

Evaluación de riesgo ecotoxicológico de plaguicidas en agua superficial de la cuenca del Río San Salvador: aplicación de dos herramientas de análisis. Aportes para la gestión ambiental.



Ma.Eugenia Fontes Mesa
2024

Tesina de Grado
Licenciatura en Gestión Ambiental
Gestión sostenible de Sistemas Agrarios

Tutor: MSc. César Rodríguez

Co-tutores: Dr. Franco Teixeira de Mello y Lic. Mercedes Gelós

Resumen

La presencia de plaguicidas en los ecosistemas acuáticos representa uno de los impactos ambientales más importantes a escala global. Para estudiar los riesgos asociados de estos compuestos en los organismos y en el ambiente, se pueden utilizar bioensayos de toxicidad, así como también evaluaciones de riesgo ambiental (ERA). El presente estudio tuvo como objetivo evaluar espacial y temporalmente el riesgo ecotoxicológico de plaguicidas en agua superficial en la cuenca del río San Salvador (SS), como herramienta de diagnóstico ambiental. Mediante un monitoreo anual (mayo 2022, agosto 2022, noviembre 2022 y febrero 2023) en 13 sitios de la cuenca, se logró cuantificar la presencia de 41 plaguicidas con diversos modos de acción. Para evaluar el riesgo a largo plazo para la biota acuática en el sistema, se realizó una evaluación determinística con el método Coeficiente de riesgo RQ (Risk Quotient) basada en la especie más sensible y probabilística mediante el modelo de distribución de sensibilidad de especies SSD (Species Sensitivity Distribution), incorporando diferentes valores de sensibilidad toxicológica. Los valores de riesgo para el método RQ oscilaron entre $1,17e^{-4}$ (Simazina) y 267,5 (Lambda-Cialotrina), siendo los insecticidas organofosforados y piretroides los compuestos de mayor riesgo ecotoxicológico. Se encontraron valores más altos de riesgo en la zona alta de la cuenca y la variabilidad estacional determinó que mayo y febrero fueron los meses con los valores más altos de riesgo, asociado a los usos del suelo en la cuenca. Las limitaciones del método SDD determinaron que solamente se obtuvieron datos para nueve compuestos. Los herbicidas metolaclor y diuron, y el insecticida tiametoxam superaron los valores de concentración peligrosa para las especies (HC5%), determinado como punto para la protección del 95 % de las especies en el sistema. Se discuten las ventajas y desventajas de cada aproximación, siendo el método RQ el más aplicable, dado el tipo de monitoreo estacional llevado a cabo en la cuenca, que limita la cantidad de datos disponibles para las realizaciones de las curvas de sensibilidad. Sin embargo, ambas metodologías podrían utilizarse de forma complementaria. Frente a la cantidad y diversidad de plaguicidas y los altos valores de riesgo encontrados se recomienda que la normativa uruguaya incluya e impulse la generación de análisis de riesgos en el mediano o largo plazo a nivel nacional, así como también la incorporación de un marco regulatorio nacional para evaluar y mitigar los riesgos de plaguicidas en los ecosistemas acuáticos del país.

Glosario

CSE Curva de sensibilidad de especies

DGSA Dirección General de Servicios Agrícolas

DIEA Oficina de Estadísticas Agropecuarias

DINAMA Dirección Nacional del Medio Ambiente

DSE Distribución de sensibilidad de las especies

EC50 Concentración efectiva 50

ERE Evaluación de riesgo ecológico

FAO Organización de las Naciones Unidas por la Alimentación y la Agricultura

HC5 Concentración peligrosa para el 5% de especies

INE Instituto Nacional de Estadísticas

LC50 Concentración letal media

LD50 Dosis letal media

MA Ministerio de Ambiente

MEC Concentración ambiental cuantificada (Measured Environmental Concentration)

MGAP Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca

MVOTMA Ministerio de Vivienda, Ordenamiento territorial y Medio Ambiente

NOEC Concentración sin efectos observados (No Observed Effect Concentration)

OMS Organización Mundial de la Salud

ONU Organización de las Naciones Unidas

PNEC Concentración sin efecto predicha (Predicted Environmental Concentration)

PNUD Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

PPBD Base de datos de propiedades de los plaguicidas (Pesticide Properties DataBase)

RQ Coeficiente de riesgo (Risk Quotient)

SGA Sistema Globalmente Armonizado de clasificación y etiquetado de productos químicos

SILAD Sistema de Informático del laboratorio Ambiental del DINAMA

SSD Distribución de sensibilidad de especies (Species sensitivity distribution)

USEPA Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S Environmental protection Agency)

Índice

Resumen	2
Glosario	3
Introducción	5
1.1. Toxicidad de los plaguicidas	6
1.2 Plaguicidas en el ambiente acuático	7
1.3 Evaluación de riesgo ecológico	8
1.4 Caracterización del riesgo ecológico	11
Método RQ (Coeficiente de riesgo, Risk Quotient)	11
Modelo Distribución de sensibilidad de especies (SSD Species sensitivity distribution)	11
2. Plaguicidas en Uruguay	12
3. Justificación	13
4. Objetivo general	14
Objetivos específicos	14
4.1 OE1 - Descripción espacio temporal de las concentraciones de los plaguicidas en la cuenca del río San Salvador.	14
4.2 OE2 - Evaluar el riesgo ecotoxicológico en agua superficial de 41 plaguicidas a través de la aplicación del método RQ y el modelo SSD.	14
4.3 OE3 - Comparar los resultados de riesgo ecotoxicológico obtenidos mediante las dos herramientas en función de las concentraciones de plaguicidas detectadas en agua.	14
4.4 OE4 - Analizar ventajas y desventajas de ambas metodologías, como herramienta de gestión para la implementación de este tipo de análisis a nivel nacional.	14
5. Metodología	15
5.1 Área de estudio	15
5.2 Selección de los sitios de muestreo y plaguicidas	16
5.3 Metodología Analítica para cuantificación de plaguicidas	18
5.4 Metodología utilizada para cada objetivo específico (OE)	18
OE1. Descripción espacio temporal de los plaguicidas en la cuenca del río San Salvador.	18
OE2. Evaluar el riesgo ecotoxicológico en agua superficial de 41 plaguicidas a través de la aplicación del método RQ y el modelo SSD.	19
OE3. Generar comparación de los resultados de riesgo ecotoxicológico obtenidos mediante las dos herramientas en función de las concentraciones de plaguicidas detectadas en agua.	20
OE4. Analizar ventajas y desventajas de ambas metodologías, como herramienta de gestión para la implementación de este tipo de análisis a nivel nacional.	21
6. Resultados y discusión	21
6.1 Descripción espacio temporal de los plaguicidas en la cuenca del río San Salvador (OE1).	21
6. 2 Evaluación del riesgo ecotoxicológico en agua superficial aplicación del método RQ y el modelo probabilístico (OE2).	27
Método cociente de riesgo RQ	27
Modelo SSD	30
6.3 Comparación de los resultados de riesgo ecotoxicológico obtenidos mediante el método RQ y el modelo probabilístico (OE3).	33
6.4 Ventajas y desventajas de ambas metodologías, como herramienta de gestión para la implementación de análisis de riesgo a nivel nacional (OE4).	35
7. Conclusiones	38
8. Bibliografía	40
9. Anexo	47

Introducción

La intensificación agrícola suele estar asociada a un incremento en el uso de plaguicidas para una maximización de la producción de la tierra (Pérez, 2005; Schäfer et al., 2011; Sharma et al., 2019). Estas sustancias presentan diferentes niveles de toxicidad y, si bien se intenta direccionar su uso para el control de “organismos blancos”, luego de su aplicación pueden alcanzar otros ambientes y organismos (Schaaf, 2015; de Souza et al., 2020). Como consecuencia, la presencia de estos compuestos ha sido reportada en ambientes acuáticos de todo el mundo, representando actualmente uno de los impactos ambientales más importantes a escala global (Sharma et al., 2019; de Souza et al., 2020). En este sentido, su ocurrencia ha sido vinculada con alteraciones en el equilibrio de los ecosistemas, al afectar negativamente la abundancia y diversidad de los organismos no objetivos y alterando la estructura trófica de los sistemas (Perez-Parada et al., 2018; Sharma et al., 2019; de Souza et al., 2020).

Se establece que un plaguicida es cualquier sustancia o mezcla de sustancias destinada al control, prevención y eliminación de plagas o agentes indeseables que interfieren en los procesos de producción, procesamiento, almacenamiento, transporte y comercialización de productos agrícolas (EPA, 2019). El uso de estos compuestos no solo ha experimentado un incremento cuantitativo medido en volumen de compuestos importados (FAO, 2023), sino que también ha experimentado un aumento significativo en la diversidad de productos y sustancias activas disponibles (Zhang et al., 2018). Este fenómeno ha dado lugar a una diversidad de familias químicas, las que comúnmente se agrupan en función de su composición química y del organismo blanco que tienen como objetivo controlar (D’Andrea, 2019). En este sentido, según el tipo de organismo objetivo, los principales compuestos son los herbicidas, insecticidas y fungicidas, seguidos por otros de menor uso como ovicidas, molusquicidas, acaricidas, rodenticidas y nematocidas (OMS 2019; Cervantes, 2021) (Anexo 9.1).

Por su parte, en función de su estructura molecular, pueden diferenciarse en diferentes familias: organoclorados, organofosforados, triazinas, piretroides, amidas y neonicotinoides, entre otros (Mac Loughlin, 2020; Cervantes, 2021). En función de su impacto ambiental y en especies no objetivos los compuestos más relevantes son aquellos pertenecientes a las familias de organoclorados, organofosforados, carbamatos y piretroides (Ramírez & Lacasaña, 2001; Cortés-Iza & Rodríguez, 2018).

Cada compuesto presenta un conjunto de propiedades fisicoquímicas que moldean su interacción con el entorno y que determinan su persistencia y toxicidad (Ramírez & Lacasaña, 2001; Zhang et al., 2018). Entre estas propiedades se encuentran su vida media, definida como el tiempo necesario para que se degrade la mitad del compuesto o mezcla, medido en días de degradación (Dt50). Según ésta, los compuestos se clasifican en muy persistentes, persistentes, moderadamente persistentes y no persistentes (Anexo 9.1) (Cortés-Iza & Rodríguez, 2018; PPDB, 2023). Otras propiedades importantes son su tendencia a evaporarse y dispersarse en el ambiente, su solubilidad en agua, su afinidad por adherirse a superficies (Koc), y a sustancias oleosas (Kow) (Jenkins, 1999; Jenkins & Thomson, 1999; Pérez, 2005; Jaquez et al., 2013; Mac Loughlin, 2020) (Anexo 9.2).

1.1. Toxicidad de los plaguicidas

Entre las características de los compuestos químicos, es de particular relevancia su toxicidad. Esta se define como la capacidad de estos productos para causar efectos adversos en organismos no objetivo, incluidos humanos, animales y el medio ambiente. La toxicidad depende de la sustancia, la dosis y duración de la exposición (Schaaf, 2013). La exposición ya sea a corto (aguda) o largo (crónico) plazo, incluso a dosis bajas se suele relacionar con un incremento de efectos negativos sobre la biota asociada y la salud humana (Karam et al., 2004; Kesavachandran et al., 2009; Sabarwal et al., 2018; de Souza et al., 2020; Carriquiriborde et al., 2021). A largo plazo, estos efectos están asociados con cambios en el metabolismo, crecimiento, reproducción y en las capacidades de sobrevivencia, entre otros (Ramírez & Lacasaña, 2001; Posthuma et al., 2002; Sabarwal et al., 2018; de Souza et al., 2020). Por su parte, a corto plazo los efectos están más vinculados a la mortalidad de los organismos (de Souza et al., 2020).

A través de las unidades tóxicas se puede obtener la fracción de su concentración efectiva, entendida como la cantidad de sustancia capaz de generar un efecto determinado en un sistema dado (Posthuma et al., 2002; Ccanccapa et al., 2016; Carriquiriborde et al., 2021). La toxicidad se mide a través de la dosis letal media LD50 (mg/kg) basada en la toxicidad aguda en animales. En función de este parámetro los plaguicidas se clasifican en 5 clases: Clase 1a extremadamente peligrosos, Clase 1b altamente peligrosos, Clase 2 moderadamente peligrosos, Clase 3 ligeramente peligrosos y Clase 4 poco probable que presente peligro agudo (Cortés-Iza & Rodríguez, 2018; OMS, 2019) (Anexo 9.2). La LD50 es el valor estimado estadísticamente de la cantidad de un compuesto tóxico (mg/kg) necesaria para matar al 50% de los individuos frente a una exposición y generalmente se determina experimentalmente mediante la administración oral o dérmica en un período determinado. Cuando la exposición del tóxico es a través del aire o el agua se utiliza el LC50 (mg/l). Esta es la concentración letal de sustancia en un medio acuático o aéreo que causa la muerte de un 50% de la población. Es así que se expresa en términos de concentración en agua como microgramos o miligramos por litro ($\mu\text{g/L}$) (mg/l) o partes por millón (ppm) (Posthuma et al., 2002; Cervantes, 2021).

Cabe destacar que una sustancia en sí misma no se considera riesgosa, ya que existe clara diferencia entre los conceptos de peligro y riesgo. El peligro se define como los efectos adversos o fuentes de daño potencial que suceden frente a ciertas condiciones ambientales. Mientras que, el riesgo se define como la posibilidad de que un organismo experimenta efectos adversos si se expone a un peligro. Asimismo, es un elemento de probabilidad, que por su naturaleza incorpora un factor de incertidumbre lo cual impide su estimación exacta (Solomon et al., 2000; D'Andrea, 2019). Los valores generados a través de ensayos de toxicidad intentan predecir las concentraciones de sustancias químicas por debajo de las cuales es improbable que se produzcan efectos adversos en los ecosistemas (Okkerman, 1991; D'Andrea, 2019). Por ende, es necesario obtener la toxicidad de los compuestos para conocer los límites máximos y mínimos que generarán efectos en la biota. Éstos se definen como cualquier efecto sobre el crecimiento, la reproducción o la supervivencia de forma temporal o alterar permanentemente los niveles de las poblaciones (Okkerman, 1991; EPA, 1998; Schleider et al., 2007).

1.2 Plaguicidas en el ambiente acuático

La biota de agua dulce engloba diversos grupos de seres vivos, vertebrados (mamíferos, peces, anfibios, reptiles), invertebrados (que incluye un gran número de taxones), productores primarios (plantas acuáticas, algas), además de una gran diversidad de microorganismos, entre otros. Los pesticidas pueden incidir en estos organismos de manera directa o indirecta. Los efectos directos se atribuyen a la acción fisiológica de un plaguicida dentro de un organismo específico (Schafer et al., 2011; Rumschlag et al., 2020), mientras que los indirectos pueden afectar interacciones intra e inter-específicas tales como la competencia y la depredación pudiendo generar repercusiones en la comunidad más allá de los impactos iniciales sobre individuos específicos (Schafer et al., 2011).

Una vez liberados en el medio ambiente, los plaguicidas pueden ingresar a través del aire y del agua en los ecosistemas acuáticos (Schafer et al., 2011; Mac Loughlin T. 2020) (Figura 1). En los sistemas acuáticos las características fisicoquímicas de los plaguicidas tienen un impacto significativo en la movilidad y destino ambiental (Perez-Parada et al., 2018; Mac Loughlin et al., 2022; Rodríguez-Bolaña et al., 2023). El transporte de éstos al agua está principalmente determinado por eventos de precipitaciones o riego, ya que éstos pueden arrastrar compuestos desde el campo hacia las aguas superficiales cercanas a través de escorrentía o flujo subterráneo (Schäfer et al., 2011).

El ingreso de los plaguicidas al medio acuático puede ser a través de fuentes difusas o puntuales. Cuando un contaminante alcanza un cuerpo de agua tras una descarga concreta identificable nos referimos a una fuente puntual (Carriquiriborde, 2021). En el caso de la contaminación difusa es difícil predecir el origen y destino del plaguicida en el ambiente (D'Andrea, 2019; Zhang et al., 2018; Schäfer et al., 2011). Estas formas de contaminación difusa inciden fuertemente en la introducción de plaguicidas en los ecosistemas acuáticos (Zhang et al., 2018; D'Andrea, 2019; Carriquiriborde, 2021). Las características del ambiente, la geología y geomorfología, los procesos de transporte, tipo de suelo, cobertura vegetal (que afectan la tasa de escorrentía y el tiempo de infiltración, así como sus propiedades fisicoquímicas, son elementos que inciden fuertemente en el movimiento del compuesto hacia los cuerpos de agua (González, 2007; Schäfer et al., 2011; Jaquez et al., 2013; Suárez et al., 2013). Cada sustancia tiene sus características y propiedades fisicoquímicas que permiten múltiples escenarios de comportamiento del plaguicida en los ecosistemas acuáticos (D'Andrea, 2019; Cervantes, 2021) Tras su llegada, estos pueden acumularse en los sedimentos, persistir en el agua y/o bioacumularse en la biota representando un riesgo sobre la salud de la biota acuática con posibles efectos en el ecosistema y llegar a repercutir en la salud humana (Kesavachandran et al., 2009; Mac Loughlin, 2020). Los compuestos con mayor solubilidad en agua se encuentran principalmente en la fase acuosa, mientras que los de solubilidad media o baja pueden interactuar con partículas suspendidas y sedimentos o acumularse en tejidos biológicos (Pérez-Parada et al., 2018).

A su vez, no todas las sustancias que llegan al agua son capaces de ingresar a los organismos y producir efectos adversos. Esto depende de las propiedades de los compuestos, principalmente su coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}) y su biodisponibilidad ambiental. En general, los compuestos lipofílicos (con altos valores de K_{ow}) presentan una mayor tendencia a la bioacumulación y biomagnificación (Pérez-Parada et al., 2018; Rodríguez-Bolaña et al., 2023), mientras que la biodisponibilidad refiere a la concentración de un contaminante dentro de un ambiente que se encuentra biodisponible de forma química (Carriquiriborde et al., 2021).

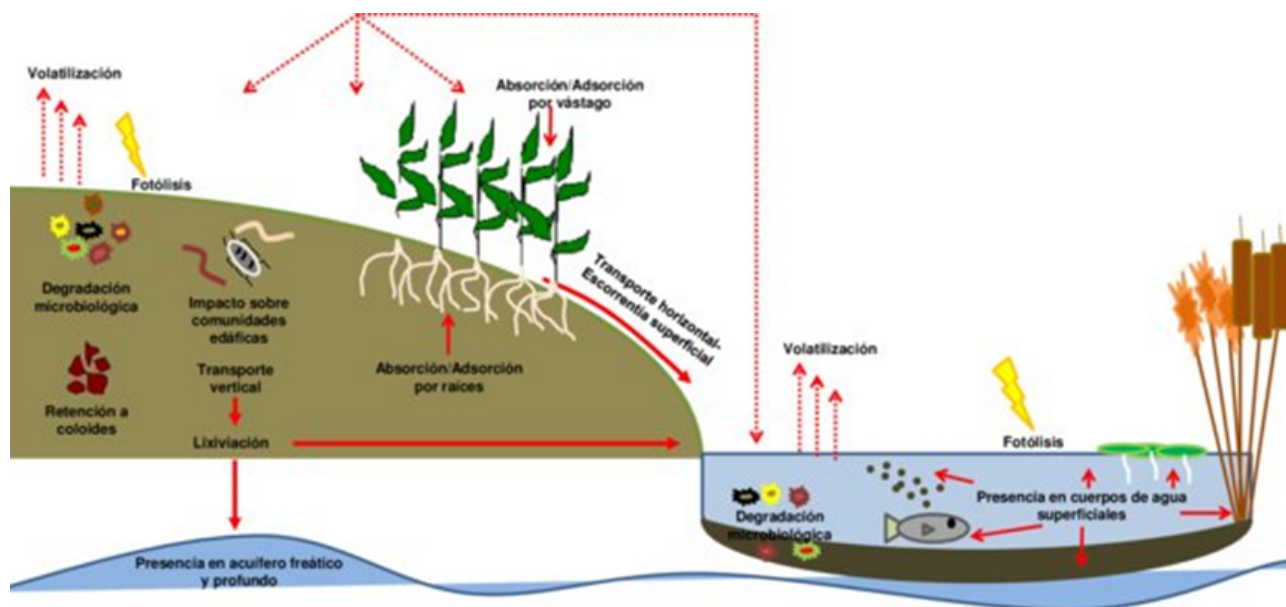


Figura 1. Esquema representando el transporte y destino ambiental de los plaguicidas en el medio ambiente. Tomado de Aparicio et al., 2015.

La presencia de plaguicidas, incluso en bajas concentraciones puede generar efectos no deseados sobre la biota y el funcionamiento ecosistémico (Pérez-Parada et al., 2018; Rumschlag et al., 2020; Montagner et al., 2022). Estas alteraciones pueden reflejarse en cambios en la abundancia y composición comunitaria de los grupos funcionales (Rumschlag et al., 2020). Los efectos a nivel de organización bajos (nivel celular o individual) se pueden transmitir a niveles organizacionales mayores, con mayor relevancia ecológica, tales como poblacional, comunitario (Posthuma et al., 2002; Carriquiriborde et al., 2021). En el caso de los herbicidas hay estudios que afirman su reducción en la respiración y productividad primaria al afectar la abundancia del fitoplancton (de Souza et al., 2020). Por su parte, los insecticidas afectan negativamente la abundancia del zooplancton, generando efectos top-down que afectan la productividad primaria del fitoplancton (Schäfer et al., 2011; Rumschlag et al., 2020). Las especies más afectadas y de mayor sensibilidad para esta clase de compuestos son los invertebrados y los peces (Schäfer et al., 2011; Rodríguez-Bolaña et al., 2023).

Los múltiples efectos negativos hacen que sea importante abordar los riesgos y las respuestas asociadas al uso de estos compuestos mediante las evaluaciones de riesgo que permitan predecir la probabilidad de futuros efectos adversos o estresantes en los ecosistemas y la biota asociada.

1.3 Evaluación de riesgo ecológico

La ecotoxicología es una disciplina aplicada a comprender y predecir la distribución, destino y efectos causados por agentes contaminantes de múltiples naturalezas químicas. Su objetivo es generar herramientas de gestión para prevenir, mitigar y remediar los posibles efectos ambientales, ecológicos y humanos (Carriquiriborde, 2021). Al analizar el riesgo ecotoxicológico es necesario evaluar la toxicidad intrínseca del compuesto, así como también la exposición generada en el ambiente y su interacción entre los diferentes compartimentos y organismos (Tepud & Valencia, 2020).

Los problemas ambientales suelen ser complejos, con múltiples causas y efectos ecológicos. Por lo tanto, la toma de decisiones frente a estos problemas debe tener un marco de evaluación que

aborde desde una mirada flexible y variable contemplando la incertidumbre y la complejidad de los ecosistemas (Norton et al., 1992; EPA, 1998; D'Andrea, 2019; Cervantes, 2021). En este sentido, las evaluaciones de riesgo ecológico se describen como una serie de pasos y estudios requeridos, en donde se identifica, analiza y cuantifica los posibles efectos, para poder generar acciones preventivas, correctivas y de reducción (D'Andrea, 2019; Carriquiriborde, 2021).

En un inicio, la metodología de evaluación de riesgos se implementó para evaluar los riesgos potenciales relacionados con la exposición humana a diversas sustancias químicas. Desarrollados desde la década del 70, estos aún continúan ajustándose. Un hito importante se dió a partir de 1990 cuándo se generaron los primeros lineamientos orientativos por parte de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA). En los últimos años, la evaluación de riesgos ecológicos y ambientales ha evolucionado a partir de la necesidad de cuantificar los límites aceptables de la toxicidad de plaguicidas sobre los ecosistemas (D'Andrea, 2019; Cervantes, 2021). Este enfoque de análisis permite evaluar, predecir e identificar el riesgo de organismos como también la tolerancia a la exposición que tienen a los plaguicidas. Puede basarse en las estimaciones realizadas con modelos de "destino final" mediante simulaciones y predicciones ó con datos empíricos que puedan correlacionar las concentraciones ambientales, la toxicidad del compuesto y la exposición del ecosistema a éste. Además, puede describirse en términos cuantitativos en función del efecto y la exposición (Schleier et al., 2007). En función de las concentraciones determinadas en campo, o estimadas mediante modelos, y los efectos toxicológicos sobre la biota, es posible determinar los riesgos ecotoxicológicos y ambientales (Jaquez et al., 2013).

En este trabajo, utilizaremos el término "Evaluación de Riesgo Ecotoxicológico" (ERE) para hacer referencia a esta metodología. La USEPA la define como un proceso para evaluar la probabilidad de que el medio ambiente pueda verse afectado como resultado de la exposición a uno o más factores de estrés ambiental, tales como los productos químicos, el cambio en el uso de la tierra, las enfermedades, las especies invasoras y el cambio climático. Para esto, se cuantifica la magnitud del riesgo de una o varias sustancias, para poder gestionar el potencial efecto de un compuesto o una mezcla de sustancias (D'Andrea, 2019; Cervantes, 2021). La ERE es una metodología que tiene una gran relevancia a nivel internacional (Brock, 2010; D'Andrea, 2019; Rodríguez-Bolaña et al., 2023) y que consiste en tres procesos (Brock, 2010; D'Andrea 2019): la formulación del problema, el análisis de riesgo y la caracterización del mismo (Figura 2).

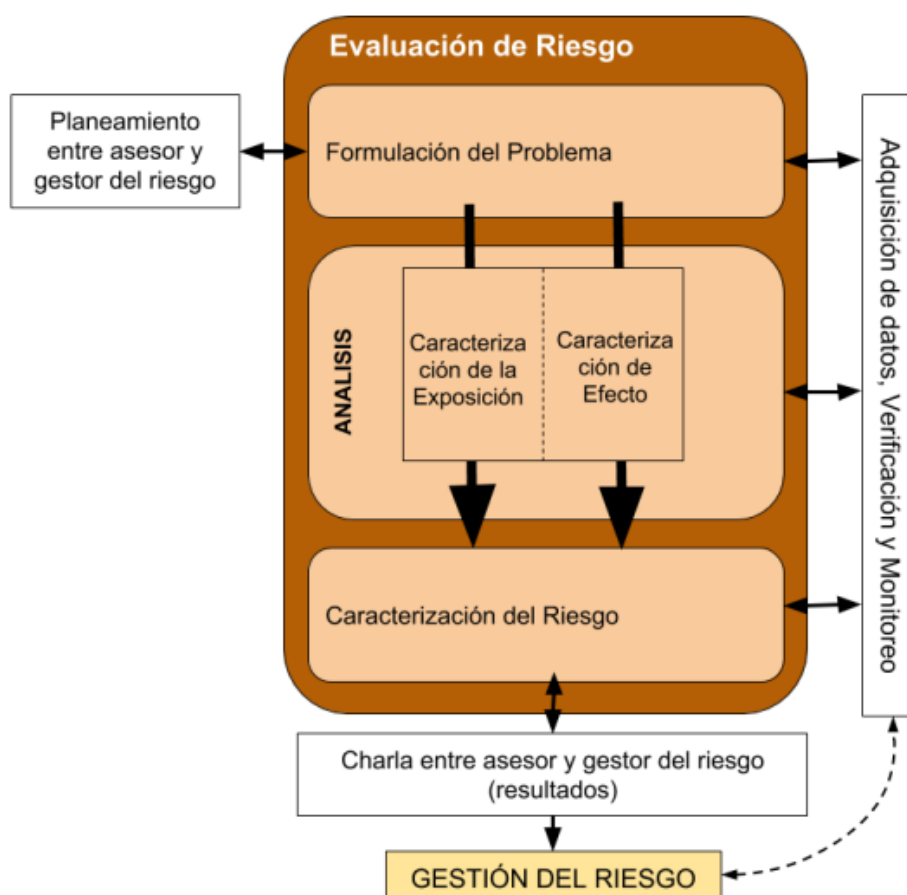


Figura 2. Proceso de evaluación de riesgo ecológico ERE. La línea punteada relaciona la caracterización de exposición y efecto se refiere a que son procesos interactivos y correlacionados. Extraído de D'Andrea 2019.

En la etapa de formulación es necesaria la definición del problema ambiental. En esta instancia se identifica y caracteriza la sustancia(el factor estresante), el ecosistema potencialmente en riesgo y las posibles vías de exposición (EPA, 1998; D'Andrea, 2019; Cervantes, 2021). El producto final de este proceso es un modelo conceptual que identifica los valores ambientales a proteger, los datos necesarios y los análisis posibles.

La fase de análisis consiste en evaluar técnicamente los potenciales efectos y exposición del objetivo estresor y consta de dos partes complementarias, que son la caracterización de exposición y del efecto. La caracterización de exposición determina las dosis o concentraciones ambientales del contaminante expresadas a través del MEC, mientras que la caracterización de efecto determina las dosis o concentraciones que pueden producir efectos toxicológicos en la biota a través del PNEC. Mediante la complementariedad de estos dos procedimientos se logra estimar el riesgo, realizando una comparación de los valores de efecto y exposición (Norton et al., 1992; D'Andrea, 2019; Cervantes, 2021).

La fase final dentro de la estructura planteada por la ERE es la caracterización del riesgo. Los riesgos se estiman integrando los datos previamente encontrados tras analizar la exposición y los efectos (Norton et al., 1992; D'Andrea, 2019). De la complementariedad de esos datos se produce una expresión de probabilidad de que se produzcan efectos adversos como resultado de la

exposición a un determinado factor estresante. Este es el factor de riesgo que puede expresarse cualitativamente o cuantitativamente según el caso. Para definir los resultados es necesario incorporar a los datos de riesgo, las incertidumbres. Esto se logra considerando objetivamente la suficiencia de los datos utilizados. Por último, se proporciona una interpretación de la importancia ecológica tras los riesgos identificados (Norton et al., 1992; D'Andrea, 2019).

1.4 Caracterización del riesgo ecológico

Método RQ (Coeficiente de riesgo. Risk Quotient)

Es un modelo que compara valores ambientales para determinar los riesgos ecológicos de un compuesto dentro del ecosistema acuático. Utiliza la relación toxicidad- exposición que refiere al vínculo entre las concentraciones medidas y las concentraciones predichas sin efecto (PNEC). El cociente de riesgo compara las concentraciones a las que un organismo está expuesto con aquellas que tienen un efecto sobre él. En los RQ, el riesgo de un compuesto puede evaluarse mediante comparaciones con valores ambientales y efectos ecotoxicológicos informados en especies acuáticas centinela clave para el ecosistema acuático (Iturburu et al., 2019; Mac Loughlin et al., 2022; Rodríguez-Bolana et al., 2023). Este método puede emplearse para el análisis de múltiples plaguicidas y es utilizado con fines regulatorios en muchos países (Peterson & Schleier, 2014; Iturburu et al., 2019; Nagai, 2021; Mentzel et al., 2022).

Se calcula el cociente de riesgo de la especie más sensible a cada plaguicida (Solomon, 2006; Ccanccapa et al., 2016). Si el cociente de riesgo (RQ) es mayor a 1, el riesgo es alto y se podrían esperar efectos nocivos debido a la presencia del contaminante en el agua. Por el contrario, si el RQ es menor a 0,1, el riesgo ambiental es bajo. La situación intermedia en la que el RQ está entre 0,1 y 1 implica un riesgo medio. En general, los valores de toxicidad son obtenidos de bases de datos internacionales, siendo la más importante ECOTOX database (<https://cfpub.epa.gov/ecotox/>) desarrollada por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos y que recopila los resultados de bioensayos de toxicidad publicados en la literatura científica (Ccanccapa et al., 2016).

Modelo Distribución de sensibilidad de especies (SSD Species sensitivity distribution)

El cálculo de SSD es un enfoque comúnmente aceptado en los marcos regulatorios diseñados para evaluar el riesgo ecológico de los plaguicidas en los ecosistemas acuáticos. El SSD fue utilizado por agencias oficiales en Estados Unidos (USEPA 2014), Unión Europea (EFSA 2018) y Australia y Canadá (Lee-Steere., 2009; Bhuller et al., 2021). Los países latinoamericanos tienen sus propias regulaciones de plaguicidas, pero en general, las guías técnicas y los procesos de evaluación de riesgos ecológicos se basan en el enfoque determinista (Carriquiriborde et al., 2014; Camargo et al., 2020), y el proceso ERA para la exposición ambiental es realizada principalmente por la academia, siendo escaso el enfoque probabilístico.

La sensibilidad de las especies se refiere a la capacidad de respuesta de los organismos frente a cambios en su entorno ya sean físicos, químicos o biológicos (Newman et al., 2000; Maltby et al., 2005; Peterson, 2005). Frente a los plaguicidas ésta varía notablemente, y estas variaciones se describen mediante una distribución estadística estimada a partir de datos de toxicidad, y visualizada como una función de distribución acumulativa (Figura 3a) (Posthuma et al., 2002;

Nagai, 2017; Bertrand et al., 2023). La relación de la distribución de sensibilidad de especies (SSD) en el sistema y las distribuciones de probabilidad de concentraciones ambientales (PNEC) es una medida del riesgo para la vida acuática (Figura 3b) (Fedorenkova et al., 2012; Maertens et al., 2022; McNamara et al., 2023). La determinación de concentraciones peligrosas al quinto percentil (HC5) de SSD es un criterio de uso frecuente para proteger a la mayoría de las especies a nivel comunitario y revelar el riesgo ecológico (Nagai, 2017). La selección de criterios de valoración (ej., inmovilización, mortalidad, etc.) es clave para construir una SSD significativa, siendo NOEC (Concentración sin efectos observados) y EC50 (Concentración efectiva 50) los valores propuestos para evaluar la concentración prevista sin efecto (PNEC) para la toxicidad crónica y aguda, respectivamente (Nagai, 2017).

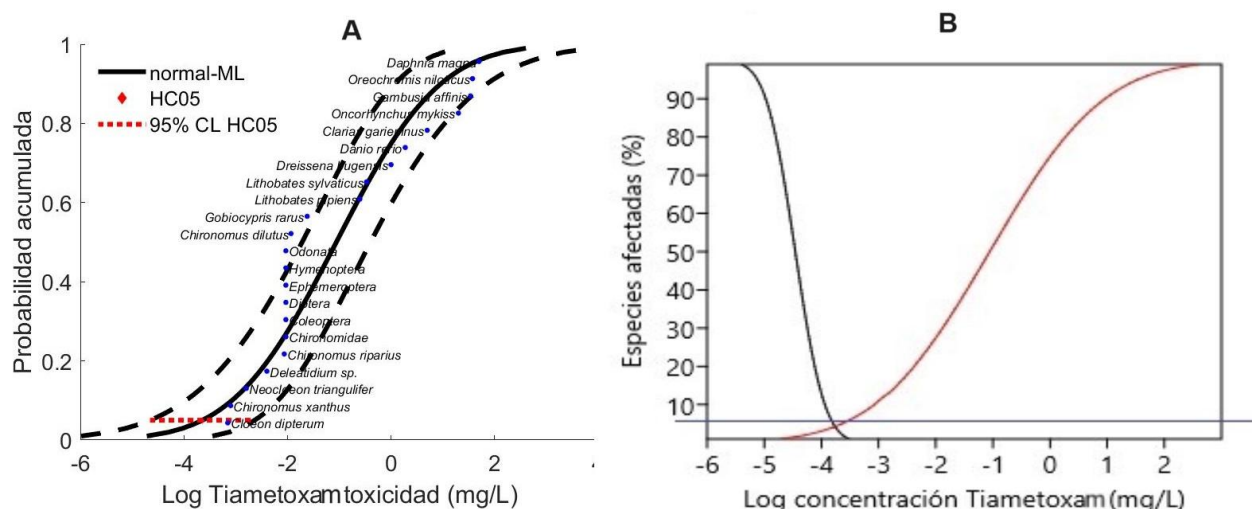


Figura 3. Curva de sensibilidad de especies (A) y curva de probabilidad conjunta (B). En la Figura A se observan las diferentes sensibilidades de los organismos al insecticida tiametoxam y la curva de sensibilidad resultante, con su intervalo de confianza 95%. En rojo el valor de referencia HC5, correspondiente a la concentración peligrosa para el 5% de las especies. En la figura B se presenta la curva de probabilidad conjunta entre la curva de sensibilidad de las especies (rojo) y la distribución de probabilidad de las concentraciones ambientales (PNEC) del compuesto (negro). La línea azul representa el HC5 que determina la concentración peligrosa para el 5% de las especies.

Es necesario contar con un número suficiente de especies para construir la curva de sensibilidad. Algunos autores reportan que con un mínimo de 10 especies es suficiente (Wheeler et al., 2002), mientras que otros postulan un mínimo de 20 (Posthuma et al., 2002). Esto es fundamental para la congruencia de los datos y la curva generada de sensibilidad, sin embargo, dependerá de la disponibilidad de información generada para ese plaguicida en particular.

2. Plaguicidas en Uruguay

La intensificación agrícola en Uruguay se vio fuertemente incrementada al desarrollarse la producción sojera. Si bien la demanda del uso del suelo trae consigo una historia más larga asociado al proceso migratorio europeo (Basso & Cibils-Stewart, 2020), es notoria la expansión productiva asociada a modelos tecnológicos intensivos, homogéneos, de monocultivos y con alta dependencia al uso de plaguicidas. En este sentido, el sector agropecuario juega un papel importante en la economía uruguaya, representando uno de los principales aportes al Producto Interno Bruto (PIB) nacional (Soutullo et al., 2020; García-Préchac et al., 2022).

Los niveles de importación y uso de plaguicidas se incrementaron fuertemente en el año 2000 cuando se comenzó a utilizar la siembra directa (Bruno, 2003). Tras la aparición de la soja y su paquete tecnológico asociado, el incremento de los cultivos de secano, el uso de plaguicidas y los monocultivos han aumentado considerablemente en Uruguay (Carabio, 2017). Las zonas cultivadas de soja pasaron de ser nueve mil hectáreas en el periodo 1999-2000 a 800 mil hectáreas en el periodo 2009-2010 (DIEA, 2011), consecuencia de ello el volumen de importación anual de plaguicidas medidos en dólares pasó de ser 61 millones de dólares en 2005 a ser 255 millones de dólares en 2014, lo cual refleja un aumento de aproximadamente 415 % en un período de diez años en Uruguay (DGSA MGAP, 2014). Para el período comprendido entre 2005-2020 la tasa de aumento de importaciones de plaguicidas medidas en dólares fue de 202% lo cual destaca un descenso en el incremento, pero mantiene la curva de crecimiento (DGSA MGAP, 2020).

Cabe resaltar que en Uruguay el reglamento de uso de plaguicidas data de 1977 (Decreto 149/977 MGAP), siendo uno de los más antiguos de América Latina. La misma no presenta un marco de evaluación de riesgo ecotoxicológico y no especifica metas de protección ambiental (Carriquiriborde et al., 2014), por lo que no está adaptada a las actuales políticas de sostenibilidad ambiental y disminución del riesgo ecológico.

El MGAP es el organismo que aprueba el ingreso, distribución y comercialización de los plaguicidas en el país, mediante una solicitud de un particular. El proceso de caracterización del riesgo, para el registro y renovación de ingredientes activos y formulaciones admite varios métodos de análisis de riesgo, entre ellos los dos métodos considerados en este trabajo, RQ y SSD. Sin embargo, las evaluaciones de riesgo no se incorporan dentro de los procesos asociados a la ocurrencia de estos compuestos en el ambiente.

En Uruguay, diversos estudios han determinado la presencia de plaguicidas en agua y peces, incluyendo el río Uruguay, río Negro, Laguna del Cisne, Laguna del Sauce, entre otros (Stabile 2018; Ernst et al 2018; Soutullo et al 2020; DINACEA 2021, Rodríguez-Bolaña et al 2023). Sin embargo, hasta la actualidad solo se han publicado dos estudios sobre análisis de riesgo en el país (Griffero et al., 2019; Rodríguez-Bolaña et al., 2023). En base al enfoque RQ, Griffero et al., (2019) reportaron un alto riesgo ecotoxicológico para los organismos acuáticos presentes en dos lagunas costeras del país, debido a la presencia de diversos plaguicidas y contaminantes emergentes. Por su parte, el trabajo de Rodríguez-Bolaña et al., (2023) compara el uso metodológico de RQ y el modelo SSD para evaluar el riesgo ecológico de los plaguicidas en la Laguna del Cisne (Canelones). Los resultados obtenidos evidenciaron un alto riesgo ecológico debido a la presencia de diversos insecticidas organoclorados y organofosforados en el sistema. En base a estos resultados, los autores concluyeron y recomendaron la utilización del modelo SSD sobre el RQ para evaluar el impacto de los plaguicidas en el ambiente, debido a que en este se incluye las diferentes sensibilidades entre especies a un mismo contaminante (Rodríguez-Bolaña et al., 2023).

3. Justificación

El uso extensivo de plaguicidas para maximizar el rendimiento de los cultivos representa uno de los impactos ambientales más importantes a escala global, observándose una relación directa entre la concentración y ocurrencia de plaguicidas en las aguas superficiales y la cantidad y frecuencia de los plaguicidas aplicados en su cuenca. Actualmente, se requiere de una mejor

comprensión de los riesgos ecológicos que estos compuestos representan para la biota acuática, ya que incluso en concentraciones reducidas pueden ocasionar impactos no deseados en la biota y en las funciones ecosistémicas. Una de las mejores formas de caracterizar el riesgo ecológico de los plaguicidas en los sistemas acuáticos es a través de Evaluaciones de Riesgo Ecológico. De esta manera se logra determinar la biodisponibilidad de estos compuestos y sus posibles efectos sobre los organismos. En los últimos años, la evaluación de riesgos ecológicos y ambientales ha experimentado un desarrollo significativo en respuesta a la creciente necesidad de establecer de manera cuantitativa los niveles aceptables de toxicidad de los plaguicidas para los ecosistemas.

En este contexto, este trabajo pretende abordar el análisis de riesgo ecotoxicológico de múltiples plaguicidas en agua superficial, considerando los dos métodos mencionados anteriormente, en una cuenca con un gran desarrollo agrícola. De esta manera, se pretende realizar un análisis comparativo de los umbrales de riesgo manejados por estas dos herramientas, con el objetivo de determinar las ventajas y desventajas de cada enfoque. Esta información podría ser utilizada por la academia, así como por los organismos nacionales encargados de la protección ambiental y del control del uso de estos compuestos en nuestro país, para establecer una metodología de ERE que permita evaluar y mitigar los riesgos de los pesticidas en nuestros ecosistemas acuáticos.

4. Objetivo general

Evaluar espacial y temporalmente el riesgo ecotoxicológico de plaguicidas en agua superficial en la cuenca del río San Salvador mediante la aplicación de dos modelos de análisis de riesgo como herramienta de diagnóstico ambiental.

Objetivos específicos

4.1 OE1 - Descripción espacio temporal de las concentraciones de los plaguicidas en la cuenca del río San Salvador.

4.2 OE2 - Evaluar el riesgo ecotoxicológico en agua superficial de 41 plaguicidas a través de la aplicación del método RQ y el modelo SSD.

4.3 OE3 - Comparar los resultados de riesgo ecotoxicológico obtenidos mediante las dos herramientas en función de las concentraciones de plaguicidas detectadas en agua.

4.4 OE4 - Analizar ventajas y desventajas de ambas metodologías, como herramienta de gestión para la implementación de este tipo de análisis a nivel nacional.

5. Metodología

5.1 Área de estudio

La cuenca del río San Salvador forma parte de la cuenca hidrográfica alta del río Uruguay y comprende una superficie de 3.085 km². Su cauce es de aproximadamente 100 km, incluido totalmente en el Departamento de Soriano (MVOTMA-FAO, 2020). El río nace en la cuchilla del mismo nombre, en Cardona, bordea la ciudad de Dolores y desemboca en el Río Uruguay, a la altura de Colonia Concordia. Sus principales afluentes son los A° Bizcocho, A° Espinillo, A° San Martín, A° Corralito, A° Del Águila, A° Magallanes, A° Del Medio y A° Olivera.



Figura 4. Área de estudio ubicada desde la escala macro a micro. El cuadro rojo amplía la ubicación de la cuenca del Río San Salvador, Soriano, Uruguay.

Se considera una cuenca con una densidad poblacional alta (áreas rurales: 1 habitante por km²; áreas urbanas: 19 habitantes por km²) (INE, 2011). Los centros poblados con más habitantes de la cuenca son: Dolores (17174 hab), Palmitas (2123 hab), José Enrique Rodó (2120 hab) y Cardona (4600 hab) (INE, 2011).

El paisaje está compuesto principalmente por dos sectores geomorfológicos: el Basamento Cristalino, y parte de la gran Cuenca Sedimentaria del Litoral Oeste, que desarrollan suelos profundos, con buen drenaje y retención de agua, factores que generan una alta fertilidad (MGAP, 2017). En este sentido, su cuenca ocupa una de las regiones agrícolas más fértiles del Uruguay, representando un 10 % del área agrícola de todo el país, y el 76 % de sus suelos son destinados a la agricultura (MGAP, 2017). Prevalecen los cultivos de secano, siendo los principales: soja, trigo, cebada, maíz y sorgo y en menor medida canola, lino y girasol (Mondelli et. al., 2015). En

este sentido, contribuye al 21 % de la producción nacional de trigo, 17 % de maíz, 9 % de soja y 14 % de sorgo (BRL Ingenierie S.A. y SIGMAPLUS SRL). Otras actividades en menor proporción en la región son la forestación y la ganadería (la lechería, la ganadería extensiva y el corral (feedlots).

La cuenca presenta una alta variabilidad intranual, producto del régimen característico de precipitación del Uruguay. Este régimen irregular explica la presencia de fuertes torrentes de agua en determinadas épocas del año, así como la escasez del recurso en otras (MVOTMA-FAO, 2020). Presenta el mayor porcentaje de área de agricultura de secano del país (MVOTMA-FAO, 2019), y su área cultivada aumentó un 50% entre 1990 y 2018 (Hastings, 2020).

El Río San Salvador y su cuenca es monitoreado por el MVOTMA-DINAMA-DCA desde el año 2014 con una frecuencia bimensual a partir del año 2016 en donde se cuantificaban los compuestos atrazina, clorpirifos, endosulfán, glifosato y AMPA. A partir de mayo de 2019 se incorporaron 17 nuevos principios activos en la matriz agua y en noviembre de 2019 se incorporaron 11 principios activos más a cargo del Laboratorio de DGSA del MGAP (MVOTMA-DINAMA, 2020). Los plaguicidas seleccionados para el monitoreo resultan a partir de los productos utilizados y habilitados para las producciones asociadas a la cuenca, de modo que se actualizan en contexto con la regulación nacional. Para este trabajo se utilizaron 41 plaguicidas que fueron cuantificados en la matriz de agua.

Este trabajo se realizó con datos obtenidos en monitoreos de campo en la cuenca del río San Salvador dentro del departamento de Soriano, en el marco del proyecto de investigación financiado por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), ejecutado por el CURE, Facultad de Química, CENUR Norte, DINACEA (Ministerio de Ambiente/MA) y la Fundación para el Desarrollo de las Ciencias Básicas (FUNDACIBA) ejecutado en Junio 2022 a Junio 2023 llamado "Programa de Monitoreo de Plaguicidas en la cuenca del Río San Salvador (Soriano)". Mi participación en el mismo incluyó la toma de muestras de agua y su posterior envío a los laboratorios participantes; y el procesamiento y análisis de los datos obtenidos.

5.2 Selección de los sitios de muestreo y plaguicidas

Los sitios de muestreo de agua superficial incluyeron puntos muestreados previamente por MA-OSE-MGAP y que abarcan las partes alta, media y baja de la cuenca, así como el cauce principal del río San Salvador y algunos de sus mayores afluentes, así como tres afluentes adicionales (A° Magallanes, A° Bizcocho y A° Espinillo). El muestreo tuvo una frecuencia trimestral, y se realizó en mayo 2022, agosto 2022, noviembre 2022 y febrero 2023.

Se analizaron 212 plaguicidas y metabolitos en agua fueron estudiados, los mismos fueron seleccionados por técnicos de DINACEA, Facultad de Química y del CURE en base a los cultivos que se desarrollan en la cuenca, las capacidades analíticas de los laboratorios, monitoreos previos en la cuenca, antecedentes bibliográficos y datos sobre plaguicidas prioritarios para la gestión ambiental del Observatorio Ambiental Nacional del Ministerio de Ambiente. En el Anexo 9.3 se presentan todos los compuestos analizados y los laboratorios participantes.

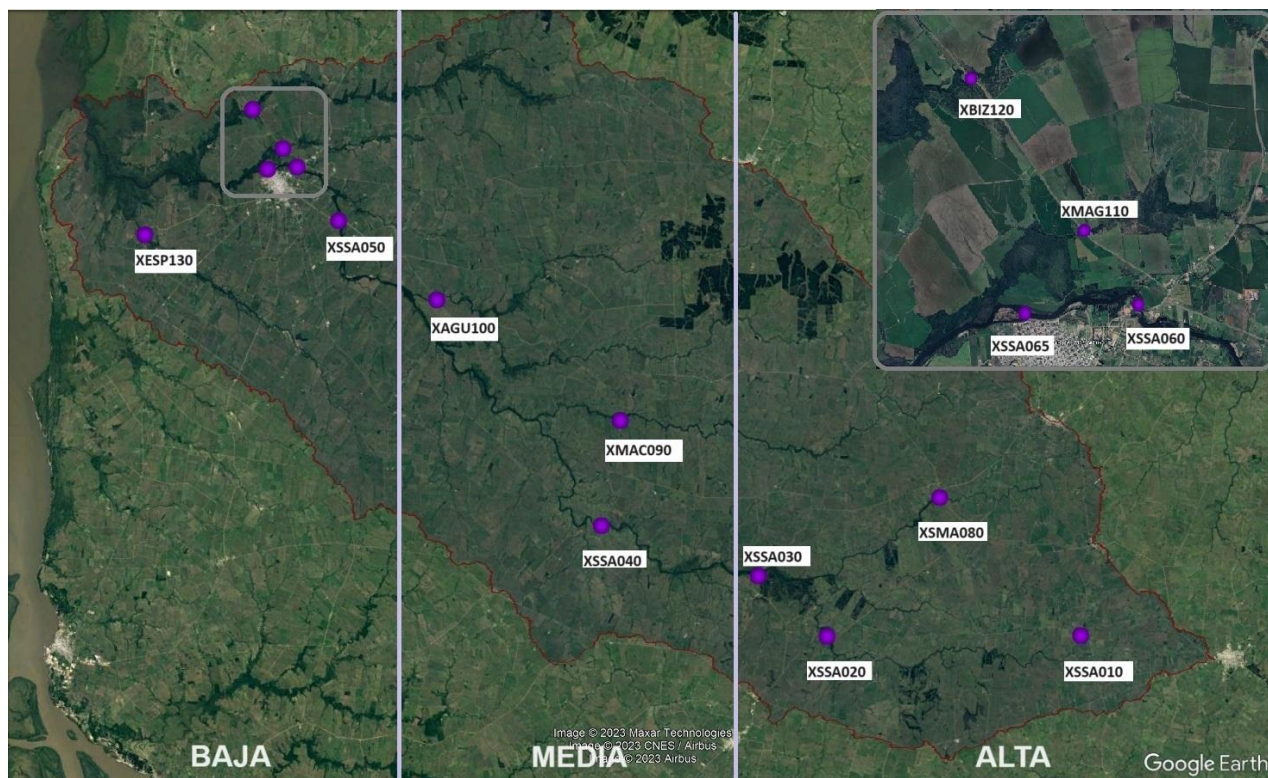


Figura 5. Se presentan los 13 sitios de muestreo de plaguicidas utilizados en el marco del “Programa de Monitoreo de Plaguicidas en la cuenca del Río San Salvador (Soriano)”. El cuadro gris amplía la sección baja de la cuenca donde se agrupan varios sitios. Las líneas verticales grises dividen las zonas de la cuenca en base al curso principal donde los sitios XSSA030, XSSA020, XSSA010 Y XSSA080 corresponden a la cuenca alta; los sitios XAGU100, XMAC090 Y XSSA040 cuenca media; los sitios XSSA050, XESP130, XBIZ120, XMAG110, XSSA065 Y XSSA060 corresponden a la cuenca baja del Río San Salvador.

Se estableció una subdivisión de la cuenca siguiendo el curso principal del Río San Salvador, dividiéndola en zonas alta, media y baja (Figura 5). Por un lado este enfoque se adoptó con el propósito de integrar esta dimensión en el análisis junto con los datos de plaguicidas detectados, los usos del suelo de la cuenta y los datos de riesgo ecotoxicológico. El objetivo de esto fue dividir la cuenca para analizar de forma espacial la presencia de plaguicidas en la cuenca y a su vez verificar si existe relación de la ocurrencia de los compuestos con las dinámicas de flujo aguas arriba y aguas abajo del Río San Salvador. Se consideró también el interés del Ministerio de Ambiente en la zonificación de la cuenca, dado que ha estado realizando un monitoreo continuo de la zona desde 2014. En colaboración con ellos, se desarrolló el programa de monitoreo que constituye el marco de esta investigación.

Previo a cada muestreo, en el Laboratorio Ambiental de DINACEA, personal técnico del CURE realizó un prelavado de las botellas utilizando hexano y acetona. A las tapas de las botellas se les añadió una contratapa de teflón o papel de aluminio. Estas botellas no se enjuagan con agua del lugar antes de tomar la muestra.

En cada sitio se recogieron muestras de agua sub-superficial, introduciendo la botella con el pico hacia abajo para evitar la toma de materiales suspendidos en la superficie del agua. Se colectaron dos botellas de vidrio ámbar de un litro: una botella para enviar a GACT (Facultad de Química y laboratorio de Paysandu) y otra botella para el Laboratorio Ambiental de DINACEA. Además, se

recolectaron 50 ml de agua en tubos Falcon sin cámara de aire para cuantificación de Glifosato, AMPA y Glufosinato de amonio, destinados al Departamento de Desarrollo Tecnológico en CURE-Rocha.

Una vez realizada la recolección de muestras, estas se enviaron directamente a DINACEA donde se realizó el control y posteriormente se derivaron a los laboratorios GACT Montevideo y CURE-Rocha. Al recibir las muestras, los laboratorios completaron la ficha de ingreso agregando cualquier observación pertinente y llevando a cabo el correspondiente control de calidad. Se unificaron los métodos para cuantificar las muestras y se crearon las siguientes definiciones. En primer lugar, cuando los resultados fueron “No cuantificables” en ambos laboratorios se informó como menor el LC más sensible. Cuando un compuesto se cuantificó en los dos laboratorios, se reportó el mayor valor obtenido, lo que describe la peor situación. Si un compuesto se logró cuantificar en un solo laboratorio, se reportó el valor cuantificado.

5.3 Metodología Analítica para cuantificación de plaguicidas

Se emplearon cuatro metodologías analíticas. Los análisis fueron realizados por personal técnico de Facultad de Química, Cenur Paysandú, CURE-Rocha y DINACEA.

La primera metodología se empleó para la determinación de glifosato, su metabolito AMPA, y glufosinato de amonio. Se utilizó el reactivo FMOC y posteriormente, los residuos derivados se analizaron con HPLC-FLD. Esta metodología permite alcanzar límites de cuantificación (LOQ) de 0.25 µg/L para glifosato y 1 µg/L para AMPA y glufosinato.

La segunda consistió en una extracción líquido-líquido (LLE) con acetato de etilo basada en el método EPA 3510C, y luego se empleó la GC/µECD (cromatografía de gases con detector de microcaptura electrónica) basado en el método EPA 8081 B. La metodología planteada permite lograr límites en el entorno los ng/L (ppt).

La tercer metodológica fue la extracción en fase sólida y determinación por LC-MS/MS (cromatografía líquida acoplado a espectrometría de masas tandem para buscar plaguicidas que en su mayoría, no están incluidos en el Decreto 253/79, pero actualmente autorizados para su uso en agricultura y dentro de los definidos como prioritarios por DINACEA y la cuenca en particular. La metodología planteada permite lograr límites en el entorno los ng/L (ppt). Se utilizó el método 8092UY del Manual de Procedimientos Analíticos para Muestras Ambientales del Laboratorio Ambiental del Ministerio de Ambiente.

La cuarta fue una extracción líquido-líquido con diclorometano e inyección en GC-MSMS. Por último, se entregó una copia de la ficha completa de cada muestra al Laboratorio Ambiental de DINACEA para realizar el ingreso de las muestras en el SILAD.

5.4 Metodología utilizada para cada objetivo específico (OE)

Como se mencionó anteriormente, esta tesis se realizó en el marco del “Programa de Monitoreo de Plaguicidas en la cuenca del Río San Salvador (Soriano)”. Sin embargo, el procesamiento e

interpretación de datos para la realización de todos los objetivos específicos que se describen a continuación, fueron llevados a cabo por la tesista.

OE1. Descripción espacio temporal de los plaguicidas en la cuenca del río San Salvador.

Para lograr una descripción espacio-temporal de las concentraciones de los plaguicidas en la cuenca del río San Salvador, se analizó la ocurrencia mensual de plaguicidas por sitio. Asimismo, en base a información aportada por el Ministerio de Ambiente se logró incluir las características productivas de la cuenca, usos del suelo a lo largo del año y entre sitios de muestreo. Este enfoque integral permitió entender la dinámica de la presencia de plaguicidas a lo largo del año y en diferentes áreas, asociándose con las actividades humanas en la cuenca.

OE2. Evaluar el riesgo ecotoxicológico en agua superficial de 41 plaguicidas a través de la aplicación del método RQ y el modelo SSD.

Para cumplir con este objetivo, se aplicaron herramientas de análisis de riesgo para los plaguicidas detectados en agua superficial en los trece sitios muestreados en el Río San Salvador durante mayo, agosto y noviembre de 2022 y febrero de 2023. Para el cálculo de RQ se utilizaron los valores de concentración media y máxima de compuesto en el agua (MEC) y la concentración prevista sin efecto de la especie más sensible (peces, algas e invertebrados) (PNEC) en mg/L. En función de MEC media y MEC máxima se calcularon los valores de RQ medio mg/L y RQ máximo mg/L respectivamente, según Ecuación 1 (Vryzas et al., 2011):

$$(1) \quad RQ = \frac{MEC}{PNEC}$$

$$RQ = \frac{CONCENTRACIÓN DE EXPOSICIÓN}{CONCENTRACIÓN DE TOXICIDAD}$$

Para estimar la concentración prevista sin efecto, PNEC (concentración prevista sin efecto), se utilizó el valor de NOEC (concentración sin efecto) más bajo entre peces, algas e invertebrados acuáticos para cada compuesto en mg/L. Los valores de toxicidad se obtuvieron de la base de datos Pesticide Properties DataBase (PPBD (<https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>), la cual representa la base de datos más extensa usada internacionalmente para la evaluación y gestión de plaguicidas (Footprint, 2020). Para aquellos casos en que los valores de NOEC no se encuentren disponibles se utilizó la concentración letal media (LC50) o la concentración efectiva media (EC50) (Iturburu et al., 2019) (Tabla 3). Se incorporó un factor de corrección (FC) en base a la cantidad de valores de NOEC encontrados en la base de datos: FC=10 cuando estuvieron disponibles los tres valores de NOEC (peces, algas y macroinvertebrados), FC=50 dos valores NOEC disponibles y FC=100 cuando solamente se encontró un valor de NOEC (Peterson, 2005; Vryzas et al., 2011; Iturburu et al., 2019; Cervantes, 2021).

El nivel de riesgo se determinó en función de los valores RQ, donde $RQ > 1$ indica un alto riesgo; RQ entre 0,1 y 1 representa un riesgo medio, RQ entre 0,01 y 0,1 corresponde a un riesgo ambiental bajo, y un $RQ < 0,01$ significa un riesgo ambiental despreciable (Carazo-Rojas et al., 2018; Griffero et al., 2019; Iturburu et al., 2019; Cervantes, 2021). Para categorizar el nivel de riesgo en los diferentes sitios por mes, se estimó el ΣRQ_{sitio} en base a la sumatoria de los valores de RQ medio de cada plaguicida.

Se evaluaron los meses y los sitios con mayor y menor riesgo ambiental esperado, y se relacionaron con los diferentes usos del suelo en la cuenca a lo largo del año. Se utilizó el programa Google Earth para mostrar la distribución espacial y temporal de los puntos de datos y así crear una clasificación en colores que permita describir los riesgos a lo largo de la cuenca. Para esto, se utilizaron los valores dados en RQ utilizando los colores verde, amarillo y rojo para clasificar el riesgo ecotoxicológico bajo, medio y alto respectivamente.

Para el modelo SSD se utilizó la base de datos ECOTOX de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 2021) para obtener los valores de NOEC en algas, plantas, invertebrados, anfibios y peces. Los valores de NOEC se relacionan con los efectos crónicos que se ven determinados por observaciones y experimentos a largo plazo. En este sentido fue necesario incluir en la búsqueda en ECOTOX los resultados de experimentos mayores a 7 días de duración.

En este caso fue necesaria la selección de plaguicidas según la cantidad de cuantificaciones en la cuenca. Esto sucede ya que es fundamental contar con suficientes datos para poder trazar una curva representativa. En este sentido, se seleccionaron los plaguicidas dominantes, clasificados como aquellos con una ocurrencia mayor al 75% en cada mes monitoreado.

Para modelar la curva de sensibilidad de especies (CSS) se utilizó la aplicación SSD Toolbox (Etterson, 2020). Para la generación de las curvas se consideraron solamente aquellos compuestos con datos toxicológicos para más de diez especies (Newman et al., 2000). Los datos de toxicidad se ajustaron a una distribución log-logística utilizando el programa SSD Toolbox (Etterson, 2020). El SSD Toolbox utiliza un promedio único cuando existen varios valores de toxicidad para una misma especie ya que la CSS solo admite un único valor por especie y plaguicida (Newman et al 2000). Los intervalos de confianza del 2,5 % y el 97,5 % se obtuvieron utilizando una función de arranque con 1000 iteraciones. La prueba de bondad de ajuste de Anderson-Darling evaluó si los datos seguían una distribución logarítmica normal.

El riesgo ecológico se refiere a la probabilidad de que las especies estén expuestas a concentraciones ambientales tóxicas que superen sus concentraciones de efecto (Posthuma et al., 2002). Esta probabilidad puede calcularse como el área bajo la curva ($Pr(X_1 > X_2)$) de la función de densidad acumulativa (CDF) y de la función de densidad de probabilidad (PDF) de las concentraciones medidas y siguiendo el método descrito por Fedorenkova et al. (2012) (Eq.2)

$$(2) Pr(X_1 > X_2) = - \int_{-\infty}^{\infty} (1 - CDFX_1(x)) PDFX_2(x) dx$$

donde X_1 es una variable aleatoria que representa el logaritmo de la concentración en agua y X_2 una variable aleatoria que representa el logaritmo de la concentración de sensibilidad de las especies. (Fedorenkova et al., 2012).

El punto final de la evaluación fue la protección del 95 % de las especies, por lo que se estimaron las concentraciones de peligro (HC5) de cada plaguicida determinando por la concentración correspondiente al percentil 5.

OE3. *Generar comparación de los resultados de riesgo ecotoxicológico obtenidos mediante las dos herramientas en función de las concentraciones de plaguicidas detectadas en agua.*

Para alcanzar el objetivo 3, se compararon los resultados de riesgo ecotoxicológico obtenido mediante las dos aproximaciones. Se utilizó una escala de color para indicar el riesgo estimado para cada compuesto según ambas metodologías (Tabla 1).

	RQ	SSD
No presenta riesgo	0-0,1	0-5%
Prob. riesgo medio	0,1-1	
Prob. riesgo alto	>1	>5%

Tabla 1. Tabla comparativa de riesgo ecotoxicológico para ambos métodos utilizados en este trabajo. Valores de RQ entre 0-0,1 (riesgo bajo= verde); RQ entre 0,1 a 1 (Riesgo medio= amarillo) y RQ mayor a 1 (Riesgo alto= rojo). Para los resultados del modelo SSD se definen dos categorías, en función de la concentración crítica de los compuestos y el porcentaje de especies afectadas (HC): HC menor al 5% (riesgo bajo = verde), HC mayor 5% (riesgo alto = rojo).

OE4. *Analizar ventajas y desventajas de ambas metodologías, como herramienta de gestión para la implementación de este tipo de análisis a nivel nacional.*

Se utilizaron los resultados obtenidos en los objetivos específicos uno y dos para analizar la aplicabilidad de ambos enfoques. Se compararon las estimaciones de riesgo por ambos modelos, así como el proceso de obtención de datos de cada uno, para analizar su representatividad y facilidad de empleo. Se incorporaron además, los antecedentes sobre análisis de riesgo en Uruguay para a fin de considerar la implementación de estas herramientas a nivel país.

6. Resultados y discusión

6.1 Descripción espacio temporal de los plaguicidas en la cuenca del río San Salvador (OE1).

Se cuantificaron 41 plaguicidas a lo largo de este estudio, de los cuales 17 fueron herbicidas (incluyendo tres productos de degradación), 13 fungicidas y 12 insecticidas (Tabla 3). Además, 25 compuestos fueron considerados Plaguicidas Altamente Peligrosos (PAP) debido a que presentan altos niveles de peligro agudo o crónico para la salud o el medio ambiente (Tabla 2).

Previo a la ejecución de los análisis de riesgo, se generó una tabla sistematizada con los plaguicidas encontrados y sus características de uso, estructura química, toxicidad y marco regulatorio nacional (Tabla 2; Anexo 9.6).

La presencia de una gran variedad de compuestos y metabolitos durante todos los meses analizados (16) sugiere que existe un conjunto de plaguicidas que son usados de forma continua en el sistema, independientemente de la época del año y del tipo de cultivo predominante en la cuenca.

Dentro de los herbicidas existen algunos de uso extendido en el manejo de malezas pre y post emergencia de cultivos de verano e invierno como el glifosato, la atrazina y su sustituto la

simazina. Sin embargo, otros están registrados para uso en cultivos de verano (metolaclo, metribuzina) o de invierno (diuron). La alta ocurrencia de estos en todos los meses analizados y en varios sitios de la cuenca podría indicar su uso sobre cultivos para los cuales no están registrados (Tabla 3; Anexo 9.4). En el Anexo 9.5 se presentan los meses de aplicación de los diferentes plaguicidas detectados en agua, así como sus cultivos asociados.

Tabla 2. Plaguicidas encontrados en la cuenca en el periodo 2023-2024 y su descripción de uso y grupo químico.

Compuestos	Uso	Grupo químico	Plaguicida altamente Peligroso (PAN Internacional)	Normativa Nacional
2,4-D	Herbicida	Alquilclorofenoxido	SI	
2-Fenilfenol	Fungicida	Fungicida fenólico		
Acetamiprid	Insecticida	Neonicotinoide		
AMPA	Producto Degrad. Glifosato	Metabolito Glifosato		
Atrazina desetil	Producto Degrad. Atrazina	Metabolito Atrazina		
Atrazina desisopropil	Producto Degrad. Atrazina	Metabolito Atrazina		
Atrazina	Herbicida	Triazina	SI	(Prohibido MGAP. Res. 104 12/16.)
Azoxiesterbina	Fungicida	Estrobirulina		
Bifentrina	Insecticida	Piretroide	SI	
Boscalid	Fungicida	Carboxamida		
Carbendazim	Fungicida	Benzimidazol	SI	
Carbaril	Insecticida	Carbamato	SI	
Clorantropiliprol	Insecticida	Diamida antranilica	SI	
Clorpirifos	Insecticida	Organofosforado	SI	(Venta de uso bajo Receta Profesional MGAP)
Clomazone	Herbicida	Isoxazolidinona		
CipermetrinA	Insecticida	Piretroide	SI	
Ciproconazol	Fungicida	Triazol	SI	
Diazinon	Insecticida	Organofosforado	SI	
Diuron	Herbicida	Fenilamida	SI	
Epoxiconazol	Fungicida	Triazol	SI	
Etion	Insecticida	Organofosforado	SI	Limitado su uso por MGAP
Fluroxipir meptil	Herbicida	Piridina		
Glifosato	Herbicida	Fosfoglicina	SI	
Glufosinato de amonio(a)	Herbicida	Ácido fosfónico	SI	
Imazalil	Fungicida	Imidazol	SI	
Imidacloprid	Insecticida, veterinario	Neonicotinoide	SI	(Venta de uso bajo Receta Profesional MGAP)
Iprodiona	Fungicida	Dicarbimida	SI	
Lambda-Cialotrina				
Metalaxil	Fungicida	Fenilamida		
Metolaclo	Herbicida	Cloroacetamida		
Metoxifenocida	Insecticida	Diacilhidrazina		
Metribuzina	Herbicida	Triazinona	SI	
op DDD	Prod. Degradación o,p DDT	Organoclorado		1 (Prohibido MGAP. 1968.)
Permetrina	Insecticida	Piretroide	SI	
Pirimetanil	Fungicida	Anilino pirimidina		
Piraclostrobina	Fungicida	Estrobirulina		
Propiconazol	Fungicida	Triazol	SI	
Simazine	Herbicida	Triazina	SI	
Tebuconazole	Fungicida	Triazol	SI	
Tiametoxam	Insecticida	Neonicotinoide	SI	(Venta de uso bajo Receta Profesional MGAP)
Trifluralina	Herbicida	Dinitroanilina	SI	

Para los cuatro períodos analizados, los plaguicidas más frecuentes fueron la atrazina desetil, la atrazina desisopropil, la azoxiesterbina (F) y el ciproconazol (F), los cuales mostraron una

presencia superior al 75% en los 13 sitios muestreados en todas las ocasiones de muestreo. Los dos primeros corresponden a producto de degradación metabolitos del herbicida atrazina, prohibido en 2016 (MGAP. Res. 104 12/16) pero con venta permitida hasta 2018. La atrazina, se detectó en todos los sitios y todos los meses analizados. Su vida media es de 80 días en agua y 75 días en suelo (PPDB, 2023), y el de sus metabolitos de 100 días (Tabla 3; Anexo 9.1). Esto sugeriría un uso actual de la atrazina en la cuenca y por lo tanto puede ser un indicador de manejos inadecuados de este plaguicida. En este sentido, su aplicación podría deberse a la existencia de reservas sobrantes del producto, o bien a un ingreso ilegal al país. En este sentido, en Argentina y Brasil, la atrazina es uno de los mayores principios activos utilizados (Scapin 2021; PNUD ARG 2021).

La azoxistrobina y el ciproconazol son ambos fungicidas. Es de esperar que este último tenga una ocurrencia en toda la cuenca ya que se aplica en todos los meses (Tabla 3). En el caso de la azoxistrobina se aplica en los meses de otoño y primavera (Anexo 9.5), aun así fue encontrada en los 4 meses de monitoreo, esto puede indicar otros usos no registrados.

Por otra parte, los compuestos clorantraniliprol (F), metolaclo (H), glifosato (H), metalaxil (H) y tiametoxam (I) también mantienen una ocurrencia mayor al 75% de los sitios muestreados, con presencia en tres de los cuatro muestreos. Clorantraniliprol, glifosato y tiametoxam están catalogados como plaguicidas altamente peligrosos por la PAN Internacional (PAN Internacional, 2021). Éste último tiene una regulación particular nacional de venta sólo con receta autorizada por MGAP dentro de la Resolución N° 503/019 (Tabla 3).

Para el caso de los insecticidas, la permetrina se observa presente en la zona alta de la cuenca lo que podría indicar su uso actual en el sitio de mayor actividad ganadera en la cuenca. Además, la cipermetrina se detecta en toda la cuenca. Si bien su uso está registrado para cultivos de soja y maíz, también se utiliza en la ganadería como insecticida/acaricida. Por su parte, la ocurrencia de tiametoxam y metoxifenocida en las cuatro campañas de muestreo podría estar relacionada a su uso tanto en cultivos de verano como de invierno.

Dentro de los fungicidas, el ciproconazol utilizado en cultivo de trigo y azoxistrobina en soja, maíz, sorgo, cebada y trigo son los compuestos con mayor presencia. Ambos se aplican en la mayoría de los meses lo cual justifica su aparición (Anexo 9.4).

Tabla 3. Frecuencia de ocurrencia (FO%) de plaguicidas en agua superficial para los 13 sitios analizados por estación en la cuenca del río San Salvador. Uso: H: herbicida; I: insecticida; F: fungicida; P.d: Producto de degradación. Oc: Ocurrencia de los plaguicidas en base a su detección en los cuatro muestreos analizados (D) Dominante (presente en los cuatro meses); (F) Frecuente (tres meses); (O) Ocasional (dos meses); (R) Raro (un mes). Esta clasificación se utiliza para comparar con el calendario de aplicación de plaguicidas (Anexo 9.5).

Compuestos	Uso	Ocurrencia	Mayo	Agosto	Noviembre	Febrero
2,4-D	H	R			30,8	
2-Fenilfenol	F	R	93,3			
Acetamiprid	I	R			30,8	
AMPA	P.d	D	76,9	23,1	38,5	76,9
Atrazinadesetil	P.d	D	100	100	100	100
Atrazinadesisopropil	P.d	D	84,6	76,9	100	100
Atrazina	H	D	15,4	92,3	100	92,3
Azoxiestrobina	F	D	100	92,3	100	100
Bifentrina	I	R				15,4
Boscalid	F	R	7,7			
Carbendazim	F	R	61,5			
Carbaril	I	R			7,7	
Clorantraniliprol	I	F	100	100	100	
Clorpirifos	I	R	30,8			
Clomazone	H	F	7,7		23,1	
Cipermetrina	I	F	15,4		23,1	69,2
Ciproconazol	F	D	100	100	100	100
Diazinon	I	R				15,4
Diuron	H	D	61,5	84,5	38,5	53,8
Epoxiconazol	F	D	92,3	23,1	46,2	7,7
Etion	I	O	76,9	7,7		
Fluroxipir meptil	I	R			7,7	
Glifosato	H	D	76,9	92,3	61,5	100
Glufosinatodeamonio(a)	H	R			7,7	
Imazalil	F	D	61,5	69,2	30,8	
Imidacloprid	I	R	100			
Iprodiona	F	F	53,8		30,8	7,7
Lambda-Cialotrina	I	R	7,7			
Metalaxil	F	D	76,9	84,6	69,2	92,3
Metolaclo	H	D	100	100	100	100
Metoxifenocida	I	D	92,3	84,6	30,8	46,2
Metribuzina	H	D	84,6	53,8	69,2	76,9
op DDD	P.d	R	7,7			
Permetrina	I	R	15,4			
Pirimetanil	F	F	7,7	69,2		
Piraclostrobina	F	O		7,7	7,7	
Propiconazol	F	R			7,7	
Simazine	H	D	69,2	100	92,3	61,5
Tebuconazole	F	R		7,7		
Tiametoxam	I	D	100	100	84,6	53,8
Trifluralina	H	R	7,7			

De los 31 plaguicidas detectados en mayo, 12 fueron herbicidas, 10 fungicidas y 9 insecticidas. Se detectó la presencia de o,p'-DDD (Río San Salvador, XSSA040S), un metabolito del insecticida DDT, prohibido hace décadas (1968) en Uruguay (Resolución S/N/968 de la DGSA). Su presencia en la cuenca podría estar relacionada a las propiedades físico-químicas de este plaguicida. Su alta persistencia ambiental y alto coeficiente de adsorción en suelo (Koc), determinan su presencia en sistemas acuáticos de todo el mundo, incluso después de décadas de prohibición (Kurek et al., 2019). Trabajos previos en Uruguay, han detectado una alta frecuencia de ocurrencia de este metabolito en la Laguna del Cisne (Canelones) (Rodríguez-Bolaña et al., 2023). Los sitios con mayor ocurrencia fueron XSSA020S con 27 plaguicidas, seguido por XSSA040S con 23, ambos ubicados en la cuenca alta y media del río San Salvador. Por el contrario, el arroyo Magallanes XMAG110S de la cuenca baja exhibió la presencia mínima de plaguicidas, con un total de 9 compuestos.

Se observó una relación específica entre ciertos plaguicidas y ubicaciones particulares en la cuenca. El clomazone, boscalid, lambda-cialotrina y pirimetanil fueron detectados principalmente en la cuenca alta, mientras que la trifluralina se encontró en la cuenca baja, y la cipermetrina se

asoció con áreas específicas. En contraste, otros plaguicidas estuvieron presentes de manera generalizada a lo largo de toda la cuenca, sin mostrar patrones espaciales claros de distribución.

En agosto se cuantificaron un total de 21 plaguicidas siendo 9 herbicidas, 8 fungicidas y 4 insecticidas. Esta disminución sustancial de compuestos con respecto a lo observado durante el muestreo de mayo podría estar relacionado al calendario de siembra en la cuenca. El principal cultivo observado fue el de colza (*Brassica napus*) durante su fase de floración, con una menor incidencia de barbecho invernal. Esta condición limitaría el espectro de pesticidas utilizados en la cuenca, restringiéndolos a aquellos específicamente asociados con este tipo de cultivo. Los sitios con mayor ocurrencia fueron XMAC090S cuenca media y XSSA065S cuenca baja ambos con 18 plaguicidas por el contrario, el arroyo Magallanes XMAG110S de la cuenca baja exhibió la presencia mínima de plaguicidas, con un total de 10 plaguicidas.

Noviembre fue el segundo con mayor cuantificación de plaguicidas llegando a 27; de los cuales 12 corresponden a herbicidas, 8 fungicidas y 7 insecticidas. Se identificaron seis compuestos únicos, que incluyen dos insecticidas (acetamiprid y carbaril), tres herbicidas (2,4-D, glufosinato de amonio y fluroxipir meptil) y un fungicida (propiconazol). A excepción del acetamiprid, que se emplea en cultivos de soja y maíz, los demás se utilizan en diversos tipos de cultivos a lo largo de todo el año. Se registró la cantidad más baja de plaguicidas en los sitios XSSA010 con 10, y XSSA020 con 11, ambos ubicados en la cuenca alta. Contrariamente, la mayor concentración se observó en los dos sitios restantes de la cuenca alta arroyo San Martín XSMA080 con 19 plaguicidas, seguido del arroyo San Salvador XSSA030 con 18 plaguicidas.

Por último, en el mes de febrero se identificaron 19 plaguicidas, siendo solo 4 de ellos exclusivos de ese mes y no presentes en todos los meses analizados (iprodione, cipermetrina, bifentrina y diazinon). El sitio XSSA065 cuenca baja fue el que más cantidad de plaguicidas presentó (16), mientras que los sitios XSSA010 cuenca alta, y XSSA050 cuenca baja, fueron los de menor ocurrencia con 10 compuestos cada uno.

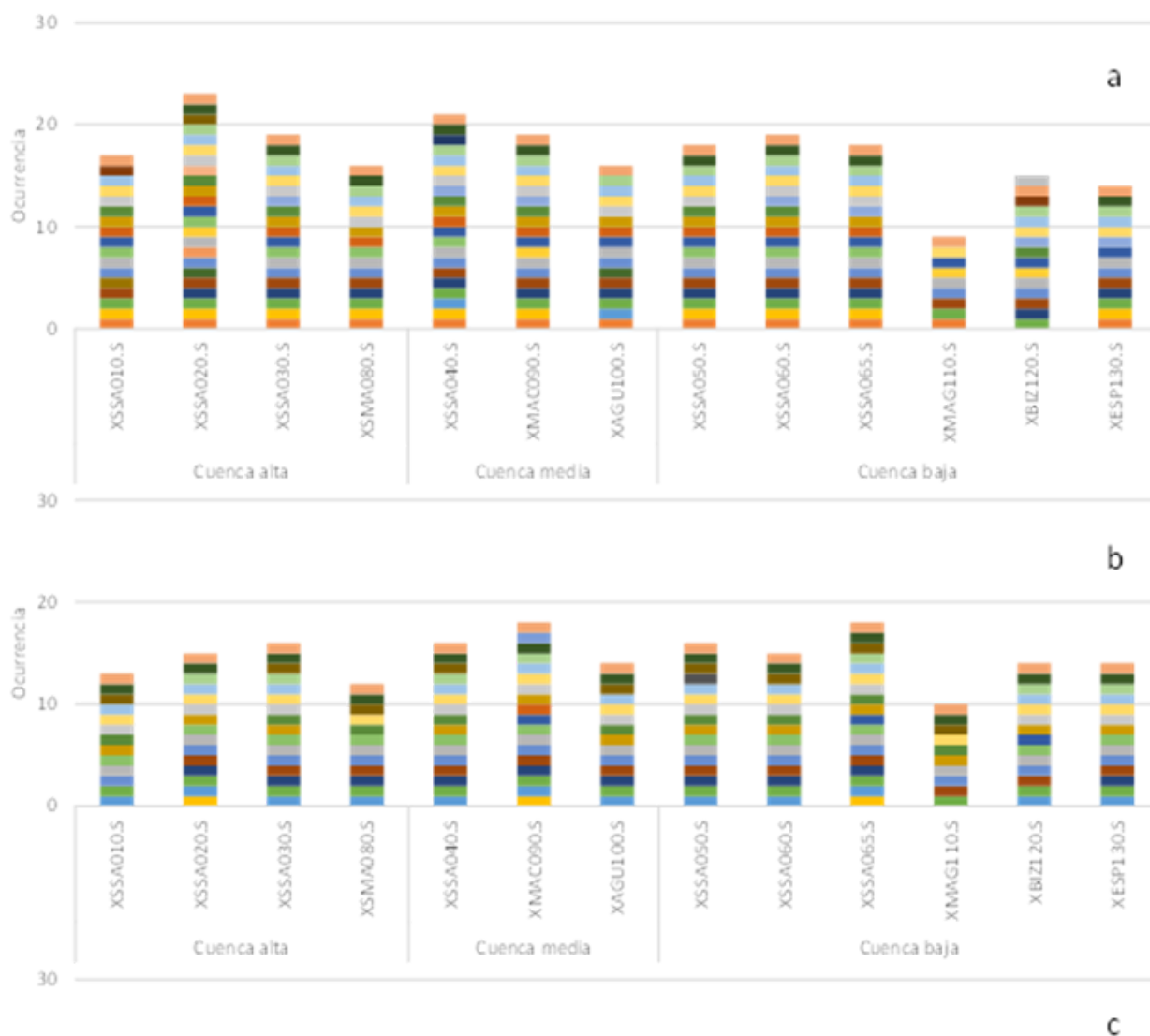


Figura 6. Número de plaguicidas en agua por sitio en la cuenca del río San Salvador. a) mayo 2022; b) agosto 2022; c) noviembre 2022; d) febrero 2023.

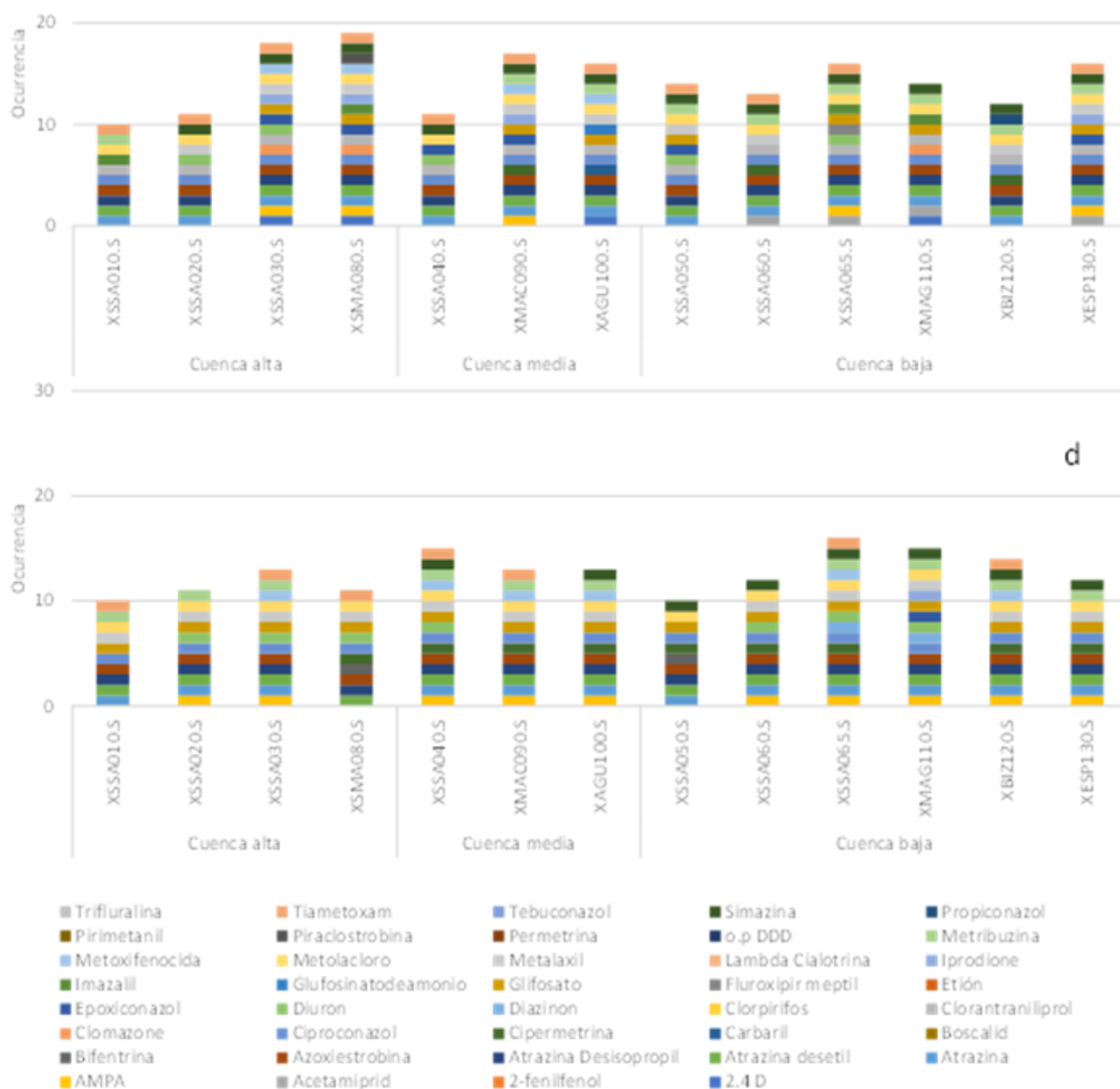


Figura 6 Continuación. Número de plaguicidas en agua por sitio en la cuenca del río San Salvador. a) mayo 2022; b) agosto 2022; c) noviembre 2022; d) febrero 2023.

6. 2 Evaluación del riesgo ecotoxicológico en agua superficial aplicación del método RQ y el modelo probabilístico (OE2).

Método cociente de riesgo RQ

Los sitios con los valores promedio más altos de riesgo ecotoxicológico para las cuatro campañas de muestreo fueron XSSA020 (RQ=81,2) en la zona alta de la cuenca, XMAC090 (RQ=30) y XSSA050 (RQ=22,4) en la zona baja. Asimismo, el sitio XMAC090 (A°Maciel) y XSSA065 presentaron riesgo alto para las cuatro campañas de muestreo. Salvo para el mes de agosto, el A°Espinillo (XESP130), el A°Bizcocho (XBIZ120) y sobre el curso principal (XSSA060 y XSSA050), todos correspondientes a la zona baja presentaron riesgo alto (Tabla 5). Por otro lado,

es interesante observar que los últimos tres sitios de la cuenca baja tienen valores medios más bajos de riesgo en los cuatro meses analizados.

Tabla 5. Valores de RQ, riesgo ecotoxicológico medio para los sitios muestreados por estación y valores total de riesgo para la matriz agua. RQ > 1 riesgo significativo (rojo); 0,1 < RQ < 1 riesgo medio (amarillo).

	RIESGO MEDIO												
	XSSA 010	XSSA 020	XSSA 030	XSSA 080	XSSA 040	XMAC 090	XAGU 100	XSSA 050	XSSA 060	XSSA 065	XMAC 110	XBIS 120	XESP 130
Mayo	28,49	322,64	29,52	28,83	21,92	15,63	47,93	26,29	20,68	43,44	0,92	6,06	1,76
Agosto	0,46	1,14	1,00	0,39	0,52	6,35	0,49	0,75	0,73	1,05	0,26	0,73	0,44
Noviembre	0,47	0,67	0,94	0,60	0,72	31,30	0,69	1,06	3,69	10,13	0,41	10,15	11,47
Febrero	0,17	0,22	0,35	16,38	5,85	66,90	9,06	61,55	8,02	19,88	0,24	20,83	9,25
Media RQ sitio anual	7,4	81,2	8,0	11,6	7,3	30,0	14,5	22,4	8,3	18,6	0,5	9,4	5,7
Media RQ cuenca anual	27,0					17,3				10,8			

En mayo, los sitios XSSA065 (río San Salvador en Dolores) y XMAC090 (A°Maciel), correspondientes a la cuenca baja y media respectivamente presentaron los mayores valores de riesgo ecotoxicológico basado en el método RQ (Anexo 9.7). El mismo patrón se observó para todas las campañas analizadas. En este sentido, en el A°Maciel se detectó que en el punto de muestreo los cultivos iban hasta el margen del curso de agua. Esto puede ser un factor de mayor exposición y llegada de los plaguicidas al no existir una zona buffer entre el cultivo y el curso de agua. También el XSSA065 mantiene sus particularidades ya que se encuentra aguas abajo de la ciudad de Dolores y también puede recibir plaguicidas que drenan de toda la cuenca. Los sitios en el río San Salvador XSSA050, XSS060, el A°Bizcocho (XBIZ120) y el A°Espinillo (XESP130) correspondientes a la cuenca baja presentaron riesgo alto en un 75 % de los muestreos.

A nivel de plaguicidas, los que presentaron mayor riesgo en mayo fueron los insecticidas etión, clorpirifos, cipermetrina, permetrina, carbendazim y lambda-cialotrina y el herbicida simazina (Tabla 6). El etión es un insecticida acaricida y hormiguicida. La simazina es un herbicida selectivo que actúa de forma pre-emergente y en barbecho para los cultivos de sorgo y maíz y se utiliza para controlar la mayoría de los pastos anuales en germinación y las plantas de hoja ancha, es el sustituto de la atrazina y tiene una alta persistencia en el suelo. El compuesto lambda-cialotrina y la cipermetrina son insecticidas de amplio espectro que se utilizan sobre cultivo de verano y resultan altamente tóxicos para peces, invertebrados acuáticos y abejas. Además, se encontró que el insecticida de alto espectro Ciproconazol, los fungicidas Carbendazim y 2-fenilfenol se presentan en su mayoría en sitios con riesgo medio.

En agosto el compuesto etión sólo se observó en el A°Maciel (XMAC090) donde mantuvo alto riesgo representando la zona media de la cuenca (Anexo 9.8). La atrazina desetil y el clorantianiliprol se observaron con valores medios de riesgo en todos los sitios. Este último es insecticida de alto espectro. Además, el diuron presentó un riesgo medio en el 50 % de los sitios. Por último, es interesante destacar que los compuestos metolaclo, metribuzina y simazina fueron detectados, aunque con niveles de bajo riesgo, en varios sitios de la cuenca. Esto podría indicar su uso sobre cultivos para los cuales no están registrados, como se ha mencionado anteriormente (Basso et al., 2020; Palladino et al., 2023).

En noviembre los valores altos de RQ se deben a la cipermetrina que se detectó en la zona media y baja y la metribuzina que se observó en la zona de la cuenca baja. La metribuzina es un herbicida de pre y post emergencia que se utiliza para el control de herbáceas en cereales y cultivos de secano. Es esperable su utilización en esta época ya que acompaña los cultivos de

sorgo, maíz y soja. Además, el clorantraniliprol y la atrazina desetil se observaron en toda la cuenca con riesgo medio (Anexo 9.9). En febrero la cipermetrina presentó alto RQ en un 75% de los sitios muestreados en la cuenca media y baja. La bifentrina tiene valores de RQ alto en un 15% de los sitios (Anexo 9.10). El AMPA es el producto de degradación del glifosato y se presenta en las cuatro campañas de muestreo con valores bajos de RQ; es de esperar que se encuentre cuando hay presencia de glifosato (Anexo 9.7;9.8;9.9;9.10).

Discusión

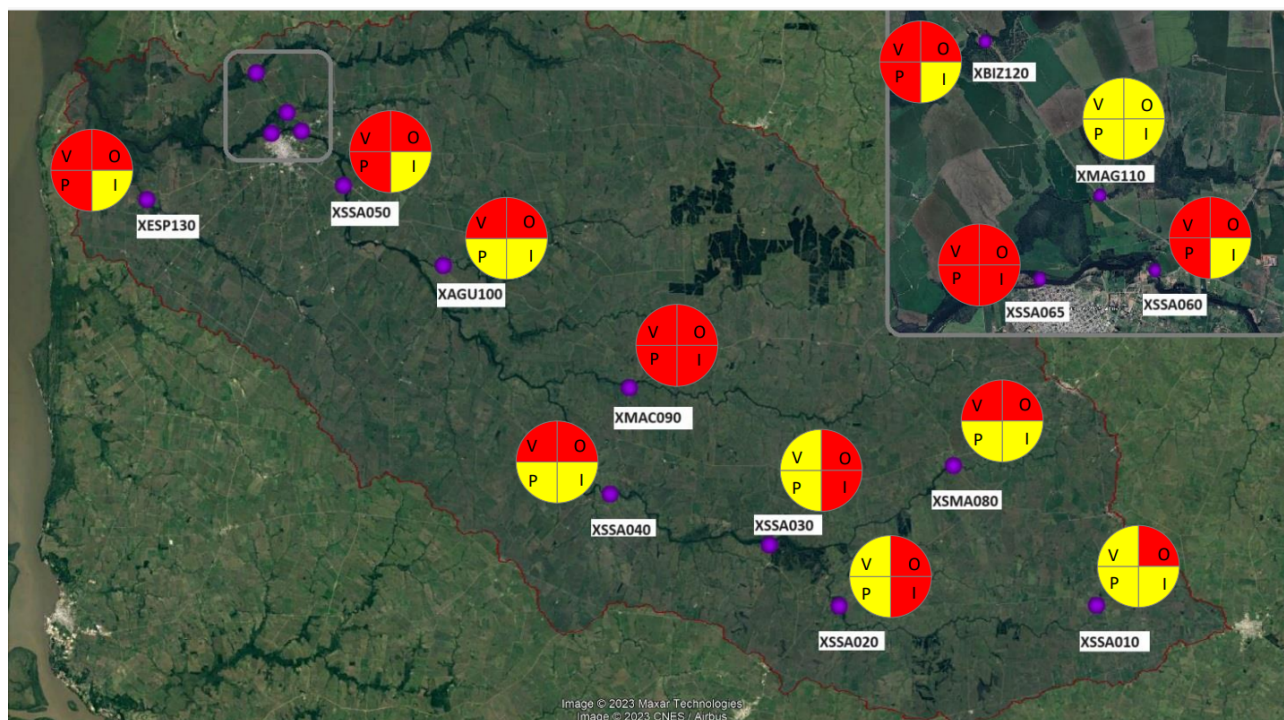
En resumen, los valores de riesgo según el método RQ reflejan que la zona alta posee los mayores valores de riesgo en los cuatro muestreos asociados a las estaciones anuales (Tabla 5). A nivel de cuenca, todos los sitios poseen medio o alto riesgo ecotoxicológico a lo largo del tiempo. A nivel estacional mayo fue el mes con mayor riesgo, seguido de febrero, noviembre y agosto posiblemente asociado a la mayor cantidad de plaguicidas en este mes. Los plaguicidas que generan mayor riesgo ecotoxicológico en su mayoría fueron insecticidas organofosforados (etión y clorpirifos) y piretroides (cipermetrina, lambda-cialotrina, bifentrina, permetrina); y en menor medida clorantraniliprol (Tabla 6). Esta situación es similar al estudio realizado en la Laguna del Cisne en Canelones, Uruguay (Rodríguez-Bolaña et al., 2023) que representa el primer análisis comparativo de RQ y SSD. En este caso los plaguicidas con mayor riesgo fueron los insecticidas (excepto un fungicida) y dentro de éstos los piretroides y organofosforados tanto para los valores de concentración media y máxima en agua. Ambos resultados reflejan una posible situación de dos cuencas del país. El consumo y comercialización en Uruguay de los insecticidas se mantiene en el tercer lugar luego de los herbicidas y fungicidas medido en millones de dólares (DGSA, 2022), es preocupante que sean de los que destacan mayor posibilidad de riesgo ecotoxicológico ya que estos tienen una alta toxicidad y sensibilidad en los macroinvertebrados, el zooplancton y los peces incluso generando efectos directos e indirectos ascendente y descendente en la trama trófica (Schäfer et al., 2011;;de Souza et al., 2020).

El valor extremadamente alto de RQ promedio anual encontrado para etión genera preocupación ecológica en la cuenca. Se sabe que los compuestos organofosforados, incluido el etión son tóxicos para organismos no objetivo incluso en concentraciones bajas y pueden bioacumularse en los tejidos de los peces, como el hígado y los músculos, lo que produce efectos inmunotoxicológicos (Bekele et al., 2021). Por esta razón, el etión ha sido prohibido en Estados Unidos y muchos países de la Unión Europea (Kumar et al., 2016). Sin embargo, en Uruguay el etión todavía se utiliza como hormiguicida y en bovinos como garrapaticida. En Uruguay se prohibió temporalmente en 2016 debido a la presencia de altas concentraciones encontradas en la carne exportada. Si bien a la actualidad el etión se utiliza, dados los antecedentes previos es importante profundizar en el análisis de este compuesto. Se observan altos valores RQ anual de cipermetrina, permetrina y bifentrina. Es preocupante, ya que los compuestos piretroides pueden generar daño al sistema nervioso, estrés oxidativo y alteración endocrina en insectos y peces acuáticos (Schulz et al., 2021). La bifentrina ha sido prohibida por la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. y la Unión Europea (EFSA Comisión Europea, 2022; USEPA, 2021) y está clasificada como pesticida de uso restringido por la USEPA (USEPA, 2017), todavía se usa en varios tipos de cultivos en Uruguay, incluidos soja, maíz, silvicultura y frutas (Rodríguez-Bolaña et al., 2023). En Uruguay son altas las tasas de utilización de piretroides y organofosforados (DGSA, 2021), y en cultivos similares (Scarlatto et al., 2022). Es de interés la presencia del metabolito op DDD que indican su persistencia y toxicidad incluso después de muchos años de estar prohibido (MGAP, 1968).

Tabla 6. Valores de RQ para cada compuesto y su promedio anual. Rojo presenta alto riesgo, amarillo riesgo potencial medio y verde no presenta riesgo potencial.

Compuestos		Otoño	Invierno	Primavera	Verano	ANUAL
2,4-D	H	-	-	0,001	-	0,001
2-Fenilfenol	F	0,356	-	-	-	0,356
Acetamiprid	I	-	-	0,000	-	0,000
AMPA	Deg.	0,013	0,007	0,007	0,073	0,025
Atrazinadesetil	Deg.	0,052	0,132	0,270	0,135	0,147
Atrazinadesisopropil	Deg.	ND	ND	ND	ND	ND
Atrazina	H	0,000	0,001	0,001	0,001	0,001
Azoxiestrobina	F	0,003	0,002	0,005	0,002	0,003
Bifentrina	I	-	-	-	1,025	1,025
Boscalid	F	0,008	-	-	-	0,008
Carbendazim	F	0,157	-	-	-	0,157
Carbaril	I	-	-	0,038	-	0,038
Clorantniliprol	I	0,628	0,365	0,304	-	0,432
Clorpirifos	I	1,264	-	-	-	1,264
Clomazone	H	0,008	-	0,001	-	0,005
Cipermetrina	I	23,667	-	14,333	21,300	19,767
Ciproconazol	F	0,017	0,012	0,025	0,007	0,015
Diazinon	I	-	-	-	0,069	0,069
Diuron	H	0,083	0,124	0,021	0,017	0,061
Epoxiconazol	F	0,004	0,004	0,005	0,005	0,004
Etion	I	23,750	5,268	-	-	14,509
Fluroxipir meptil	H	-	-	0,003	-	0,003
Glifosato	H	0,003	0,003	0,004	0,004	0,003
Glufosinatodeamonio(a)	H	-	-	0,001	-	0,001
Imazail	F	0,007	0,074	0,030	-	0,037
Imidacloprid	I	0,000	-	-	-	0,000
Iprodione	F	0,000	-	0,000	0,000	0,000
Lambda-Cialotrina	I	267,514	-	-	-	267,514
Metalaxil	F	0,000	0,001	0,001	0,002	0,001
Metolaclo	H	0,001	0,001	0,014	0,004	0,005
Metoxifenocida	I	0,002	0,001	0,000	0,000	0,001
Metribuzina	H	0,008	0,008	2,313	0,053	0,596
op DDD	Deg.	0,001	-	-	-	0,001
Permetrina	I	2,861	-	-	-	2,861
Pirimetanil	F	0,000	0,001	-	-	0,001
Piraclostrobina	F	-	0,053	0,050	-	0,051
Propiconazol	F	-	-	0,000	-	0,000
Simazina	H	1,917	0,001	0,001	0,000	0,480
Tebuconazole	F	-	0,007	-	-	0,007
Tiametoxam	I	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000
Trifluralina	H	0,022	-	-	-	0,022

Figura 7. Valores de riesgo ecotoxicológico del método RQ en la matriz agua para toda la cuenca con sus 13 sitios muestreados estacionalmente. El color rojo indica riesgo alto, amarillo riesgo medio para la sumatoria de riesgos por mes. Los meses se detallan en los cuadrantes de cada circunferencia por sitio V: verano, O: otoño, P: primavera e I: invierno.



Modelo SSD

De los 41 compuestos encontrados sólo pudieron construirse SSD con 9 de ellos: atrazina, azoxistrobina, diurón, glifosato, imidacloprid, metribuzina, simazina, metolaclor y tiametoxam (Figura 8; Tabla 7). Asimismo, no se encontraron datos de toxicidad suficientes para 2-fenilfenol, AMPA, atrazinadesetil, boscalid, clorantirniliprol, clomazone, ciproconazol, etión, fluroxipir meptil, glufosinato de amonio, imazalil, , iprodiona, metalaxil, metoxifenocida, op DDD, pirimetanil y piraclostrobina ni concentración en agua suficientes para 2,4D, acetamiprid, bifentrina, boscalid, carbendazim, carbaril, clorpirifos, clomazone, cipermetrina, diazinon, fluroxipir meptil, glufosinato de amonio, imazalil, improdiona, lambda-cialotrina, op DDD, permetrina, pirimetanil, piraclostrobina, propiconazol, tebuconazol y trifluralina (Anexo 9.11). Para los 9 compuestos mencionados anteriormente se generaron 23 SDD, correspondientes a los meses con presencia dominante en agua (75% de ocurrencia) (Tabla 3; Tabla 7; Anexo 9.11).

Debido a la insuficiencia de datos para las especies representativas locales, las curvas SDD se construyeron utilizando especies de agua dulce reportadas para diferentes regiones. La ausencia de datos de toxicidad de especies nativas representa una limitación en los sistemas acuáticos neotropicales (Bertrand & Iturburu, et al., 2023), sin embargo algunos estudios no han reportado diferencias entre especies locales y no locales (Maltby et al., 2005; Van den Brink et al., 2006; Bertrand & Iturburu, 2023)

Tres de los nueve compuestos analizados superaron los valores de HC5 (Tabla 7; Figura 8), lo cual implica un riesgo por arriba del límite de protección de un 95% de las especies. El herbicida metolaclor en primavera y verano. Es selectivo y se utiliza como pre emergente para herbáceas no deseadas inhibiendo su desarrollo y se emplea en los cultivos de secano. Es de esperar su presencia en la cuenca debido a sus características agrícolas productivas. Aun así los valores son preocupantes ya que es un plaguicida muy soluble en agua (530 mg L⁻¹) (PPDB, 2023) y alto

potencial de lixiviación es decir que tiende a transportarse a cuerpos de agua superficiales y subterráneos. Además, es tóxico para organismos acuáticos pudiendo generar efectos a largo plazo tras su exposición (PPDB, 2023).

En este caso el diuron es un herbicida sistémico de pre emergencia y tiene una moderada persistencia en suelo y agua. También es tóxico para los organismos acuáticos y mamíferos (PPDB, 2023) Pero a diferencia del herbicida metolaclor, tiene una menor comercialización en Uruguay (DGSA MGAP, 2020). El tiametoxam es un insecticida sistémico que se emplea para el curado de semillas y la protección de la fase germinativa de la planta. Puede utilizarse en cultivos de soja, trigo, cebada, arroz y maíz. Está categorizado dentro de los plaguicidas altamente tóxicos por la PAN (PAN Internacional, 2021) y en Uruguay su uso es a través de receta profesional del MGAP.

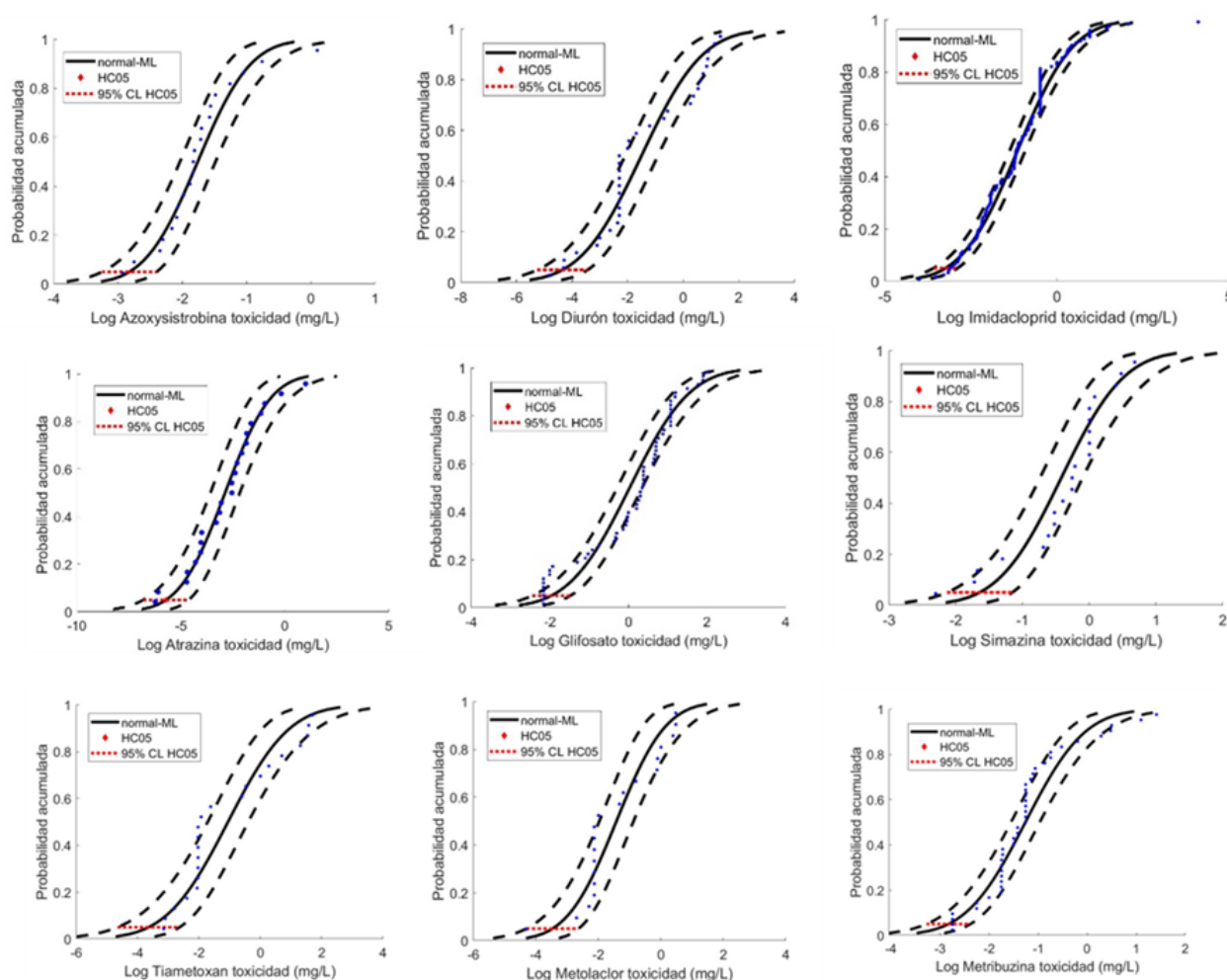


Figura 9. Curva de sensibilidad de especies CSE para los nueve compuestos a analizar probabilísticamente con el SSD. En negro la distribución de la curva con todos los valores detectados de toxicidad para el compuesto. Los puntos azules corresponden a cada especie reportada con valor de toxicidad para el plaguicida. En rojo el valor de protección del 95% de las especies (HC5%).

Tabla 7. Valores de riesgo ecotoxicológicos mediante el análisis probabilístico de sensibilidad de especies. Cada compuesto con su valor HC5 de riesgo del 5% de las especies. El color rojo refiere a los compuestos que sobrepasan el HC5 como valor de protección indicando probabilidad de riesgo.

Riesgo probabilístico (SSD)						
Compuesto	Uso	Toxicidad crónica	% especies afectadas			
		HC5 (95%)	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
Atrazina	H	0,002	-	0,002	0,014	0,009
Azoxystrobina	F	0,002	0,003	0,003	0,003	0,002
Diurón	H	0,000	-	7,916	-	-
Glifosato	H	0,011	0,139	0,307	-	0,368
Imidacropid	I	0,001	0,175	-	-	-
Metolaclor	H	0,000	3,080	3,089	15,000	10,990
Metribuzina	H	0,002	0,003	-	-	0,020
Simazina	H	0,023		0,002	-	0,002
Tiametoxan	I	0,000	8,830	4,860	3,090	-

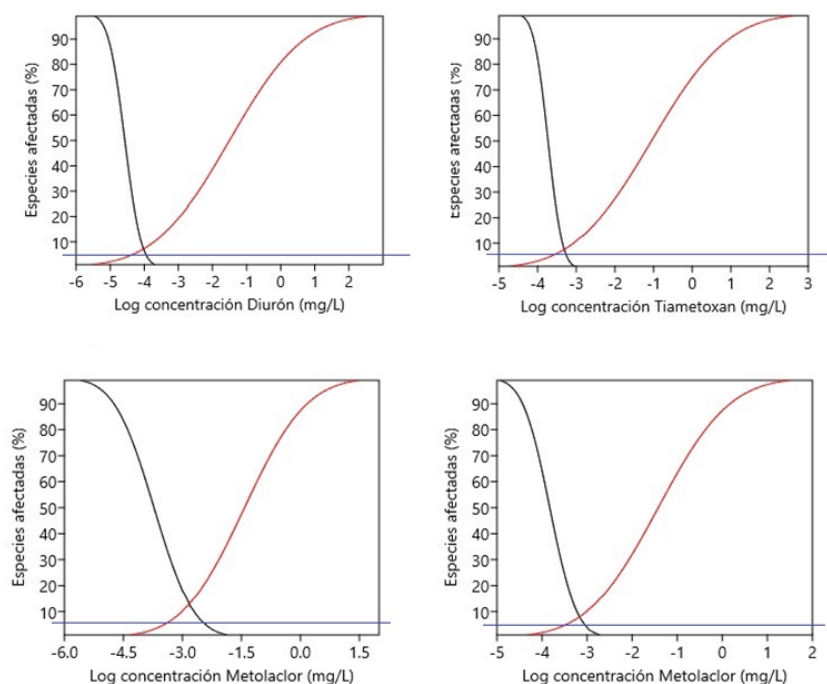


Figura 8. Compuestos con valores de riesgo ambiental probabilístico alto con distribución de concentración ambiental (línea negra) y comunidad acuática (línea roja) con base en valores de toxicidad crónica. La línea azul representa el 95% de protección de las especies. Las dos gráficas inferiores representan al metolaclor en diferentes momentos estacionales, la izquierda es primavera y la derecha verano.

6.3 Comparación de los resultados de riesgo ecotoxicológico obtenidos mediante el método RQ y el modelo probabilístico (OE3).

Para comparar los resultados entre las dos herramientas se utilizaron los plaguicidas que pudieron ser analizados simultáneamente a través de ambos enfoques, estos fueron: atrazina (H), azoxystrobin (F), diuron (H), glifosato (H), imidacloprid (I), metribuzina (H), simazina (H), metolaclor (H) y tiametoxam (I). De modo comparativo se utilizó una escala de color en función de los niveles de riesgo (Tabla 8).

Tabla 8. Comparación de los valores de riesgo en escala de colores según la escala de medición para el método RQ y el modelo SSD. En el caso de RQ de 0-0,1 será verde, 0,1 a 1 amarillo y mayor a 1 rojo. Para los resultados en el modelo SSD definirán categorías de color en base a los porcentajes que representan las especies afectadas por la concentración de los distintos compuestos cuantificados. En este sentido será de 0-5% verde y mayor a 5% rojo ya que sobrepasa los valores de HC5 de protección de un 5% de las especies. Las celdas blancas representan la ausencia del compuesto en determinada estación o la insuficiencia de datos para hacer el análisis de riesgo en el método probabilístico (Tabla 1).

Comparación									
Compuesto	Uso	Cociente de riesgo RQ				Probabilístico sensibilidad de especies SSD			
		Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
Atrazina	H	0,000	0,001	0,001	0,001	-	0,002	0,014	0,009
Azoxystrobin	F	0,003	0,002	0,005	0,002	0,003	0,003	0,003	0,002
Diurón	H	0,083	0,124	0,021	0,017	-	7,916	-	-
Glifosato	H	0,003	0,003	0,004	0,004	0,139	0,307	-	0,368
Imidacloprid	I	0,000	-	-	-	0,175	-	-	-
Metolaclor	H	0,001	0,001	0,014	0,004	3,080	3,089	15,000	10,990
Metribuzina	H	0,008	0,008	2,313	0,056	0,003	-	-	0,020
Simazina	H	1,917	0,001	0,001	0,000	-	0,002	-	0,002
Tiametoxan	I	0,001	0,000	0,000	0,000	8,830	4,860	3,090	-

En general se observó que los niveles de riesgo son comparables para ambas herramientas (Tabla 8). Sin embargo, se encontraron diferencias en el riesgo estimado entre ambos métodos para los herbicidas metolaclor (primavera y verano) y el insecticida tiametoxam (otoño) para los cuales el método RQ arrojó valores de riesgo bajo, mientras que el análisis SDD evidenció un riesgo mayor al 5% de las especies.

En este sentido, el metolaclor es un herbicida, y el grupo taxonómico más sensible son las algas (PPDB, 2023). Las concentraciones detectadas en San Salvador fueron inferiores al nivel de riesgo para estos organismos, sin embargo, la incorporación de varios organismos, correspondientes a distintos taxones si permitió determinar un riesgo ecológico de estos compuestos en el sistema. Lo mismo se observó para el insecticida tiametoxam, el cuál sobrepasa el valor de protección de especies HC5 (Tabla 7) al incorporar múltiples sensibilidades para este compuesto. Esto pone de manifiesto que el refinamiento del análisis SDD permite una mejor estimación de riesgo ecológico en los sistemas acuáticos.

Contrariamente, la escasa complementariedad entre los datos analizados por ambas metodologías no permite comparar aquellos casos en que el RQ presentó valores altos y el SDD bajos. Esto permitiría afirmar que el análisis del RQ puede tener condiciones más precautorias del riesgo (Rodríguez-Bolaña et al., 2023), el cuál en este trabajo no pudo ser determinado.

Si bien el abordaje del RQ permite mayor obtención de datos y análisis de riesgo, éste podría no reflejar ni representar de forma exacta la afectación de la biota. Mientras que para el SSD al incorporar varios datos de algas, invertebrados y peces y distribuirlos en una curva puede permitir mayor aproximación real de la biota afectada y por ende del riesgo ecotoxicológico.

En este sentido, el método RQ evidenció que los insecticidas son los compuestos que presentan el mayor riesgo ecotoxicológico, mientras que en el enfoque probabilístico, el mayor riesgo está asociado con los herbicidas y el insecticida tiametoxam. Sin embargo, dado que la comparación fue limitada principalmente a herbicidas, el riesgo de los insecticidas mediante el análisis de SDD podría estar subrepresentado. Esto respondería al tipo de monitoreo implementado y al uso predominante de herbicidas sobre insecticidas en la cuenca de SS durante todo el ciclo anual. Con respecto al monitoreo, serían necesarios implementar nuevos sitios de colecta para intentar aumentar la detección de estos compuestos que podrían aumentar el número de muestras necesarios para el desarrollo de un análisis SSD.

Dado el contexto de la cuenca y la generación de datos, el método RQ es el más acorde para seguir implementando en la cuenca de forma inmediata. Esto no desestima el uso del SSD a futuro, más bien alienta a la generación de más periodicidad en los monitoreos que permitan mayor representatividad de la situación de la cuenca como también el incentivo a profundizar en generar y utilizar toxicidades en especies locales y/o adaptadas. De todos modos ambos enfoques tienen abordajes distintos lo cual podría ser interesante incorporarlos de forma complementaria que incentive aún más la gestión precautoria del riesgo.

Se realizó un análisis anual de la cipermetrina, ya que no pudo llevarse a cabo el análisis estacional de dicho compuesto en el modelo probabilístico y los valores de riesgo en RQ fueron extremadamente altos (RQmayo = 23.6, RQnoviembre = 14,3 y RQfebrero = 21,3) en tres de los cuatro muestreos (Tabla 6). Este análisis de forma más exhaustiva se consideró relevante ya que es un piretroide de relevancia ambiental y muy utilizado en Uruguay (Schulz et al., 2021) y catalogado como plaguicida altamente peligroso por la PAN (PAN Internacional 2021).

Figura 9. Izquierda, distribución de la sensibilidad de especies a la Cipermetrina en mg/L. Derecha, distribución conjunta entre la concentración de Cipermetrina en la cuenca y la sensibilidad de especies. Se utilizaron todos los valores de la Cipermetrina registrados en los cuatro muestreos.

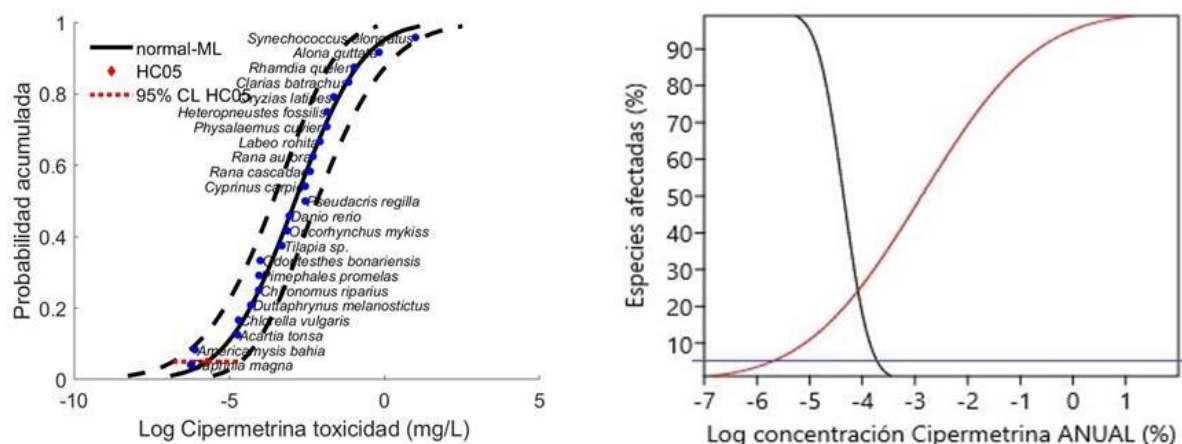


Tabla 9. Comparación de los valores anuales de Cipermetrina para ambas herramientas.

Compuesto	Uso	Anual		
		RQ	SSD	HC5
Cipermetrina	I	19,766	24,963	0,0000019

Si bien el análisis del RQ puede generar sobreestimación del riesgo al incluir la especie más sensible, la alta toxicidad de los piretroides en los diferentes grupos taxonómicos analizados para el SSD, determinan que el nivel de riesgo probable es alto lo cual permite resultados similares en ambas metodologías (Figura 9; Tabla 9)

6.4 Ventajas y desventajas de ambas metodologías, como herramienta de gestión para la implementación de análisis de riesgo a nivel nacional (OE4).

La posibilidad de incorporar estos resultados de forma integrada, permiten tener una visión más amplia de la aplicabilidad de estas herramientas a escala cuenca o país. Si bien desde MGAP no se ejecutan análisis relacionados al riesgo por plaguicidas, si se emplean otras herramientas para la solicitud de habilitación de importación y comercialización. Desde el MA solo se obtienen datos mediante monitoreos de calidad de agua. En este sentido, este tipo de metodologías cobran importancia en Uruguay porque son válidas para el control, uso y comercialización de los plaguicidas.

El análisis de riesgo mediante el método de RQ permitió determinar coeficientes de riesgo para los 41 compuestos detectados en agua. Por su parte, mediante el modelo probabilístico solamente el riesgo de nueve de ellos pudo ser determinado. Se observó que los resultados del RQ identificaron en su mayoría con alto riesgo a los insecticidas, mientras que solamente dos de estos compuestos pudieron ser evaluados a través de SSD (Tabla 6; Tabla 7). Si bien el RQ permitió analizar más plaguicidas, los datos de toxicidad corresponden al valor más sensible y esto puede sobreestimar el riesgo. Mientras que para el SSD al incorporar varios datos de toxicidad de especies (algas, plantas, invertebrados y peces) y distribuirlos en una curva de probabilidad puede generar una mejor representación del ambiente y por ende del riesgo ecotoxicológico. En este caso la distribución de especies necesita varios datos para su ejecución representativa. Esto genera limitación para determinados plaguicidas que no presentan suficientes estudios toxicológicos considerando diferentes especies. Si bien el SSD para un compuesto en particular resulta ser una herramienta más representativa del riesgo, frente a un análisis de multicompuestos la falta de información genera que este enfoque no resulte adecuado ya que no permite el análisis de un gran número de plaguicidas como ha quedado evidente en este estudio.

De todos modos, es importante señalar que los datos de toxicidad utilizados en ambos enfoques se obtuvieron de bases de datos internacionales, generados en la mayoría de los casos con biota que no se encuentra presente en nuestros cursos de agua (Nagai, 2021; Bertrand & Iturburu, 2023). Debido a esto, es evidente la necesidad de generar datos locales y con poblaciones nativas

y/o adaptadas a la zona de estudio lo que podría generar resultados más ajustados a nuestros cursos de agua.

La periodicidad de los datos generados en campo también se debe considerar como un punto relevante para poder analizar temporalmente la presencia y concentraciones y así poder realizar análisis de riesgo actualizados y coherentes con los cambios de los usos del suelo intra e interanuales que se realizan en las cuencas de drenaje. En este sentido, cuanta más información haya sobre las concentraciones ambientales, más representativo será el análisis de riesgo. Además, garantizar una buena calidad de información sobre riesgo ecotoxicológico puede convertirse en una importante herramienta de gestión al tener una representación a nivel nacional de cuáles son las zonas y las épocas del año con mayor riesgo ecotoxicológico.

En conjunto, los enfoques RQ y SSD sirvieron para detectar alto riesgo ecotoxicológico para varios plaguicidas sobre la biota acuática en la cuenca. Siendo el método RQ el más viable de aplicar por la ausencia de información para cubrir la demanda de información del análisis SSD. Si bien éste presenta una gran limitante de insuficiencia de datos, permite la evaluación de efectos crónicos y agudos en las comunidades acuáticas. En este trabajo sólo se usaron los datos de los efectos crónicos (a largo plazo) en base a los valores NOEC para ambas metodologías. Para la exposición crónica, el modo de acción determina un mayor riesgo para el grupo más sensible mientras que la exposición aguda es menor. Ya que la exposición crónica implica una exposición prolongada a lo largo del tiempo, el riesgo para el grupo más sensible puede ser mayor debido a la acumulación de la sustancia en el cuerpo y sus efectos a largo plazo. Utilizar los valores de toxicidad a largo plazo permite incorporar un análisis temporal de la cuenca y sus usos del suelo. Este trabajo también pretende dilucidar la necesidad de incorporar el calendario agrícola y los usos del suelo en las evaluaciones de riesgo acuático ya que el riesgo está relacionado con la magnitud y duración de los plaguicidas en el ambiente.

Aunque el método RQ se considera una herramienta de aplicación inmediata para el territorio uruguayo, este estudio revela que el modelo SSD ofrece una evaluación más precisa de los riesgos vinculados a los plaguicidas. En consecuencia, se sugiere su integración tanto en la gestión de la cuenca como a nivel nacional por parte de las autoridades pertinentes

Uruguay no está exento del incremento en el uso de plaguicidas, así como de la contaminación de los ecosistemas acuáticos y sus consecuencias en la flora, fauna y la salud humana (Carriquiriborde et al., 2014; Camargo et al., 2020). En este contexto, existe la necesidad de preservar los ecosistemas sanos, fomentar la resiliencia de éstos y salvaguardar la biodiversidad ecosistémica. La biodiversidad y las funciones ecosistémicas son fuente para el bienestar humano (OMS, 2005; Lopez et al., 2007). Frente a esta situación es necesario desarrollar un marco ERA para evaluar y mitigar los impactos de los plaguicidas en los organismos acuáticos y la salud humana a nivel regional. Dado que Uruguay actualmente realiza estudios de monitoreo y carece de una ERA liderada por los organismos gubernamentales correspondientes, se hace énfasis en la necesidad de establecer un marco regulatorio nacional que incluya pautas de evaluación de riesgos para determinar el nivel de contaminación en nuestros ecosistemas acuáticos. En este caso se debería actualizar la legislación vigente sobre el uso de plaguicidas y no sólo fomentar el análisis de riesgo ecotoxicológico sino también promover pruebas toxicológicas en especies nativas o adaptadas para obtener una imagen más realista del riesgo al cuál están expuestos nuestros sistemas.

En paralelo a esto, es necesario atender otros aspectos que se pueden considerar complementarios a la problemática de los plaguicidas. Una de ellas es promover las buenas prácticas agrícolas que incentiven el uso responsable, como también profundizar en las técnicas de aplicación que pueda disminuir la residualidad del plaguicida y por ende su destino ambiental. Otra dimensión importante es el control de la comercialización y uso ilegal de principios activos en Uruguay, este estudio observa la presencia del herbicida Atrazina prohibido en 2016 y aún presente en la cuenca San Salvador. Más allá de la vida media del compuesto, estos resultados denotan un uso actual de este compuesto, esto puede indicar una deficiencia en la fiscalización y control por parte del Estado. Por esto es importante actualizar y profundizar en los protocolos y planes existentes que atienden de forma rigurosa estas dimensiones.

Frente a los resultados discutidos anteriormente se recomienda la adopción de métodos RQ y SSD que utilicen los datos ya generados y puedan adaptarse dentro de las evaluaciones por parte del estado. El MGAP podría incluir dentro de sus gestiones sobre comercialización y habilitación de plaguicidas alguno de estos métodos utilizando los datos de calidad de agua del MA. Actualmente, el enfoque RQ se convierte en la alternativa más viable en la inmediatez (debido a la escasez de datos) para determinar el análisis de riesgo ecotoxicológico. Otra alternativa sugerida puede ser emplear el método RQ para observar de forma más general la situación de riesgo en contexto, y frente a esos resultados utilizar el modelo SSD para los casos en donde haya mayor riesgo y exista la información necesaria (Cervantes, 2021). La utilización de ambas herramientas de forma complementaria podría brindar mejores resultados. Aun así, en caso de implementar el análisis SSD tanto en la cuenca de estudio cómo a nivel nacional, se sugiere generar más periodicidad de tomas de muestras para generar un rango más amplio de datos de concentración en agua que permitan incluir otros plaguicidas en el análisis que para este estudio no fueron posibles (Anexo 9.11).

Por lo tanto, es de suma importancia atender a estas consideraciones y que puedan incorporarse a la gestión de los plaguicidas en Uruguay. Frente a este trabajo, se sugiere encarecidamente la incorporación de un ERA dentro del Estado ajustado al contexto del país. En este caso lo observado fue, que la herramienta más ajustada a las condiciones mencionadas anteriormente, es el método RQ, por lo tanto es importante que se considere su incorporación en los procesos de toma de decisión frente a la comercialización y uso de los plaguicidas. Además incorporar el RQ podría darle otro uso a la información generada en monitoreos existentes por parte del Estado y brindar contextualización de las cuencas y ecosistemas acuáticos del Uruguay. La cuenca del Río San Salvador corresponde a una de las más fértiles del país y con mayor presión productiva agrícola. Esta observación deja abierta la pregunta sobre el resto del territorio uruguayo y las condiciones sobre el uso de plaguicidas y su destino ambiental.

7. Conclusiones

Este trabajo representa el primer análisis de riesgo ecotoxicológico de plaguicidas para la cuenca del río San Salvador y el segundo a nivel nacional.

Se identificaron 41 plaguicidas en agua superficial. La presencia de 16 compuestos en todos los meses analizados sugiere la existencia de un conjunto de plaguicidas que se aplican de manera

continúa, independientemente de la estación del año o del tipo de cultivo predominante en la cuenca. Del total identificados 25 son catalogados de alta peligrosidad por la PAN.

Los mayores valores de riesgo ecotoxicológico según el método RQ se corresponden con insecticidas organofosforados y piretroides. Estos productos se caracterizan por presentar una alta toxicidad en invertebrados y en menor medida en peces.

No se identificó un patrón espacial de los valores de riesgo. Para el análisis temporal se encontraron valores más altos de riesgo en la zona alta de la cuenca y la variabilidad estacional determinó que mayo y febrero fueron los meses con los valores más altos de riesgo.

El método RQ permite mayor análisis de plaguicidas, aun así, los datos de toxicidad se basan en el valor más sensible, lo que podría sobreestimar el riesgo. En contraste, el SSD utiliza datos de toxicidad de diversas especies (algas, plantas, invertebrados y peces), distribuyéndolos en una curva que ofrece una representación más precisa del ambiente y, por ende, del riesgo ecotoxicológico. Sin embargo, esta metodología requiere una variedad de datos para una ejecución representativa, lo que limita su aplicabilidad a plaguicidas con estudios toxicológicos limitados en diferentes especies. Aunque el SSD es más efectivo para evaluar el riesgo de un compuesto específico, su utilidad disminuye en análisis de múltiples compuestos debido a la falta de información disponible.

Los herbicidas diurón y metolaclor y el insecticida tiametoxam presentaron riesgo alto solamente mediante el análisis probabilístico. Este nivel de riesgo estaría relacionado con la incorporación de múltiples valores de sensibilidades y no solamente la toxicidad más baja utilizada en el RQ.

Frente a las consideraciones previas sobre la cipermetrina, se llevó a cabo un análisis anual comparativo de herramientas. Aunque se reconoce que el análisis del RQ puede sobreestimar el riesgo al considerar la especie más sensible, la alta toxicidad de los piretroides en diversos grupos taxonómicos respalda la conclusión de un riesgo probable alto para el SSD. La consistencia de los resultados entre ambas metodologías, a pesar de posibles limitaciones del enfoque del RQ, refuerza esta evaluación. Los datos obtenidos resaltan la importancia de una evaluación continua y detallada de compuestos químicos como la cipermetrina para garantizar la salud y sostenibilidad de los ecosistemas.

Sería necesario explorar los posibles efectos sinérgicos y antagónicos entre diferentes mezclas de plaguicidas para evaluar de manera integral el riesgo para la biota acuática y la salud humana.

Se sugiere la implementación de métodos como RQ y SSD que hagan uso de los datos existentes y puedan integrarse eficazmente en las competencias estatales. Considerando el contexto de la cuenca y la recopilación de datos, el método RQ emerge como la opción más adecuada para una implementación inmediata en la cuenca. Sin embargo, esto no excluye la posibilidad de adoptar el SSD en el futuro; de hecho, se recomienda su incorporación por su análisis representativo con múltiples especies además de que fomenta la generación de datos frente a una mayor periodicidad en los monitoreos para obtener una representación más precisa de la situación en la cuenca. Además, impulsa la generación de datos de toxicidades en especies locales o adaptadas. A pesar de las diferencias en los enfoques, la combinación de ambos métodos podría resultar interesante, promoviendo una gestión del riesgo aún más precautoria.

Esta cuenca, como una de las más fértiles y con mayor presión agrícola, destaca la necesidad de

investigar las condiciones sobre el uso de plaguicidas y su impacto ambiental en otras regiones de Uruguay.

Se recomienda que la normativa uruguaya incluya e impulse la generación de este tipo de información en el mediano y largo plazo considerando el contexto del país en relación con el incremento en el uso de plaguicidas y su impacto en la biota acuática, ecosistemas y salud humana.

8. Bibliografía

- Bartell, S. M., Pastorok, R. A., Akçakaya, H. R., Regan, H., Ferson, S., & Mackay, C. 2003. Realism and relevance of ecological models used in chemical risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 9(4), 907-938.
- Basso C., Cibils-Stewart X. 2020. *Foundations and developments of pest management in Uruguay: a review of them lessons and challenges*. Agrociencia Uruguay. 24.2.
- Bekele, T.G., Zhao, H., Yang, J., Chegen, R.G., Chen, J., Mekonen, S., Qadeer, A. 2021. A review of environmental occurrence, analysis, bioaccumulation, and toxicity of organophosphate esters. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28 (36), 49507–49528. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-15861-8>.
- Bertrand, L., & Iturburu, F. G. (2023). Pesticides bioassays using neotropical aquatic species: Trends during the last twenty years and future challenges in Argentina. *Chemosphere*, 326, 138369. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138369>.
- Brady NC, Weil RW (1999) The nature and properties of soils. 12a. ed. Prentice Hall. N.J. USA. 750 pp.
- Camargo, E. R., Zapiola, M. L., de Avila, L. A., Garcia, M. A., Plaza, G., Gazziero, D., & Hoyos, V. (2020). Current situation regarding herbicide regulation and public perception in South America. *Weed science*, 68(3), 232-239. <https://doi.org/10.1017/wsc.2020.14>
- Carabio M. 2017. *Mapa predictivo de fuentes de contaminación difusa de fitosanitarios y caracterización del impacto sobre las comunidades de anfibios, en una microcuenca del Río Santa Lucía*. Facultad de Ciencias, UDELAR. Uruguay.
- Carazo-Rojas, E., Pérez-Rojas, G., Pérez-Villanueva, M., Chinchilla-Soto, C., Chin-Pampillo, J. S., Aguilar-Mora, P., ... & Vryzas, Z. 2018. Pesticide monitoring and ecotoxicological risk assessment in surface water bodies and sediments of a tropical agro-ecosystem. *Environmental pollution*, 241, 800-809
- Carriquiriborde (coords.). 2021. Principios de ecotoxicología. Medio Ambiente. Universidad Nacional de La Plata. Libro de cátedra digital, EDULP, 1ra edición. ISBN: 978-950-34-1987-8.
- Carriquiriborde, P., Mirabella, P., Waichman, A., Solomon, K., Van den Brink, P. J., & Maund, S. 2014. Aquatic risk assessment of pesticides in Latin America. *Integrated environmental assessment and management*, 10(4), 539-542. <https://doi.org/10.1002/ieam.1561>
- Ccanccapa, A., Masiá, A., Navarro-Ortega, A., Picó, Y., & Barceló, D. 2016. Pesticides in the Ebro River basin: occurrence and risk assessment. *Environmental Pollution*, 211, 414-424.
- Chuisengo. 2011. "Guía de Gestión de Riesgos de Desastres. Aplicación Práctica". Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento; BID; Soluciones Prácticas. Lima, Perú, diciembre de 2011.
- Cavoski, I., Caboni, P., Sarais, G., & Miano, T. 2008. Degradation and persistence of rotenone in soils and influence of temperature variations. *Journal of agricultural and food chemistry*, 56(17), 8066-8073.

D'Andrea, M. 2019. Evaluación del riesgo asociado al uso de plaguicidas usados en cultivos extensivos sobre la biota de los cuerpos de agua de la región pampeana. UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

De Souza, R.M., Seibert, D., Quesada, H.B., de Jesus Bassetti, F., Fagundes-Klen, M.R., Bergamasco, R., 2020. Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: a review. *Process. Saf. Environ. Prot.* 135, 22–37. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.12.035>.

Decreto 149/977 MGAP Reglamentación para el registro, contralor y venta de plaguicidas de uso agrícola. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca MGAP. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/institucional/normativa/decreto-149977-reglamentacion-para-registro-contralor-venta-plaguicidas-uso>

Decreto N° 253/979. APROBACION DE NORMATIVA PARA PREVENIR LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL, A TRAVES DEL CONTROL DE LAS AGUAS. Centro de Información oficial IMPO. <https://www.impo.com.uy/bases/decretos/253-1979>

DGSA. 2014. *Importación de productos fitosanitarios*. MGAP. Uruguay. DGSA. 2021. *Importación de productos fitosanitarios*. MGAP. Uruguay.

DGSA. 2020. *Importación de productos fitosanitarios*. MGAP. Uruguay. DGSA. 2021. *Importación de productos fitosanitarios*. MGAP. Uruguay.

DGSA. 2022. *Importación de productos fitosanitarios*. MGAP. Uruguay. DGSA. 2021. *Importación de productos fitosanitarios*. MGAP. Uruguay.

DIEA. 2011. *Anuario estadístico agropecuario*. MGAP. Uruguay.

DINACEA. 2021. *Plaguicidas prioritarios*. Ministerio de ambiente https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/plaguicidas_prioritarios_dinama_v2.pdf

Ernst F., Alonso B., Colazzo M., Pareja L., Cesio V., Pereira A., Márquezce A., Erricoc E., Segura A., Heinzen H., Pérez-Parada A. 2018. Occurrence of pesticide residues in fish from South American rainfed agroecosystems. *Science of the total environment*, 631, 169-179.

Etterson, M. (2020). *Technical Manual: SSD Toolbox Version 1.0*. EPA/600/R-19/104. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Center for Computational Toxicology and Exposure, Great Lakes Toxicology and Ecology Division, Duluth, MN. <https://www.epa.gov/endangered-species/provisional-models-endangered-species-pesticide-assessments>

Falakdin, P., Terzaghi, E., & Di Guardo, A. 2022. Spatially resolved environmental fate models: A review. *Chemosphere*, 290, 133394.

Fedorenkova, A., Vonk, J. A., Lenders, H. R., Creemers, R. C., Breure, A. M., & Hendriks, A. J. (2012). Ranking ecological risks of multiple chemical stressors on amphibians. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(6), 1416-1421. <https://doi.org/10.1002/etc.1831>

Finizio, A., Vighi, M., & Sandroni, D. 1997. Determination of n-octanol/water partition coefficient (Kow) of pesticide critical review and comparison of methods. *Chemosphere*, 34(1), 131- 161.

FOOTPRINT, 2007. The FOOTPRINT Pesticide Properties DataBase. Database collated by the University of Hertfordshire. <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>.

García-Préchac, F., Salvo, L., Ernst, O., Siri-Prieto, G., Quincke, J.A., Terra, J.A., 2022. Longterm effects of different agricultural soil use and management systems on soil degradation in Uruguay. *Global Degradation of Soil And Water Resources*. Springer, Singapore, pp. 77–92 https://doi.org/10.1007/978-981-16-7916-2_7.

Gottlieb, D. (1950). The physiology of spore germination in fungi. *The Botanical Review*, 16, 229-257.

Goycochea J. 2001. *Evaluación de riesgos ambientales. Plaguicidas en la actividad agrícola*. INAPMAS. Lima, Perú.

Griffero, L., a, Alcántara-Durán, J., c, Alonso, C., a b, Rodríguez-Gallego, L., b, Moreno González, D., c, García-Reyes, J., c, Molina-Díaz, A., Pérez-Parada, A. 2019 *Basin-scale monitoring and risk assessment of emerging contaminants in South American Atlantic coastal lagoons*. *Science of The Total Environment* Volume 697, 20 December 2019, 134058

Griffero, L., Alcantara-Duran, J., Alonso, C., Rodriguez-Gallego, L., Moreno-Gonzalez, D., Garcia-Reyes, J.F., ... Perez-Parada, A., 2019. Basin-scale monitoring and risk assessment of emerging contaminants in South American Atlantic coastal lagoons. *Sci. Total Environ.* 697, 134058. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134058>.

Iturburu, F.G., Calderon, G., Amé, M.V., Menone, M.L., 2019. Ecological Risk Assessment (ERA) of pesticides from freshwater ecosystems in the Pampas region of Argentina: Legacy and current use chemicals contribution. *Sci. Total Environ.* 691, 476–482. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.044>

Jáquez S., González L., Irigoyen R., Ortega. 2013. *Comportamiento de plaguicidas persistentes en el medio ambiente*. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango del Instituto Politécnico Nacional.

Jenkins J., Thomson A. 1999. Extension Pesticide Properties Database. Oregon State University Extension Service. USA

Karam M., Ramírez G., Montes L P., Galván J M. 2004. *Plaguicidas y salud de la población*. Centro de Investigación y Estudios Avanzados en Salud Pública, Facultad de Medicina, Universidad Autónoma del Estado de México.

Kesavachandran, C. N., Fareed, M., Pathak, M. K., Bihari, V., Mathur, N., & Srivastava, A. K. 2009. Adverse health effects of pesticides in agrarian populations of developing countries. *Reviews of environmental contamination and toxicology Vol 200*, 33-52.

Leiva S., Carrizo A., Aybar S., Matías A. *Estimación del coeficiente de impacto ambiental (EIQ) en diferentes estrategias fitosanitarias en productores minifundistas olivícola, en La Rioja, Argentina*. Memorias del V Congreso Latinoamericano de Agroecología. Archivo Digital: descarga y online ISBN 978-950-34-1265-7

Lewis, K.A., Tzilivakis, J., Warner, D. and Green, A. (2016) An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(4), 1050-1064. DOI: 10.1080/10807039.2015.1133242

Mac Loughlin T. 2020. *Distribución de plaguicidas y sus efectos ecotoxicológicos en sistemas acuáticos. Impactos ambientales de las actividades agrícolas-productivas sobre la sustentabilidad del ecosistema*. Universidad Nacional de la Plata, Facultad de Ciencias Exactas, Departamento de Química. Argentina.

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. *Environ. Toxicol. Chem.* 24 (2), 379–388. <https://doi.org/10.1897/04-025R.1>.

Mentzel, S., Grung, M., Tollefsen, K. E., Stenrød, M., Petersen, K., & Moe, S. J. (2022). Development of a Bayesian network for probabilistic risk assessment of pesticides. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 18(4), 1072-1087. DOI: 10.1002/ieam.4533

Nagai, T. (2017). Studies on ecological risk assessment of pesticide using species sensitivity distribution. *Journal of pesticide science*, 42(3), 124-131. DOI: 10.1584/jpestics.J17-03

Newman, M.C., Ownby, D.R., M'ezin, 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. *Environ. Toxicol. Chem.* 19 (2), 508–515.

Norton, S.B., Rodier, D.J., van der Schalie, W.H., Wood, W.P., Slimak, M.W., Gentile, J.H., 1992. A framework for ecological risk assessment at the EPA. *Environ. Toxicol. Chem.* 11, 1663–1672. <https://doi.org/10.1002/etc.562011120>

OMS. 2019. Clasicación recomendada por la OMS de los plaguicidas por el peligro que presentan y directrices para la clasicación. Ginebra: Organización Mundial de la Salud; 2020. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO

Palladino, C., García, I., & Fernández, G. (2023). Pesticide dependence and associated risks in Uruguayan agriculture: limitations in its approach. *Agrociencia Uruguay*, 27

Perez, V. 2005. Evaluación del riesgo de plaguicidas asociados al cultivo de papas en Laguna del Sauce. Licenciatura en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias. Universidad de la República

Pérez-Parada, A., Goyenola, G., Teixeira de Mello, F., Heinzen, H., 2018. Recent advances and open questions around pesticide dynamics and effects on freshwater fishes. *Curr. Opin. Environ. Sci. Health* 4, 38–44. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.08.004>.

Pesticide Action Network (PAN) Internacional. 2021. Lista de Plaguicidas Altamente Peligrosos. Alemania. Marzo

Peterson RK, Schleier JJ. 2014. A probabilistic analysis reveals fundamental limitations with the environmental impact quotient and similar systems for rating pesticide risks. *PeerJ*. 2014 Apr 22;2:e364. doi: 10.7717/peerj.364.

Peterson, R. K. 2005. Comparing ecological risks of pesticides: the utility of a risk quotient ranking approach across refinements of exposure. *Pest Management Science: formerly Pesticide Science*, 62(1), 46-56.

PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo Argentina. 2021. Informe técnico-científico sobre el uso e impactos del herbicida atrazina en Argentina. Argentina.

Posthuma L., Suter II W., Traas P. 2002. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Environmental and Ecological Risk Assessment. LEWIS PUBLISHERS

Posthuma L., Suter II W., Traas P. 2002. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Environmental and Ecological Risk Assessment. LEWIS PUBLISHERS

PPDB, 2023. Pesticide Properties Database. University of Hertfordshire. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/>.

Resolución N° 104/016 de DGSA. Prohíbase la importación, registro y renovación de los productos fitosanitarios a base de Atrazina. Dirección General de Servicios Agrícolas DGSA. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/institucional/normativa/resolucion-n-104016-dgsa-prohibase-importacion-registro-renovacion>.

Resolución N° 503/019 DGSA. Modificación de etiquetas para los Productos Fitosanitarios a base de los ingredientes activos Clotianidina, Imidacloprid, Tiametoxan y Clorpirifos. Dirección General de Servicios Agrícolas DGSA. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/institucional/normativa/resolucion-n-503019-dgsa-modificacion-etiquetas-para-productos>

Rodríguez-Bolaña C, Pérez-Parada A, Niell S, Heinzen H, de Mello FT. 2023. Comparative deterministic and probabilistic approaches for assessing the aquatic ecological risk of pesticides in a mixed land use basin: A case study in Uruguay. Sci Total Environ. Nov 20:168704. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.168704. Epub ahead of print. PMID: 37992840.

Rodríguez-Bolaña, C., Pérez-Parada, A., Tesitore, G., Goyenola, G., Kröger, A., Pacheco, M., ... & Teixeira de Mello, F. 2023. Multicompartmental monitoring of legacy and currently used pesticides in a subtropical lake used as a drinking water source (Laguna del Cisne, Uruguay). *Science of The Total Environment*, 162310.

Rumschlag, S.L., Mahon, M.B., Hoverman, J.T. 2020. Consistent effects of pesticides on community structure and ecosystem function in freshwater systems. Nat Commun 11, 6333 . <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20192-2>

Sabarwal, A., Kumar, K., Singh, R.P., 2018. Hazardous effects of chemical pesticides on human health—Cancer and other associated disorders. Environ. Toxicol. Pharmacol. 63, 103–114, <http://dx.doi.org/10.1016/j.etap.2018.08.018>.

Scapin, E. 2021. USO DE DIFERENTES TIPOS NO DESENVOLVIMENTO DE NANOBIOSENSORES DE CANTILEVER PARA DETECÇÃO DE ATRAZINA EM ÁGUA. Universidade federal do Rio Grande do Sul. Programa de Pós-graduação em ciência dos materiais.

Schaaf A. 2015. *Valoración de impacto ambiental por pesticidas agrícolas. Universidad Nacional de Jujuy (Argentina) CIT-Jujuy*. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas (CONICET).

Schaaf, A.A.2013 .Uso de pesticidas y toxicidad: relevamiento en la zona agrícola de San Vicente, Santa Fe, Argentina*1.Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional San Francisco, Maestro M. Lopez esq. Cruz Roja Argentina. Córdoba, Argentina

Schäfer, R.B., Brink, P.J. Van Den, Liess, M., 2011. Chapter 6: Impacts of Pesticides on Freshwater Ecosystems. Ecol. Impacts Toxic Chem. 111–137.
<https://doi.org/10.2174/978160805121211101010111>

Schleier, J. J., Sing, S. E., & Peterson, R. K. D. (2007). *Regional ecological risk assessment for the introduction of Gambusia affinis (western mosquitofish) into Montana watersheds. Biological Invasions*, 10(8), 1277–1287. doi:10.1007/s10530-007-9202-1

Schulz, R., Bub, S., Petschick, L. L., Stehle, S., & Wolfram, J. (2021). Applied pesticide toxicity shifts toward plants and invertebrates, even in GM crops. *Science*, 372(6537), 81-84. DOI: 10.1126/science.abe1148

SGA.2015. Sustancias peligrosas. Sistema Globalmente Armonizado de clasificación y etiquetado de productos químicos (SGA).

Sharma, A., Kumar, V., Shahzad, B., Tanveer, M., Sidhu, G.P.S., Handa, N., Thukral, A.K., 2019. Worldwide pesticide usage and its impacts on ecosystem. *SN Appl.Sci.* 11, 1–16.
<https://doi.org/10.1007/s42452-019-1485-1>.

Singh, S., Singh, N., Kumar, V., Datta, S., Wani, A. B., Singh, D., & Singh, J. (2016). Toxicity, monitoring and biodegradation of the fungicide carbendazim. *Environmental chemistry letters*, 14, 317-329.

Sistema Globalmente Armonizado de Clasificación y Etiquetado de Productos Químicos. 2015. Sexta edición revisada NACIONES UNIDAS Nueva York y Ginebra.

Solomon, K., Giesy, J., & Jones, P. 2000. Probabilistic risk assessment of agrochemicals in the environment. *Crop Protection*, 19(8-10), 649-655.

Soutullo, A., Ríos, M., Zaldúa, N., Teixeira de Mello, F., 2020. Soybean expansion and the challenge of the coexistence of agribusiness with local production and conservation initiatives:pesticides in a Ramsar site in Uruguay. *Environ. Conserv.* 47 (2), 97–103.
<https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.105654>.

STATZNER, B., & BÊCHE, L. A. (2010). *Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? Freshwater Biology*, 55, 80–119. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02369.x

Tepud R & Valencia J. 2020. *Modelación del destino y evaluación de riesgo de agroquímicos en la parte alta de la subcuenca del Rio Palace*. Universidad del Cauca, Colombia.

USEPA. 2014. Probabilistic Risk Assessment to Inform Decision Making: Frequently Asked Questions. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency Retrieved from https://www.bfr.bund.de/en/probabilistic_exposure_assessment10420.html .

USEPA. 2017. Chemicals Evaluated for Carcinogenic Potential Annual Cancer Report. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programs.

Vryzas, Z., Alexoudis, C., Vassiliou, G., Galanis, K., & Papadopoulou-Mourkidou, E. 2011. Determination and aquatic risk assessment of pesticide residues in riparian drainage canals in northeastern Greece. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(2), 174-181.

Zhang, X., Luo, Y., Goh, K.S., 2018. Modeling spray drift and runoff-related inputs of pesticides to receiving water. *Environ. Pollut.* 234, 48–58. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.032>

Zhang, Y., Lorsbach, B. A., Castetter, S., Lambert, W. T., Kister, J., Wang, N. X., ... Loso, M. R. 2018. *Physicochemical property guidelines for modern agrochemicals. Pest Management Science*, 74(9), 1979–1991. doi:10.1002/ps.5037

9. Anexo

Anexo 9.1. Clasificación de los plaguicidas según vida media, toxicidad, estructura tipo y organismo blanco. Recopilación propia

Organismo blanco	
Acaricidas	Acaros
Alguicidas	Algas
Funguicidas	Hongos
Herbicidas	Plantas
Insecticidas	Insectos
Molusquicida	Moluscos
Nematicida	Nemátodos
Ovicidas	Huevos
Rodenticida	Roedores
*Ramirez & Lacasaña 2001	

Estructura química	
Familia	Ejemplos
Organoclorados	DDT, endosulfan, aldrin.
Organofosforados	Malation, diclorvos
Carbamatos	Carbarul propoxur
Tiocarbamatos	Mancozeb, ditiocarbamato
Piretroides	Dipermetrina, permietrina, fenvalerate
Derivados bipridilos	Diquat, paraquat
Derivados del ácido fenoxiacético	Dicloroprop, silvex
Derivados Cloronitrofenolicos	Dinoterb, dinocap
Derivado triazinas	Atrazina, simazina
Compuestos org. Estaño	Ciexatin, plictrán
Compuestos inorganicos	Arsénico, cloruro de mercurio
Compuestos de origen botanico	Nicotina, rotenona
*Ramirez & Lacasaña 2001	

Vida media (DT50)		
	Agua y sedimento	Suelo
Muy persistente	> 365	> 365
Persistente	100 - 365	100 - 365
Moderadamente persistente	30 - 100	30 - 100
No persistente	< 30	< 30
*PPDB, 2023		

Toxicidad (LD50) mg/kg de peso corporal			
Clase		Oral	Dérmica
1a	Sumamente peligroso	< 5	< 50
1b	Muy peligroso	5-50	50-200
2	Moderadamente peligroso	50-2000	200-2000
3	Poco peligroso	> 2000	> 2000
4	Poco probable que presente peligro	5000 o más	
* OMS 2009; OMS 2019			

Anexo 9.2. Propiedades y características fisicoquímicas de los compuestos. Recopilación propia

CARACTERÍSTICAS Y PROPIEDADES FISICO-QUÍMICAS DE LOS COMPUESTOS	
Volatilización	Esto refiere a la tendencia que tienen los compuestos de pasar a la fase gaseosa. Factores como la presión de vapor, estado físico del compuesto y la temperatura del ambiente son determinantes para ver el grado de volatilización de un plaguicida. Mediante la constante de Herry se mide la volatilidad, tras el cálculo de la solubilidad en agua del compuesto y la presión de vapor en estado líquido; la constante describe la facilidad de un compuesto a volatilizarse del agua o suelo húmedo. Es por esto que valores altos de Ley de Henry indican la elevada volatilización de un compuesto en agua o suelo húmedo, mientras que valores bajos describen a formas de transporte asociadas al suelo (Jenkins 1999).
Persistencia	El tiempo de la persistencia de los plaguicidas en el ambiente se ve relacionado a la eficiencia en los procesos de degradación natural que transforman estas sustancias y generan sus metabolitos; en algunos casos pueden ser incluso más tóxicos (Jaquez et al 2013) (Cavoski et al 2008). Mediante reacciones de oxidación, reducción, hidrólisis e interacciones moleculares es que ocurren los procesos de degradación natural tales como biodegradación, fotodegradación e hidrólisis química (Narváez 2012). Se define plaguicida no persistente cuando degrada la mitad de su concentración en menos de 30 días, moderadamente persistente cuando degrada la mitad de su concentración de 30 a 100 días y persistente cuando degrada la mitad de su concentración pasados los 100 días luego de la aplicación (Jenkins & Thomson 1999).
Solubilidad en agua	Este concepto hace referencia a la máxima concentración del plaguicida en un litro de agua. Por lo general estas sustancias son muy solubles en agua permitiendo que el transporte mediante acción hídrica lleguen con facilidad a los cuerpos de agua superficiales y subterráneos. Los valores de solubilidad varía entre 1 a 1000 mg/L (Jaquez et al 2013).
Coeficiente de adsorción (Koc)	Mide la tendencia de un compuesto orgánico a ser retenido en la materia orgánica del suelo o en el sedimento. A mayor valor de Koc el compuesto será absorbido mayormente por el suelo implicando que su movilidad en cuerpos de agua sea bajo (INE s/f). Este coeficiente observa las fuerzas que puede tener un compuesto orgánico sobre el carbono orgánico permitiendo entender su distribución y las dinámicas de partición carbono orgánico/agua (Mac Loughlin 2020).
Coeficiente de partición octanol- agua (Kow)	Este coeficiente mide la posible distribución de un compuesto químico entre dos solventes que por sus polaridades no formarían una mezcla homogénea. Estos solventes mencionados son el agua de carácter polar y el octanol de carácter no polar que refiere a los tejidos grasos animales (Jaquez et al 2013). Es así que esta constante permite entender las interacciones de distribución del plaguicida entre los cuerpos de agua y los sistemas biológicos (Mac Loughlin 2020). Plaguicidas con valores altos de Kow tienden a acumularse en tejidos grasos e interferir en los procesos bioacumulativos de red trófica (INE s/f).
Vida media	Es una característica que refiere a la estabilidad química del compuesto traducido a vida media. Ésta depende del medio en relación con el compuesto (agua, aire, suelo, sedimento) y las características de éste (Materia orgánica, Ph, alcalinidad, temperatura, características de comunidades biológicas, luminosidad, entre otras) (Pérez 2005).

Anexo 9.3.

Plaguicida	Uso	DINACEA		FACULTAD DE QUIMICA - CURE ROCHA		
		Agua 1	Agua 2	Agua 3	Agua 4	Agua 5
2-fenilfenol	Fungicida					
2,4- D	Herbicida					
2,4-DB	Herbicida					
2,4,5-T	Herbicida					
2,4,5-TP	Herbicida					
Abamectina	Insecticida					
alfa - cipermetrina	Insecticida					
Acefato	Insecticida					
Acetamiprid	Insecticida					
Acetoclor	Herbicida					
Alaclor	organoclorado					
Aldicarb	Insecticida					
Aldrin	organoclorado					
Ametrina	Herbicida					
Aminopyralid	Herbicida					
Amitraz	Insecticida					
AMPA	Producto Degrad. Glifosato					
Atrazina	Herbicida					
Atrazin-desethyl	Producto Degrad. Atrazina					
Antrazin-desethyl-2-hydroxy	Producto Degrad. Atrazina					
Atrazin - desisopropyl	Producto Degrad. Atrazina					
Azaspiro	Insecticida					
Azinfos Metil	Insecticida					
Azoxystrobin	Fungicida/Curasemilla					
B-ciflutrina	Insecticida					
Benomil	Fungicida					
Beta cipermetrina	Insecticida					
Biciclopirona	Herbicida					
Bifentrina	Insecticida					
Bispiribac-sodio	Herbicida					
Boscalid	Fungicida					
Bromopropilato	Acaricida(Anti varroa)					
Captan	Fungicida					
Carbaril	Insecticida					
Carbendazim	Fungicida/Curasemilla					
Carbofurano	Insecticida					
Carbosulfan	Insecticida					
Cialotrina						
Cianamida	Regulador Fisiológico					
Cihalofof butil	Herbicida					
Cimoxanil	Fungicida					
Ciflutrina						
Cipermetrina	Insecticida					
Ciproconazol	Fungicida					
Ciprodinil	Fungicida					
Clethodim	Herbicida					
Clomazone	Herbicida					
Clopiralid	Herbicida					
Cloquintocet mexil	Protector de herbicidas					
Cloransulam metil	Herbicida					
Clorantianiliprol	Insecticida					
Clordano (Cis y trans)	organoclorado					
Clorfenapir	Insecticida					
Clorfenvinfos	Insecticida					
Cloropicrina	Insecticida					
Clorotalonil	Fungicida					
Clorpirifos etil	Insecticida					
Clorpirifos metil	Insecticida					
Clorsulfuron	Herbicida					
Clotianidina	Curasemilla					
Cumafos	Acaricida(Anti varroa)					
DDD (op)	organoclorado					
DDE (op)	organoclorado					
DDT (op)	organoclorado					
DDD (pp)	organoclorado					
DDE (pp)	organoclorado					
DDT (pp)	organoclorado					
Deltametrina	Insecticida					

Anexo 9.3 Continuación

Diazinon	Insecticida					
Dietolate	Protector herbicidas					
Dicamba	Herbicida					
Diclosulam	Herbicida					
Dieldrin	organoclorado					
Dietolate	Protector herbicidas					
Difenoconazol	Fungicida					
Diffubenzuron	Insecticida					
Dimetipin	Herbicida					
Dimetoato	Insecticida					
Dinotefuran	Insecticida					
Diquat dibromuro	Herbicida					
Ditianona	Fungicida					
Diuron	Herbicida					
DMPF (N-2,4-dimetilfenil-Nnr	Insecticida					
Dodine	Fungicida					
Emamectin benzoato	Insecticida					
Endosulfan alfa	organoclorado					
Endosulfan beta	organoclorado					
Endosulfan Sulfato	organoclorado					
Endrin	organoclorado					
Epoxiconazol	Fungicida					
Etion	Insecticida					
Fenazaquin	Insecticida					
Fenoxaprop-P-etil	Herbicida					
Fentin hidróxido	Fungicida					
Fipronil	Insecticida					
Fipronil desulfynil	Prod. Degradación Fipronil					
fipronil sulfona	Prod. Degradación Fipronil					
Fipronil sulfuro	Prod. Degradación Fipronil					
Fludioxinil	Fungicida					
Flumetsulan	Herbicida					
Flumioxazin	Herbicida					
Fluroxipir meptil	Herbicida					
Flusilazol	fungicida					
Flutriafol	fungicida					
Fluvalinate (Tau-Fluvalinate)	Acaricida(Anti varroa)					
Folpet	Fungicida					
Fomesafen	Herbicida					
Foramsulfuron	Herbicida					
Fosmet	Insecticida					
Glifosato	Herbicida					
Glufosinato de amonio	Herbicida					
Haloxifop metil	Herbicida					
HCH alfa	Insecticida					
HCH-beta	Insecticida					
HCH-delta	Insecticida					
Heptacloro	organoclorado					
Heptacloro epoxido	organoclorado					
Hexaclorobenceno	organoclorado					
Hexitiazox	Insecticida					
Imazalil	Fungicida					
imazamox	Herbicida					
Imazapic	Herbicida					
Imazapir	Herbicida					
Imazetapir	Herbicida					
Imidacloprid	Insecticida, veterinario					
Iodosulfuron metil	Herbicida					
Iprodione	Curasemilla					
Isoprotiolan	Fungicida					
ISOXADIFEN	Herbicida					
Isoxaflutol	Herbicida					
Kresoxim Metil	Fungicida					
Lamda-cialotrina	Insecticida					
Lindano (gamma HCH)	organoclorado					
Linuron	Herbicida					
Lufenuron	Insecticida					
Malaaxon	Prod. Degradación malatión					
Malation	Insecticida					
Mancozeb	fungicida					
Matrine	Insecticida					
MCPA	Herbicida					
Metalaxil	Fungicida					
Metam	Insecticida					
Metamidofos	Insecticida					
Metamifop	Herbicida					
Metidation	Insecticida					
Metil tiofanato	Fungicida					
Metiram	Fungicida					
Metioach	insecticida (conplante de nézaro					

Anexo 9.3 Continuación

Metolaclor	Herbicida					
Metomil	Insecticida					
Metoxiclor	organoclorado					
Metoxifenocida	Insecticida					
Metribuzin	Herbicida					
Metsulfuron metil	Herbicida					
Mirex	organoclorado					
Molinat	Herbicida					
Nicosulfuron	Herbicida					
Ortofenilfenato de sodio	Fungicida					
Oxifluorfen	Herbicida					
Paraquat	Herbicida					
Paraquat dicloruro	Herbicida					
Paration etil	Insecticida					
Paration metil	Insecticida					
Pendimetalina	Herbicida					
Penoxsulam	Herbicida					
Permetrina	Insecticida					
Permetrina (Cis)	Insecticida					
Permetrina (Trans)	Insecticida					
Picloram	Herbicida					
Picoxistrobin	Fungicida					
Pinoxaden	Herbicida					
Piraclostrobina	Fungicida					
Pirazosulfuron etil	Herbicida					
Pirimetanil	Fungicida					
Pirimicarb	Insecticida					
Pirimifos Metil	Insecticida					
Piriproxifen	Insecticida					
Procimidona	fungicida					
Procloraz	Fungicida					
Profenofos	Insecticida					
Propamocarb, clorhidrato	Fungicida					
Propanil	Herbicida					
Propiconazol	Fungicida					
Protioconazol	Fungicida					
Quinclorac	Herbicida					
Propoxur	Insecticida Veterinario					
Protioconazol	Fungicida					
Simazina	Herbicida					
S-metolacloro	Herbicida					
Spinetoram	Insecticida					
Spinosad	Insecticida					
Sulfentrazona	Herbicida					
Tebuconazol	Fungicida					
Tebuconazol	Insecticida					
Teflubenzuron	Insecticida					
Terbacil	Herbicida					
Tiabendazol	Fungicida					
Tiacloprid	Insecticida					
Tiametoxan	Insecticida					
Tiocyclam Oxalate	Insecticida					
Tiodicarb	Insecticida					
Tiram	Fungicida					
Toxafeno	Insecticida					
Triciclazol	Fungicida					
Triclopir	Herbicida					
Triclorfon	Insecticida					
Trifloxystrobin	Fungicida					
Triflumuron	Insecticida					
Trifluralin	Herbicida					
Triticonazol	Fungicida					
Zeta cipermetrina	Insecticida					
Ziram	Fungicida					

Anexo 9.4. Concentraciones ($\mu\text{g/L}$) de los plaguicidas detectados en agua superficial en la cuenca del río San Salvador. Uso: H: herbicida; I: insecticida; F: fungicida; P.d: Producto de degradación. En rojo plaguicidas prohibidos por la legislación uruguaya: DDT en 1979 (Decreto 253/79); atrazina en 2016 (Resolución N° 104/016). FO%: Frecuencia de ocurrencia.

	USO	FO%	OC	XSSA 010S	XSSA 020S	XSSA 030S	XSMA 080S	XSSA 040S	XMAC 090S	XAGU 100S	XSSA 050S	XSSA 060S	XSSA 065S	XMAG 110S	XBIS 120S	XESP 130S
NOVIEMBRE																
Atrazina	H	100	D	0,013	0,012	0,022	0,024	0,014	0,020	0,011	0,015	0,014	0,013	0,007	0,007	0,013
Atrazina desetil	H	100	D	0,026	0,030	0,040	0,043	0,025	0,034	0,021	0,031	0,029	0,027	0,014	0,014	0,017
Atrazina desisopropi	H	100	D	0,016	0,014	0,047	0,054	0,014	0,024	0,430	0,029	0,026	0,027	0,008	0,008	0,038
Azoxiestrobina	F	100	D	0,011	0,023	0,016	0,019	0,017	0,019	0,015	0,013	0,012	0,014	0,110	0,021	0,010
Ciproconazol	F	100	D	0,052	0,075	0,055	0,044	0,060	0,049	0,054	0,039	0,037	0,035	0,110	0,035	0,030
Clorantianiliprol	I	100	D	0,014	0,026	0,036	0,033	0,026	0,055	0,028	0,030	0,025	0,023	0,007	0,022	0,028
Metolacoloro	H	100	D	0,026	0,032	4,500	6,000	0,053	0,790	0,720	0,064	0,100	0,061	0,020	0,050	0,210
Simazina	H	92,3	D		0,007	0,086	0,019	0,031	0,003	0,098	0,039	0,039	0,050	0,009	0,003	0,200
Tiametoxam	I	84,6	D	0,013	0,013	0,017	0,170	0,010	0,027	0,005	0,007	0,005	0,009			0,003
Metalaxil	F	69,2	F		0,004	0,072	0,033		0,006	0,003	0,003	0,003			0,003	0,005
Metribuzina	H	69,2	F	0,004					0,003	4,000	0,011	0,017	0,037	0,037	0,032	4,600
Glifosato	H	61,5	F			0,920	2,150		1,100	0,380	0,300		0,280	0,250		0,320
Epoxiconazol	F	46,2	O			0,003	0,007	0,003	0,004		0,003					0,004
AMPA	H	38,5	O			1,300	2,400		1,700				1,000			1,000
Diuron	H	38,5	O		0,009	0,005		0,006			0,005		0,003			
2,4 D	H	30,8	O			3,000	2,000			3,000				2,000		
Acetamiprid	I	30,8	O									0,004	0,012	0,076		0,070
Imazalil	F	30,8	O	0,007			0,027						0,012	0,006		
Iprodione	F	30,8	O			0,003	0,006		0,003							0,003
Metoxifenocida	I	30,8	O			0,003	0,003		0,003	0,005						
Cipermetrina	I	23,1	R						0,008			0,092			0,029	
Clomazone	F	23,1	R			0,004	0,006							0,010		
Carbaril	I	7,7	R							0,190						
Fluroxipir meptil	H	7,7	R										0,003			
Glufosinato de amor	H	7,7	R							1,300						
Piraclostrobina	F	7,7	R				0,004									
Propiconazol	F	7,7	R												0,003	
FEBRERO																
Atrazina desetil	H	100	D	0,015	0,007	0,010	0,011	0,022	0,010	0,012	0,021	0,015	0,017	0,008	0,012	0,016
Atrazina desisopropi	H	100	D	0,007	0,004	0,010	0,004	0,053	0,009	0,032	0,042	0,024	0,024	0,011	0,016	0,022
Azoxiestrobina	F	100	D	0,004	0,007	0,008	0,003	0,008	0,007	0,005	0,005	0,007	0,011	0,012	0,009	0,009
Ciproconazol	F	100	D	0,016	0,018	0,024	0,004	0,014	0,017	0,010	0,010	0,010	0,014	0,011	0,015	0,016
Glifosato	H	100	D	0,600	0,800	1,200	0,500	0,700	0,800	0,600	0,600	0,800	1,200	0,700	0,600	2,300
Metolacoloro	H	100	D	0,076	0,051	0,330	0,150	1,100	0,900	0,075	0,054	0,056	0,110	0,054	0,430	0,079
Atrazina	H	92,3	D	0,003	0,004	0,006		0,015	0,005	0,008	0,009	0,011	0,015	0,014	0,007	0,022
Metalaxil	F	92,3	D	0,032	0,030	0,250	0,005	0,026	0,041	0,005		0,004	0,006	0,007	0,015	0,009
AMPA	H	76,9	D		1,900	3,060		2,150	2,580	1,050		1,260	1,750	1,140	1,460	1,100
Metribuzina	H	76,9	D	0,004	0,003	0,020		0,006	0,041	0,013			0,009	0,003	0,120	0,006
Cipermetrina	I	69,2	F				0,180	0,048	0,023	0,059	0,015	0,200	0,026		0,061	0,027
Simazina	H	61,5	F					0,011		0,010	0,010	0,006	0,007	0,006	0,003	0,005
Diuron	H	53,8	F		0,009	0,004	0,003	0,003				0,003	0,008	0,003		
Tiametoxam	I	53,8	F	0,003		0,006	0,003	0,003	0,006				0,003		0,005	<0.0050
Metoxifenocida	I	46,2	O			0,003		0,003	0,005	0,004			0,003		0,003	
Bifentrina	I	15,4	R				0,006				0,003					
Diazinon	I	15,4	R										0,004	0,004		
Epoxiconazol	F	7,7	R											0,004		
Iprodione	F	7,7	R											0,003		

Anexo 9.4. Continuación.

	USO	FO%	OC	XSSA 010S	XSSA 020S	XSSA 030S	XSMA 080S	XSSA 040S	XMAC 090S	XAGU 100S	XSSA 050S	XSSA 060S	XSSA 065S	XMAG 110S	XBIS 120S	XESP 130S
MAYO																
Atrazina desetil	P,d	100	D	0,005	0,005	0,004	0,009	0,003	0,004	0,007	0,005	0,005	0,005	0,006	0,006	0,003
Azoxiestrobina	F	100	D	0,006	0,015	0,013	0,009	0,014	0,019	0,010	0,012	0,013	0,017	0,012	0,023	0,029
Ciproconazol	F	100	D	0,020	0,039	0,041	0,023	0,040	0,045	0,036	0,034	0,033	0,044	0,015	0,036	0,047
Clorantianiliprol	I	100	D	0,032	0,054	0,040	0,014	0,057	0,074	0,075	0,057	0,052	0,069	0,022	0,069	0,073
Imidacloprid	I	100	D	0,015	0,024	0,013	0,011	0,015	0,014	0,069	0,021	0,020	0,023	0,003	0,009	0,005
Metolaclo	H	100	D	0,023	0,038	0,060	0,045	0,079	0,040	0,049	0,110	0,130	0,110	0,019	0,038	0,021
Tiametoxam	I	100	D	0,190	0,220	0,250	0,100	0,290	0,320	0,310	0,240	0,250	0,260	0,026	0,180	0,150
2-fenilfenol	F	92,3	D	0,082	0,087	0,061	0,031	0,072	0,021	0,075	0,026	0,045	0,023	0,042		0,018
Epoxiconazol	F	92,3	D	0,003	0,003	0,004		0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,004	0,004
Metoxifenocida	I	92,3	D	0,006	0,008	0,005	0,003	0,007	0,010	0,013	0,009	0,010	0,012		0,020	0,010
Atrazina desisopropil	P,d	84,6	D		0,044	0,049	0,017	0,043	0,027	0,005	0,030	0,036	0,035		0,006	0,038
Metribuzina	H	84,6	D		0,003	0,004	0,006	0,006	0,003	0,004	0,004	0,005	0,005		0,003	0,003
AMPA(a)	P,d	76,9	D	2,500	2,200	2,800	1,200	2,000	2,000		1,100	1,500	1,600			1,000
Etión	I	76,9	D	0,028	0,030	0,028	0,031	0,019	0,015	0,025	0,026	0,019	0,045			
Glifosato(a)	H	76,9	D	0,320	0,510	0,420	0,260	0,250	0,270	0,250	0,310	0,440	0,330			
Metalaxil	F	76,9	D	0,031	0,007	0,008	0,004	0,008	0,007	0,004	0,005	0,005	0,005			
Simazina	H	69,2	F		0,230	0,320	0,075	0,330	0,057		0,190	0,250	0,200			0,073
Carbendazim	F	61,5	F	0,006	0,006	0,004		0,005	0,004		0,005	0,003	0,004			
Diuron	H	61,5	F	0,003	0,010	0,041	0,012	0,051			0,023	0,021	0,021			
Imazalil	F	61,5	F	0,003	0,014	0,005		0,004	0,003		0,003	0,004			0,007	
Iprodione	F	53,8	F			0,003		0,003	0,003			0,004	0,003		0,003	0,003
Clorpirifos	I	30,8	O		0,024				0,006					0,008	0,032	
Atrazina	H	15,4	R					0,005		0,004						
Cipermetrina	I	15,4	R		0,068					0,074						
Permetrina	I	15,4	R	0,005											0,005	
Boscalid	F	7,7	R	0,019												
Clomazone	H	7,7	R		0,039											
Lambda-Cialotrina	I	7,7	R		0,059											
o,p DDD	P,d	7,7	R					0,003								
Pirimetanil	F	7,7	R		0,005											
Trifluralina	H	7,7	R												0,011	
AGOSTO																
Atrazina desetil	H	100	D	0,013	0,013	0,013	0,016	0,014	0,015	0,016	0,013	0,014	0,013	0,012	0,011	0,009
Ciproconazol	F	100	D	0,010	0,031	0,024	0,016	0,024	0,048	0,019	0,020	0,026	0,054	0,008	0,019	0,019
Clorantianiliprol	I	100	D	0,022	0,034	0,023	0,010	0,022	0,067	0,027	0,032	0,038	0,066	0,010	0,045	0,028
Metolaclo	H	100	D	0,034	0,031	0,044	0,025	0,049	0,057	0,051	0,064	0,066	0,130	0,007	0,012	0,009
Simazina	H	100	D	0,007	0,008	0,008	0,008	0,008	0,024	0,540	0,140	0,140	0,089	0,007	0,004	0,016
Tiametoxam	I	100	D	0,031	0,034	0,029	0,024	0,033	0,100	0,071	0,051	0,067	0,120	0,004	0,036	0,011
Atrazina	H	92,3	D	0,005	0,004	0,004	0,010	0,004	0,007	0,007	0,005	0,005	0,006		0,003	0,004
Azoxiestrobina	F	92,3	D		0,009	0,006	0,005	0,007	0,012	0,010	0,007	0,008	0,012	0,008	0,010	0,008
Glifosato(a)	H	92,3	D	0,920	0,820	0,650		0,740	0,990	0,470	0,660	0,690	0,940	0,380	0,480	0,470
Diuron	H	84,6	D	0,009	0,160	0,051	0,017	0,025	0,032		0,025	0,027	0,029		0,023	0,004
Metalaxil	F	84,6	D	0,006	0,013	0,006		0,007	0,036	0,013	0,013	0,014	0,016		0,003	0,005
Metoxifenocida	I	84,6	D	0,006	0,003	0,004		0,005	0,009	0,003	0,006	0,007	0,009		0,007	0,003
Atrazina desisopropil	H	76,9	D		0,008	0,007	0,010	0,005	0,014	0,098	0,020	0,021	0,022			0,012
Imazalil	F	69,2	F	0,019		0,170	0,017	0,009		0,003	0,040	0,016	0,007	0,007		
Pirimetanil	F	69,2	F	0,004		0,058	0,007	0,006		0,003	0,034	0,011	0,004	0,003		
Metribuzina	H	53,8	F		0,003	0,005		0,003	0,004				0,004		0,004	0,003
AMPA	H	23,1	R		1,100				1,800				1,000			
Epoxiconazol	F	23,1	R						0,003				0,003		0,003	
Etión	I	7,7	R						0,006							
Piraclostrobina	F	7,7	R								0,004					
Tebuconazol	F	7,7	R						0,0							

Anexo 9.5. Cultivos asociados y momentos de aplicación para los diferentes plaguicidas detectados en agua en la cuenca del río San Salvador. Modificado del Observatorio Ambiental Nacional del Ministerio de Ambiente <https://www.ambiente.gub.uy/oan/datos-abiertos/>

Plaguicida	Cultivo asociado										Momento de aplicación											
	Barbecho	Soja	Trigo	Eucalipto	Maiz	Sorgo	Cebada	Colza /Canola	Girasol	Otros usos (Ganadería)	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dic	Ene
2,4 D	x		X		X	X	x							x	x	x	x	x	x	x	x	
2-fenilfenol)					X								x								x	x
Acetamiprid		X			X							x	x	x							x	x
AMPA											x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
Atrazina desisopropil																						
Atrazina				X	X	X																
Atrazina desetil																						
Azoxiestrobina		X	X		X	X	X						x	x	x				x	x	x	
Bifentrina		X			x						x										x	x
Boscalid		X					X											x	x	x		
Carbaryl		X	X	X	X	X					x							x	x			x
Carbendazim		X	X		X	X	X		X				x	x	x				x	x	x	
Cipermetrina		X	X	x	X	x	x		x	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ciproconazol			X								x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
Clomazone		x						x											x	x	x	
Clorantroliliprol		X			X	x					x	x								x	x	x
Clorpirifos		X	X	X	X	X	X		X		x	x	x				x	x	x	x	x	x
Diazinon										X												
Diuron			X		X		x					x	x	x				x	x	x		
Epoxiconazol		X	X												x	x	x	x	x	x		
Etión										X												
Fluroxipir meptil	x		X		x	x	x						x	x	x			x	x	x		
Glifosato	x										x	x	x			x	x	x	x	x	x	x
Glufosinato de	x																		x	x	x	
Imazalil			X		X																	
Imidacloprid		X	X	X	X	X	x		x	X		x	x	x				x	x	x		
Iprodione													x	x	x				x	x	x	
Metalaxil		X	X		X	X													x	x	x	
Metolaclo		X			X	X			x									x	x	x	x	
Metoxifenocida		X	X		X	X					x											x
Metribuzina	x	X																x	x	x		
o,p DDD																						
o,p DDE																						
Permetrina																						
Piraclostrobina		X	X		X	X	x								x	x	x	x	x	x		
Pirimetanil																						
Propiconazol		X	X				x				x	x						x	x	x		
Simazina					X	X													x	x	x	
Tebuconazol		X	X	X	X	X	x				x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
Tiametoxan		X	X	X	X	X	x				x	x										x
Trifluralina		X		X	X			X	X				x	x								

9.6 Anexo Tabla 5. Datos de toxicidad aguda y crónica para cada compuesto encontrado en la cuenca en la matriz de agua. Extraído de Pesticide Properties DataBase <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>.

Compuestos	Peces- Aguda (mg/L)	Peces- Cronica (mg/L)	Invertebrados acuáticos Aguda (mg/L)	Invertebrados acuáticos Cronica (mg/L)	Algas Aguda (mg/L)	Algas Cronica (mg/L)	Concentración CríticaCC (mg/L)	Factor de corrección AF	PNEC (mg/L)
2,4-D	100	27.2	134.2	46.2	24.2	100	27.2	10	2.72
2-Fenilfenol	4.0	0.036	2.7	0.006	0.85	ND	0.006	50	0.00012
Acetamiprid	100	19.2	49.8	5	98.3	ND	5	50	0.1
AMPA	520	ND	690	ND	200	ND	200	1000	0.2
Atrazina desetil	ND	ND	ND	ND	0.1	ND	0.1	1000	0.0001
Atrazina desisopropil	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Atrazina	4.5	2	85	0.25	0.059	0.1	0.1	10	0.01
Azoxiesterobina	0.47	0.147	0.23	0.044	0.36	0.8	0.044	10	0.0044
Bifentrina	0.00026	0.000012	0.00011	0.0000013	0.822	10	0.00004	10	0.000004
Boscalid	2.7	0.125	5.33	1.3	3.75	ND	0.125	50	0.0025
Carbendazim	0.19	0.0032	0.15	0.0015	7.7	ND	0.0015	50	0.00003
Carbaryl	2.6	0.21	0.0064	0.25	0.6	ND	0.25	50	0.005
Clorantianiliprol	12.0	0.11	0.0116	0.00447	4.0	ND	0.00447	50	0.0000894
Clorpirifos	0.025	0.00014	0.0001	0.0046	0.48	0.043	0.00014	10	0.000014
Clomazona	14.4	2.3	12.7	2.2	0.136	0.05	0.05	10	0.005
Cipermetrina	0.0015	0.00003	0.00021	0.00004	0.067	1.3	0.00003	10	0.000003
Ciproconazol	19.0	0.65	22	0.023	0.099	0.021	0.021	10	0.0021
Diazinon	3.1	0.7	0.001	0.00056	6.4	10	0.00056	10	0.000056
Diuron	6.7	0.41	5.7	0.096	0.0183	0.0027	0.0027	10	0.00027
Epoxiconazol	0.92	0.01	3.13	0.63	10.69	0.0078	0.0078	10	0.00078
Etiol	0.5	ND	0.000056	ND	ND	ND	0.000056	1000	0.00000112
Fluroxipir meptil	0.225	0.2	0.183	0.06	0.5	ND	0.06	50	0.0012
Glifosato	38	25	40	30	4.4	2	2	10	0.2
Glufosinatodeamonio(a)	710	100	668	18	46.5	320	18	10	1.8
Imazalil	1.48	0.043	3.5	ND	0.87	ND	0.043	100	0.00043
Imidacloprid	83	9.02	85	1.8	10	10	1.8	10	0.18
Iprodione	3.7	4.1	0.66	0.17	1.8	3.2	0.17	10	0.017
Lambda-Cialotrina	0.00021	0.000031	0.00023	0.0000022	0.005	0.31	0.0000022	10	0.00000022
Metalaxil	0.96	ND	3.47	1.0	0.42	20	1	50	0.02
Metolaclo	3.9	1	23.5	0.707	57.1	3	0.707	10	0.0707
Metoxifenocida	4.2	2.4	3.7	0.39	3.4	ND	0.39	50	0.0078
Metribuzina	0.96	ND	3.47	ND	0.42	10	0.42	1000	0.00042
op DDD	2.5	ND	ND	ND	ND	ND	2.5	1000	0.0025
Permetrina	0.0125	0.000093	0.0006	ND	0.0125	0.0009	0.000093	100	0.0000018
Primetaniil	10.56	1.6	2.9	0.94	1.2	ND	0.94	50	0.0188
Piraclostrobina	0.006	0.005	0.016	0.004	0.843	ND	0.004	100	0.00008
Propiconazol	2.6	0.068	10.2	0.31	0.093	0.32	0.068	10	0.0068
Simazina	90	0.7	1.1	2.5	0.04	0.6	0.6	10	0.06
Tebuconazole	4.4	0.012	2.79	0.01	1.96	0.1	0.012	10	0.0012
Tiametoxam	125	20	100	100	100	ND	20	50	0.4
Trifluralina	0.088	10	0.245	0.051	0.0122	0.005	0.005	10	0.0005

Anexo 9.7 . Riesgo ecotoxicológico (RQ) de los plaguicidas detectados en Mayo en la cuenca del río San Salvador, en función de las concentraciones determinadas durante mayo de 2022. RQ > 1 riesgo significativo (rojo); 0,1 < RQ < 1 riesgo medio (amarillo) y RQ < 0.1 riesgo ambiental bajo (verde). Se presentan los valores de RQ totales para cada sitio. ND: no hay datos de toxicidad.

Concentraciones	USO	FO%	XSSA 010S	XSSA 020S	XSSA 030S	XSSA 080S	XSSA 040S	XMAC 090S	XAGU 100S	XSSA 050S	XSSA 060S	XSSA 065S	XMAC 110S	XBIS 120S	XESP 130S
Atrazina desetil	100	D	0.051	0.051	0.04	0.088	0.032	0.035	0.068	0.054	0.048	0.048	0.063	0.062	0.032
Azoxiesterobina	100	D	0.00136363	0.003409091	0.002954545	0.001954545	0.003181818	0.004318182	0.002272723	0.002727273	0.002954545	0.003863636	0.002727273	0.005227273	0.006590909
Ciproconazol	100	D	0.00952381	0.018571429	0.01952381	0.010952381	0.019047619	0.021428571	0.017142857	0.016190476	0.015714286	0.020952381	0.007142857	0.017142857	0.022380952
Clorantianiliprol	100	D	0.357941834	0.604026846	0.447427293	-	0.637583893	0.827740492	0.838926174	0.637583893	0.581655481	0.771812081	0.246085011	0.771812081	0.81655481
Imidacloprid	100	D	-	0.000133333	7.22222E-05	6.11111E-05	8.33333E-05	7.77778E-05	0.000383333	0.000116667	0.000111111	0.000127778	-	5.16667E-05	2.83333E-05
Metolaclo	100	D	0.000325318	0.000537482	0.000848656	0.000638492	0.001117397	0.000565771	0.000693069	0.00155587	0.001838755	0.00155587	-	-	0.00029703
Tiametoxam	100	D	0.000475	0.00055	0.00025	0.00025	0.000725	0.0008	0.000775	0.0006	0.000625	0.00065	-	-	-
2-Fenilfenol	92.3	D	-	0.725	0.508333333	0.238333333	-	0.175	-	0.216666667	0.375	0.191666667	-	-	0.15
Epoxiconazol	92.3	D	0.003333333	0.003333333	0.005641026	0.003461538	-	0.6	-	0.003333333	0.003717549	0.003974356	-	-	-
Etiol	76.9	D	-	25	26.78571429	25	21.67857143	16.96428571	13.39285714	22.32142857	23.21428571	16.96428571	40.17857143	-	-
Metoxifenocida	92.3	D	-	0.000987179	-	-	-	0.001282051	-	-	-	-	-	0.002564103	-
Atrazina desisopropil	84.6	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Metribuzina	84.6	D	-	0.006904762	-	-	-	-	0.009285714	-	-	-	-	-	-
AMPA(a)	76.9	D	0.0125	0.011	0.014	0.006	0.01	0.01	-	0.0055	0.0075	0.008	-	-	0.005
Glifosato(a)	76.9	D	-	0.00255	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Metalaxil	76.9	D	-	-	-	-	0.000395	-	-	-	-	-	-	-	-
Simazina	69.2	F	-	2.3	3.2	0.75	3.3	0.57	-	1.9	2.5	2	-	-	0.73
Carbendazim	61.5	F	0.203333333	0.196666667	0.14	-	0.17	0.146666667	-	0.156666667	0.103333333	0.14	-	-	-
Diuron	61.5	F	0.01	0.04	0.15	0.04	0.19	-	-	0.09	0.08	0.08	-	-	-
Imazalil	61.5	F	0.006666667	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Iprodione	53.8	F	-	-	0.000158824	-	0.000152941	0.000152941	-	-	0.000223529	0.000164706	0	0.000188235	0.000182353
Clorpirifos	30.8	O	-	1.714285714	-	-	-	0.457142857	-	-	-	-	0.6	2.285714286	-
Atrazina	15.4	R	-	-	-	-	0.00049	-	0.00037	-	-	-	-	-	-
Cipermetrina	15.4	R	-	22.68666667	-	-	-	-	24.86666667	-	-	-	-	-	-
Permetrina	15.4	R	2.833333333	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.833333333	-
Boscalid	7.7	R	0.0076	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Clomazona	7.7	R	-	0.0078	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Lambda-Cialotrina	7.7	R	-	267.5130381	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
o.p DDD	7.7	R	-	-	-	-	0.001345928	-	-	-	-	-	-	-	-
Primetaniil	7.7	R	-	0.000239362	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trifluralina	7.7	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.022	-
RQ SUMA X SITIO			28.49	322.65	29.53	28.84	21.93	15.64	47.93	26.29	20.68	43.45	0.92	6.06	1.76
RQ PROMEDIO MES			45.71	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Anexo 9.8. Riesgo ecotoxicológico (RQ) de los plaguicidas detectados en Agosto la cuenca del río San Salvador, en función de las concentraciones determinadas durante agosto de 2022. RQ > 1 riesgo significativo (rojo); 0,1 < RQ < 1 riesgo medio (amarillo) y RQ < 0.1 riesgo ambiental bajo (verde). Se presentan los valores de RQ totales para cada sitio. ND: no hay datos de toxicidad.

Concentraciones	F0%	OC	XSSA 010S	XSSA 020S	XSSA 030S	XSSA 080S	XSSA 040S	XMCM 090S	XAGU 100S	XSSA 050S	XSSA 060S	XSSA 065S	XMAG 110S	XBOS 120S	XESP 130S
Atrazina desetil	100	D	0.13	0.13	0.13	0.16	0.14	0.15	0.16	0.13	0.14	0.13	0.12	0.11	0.085
Ciprocnaol	100	D	0.004761905	0.014761905	0.01428571	0.007619048	0.01428571	0.022857143	0.009047619	0.00952381	0.012380952	0.025714286	0.003571429	0.009047619	0.009047619
Clorantraniliprol	100	D	0.246085011	0.380313199	0.257270694	0.11856823	0.246085011	0.749440716	0.302013423	0.357941834	0.420559928	0.738255034	0.11856823	0.503357705	0.313199105
Metolacolina	100	D	0.000480905	0.000438472	0.000622348	0.000353607	0.000693069	0.000806223	0.000721358	0.000935233	0.000933522	0.001838755	0.33522E-05	0.000169731	0.000128713
Simalozina	100	D	0.000123333	0.000138333	0.000138333	0.00013	0.000125	0.00024	0.000233333	0.000233333	0.000233333	0.001483333	0.000113333	0.16667E-05	0.000266667
Tiametoxam	100	D	0.0000775	0.000085	0.0000725	0.00006	0.0000825	0.000025	0.0001775	0.0001275	0.0001675	0.000075	0.000009	-	0.0000275
Azoxistrobina	92.3	D	0.00051	0.00036	0.00044	0.001	0.00044	0.00084	0.00072	0.00045	0.00051	0.00058	0.00058	0.0003	0.0004
Azoxistrobina	92.3	D	-	0.002136364	0.001340909	0.001909099	0.001568182	0.002727272	0.002727272	0.001522727	0.001795455	0.002727273	0.001704545	0.002159091	0.001909091
Gifosato(a)	92.3	D	0.0046	0.0041	0.00325	-	0.0037	0.00495	0.00235	0.0033	0.00345	0.0047	0.0019	0.0024	0.00235
Diuron	84.6	D	0.032222222	0.592592593	0.188888889	0.062962963	0.092592593	0.118518518	0.0048	0.092592593	0.1	0.10740047	-	0.085185185	0.014814815
Metaalax	84.6	D	0.000275	0.000065	0.000305	-	0.000325	0.0008	0.00065	0.00065	0.0007	0.0008	-	0.00016	0.000235
Metoxifenoxida	84.6	D	0.000717949	0.000435987	0.000474359	-	0.000589744	0.00114026	0.000397348	0.000705128	0.000948718	0.001192308	-	0.000910256	0.000410256
Atrazina desisopropil	69.2	D	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Imazalil	76.9	F	0.044186047	-	0.395348837	0.039534884	0.019767442	-	0.006744186	0.093023256	0.037209302	0.015813953	0.017209302	-	-
Bimetralina	69.2	F	0.000207447	-	0.003085106	0.000393617	0.000393617	-	0.000143617	0.001808511	0.000585106	0.000585106	0.000175532	-	-
Metrifluthin	53.8	F	-	0.006190476	0.01686667	-	0.005952381	-	0.01	-	-	0.009285714	-	0.008333333	0.007857143
AMP(A)	23.1	R	-	0.0055	-	-	-	0.009	-	-	-	0.005	-	-	-
Epoxiconazol	23.1	R	-	-	-	-	-	0.003846154	-	-	-	0.003333333	-	0.003333333	-
Piraclostrobina	7.7	R	-	-	-	-	-	-	-	0.0525	-	-	-	-	-
Etiófen	7.7	R	-	-	-	-	-	5.267857143	-	-	-	-	-	-	-
Tebuconazole	7.7	R	-	-	-	-	-	0.0075	-	-	-	-	-	-	-
RQ SUMA X SITIO			0.4642473	1.1377022	1.0043322	0.3850019	0.5236633	6.3510242	0.4942379	0.7473839	0.7260698	1.0486442	0.2566333	0.7255059	0.4356759
RQ PROMEDIO MES			1.1000094												

Anexo 9.9. Riesgo ecotoxicológico (RQ) de los plaguicidas detectados en Noviembre en la cuenca del río San Salvador, en función de las concentraciones determinadas durante noviembre de 2022. $RQ > 1$ riesgo significativo (rojo); $0,1 < RQ < 1$ riesgo medio (amarillo) y $RQ < 0.1$ riesgo ambiental bajo (verde). Se presentan los valores de RQ totales para cada sitio y para la cuenca total. ND: no hay datos de toxicidad.

Concentraciones	PO ₁	OC	XSSA 0105	XSSA 0205	XSSA 0305	XSSA 0405	XMAC 0505	XAGU 0505	XSSA 0505	XSSA 0605	XSSA 0655	XMAQ 1105	XMB 1205	XEP 1305	
Atrazina	100	D	0.0013	0.0012	0.0022	0.0014	0.0016	0.0014	0.0013	0.0024	0.002	0.0011	0.0005	0.0073	0.0013
Atrazina desetil	100	D	0.26	-	0.4	0.25	0.31	0.29	0.27	0.43	0.34	0.21	0.14	0.14	0.17
Atrazina desisopropil	100	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Axoxestrobina	100	D	0.0025	0.005272723	0.00363634	0.003963636	0.002945454	0.002727273	0.003181818	0.004318182	0.004318182	0.003499991	0.025	0.004772727	0.002272727
Ciprociflutol	100	D	0.034761905	0.035741286	0.026104286	0.028714286	0.017618182	0.016966667	0.017618182	0.023333333	0.023741286	0.019666667	0.019666667	0.014285714	0.014285714
Clofentratrisopil	100	D	0.156599503	0.23927774	0.43025774	0.23927774	0.279425057	0.279425057	0.369127517	0.615212528	0.513199915	0.062774049	0.245059111	0.31199105	0.31199105
Metolacina	100	D	0.000367751	0.000452517	0.063649222	0.000749646	0.000995233	0.00144427	0.000862801	0.048656229	0.011173975	0.010183876	0.00222885	0.000707214	0.002970297
Similazina	92.3	D	-	0.000116667	0.001433333	0.000516667	0.00065	0.00065	0.000316667	5.66667E-05	0.001633333	0.001155	4.33333E-05	0.003333333	0.003333333
Tiofenoxam	84.6	D	3.250E-05	3.250E-05	4.250E-05	2.500E-05	1.275E-05	2.175E-05	4.250E-04	6.750E-05	1.350E-05	0.000E+00	0.000E+00	8.000E-06	8.000E-06
Metazid	69.2	D	-	0.000175	0.0036	0.0036	0.00155	0.0014	0.00165	0.00205	0.00205	0.00205	0.00205	0.00235	0.00235
Metribuzina	69.2	F	0.010238095	-	-	0.04047619	-	0.08005238	-	0.00730952	9.523809524	0.08005238	0.078190476	10.9223693	10.9223693
Gifosato	61.5	F	-	-	0.0046	0.0015	0.0014	0.01075	0.0055	0.0019	0.00125	-	-	0.0016	-
Epoxiconazol	46.2	D	-	0.004102564	0.003461538	0.002505128	-	0.009102564	0.004817195	0.004817195	-	-	-	0.00474359	-
Alfapiclor	38.5	D	-	0.0065	0.0065	0.005	0.005	0.012	0.0085	-	-	-	-	0.005	-
Duron	38.5	D	-	0.034074074	0.018518519	0.020740741	0.018518519	-	0.012222222	-	-	-	-	-	-
2,4 D	30.8	D	-	0.00102941	-	-	-	-	-	0.000735294	-	0.00102941	0.000735294	-	-
Acetamiprid	30.8	D	-	-	-	-	0.000036	0.00012	-	-	-	-	-	0.0007	-
Imazalil	30.8	D	0.015116279	-	-	-	-	0.027906977	-	0.062786939	-	-	-	-	-
Iprodione	30.8	D	-	-	0.000147059	-	-	0.000326941	0.000326941	0.000194118	0.000194118	0.001995348	-	-	0.00188235
Metoxifenotol	30.8	D	-	-	0.000371795	-	-	0.000435987	0.000435987	0.000553846	-	-	-	-	-
Cipmetrina	23.1	R	-	-	-	-	30.65656567	-	-	2.656565667	-	-	-	9.565656567	-
Clomazone	23.1	R	-	-	0.0008	-	-	-	0.00126	-	-	-	0.0019	-	-
Carbent	7.7	R	-	-	-	-	-	-	-	-	0.038	-	-	-	-
Fluroxipir metil	7.7	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.002722222	-	-	-
Gifosinatodimonoio	7.7	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Piraclostrobina	7.7	R	-	-	-	-	-	-	0.05	-	-	-	-	-	-
Propiconazol	7.7	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.002039759	-
RQ TOTAL X SITIO															
RQ TOTAL X MESES			0.470916083	0.667820156	0.939579336	0.600156398	0.7197383	31.30078441	0.687381499	1.06145277	3.669989613	0.123156672	0.407936908	10.15240415	11.42721695
RQ TOTAL X MESES			5.841650793	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Anexo 9.10. Riesgo ecotoxicológico (RQ) de los plaguicidas detectados en Febrero en la cuenca del río San Salvador, en función de las concentraciones determinadas durante febrero de 2023. RQ > 1 riesgo significativo (rojo); $0,1 < RQ < 1$ riesgo medio (amarillo) y $RQ < 0.1$ riesgo ambiental bajo (verde). Se presentan los valores de RQ totales para cada sitio y para la cuenca total. ND: no hay datos de toxicidad.

[illegible]

Anexo 9.11. Síntesis de la selección de plaguicidas para el SSD. En base a la cantidad de especies con datos de toxicidad mayor a 10 y una ocurrencia del 75% de los sitios muestreados para cada mes. “x” refiere a que se cumple con requerimiento de datos para SSD. “nd” para compuestos que no existen datos de toxicidad crónica NOEC. Datos utilizados de ECOTOX.

Compuesto	Cantidad de datos	
	Toxicidad ≥ 10 especies	Concentración en agua $\geq 75\%$ de ocurrencia.
2,4-D	si	
2-Fenilfenol		si
Acetamiprid	si	
AMPA		si
Atrazina desetil		si
Atrazina desisopropil	nd	si
Atrazina	si	si
Azoxi estrobina	si	si
Bifentrina	si	
Boscalid		
Carbendazim	si	
Carbaril	si	
Clorantraniliprol		si
Clorpirifos	si	
Clomazone		
Cipermetrina	si	
Ciproconazol		si
Diazinon	si	
Diuron	si	si
Epoxiconazol	nd	si
Etion		si
Fluroxipir meptil		
Glifosato	si	si
Glufosinatodeamonio(a)		
Imazalil		
Imidacloprid	si	si
Iprodiona		
Lambda-Cialotrina	si	
Metalaxil		si
Metolaclo	si	si
Metoxifenocida		si
Metribuzina	si	si
op DDD		
Permetrina	si	
Pirimetanil		
Piraclostrobina		
Propiconazol	si	
Simazine	si	si
Tebuconazole	si	
Tiametoxam	si	si
Trifluralina	si	

Anexo 9.12. Gráficas de la distribución conjunta entre las concentración ambiental y la toxicidad en especies de los nueve plaguicidas utilizados para SSD. Cada gráfica corresponde a una distribución conjunta mensual en base a la ocurrencia de cada plaguicida por mes. La curva roja representa la distribución de toxicidad en especies. La curva negra representa la distribución de concentración en agua para los meses encontrados de cada plaguicidas. La línea azul representa el HC5 el valor de protección del 95% de las especies. Si el cruce es mayor a HC5 corresponde a probabilidad de riesgo alto.

