988). *Pesticide side-effects on arthropod natural enemies: A database summary*. Agriculture, Ecosystems & Environment, 21(3-4), 191–218. doi:10.1016/0167-8809(88)90088-6

Tirado, C. D. (2010). *Identificar y seleccionar criterios para la categorización de las sustancias químicas que apoye su manejo sustentable en el país*. Dirección General de Investigación sobre la Contaminación Urbana y Regional. Mexico.

Tomasoni, M. (2013). *Generación de derivas de plaguicidas*. Red Universitaria de Ambiente y Salud. Red de Médicos de Pueblos Fumigados.

Tortorelli, M. C.; Hernandez, D. A. et al. (1989). *Effects of paraquat on mortality and cardiorespiratory function of catfish fry *Plecostomus commersoni**. Arch. Environ. Contam. Toxicol., New York, 19:53-259.

- USDA – (United State Department of Agriculture). NRCS – Soil Taxonomy.
- USEPA, (1992). *Framework for Ecological Risk Assessment*. EPA/630/R-92/001. U.S.
- USEPA, (1998). *Guidelines for Ecological Risk Assessment*, Washington.
- USEPA, (2020) (consultado). Using Predictive Methods to Assess Hazard under TSCA. Disponible en: <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/using-predictive-methods-assess-hazard-under-tsca>
- Valencia Quintana, R., Alarcón, J. S., Gómez Arroyo, S., Eslava, J. C., Waliszewski, S. M., Fernández, S., & Villalobos Pietrini, R. (2013). *Genotoxicidad de plaguicidas en sistemas vegetales*. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29, 133-157.
- Van den Brink, P. J., Roelsma, J., Van Nes, E. H., Scheffer, M., & Brock, T. C. (2002). *Perpest model, a case-based reasoning approach to predict ecological risks of pesticides*. – *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 21(11), 2500-2506.
- Van der Werf, H. M. G. (1996). *Assessing the impact of pesticides on the environment*. – *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 60(2-3), 81–96.
- Van der Werf, H.M.G. & Zimmer, C. (1998). *An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system*. *Chemosphere*, 36: 2225-2249.
- Van Nes, E. H., and M. Scheffer. (1993). *Best Analogous Situations Information System. User's guide for BASIS version 1.0. Final report 93.044*. Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA), Lelystad, The Netherlands.
- Vercruyssen, F., & Steurbaut, W. (2002). *POCER, the pesticide occupational and environmental risk indicator*. *Crop Protection*, 21(4), 307–315. doi:10.1016/s0261-2194(01)00102-8
- Viglizzo, E. F., Frank, F., Bernardos, J., Buschiazzi, D. E., & Cabo, S. (2006). *A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the Pampas of Argentina*. – *Environmental monitoring and assessment*, 117(1-3), 109-134.
- Vittori, S. (2016). *Estudio de plaguicidas en aire ambiente y evaluación de riesgo asociada en zonas rurales*. Trabajo Final. Facultad de Ciencias Exactas. CIM. UNLP.
- Vittozzi, L., Fabrizi, L., Di Consiglio, E., & Testai, E. (2001). *Mechanistic aspects of organophosphorothionate toxicity in fish and humans*. *Environment International*, 26(3), 125-129.
- Warren, R. L., & Weber, J. B. (1994). *Evaluating pesticide movement in North Carolina soils*. – *Soil Sci. Soc. North Carolina Proc.* 37, 23-35.
- Wendt-Rasch, L., Pirzadeh, P., & Woin, P. (2003). *Efectos de la exposición a metsulfurón de metsulfuro y cipermetrina en ecosistemas modelo de agua dulce*. *Toxicología acuática*, 63(3), 243–256. doi:10.1016/s0166-445x(02)00183-2

Xiong, G., Zou, L., Deng, Y., Meng, Y., Liao, X., & Lu, H. (2019). *Clethodim exposure induces developmental immunotoxicity and neurobehavioral dysfunction in zebrafish embryos*. *Fish & shellfish immunology*, 86, 549-558.

Zhou, S., Duan, C., Michelle, W. H. G., Yang, F., & Wang, X. (2011). *Individual and combined toxic effects of cypermethrin and chlorpyrifos on earthworm*. *Journal of Environmental Sciences*, 23(4), 676-680.