



PROYECTO GCP/URU/031/GFF

Modelación SWAT

Evaluación del destino ambiental de plaguicidas

Cuenca piloto del Río Santa Lucía

Mercedes Gelós

2020

Contenido

Resumen ejecutivo	3
Highlights	4
Introducción	5
Objetivos	7
Objetivos específicos	7
Evaluación del destino ambiental de plaguicidas y COPs	8
Área de estudio	11
Metodología	14
Generalidades de SWAT	14
SWAT Outputs	15
Output. hru & Output.sub: Fase terrestre	15
Output.rch: Fase hidrológica	15
Determinación de las rotaciones tipo	16
Rotación enteramente agrícola (AGRC)	17
Rotación agrícola con pasturas (AGRP)	17
Rotación lechera (LECH)	18
Rotación ganadería extensiva (GRASP)	19
Calendario de aplicación de plaguicidas en las rotaciones AGRC, AGRP & LECH.	19
Parámetros físico-químicos de los plaguicidas simulados	21
Características generales del modelo	21
Configuración y análisis de los resultados	22
Escenarios	22
Ajuste del modelo	24
Escorrentía y Erosión	24
Resultados	26
Resultados generales	26
Resultados específicos: GLIFOSATO	27
Características generales	27
Outputs	28
Resultados de la modelación de plaguicidas: escenarios de reducción de aplicación de activos	32
Escenario 1: Rolado en cultivo de cobertura. Reducción del 20% de la aplicación de herbicida glifosato	32
Escenario 2: Rolado en cultivo de cobertura. Eliminación de una aplicación de glifosato	34
Variación en la exportación de plaguicida a nivel de HRU	35
Variación en la concentración de activo sobre el canal principal	36
Resultados orientados al desarrollo de mapas interactivos.	38



Predicción de la concentración, carga o riesgo de exportación de plaguicidas en sitios no monitoreados de suelo y agua.	38
Análisis de Resultados	39
Conclusiones	42
Perspectivas	43
Anexo I	45
MODELACIÓN DE BIFENTRIN	45
Características generales	45
Outputs	46
Anexo II	49
MODELACIÓN DE CLORPIRIFOS	49
Características generales	49
Outputs	51
Escenario 3: Reducción del 20% la dosis de clorpirifos en todas las aplicaciones y rotaciones establecidas. Estrategia: manejo integrado de plagas	54
Anexo III	56
MODELACIÓN DE METOLACHLOR	56
Características generales	56
Outputs	57
Anexo IV	60
MODELACIÓN DE 2,4-D	60
Características generales	60
Outputs	60
Bibliografía	63



Resumen ejecutivo

La cuenca del río Santa Lucía es de gran importancia para el país por su magnitud, por la actividad económica que concentra, y por ser la fuente de agua potable de más de la mitad de la población. En el contexto de desarrollo de herramientas para la gestión de los recursos hídricos, se trabajó en la construcción de modelos de calidad de agua. El objetivo fue desarrollar un modelo de calidad de agua que permita trabajar sobre distintos escenarios; considerando la situación actual e incluyendo posibles modificaciones a las condiciones existentes, evaluando específicamente el comportamiento y el destino ambiental de cinco plaguicidas, mediante la herramienta de modelación SWAT en la cuenca piloto del Santa Lucía, a los efectos de mejorar el conocimiento de la dinámica de los agroecosistemas, proponer escenarios prospectivos de calidad de suelo y agua y aportar información orientada a la gestión ambiental. El modelo ajustó de manera adecuada las condiciones locales de escurrimiento superficial y estimó de forma correlativa las pérdidas de suelo en función del uso y manejo de suelo estimada por el modelo calibrado para Uruguay USLE-RUSLE. Los resultados en fase terrestre permitieron conocer a nivel de unidad de respuesta hidrológica y a nivel de subcuenca, zonas de mayor exportación de plaguicida distribuido de manera discreta en el territorio (cantidad de plaguicida que se pierde desde el suelo que puede potencialmente afectar otras matrices ambientales y/o biológicas). Los resultados en la fase hidrológica se analizaron al cierre de la subcuenca piloto estimada, como carga en el curso principal (Paso Pache), de la cual se observa una variabilidad intra e interanual. Esta variabilidad está dada por el contenido de activo en suelo en superficie y el régimen hídrico. Se propusieron tres escenarios y al compararlos con el escenario base, se observa una reducción en el canal principal. Estos resultados indican que una medida concreta de reducción de activo, resulta en reducciones variables según la naturaleza química de cada plaguicida, de ahí el análisis individual que se le debe hacer a cada plaguicida o combinación de ellos, para evaluar su impacto en el ambiente. Esta fue una primera aproximación a la modelación de plaguicidas en una cuenca prioritaria. Se espera poder ahondar en el desarrollo de la herramienta a los efectos de incorporar otros plaguicidas, otros calendarios de aplicación según uso de suelo, así como desarrollar otros escenarios que permitan cuantificar efectos aislados, profundizar en la generación de mapas interactivos de predicción de activos en los canales principales, entre otros. Estos desarrollos podrían orientar a los tomadores de decisiones a optimizar recursos, por ejemplo, en relación a los programas de vigilancia y monitoreo de Dinama, a encontrar zonas de mayor riesgo de exportación de plaguicidas para sistematizar buenas prácticas de manejo locales, además de generar herramientas para la evaluación integrada del ambiente.



Highlights

1. El proyecto realizado supone una nueva línea de trabajo en la gestión ambientalmente adecuada de plaguicidas en Uruguay, incorporando herramientas innovadoras que permiten hacer sinergia entre diferentes áreas temáticas y a su vez introducir la ciencia de datos a través de la operación de los modelos.
2. Se logró realizar un proyecto de modelación de la cuenca 60 del Santa Lucía como plataforma para evaluar el destino y transporte ambiental de plaguicidas. Con este trabajo se compara, se evalúa y se cuantifica el impacto ambiental de la situación base contra escenarios alternativos. La herramienta de simulación SWAT permite extraer información a diferentes escalas tanto temporales como espaciales: es posible elaborar mapas de zonas calientes, estimar la variación temporal de la carga o concentración en agua durante el periodo de simulación.
3. Luego de avanzar en la modelación de compuestos de esta naturaleza en diferentes cuencas del país se contará con estimaciones a nivel nacional que compensen la falta de datos de plaguicidas en las diferentes matrices ambientales utilizando esta herramienta para la gestión e investigación de recursos naturales en equilibrio con la sostenibilidad productiva.



Organización de las Naciones
Unidas para la Alimentación
y la Agricultura



Introducción

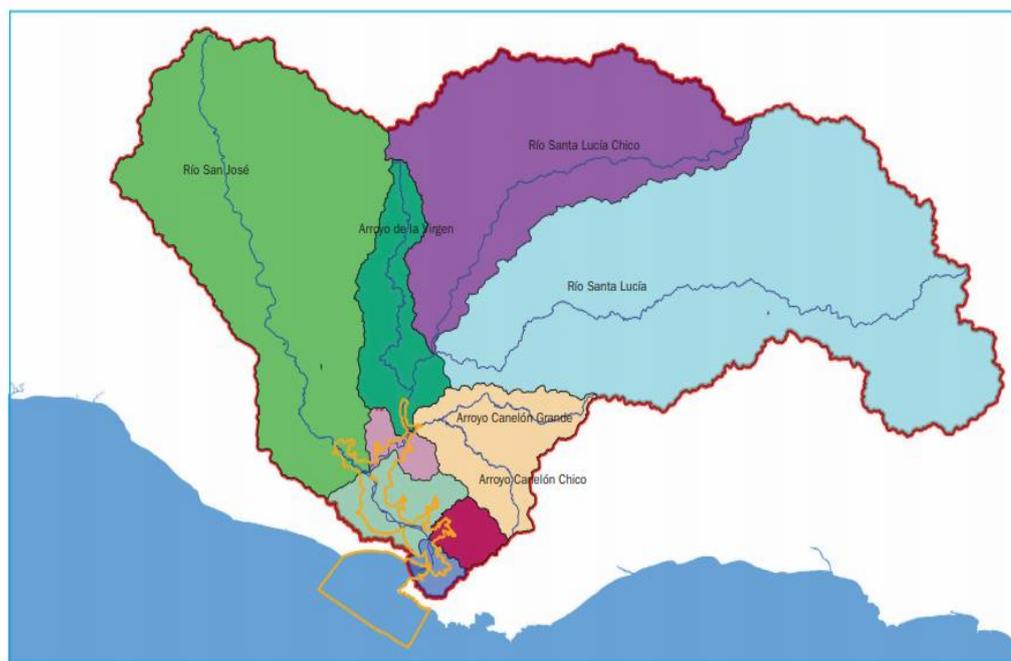
En el año 2019, luego de varios esfuerzos nacionales y compromisos internacionales, Uruguay definió un *Plan Nacional Ambiental para un Desarrollo Sostenible* propuesto como un instrumento estratégico y adaptativo, que identificó los principales desafíos a nivel país en materia ambiental para orientar políticas y acciones con un horizonte a 2030. El documento final fue aprobado por el Gabinete Nacional Ambiental y posteriormente aprobado mediante [Decreto de Presidencia N°222/019](#), de fecha 5 de agosto de 2019. El objetivo 1.3 del Plan se refiere a “Preservar la calidad del agua, conservar los ecosistemas acuáticos continentales y mantener los procesos hidrológicos, a través de modelos de manejo sostenible de cuencas y acuíferos” y tiene como meta 1.3.1 elaborar *Planes de gestión integrada de cuencas*. En este sentido, la cuenca de Santa Lucía tiene una importancia fundamental, debido a su alta vulnerabilidad ambiental siendo fuente de agua potable para el 60% de la población del país.

En diciembre de 2018 se publicó un documento oficial con las *medidas de segunda generación del Plan de acción para la protección de la calidad ambiental del río Santa Lucía* que mantiene los objetivos del plan original (MVOTMA, 2013) de mejorar la calidad de agua de dicha cuenca, con prioridad en los niveles de nutrientes.

La cuenca del río Santa Lucía es de gran importancia para el país por su magnitud, por la actividad económica que concentra, y por ser la fuente de agua potable de más de la mitad de la población. Abarca una superficie de 13.480 km² y comprende parte de seis departamentos: San José, Canelones, Montevideo, Florida, Flores y Lavalleja. Alberga una población de 416.539 personas según el censo de 2011, de las cuales 145.905 residen en la zona integrada por el Área Metropolitana. Es una cuenca de gran importancia para la producción agropecuaria del país, ya que cuenta con establecimientos con diversidad de rubros y tamaños (hortofrutícola, lechero, ganadero, agrícola). El uso predominante de sus suelos es el agropecuario, siendo la ganadería la principal actividad. Si bien los principales sectores a nivel nacional son los mismos a nivel de cuenca, el peso de las actividades agropecuarias —en cantidad de empresas— es sustancialmente mayor en esta cuenca que en el promedio nacional (DINOT, 2016).

La cuenca del río Santa Lucía tiene una importante red hídrica, sus principales cursos de agua son los ríos Santa Lucía, Santa Lucía Chico, San José, y el arroyo Canelón Grande. Cada uno de ellos cuenta con una gran cantidad de afluentes que conforman el sistema completo. Aguas arriba de Aguas Corrientes, los tres tributarios principales son el río Santa Lucía Chico, el arroyo Canelón Grande y el arroyo La Virgen, y se encuentran los dos embalses, Paso Severino —el principal— y Canelón Grande. La cuenca del río Santa Lucía se divide en nueve subcuencas de nivel 2, según el sistema de codificación utilizado por la Dirección Nacional de Aguas (DINAGUA) (Figura 1) siendo la subcuenca Santa Lucía, donde se desarrolló este modelo piloto.





• Fuente: Dinama. Base de datos SIAC-M, EcoPlata. Elaborado por: EcoPlata, Bruno Guigou (2012).

Figura 1. Cuenca Santa Lucía. Principales subcuencas orden 2 y tributarios principales (Fuente: MVOTMA, 2015)

En el contexto de desarrollo de herramientas para la gestión de los recursos hídricos se trabaja en la construcción de modelos de calidad de agua. El objetivo es desarrollar un modelo de calidad de agua que permita trabajar sobre distintos escenarios; considerando el actual e incluyendo posibles modificaciones a las condiciones existentes. Este abordaje permite valorar la incidencia de distintas acciones en las condiciones de calidad de los cuerpos de agua, así como valorar estas condiciones respecto a objetivos que se propongan o ayudar a definirlos. Para el desarrollo de estas herramientas, desde 2017 se ha estado trabajando en un contexto interinstitucional (nacional e internacional) con el software SWAT. Este esfuerzo tiene un alcance de mediano plazo y busca obtener mayor detalle en algunos aspectos de los sistemas como el transporte del suelo al agua o la incorporación de nuevas variables de análisis para la calidad del agua, entre otros aspectos críticos. A través del eje 4 del Plan de Acción medidas de segunda generación se incorpora además un proyecto que busca la mejora del conocimiento de la dinámica del sistema (Proyecto 4.2. Construcción de escenarios prospectivos de calidad y cantidad de agua y definición de objetivos intermedios de calidad de agua de mediano y largo plazo).

A partir de distintos esfuerzos que se realizaron de manera interinstitucional entre Dinama, MGAP, Dinagua, INIA, IRI, universidad de Sydney & UdelaR, para la generación, puesta a punto, y desarrollo del modelo de cantidad y calidad de agua, es que se incorpora plaguicidas al modelo SWAT en la cuenca piloto del Santa Lucía.

Objetivos

El objetivo de este trabajo es modelar el comportamiento y el destino ambiental de cinco plaguicidas, mediante la herramienta de modelación SWAT en la cuenca piloto del Santa Lucía, a los efectos de mejorar el conocimiento de la dinámica de los agroecosistemas, proponer escenarios prospectivos de calidad y aportar información orientada a la gestión ambiental.

Objetivos específicos

1. Evaluar las pérdidas en el suelo y en agua de las diferentes fracciones de cada uno de los plaguicidas seleccionados.
2. Analizar la variación espacial de las cargas de los distintos activos seleccionados a los efectos de identificar zonas de mayor riesgo de pérdida de activos.
3. Analizar la variación temporal de las cargas de los distintos plaguicidas seleccionados a los efectos de encontrar patrones temporales de pérdida hacia los cursos de agua.
4. Definir escenarios para evaluar el impacto de la medida sobre la carga de activo en agua.



Evaluación del destino ambiental de plaguicidas y COPs

Los plaguicidas conforman un grupo de compuestos de diferente naturaleza química utilizados para el control de plagas y malezas. Desde su introducción en la década del 40, su uso ha crecido de manera exponencial acompañado con la revolución agrícola logrando mejorar significativamente la productividad, el rendimiento y la calidad de la producción agropecuaria (Soutullo et al., 2020). Por ejemplo, los herbicidas selectivos han sido instrumentados para transformar los sistemas de laboreo, posibilitando a los productores realizar sistemas de producción continua. Este cambio de paradigma ha llevado a que en la mayoría de los cultivos, se realice al menos una aplicación anual; en cultivos cerealeros pueden haber al menos 7 aplicaciones anuales (Gevaro & Jones, 2002, en (Cresswell 2004) y en cultivos hortícolas, es común realizar aplicaciones semanales (Gonzalez *com.pers*, 2019, (Nuñez et al. 2007);).

Los contaminantes orgánicos persistentes (COPs) comparten que persisten en el ambiente y su vida media en el suelo, aire y biota es larga, son típicamente hidrofóbicos y lipofílicos, tienen facilidad para pasar a la fase gaseosa en condiciones atmosféricas normales, tienen un rango de transporte muy amplio, su distribución es global y se han encontrado en ambientes prístinos tales como el Ártico. Su resistencia a la metabolización y su lipofilicidad significa que se bioacumulan y que se pueden incorporar a la cadena trófica.

Las características fisicoquímicas de estos compuestos, gobernarán su comportamiento y la actividad biológica en los suelos. El tamaño molecular, su capacidad de ionización, su solubilidad, su lipofilicidad, su polarización y su volatilización son propiedades clave para entender el destino ambiental, pero en general solo una o dos propiedades tienen una incidencia dominante (Navarro et al.).

Los plaguicidas ingresan a los predios agrícolas por aplicación directa (como ser la pulverización aérea, derrames accidentales, o disposición irresponsable), o por aplicaciones indirectas (pérdidas por deriva, transporte atmosférico o ambiental, o deposición). Las pérdidas pueden ser por volatilización, por deriva, con agua de escorrentía, lixiviado y degradación química y biológica o adsorbido al sedimento.

La degradación microbiológica es el principal proceso de pérdida de plaguicidas en el ambiente (Cresswell). Esta degradación está regulada por la actividad microbiológica en sí misma o como resultado de esta actividad (cambios que modifican el pH o el potencial redox). El contenido de materia orgánica, el contenido de arcilla, el contenido de humedad del suelo, el pH, la región geográfica, el clima afectan las tasas de degradación por afectar directamente las tasas de actividad microbiana. Debido a que hay una variación en el perfil del suelo en

cuanto a las propiedades mencionadas anteriormente, en profundidad comienzan a predominar otros procesos de degradación, los procesos abióticos. Esta descomposición aeróbica ocurre por procesos de hidrólisis, procesos de óxido reducción, deshidrohalogenación y fotólisis.

La adsorción y desorción en la solución del suelo es el proceso más importante en relación a la movilidad de estos compuestos y la llegada de los mismos a los organismos objetivos. La fuerza de Van der Waals o las fuerzas electrostáticas entre estos y otros componentes de los suelos, puede provocar enlaces tan fuertes que conducen a un aumento en la persistencia de estos compuestos en el suelo (Senesi 1992). Desde el punto de vista toxicológico, este proceso es muy importante, ya que resulta en una reducción de la disponibilidad de activo para con la biota no objetivo, reduce la toxicidad del compuesto- aunque hay evidencia del efecto de algunos activos en la comunidad microbiana (Karpouzas et al. 2016; Khalid et al. 2020), inmovilizan al plaguicida y evita pérdidas por lixiviado, erosión o escorrentía (Cresswell 2004; Gevaio, Semple, and Jones 2000).

La cantidad y naturaleza de materia orgánica contenida en el suelo, el porcentaje y el tipo de arcillas son los factores principales en determinar la adsorción o no de los plaguicidas en la matriz "suelo". Sin embargo, el pH, la composición de la solución del suelo, la presencia de iones u otros compuestos también afectarán este proceso hacia un lado o hacia otro. Este proceso de adsorción es un proceso rápido que ocurre a partir del momento en el cual se aplica el activo. Luego, puede ocurrir secuestro de la sustancia, que implica una cinética mucho más lenta con los componentes del suelo.

Cuando los pesticidas ingresan a los agroecosistemas, quedan sometidos a estos procesos de degradación y de transporte. El decaimiento en el ambiente de esa sustancia, es la combinación de varios procesos mencionados anteriormente (degradación biológica y abiótica, fotólisis, hidrólisis, lixiviado y lavado). El grado por el cual, un compuesto se perderá dependerá de las características fisicoquímicas del suelo, las propiedades químicas del activo, temperatura, precipitación y prácticas de manejo agrícola. En términos generales, los compuestos con vidas medias bajas tienen tasas de disipación rápidas en el suelo. Estos compuestos se caracterizan por ser extremadamente volátiles, solubles en agua y se degradan rápidamente. Por el otro lado, compuestos tales como los contaminantes orgánicos persistentes, son no volátiles, relativamente insolubles y recalcitrantes, y son absorbidos fuertemente y persisten en el suelo por muchos años (Rojas et al. 2013; Ukalska-Jaruga, Smreczak, and Siebielec 2020). Estos compuestos tienen un coeficiente de partición suelo:agua, elevado (Koc) limitando la posibilidad de pérdida por volatilización, lixiviado o degradación biológica. Estos compuestos son por ejemplo algunos insecticidas clorados tales como el DDT, aldrin, dieldrin, etc.

La tasa de volatilización depende principalmente de la presión de vapor y su tasa de pérdida depende primariamente de factores externos tales como la rugosidad de la superficie en la cual se aplica el producto, la velocidad del viento, la turbulencia del aire y la temperatura.



La escorrentía, está definida como el agua o cualquier material suspendido o disuelto que sale de la parcela o de un predio, con el agua de escurrimiento. El movimiento de los plaguicidas en el flujo superficial hacia los cuerpos de agua, es uno de los problemas más importantes asociados al uso de estos compuestos. Las formas en que estos compuestos se transportan son las formas disueltas, las partículas suspendidas y las adsorbidas al sedimento. Los factores que determinan las pérdidas por escorrentía son las propiedades fisicoquímicas de los plaguicidas, la tasa de aplicación de plaguicidas y el periodo ventana entre que se realiza la aplicación y un evento de precipitación, el método de aplicación y la formulación del activo. La proporción de plaguicidas en los primeros centímetros de suelo y la pérdida total por medio de ese mecanismo de pérdida, disminuye con el tiempo. Así mismo, la concentración de plaguicidas en el agua de escurrimiento bajo diferentes regímenes de precipitación está fuertemente correlacionado con la concentración de plaguicida en los primeros 10 cm de suelo (Leonard, 1990 en (Y. Cheng et al. 2016)(H. H. Cheng 1990). Los pesticidas que son depositados en la superficie del suelo están sometidos a la influencia de condiciones extremas ambientales, las tasas de pérdida son mayores que aquellos que están incorporadas a la matriz del suelo. Por lo tanto, aquellos compuestos que son incorporados al suelo y que se mueven rápidamente hacia el perfil del suelo, son menos propensos a trasladarse hacia afuera de la parcela. Aquellos activos que tienen una alta afinidad al adsorberse al sedimento, tienen mayor probabilidad de perderse por erosión asociado al material fino enriquecido de estos compuestos (Gevao & Jones, 2002).



Organización de las Naciones
Unidas para la Alimentación
y la Agricultura



Área de estudio

La subcuenca 60 del río Santa Lucía tiene una extensión de 4896.3 km² (489626.8 ha) y como resultado de la modelación SWAT quedó subdividida en 8 subcuencas orden 3 (Figura 2). Seis de estas subcuencas tienen más del 50% de su superficie bajo campo natural (subcuencas 1, 2, 4, 5 y 6) mientras que la subcuenca 3 ,7 y 8 tienen menos del 50% de su superficie bajo este uso.

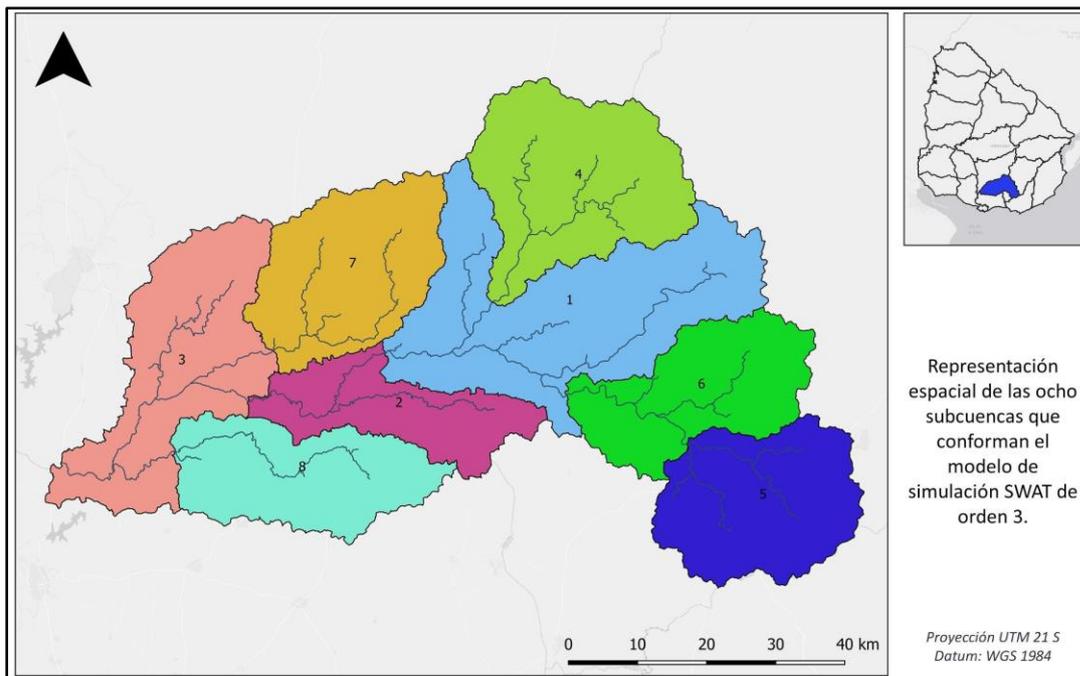


Figura 2. Distribución espacial de las ocho subcuencas que conforman la cuenca piloto del Santa Lucía.

Desde el punto de vista topográfico en la zona al sur, sureste predominan las pendientes altas y medianas, distribuidas principalmente en las subcuencas 4, 5 y 6. Los suelos dominantes son brunsoles subeutricos háplicos de textura arenosa de la unidad Tapes Chico (TC), los litosoles subeutricos ocrícos de la unidad Sierra Aiguá (SAg) de textura arenosa a franca, los brunsoles subeutricos típicos de la unidad Guaycurú (Gu1) de textura francosa y los brunsoles subeutricos lúvicos francosos de la unidad Estación Arteaga (EAr).

La subcuenca 1 ocupa un 20 % del total de la superficie de la cuenca 60, contiene una pequeña proporción de

zonas de altas pendientes, pero también contiene en mayor proporción paisajes más planos. En términos generales, dominan suelos tales como brunosoles de la unidad 1:40000 Guaycurú (Gu, Brunosol subeutrico típico de textura francosa) vertisoles rústicos típicos de la unidad Canelones de textura limo-arcillosa o vertisoles rupticos lúvicos de la unidad Tala de textura limo arcilloso.

La subcuenca 2 ocupa un 7,8 % de la cuenca piloto, su relieve es básicamente plano y los suelos dominantes son los vertisoles rupticos de la unidad Canelones de textura limo arcilloso y los planosoles subeutricos melánicos de la unidad Puntas de Valdez de textura limo arcilloso.

La subcuenca 3, es la subcuenca que cierra en Paso Pache la cuenca piloto, en su mayoría presenta un relieve bajo a moderado (pendientes menores al 6%) y los suelos más representados en la zona son los brunosoles subeutricos típicos francosos de la unidad Guaycurú en fase moderada y profunda, los brunosoles eutricos lúvicos de la unidad Carreta Quemada de textura francosa y los planosoles eutricos melánicos de la unidad San Ramón.

La subcuenca 7 tiene un 16% de su superficie con pendientes mayores a 6%. El 47% de sus suelos son brunosoles subeutricos típicos francosos de la unidad Guaycurú en fase moderada y profunda y el 21% son los vertisoles rupticos lúvicos de la unidad Tala de textura limo arcillosa.

La subcuenca 8 tiene un paisaje básicamente plano, y los suelos más representados son los vertisoles rústicos de la unidad Canelones de textura limo arcilloso y los planosoles subeutricos melánicos de la unidad Puntas de Valdez de textura limo arcilloso.

Hay seis usos más representados en la cuenca: agricultura continua (AGRC), agricultura con rotación con pasturas (AGRP), rotación lechera (LECH)- estos tres, en un mapa de uso de suelo estándar caerían dentro de la categoría "agricultura de secano < a 4.5há". Las tres categorías restantes son: campo natural (GRAS), monte forestal comercial (EUCA) y monte nativo (MONT). Para estos usos, con la información de los Planes de Uso y Manejo Responsable de Suelos (PU), los datos de DICOSE (2016) y del mapa de Uso del Suelo se definieron rotaciones tipo de manera de obtener un modelo simple pero que represente de manera general el manejo que se realiza en los usos de suelo considerados (Actualización del Manual de medidas exigibles para cultivos y pasturas: Instructivo para la elaboración y presentación de Plan), descriptos más adelante en la metodología.

El uso predominante en toda la subcuenca es el campo natural. Sin embargo, las cuencas 1, 2,3, 7 y 8 tienen una intensidad mayor en lo referido a su uso más agrícola y lechero. Por ejemplo, la segunda actividad más relevante en la subcuenca 1, 2 y 8 es agricultura con rotación de praderas. En las subcuencas 3 y 7, el segundo uso más relevante es el lechero. La subcuenca 3 (que es la que cierra la cuenca) es aquella con una menor proporción de campo natural y con mayor porcentaje de usos más intensivos (Figura 3).



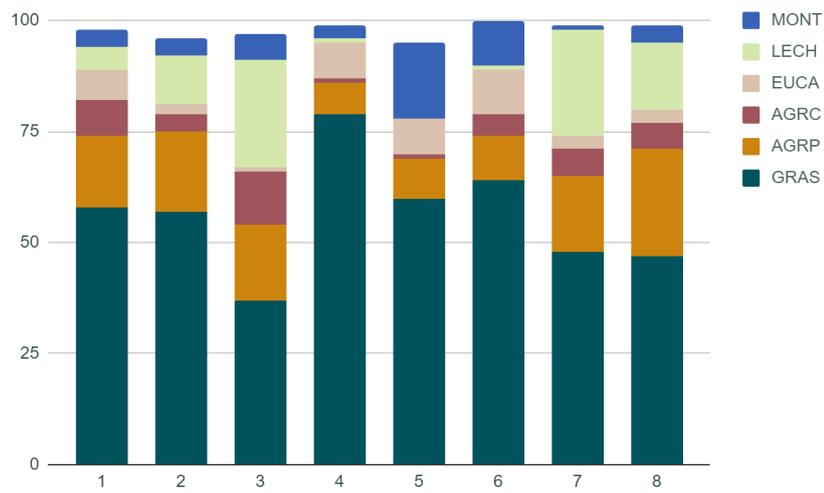


Figura 3 Porcentaje de uso de suelo por subcuenca en el área de estudio

Metodología

Generalidades de SWAT

El SWAT fue desarrollado para predecir el impacto de las prácticas de manejo del suelo sobre la cantidad y calidad de agua, los sedimentos y sobre la dinámica de sustancias químicas de origen agrícola en cuencas relativamente grandes y complejas bajo una variedad de suelos, uso de la tierra y condiciones de manejo sobre un tiempo prolongado. Es un modelo continuo en el tiempo el cual requiere una extensa base de información sobre el clima y condiciones meteorológicas, propiedades de los suelos, topografía, cobertura vegetal y prácticas agrícolas de manejo que ocurren en esa cuenca. Esta herramienta simula los procesos físicos asociados con el movimiento del agua, sedimento, el ciclo de nutrientes y sustancias químicas-pesticidas y bajo determinados factores de producción agrícola, como, por ejemplo, durante la rotación de un cultivo.

Para la simulación, la cuenca hidrográfica se divide en subcuencas (denominada *SUB* bajo la nomenclatura SWAT) en función de los puntos de cierre que el usuario le asigna. A su vez, las subcuencas están aún más discretizadas por unidades de respuesta hidrológicas, conocidas también como HRU. Las HRU son áreas de suelo que corresponden a combinaciones de cobertura, tipo de suelo y topografía.

La simulación hidrológica se divide en dos etapas. La primera es la fase terrestre del ciclo hidrológico y la otra, la fase de enrutamiento del ciclo hidrológico. La primera controla la cantidad de agua, de sedimentos, de nutrientes y de pesticidas exportadas al canal principal desde cada HRU y cada subcuenca, y la segunda define el movimiento del agua, sedimentos, nutrientes y pesticidas por el canal principal conocido como “reach” (RCH en la nomenclatura SWAT).

La fase terrestre del ciclo hidrológico, está basada en balances de agua en cada HRU e incluye en la ecuación el contenido inicial de agua en el suelo, la precipitación, la escorrentía (magnitud, sentido y dirección), la infiltración, la percolación y la evapotranspiración para cada uso y tipo de suelo.

En la fase de enrutamiento del ciclo hidrológico, se calculan las cargas en agua y sedimento de nutrientes y pesticidas. SWAT modela la transformación de sustancias químicas en la corriente y en el cauce. Para el cauce principal y para las zonas sumidero del enrutamiento, se modela el flujo, el transporte de sedimento, los nutrientes y las sustancias químicas orgánicas como plaguicidas que se asocian tanto a una u otro de forma disuelta o adsorbida al sedimento. Para plaguicidas, se modelan los procesos de asentamiento, entierro, re-suspensión, volatilización, difusión y transformación.



SWAT Outputs

Output. hru & Output.sub: Fase terrestre

La salida en fase terrestre ocurre a nivel de unidad de respuesta hidrológica (HRU) y a nivel de subcuenca (SUB), siendo la segunda el total de las HRU contenidas en cada subcuenca. El modelo simula a la vez, todos los activos que estén dentro de la base de datos de las operaciones que se realicen en cada uso de suelo. En ambas escalas, el SWAT 2012 cuantifica lo que se pierde en agua de escurrimiento (SOL_PST) y lo que se pierde asociado al sedimento (SOR_PST) que sale tanto de la HRU o de la subcuenca (Sub). Esta partición está determinada principalmente por un parámetro que se conoce como *coeficiente de partición normalizado por el contenido de carbono en el suelo* (SKoc). Mientras mayor sea el valor SKoc, mayor es la afinidad por el suelo. Este valor (que es adimensional), tiene un rango de variación que oscila entre 1 y 1.000.000. En la tabla 12 se pueden observar los valores de este parámetro para cada uno de los activos seleccionados para la modelación. Un elemento a considerar- que es relevante para la interpretación de las salidas del modelo- es que SWAT, no simula procesos entre HRU y que las mismas no tienen una conexión espacial. Entonces, la salida que se imprime a nivel de HRU, se tiene que tomar como una isla no conectada (y no como un sistema continuo). La salida a nivel de subcuenca (SUB) es la sumatoria de todas las HRU.

Output.rch: Fase hidrológica

La salida de SWAT en el canal principal es lo que se conoce como “output reach” (Rch). Según la documentación teórica, la modelación en esta fase debe realizarse de a una simulación a la vez. Esto es debido a que las ecuaciones matemáticas que gobiernan estas cinéticas son complejas y requieren realizarse de a uno. A continuación, se describen cada una de las salidas en el reach y que representan a los diferentes compartimentos ambientales de un plaguicida en agua (Tabla 2).

Tabla 2. Descripción de la partición de los compuestos cuando llegan al canal principal según la versión SWAT 2012.

Swat output.rch	Descripción
SOLPST_OUT	mg de activo en forma soluble que sale del canal principal
SORPST_OUT	mg de activo que es transportado con el sedimento que sale del canal
REACTPST	mg de activo que se pierde por descomposición
VOLPST	mg de activo que se pierde por volatilización
SETTLPST	mg de activo que se transfieren por deposición al lecho del canal principal



RESUSP_PST	mg de activo que se transfieren desde el lecho al canal principal por resuspensión
DIFFUSEPST	mg de activo que se transfieren por difusión al lecho del canal principal
REACBEDPST	mg de activo en sedimento que se descompone en el lecho del canal
BURYPST	pérdida de activo en sedimento (mg) que se pierde por enterramiento
BED_PST	mg de activo que va al lecho del canal principal

En este trabajo, se evaluará la dinámica de la fracción soluble y adsorbida al sedimento. Es importante tener presente que es posible evaluar otras dinámicas que no se evaluarán en este trabajo, por ejemplo, acumulación de plaguicidas en el lecho del canal principal.

Determinación de las rotaciones tipo

Del análisis de las rotaciones agrícolas y agrícolas-ganaderas (según fueron presentados en los PU) se visualizan dos tipologías de rotaciones agrícolas: aquellas que incorporan pasturas y aquellas que no lo hacen.

Un 60% del área de los PU son netamente agrícolas, con rotaciones como:

- Soja - Cereal Invierno - Soja - Cobertura - Sorgo/Maíz - Barbecho/cobertura (Duración 3 años)
- Soja - Cereal Invierno - Soja - Cobertura (Duración 2 años)
- Soja - Cereal Invierno - Soja - Cereal Invierno - Soja - Cobertura/Barbecho (Duración 3 años)
- Soja - Cereal Invierno - Sorgo/Maíz - Cobertura/Barbecho (Duración 3 años)

El otro 40% comprende a rotaciones que incorporan pasturas, tales como:

- Soja - Cereal Invierno - Sorgo/Maíz - Cobertura/Barbecho - PASTURAS 3 años (Duración 5 años)
- Soja - Cereal Invierno - Soja - Cobertura/Cereal Invierno - PASTURAS 3 años (Duración 5 años)
- Soja - Cereal Invierno - Soja - Cereal Invierno - Soja - PASTURAS 2,5 años (Duración 5 años)
- Soja - Pasturas 3,5 años (Duración 4 años)

Las rotaciones tipo que se diseñaron para incorporar a la modelación SWAT en la cuenca del río Santa Lucía son: 1) rotación enteramente agrícola (AGRC); 2) rotación agrícola con pasturas (AGRP), 3) rotación lechera (LECH) y 4) rotación ganadería extensiva (GRASP).

A continuación, se detalla cada una de ellas.



Rotación enteramente agrícola (AGRC)

Es una rotación de tres años de duración que incluye dos temporadas de verano de soja, una de maíz y un cultivo de invierno y dos puentes verdes. En el primer año, luego de cosechada la soja, se siembra trigo, dejando aproximadamente 60 días de incorporación de materia orgánica producto de descomposición del rastrojo antes de sembrar la soja nuevamente. En el segundo año, luego de la soja, se siembra un puente verde (en general avena y/o raigrás), que se deja crecer hasta septiembre. Sobre esta capa se siembra el maíz, que se cosecha el abril siguiente, dejando un puente verde hasta la próxima siembra de soja, en primavera (Tabla 3). La secuencia de cultivos propuesta es la siguiente:

Tabla 3: Secuencia de tres años de la rotación AGRC. ID SWAT es el nombre del cultivo en la base de datos SWAT.

Cultivo	ID SWAT	Año
Maíz	CORN	3-1
Avena	OATS	1
Soja	SOYB	1-2
Trigo	WWHT	2
Soja	SOYB	2-3
Avena	OATS	3
Maíz	CORN	3-1

Rotación agrícola con pasturas (AGRP)

La rotación agrícola con pasturas (AGRP), es representativa de predios agrícola-ganaderos, tiene una duración de 5 años, y se diferencia de la rotación agrícola en que se implanta una pastura por tres años con pastoreo.

Se decidió hacer dos cortes de esta rotación desfasados en el tiempo con el fin de reflejar en el modelo que no todos los predios bajo esta rotación tienen una pastura o un cultivo de verano al mismo tiempo. De forma aleatoria se asigna el corte 1 cuando se encuentran en subcuencas impares y el corte 2 para subcuencas pares (Tabla 4). Las secuencias de cultivos propuesta para cada corte son las siguientes:

Tabla 4: Secuencia de cultivos de la rotación AGRP. ID SWAT es el nombre del cultivo en la base de datos SWAT.

CORTE 1	CORTE 2
---------	---------



Cultivo	ID SWAT	Año	ID SWAT	Crop	Año
PASTURA pastoreo	PAST	1	PASTURA pastoreo	PAST	1
Maíz	CORN	1-2			
Avena pastoreo	OATS	2	PASTURA pastoreo	PAST	2
Maíz	CORN	2-3			
PASTURA pastoreo	PAST	3	PASTURA pastoreo	PAST	3
			Maíz	CORN	3-4
PASTURA pastoreo	PAST	4	Avena pastoreo	OATS	4
			Maíz	CORN	4-5
PASTURA pastoreo	PAST	5	PASTURA pastoreo	PAST	5

Rotación lechera (LECH)

La rotación representativa para los Planes de Lechería Sostenible (LECH) se caracteriza por comprender solo cultivos de pastoreo con el objetivo de alimentar el ganado. Se eligió una rotación representativa de cuatro años de duración: en febrero se siembra un cereal de invierno, en verano se siembra un sorgo forrajero y luego se implanta una pastura por tres años.

Se decidió hacer dos cortes de esta rotación desfasados en el tiempo con el fin de reflejar en el modelo que no todos los predios bajo esta rotación hacen una pastura o un cultivo de verano al mismo tiempo. De forma aleatoria se asigna el corte 1 cuando se encuentran en subcuencas impares y el corte 2 para subcuencas pares (Tabla 5). Las secuencias de cultivos propuesta para cada corte son las siguientes:

Tabla 5: Secuencia de cultivos de la rotación LECH. *ID SWAT* es el nombre del cultivo en la base de datos SWAT

CORTE 1			CORTE 2		
Cultivo	ID SWAT	AÑO	Cultivo	ID SWAT	AÑO
Avena pastoreo	OATS	1	PASTURA pastoreo	PAST	1
Sorgo FORRAJERO	SGHY	1-2			
PASTURA pastoreo	PAST	2	PASTURA pastoreo	PAST	2
PASTURA pastoreo	PAST	3	Avena pastoreo	OATS	3
			Sorgo FORRAJERO	SGHY	3-4
PASTURA pastoreo	PAST	4	PASTURA pastoreo	PAST	4

Rotación ganadería extensiva (GRASP)

La rotación de ganadería extensiva sobre “campo natural” (GRASP) se caracteriza por tener pastoreo con baja carga animal y ausencia de operaciones de siembra, fertilización y aplicación de plaguicidas. Dentro del término “campo natural” se incluyen todas las pasturas que tienen este manejo (Tabla 6). La secuencia de cultivos es la siguiente:

Tabla 6: Secuencia para GRAS. ID SWAT es el nombre del cultivo en la base de datos SWAT

Cultivo	ID SWAT	AÑO
Campo Natural pastoreo	GRAS	1

Calendario de aplicación de plaguicidas en las rotaciones AGRC, AGRP & LECH.

Los principios activos fueron seleccionados en base a tres criterios. En primer lugar, deben estar dentro de los primeros lugares de la “Lista de prioritarios de plaguicidas” lista realizada por el Laboratorio Ambiental de Dinama a partir de varios criterios como, por ejemplo, toneladas de principio activo importado entre 2012 y 2019, toxicidad, etc.; en segundo lugar, debe de haber sido detectado en al menos un monitoreo de vigilancia de Dinama; finalmente debe estar dentro de la base de datos de SWAT2012. Los principios activos seleccionados fueron el glifosato, el clorpirifos, el 2,4-D, el metolachlor y el bifentrin.

A continuación, se presenta el momento de aplicación de los plaguicidas seleccionados según el cultivo. Entiéndase que el momento y la dosis de aplicación (expresado en kg/ha) de cualquiera de los activos incorporados al modelo, serán los mismos independientemente de la rotación que esté incorporada (Tabla 7, 8, 9, 10, 11 y 12).

Tabla 7. Momento y dosis de aplicación de plaguicidas en maíz

Maíz				
	Momento de aplicación	Cantidad (kg/ha)	Plaguicida	PEST_ID.
	un día previo a la siembra	1.44	Glifosato	177
	un mes luego de sembrado	0.48	Clorpirifos	129
	un mes luego de sembrado	1.08	Glifosato	177
	a los dos meses de sembrado	1.08	Glifosato	177

Tabla 8. Momento y dosis de aplicación de plaguicidas en soja

Soja				
	Momento de aplicación	Cantidad (kg/ha)	Plaguicida	PEST_ID.
	al mes de sembrado	0.48	Clorpirifos	129
	al mes de sembrado	1.08	Glifosato	177
	a los dos meses de sembrado	1.08	Glifosato	177
	a los tres meses del segundo ciclo	0.1	Bifentrin	198

Tabla 9. Momento y dosis de aplicación de plaguicidas en sorgo

Sorgo				
	Momento de aplicación	Cantidad (kg/ha)	Plaguicida	PEST_ID.
	En barbecho	0.96	Metolachlor	88
	A los dos meses de la siembra (se siembra en octubre)	0.48	Clorpirifos	129
	Al final del ciclo	1.44	Glifosato	177
	Al final del ciclo	0.48	2,4-D	230
	Se refuerza la aplicación a la semana de la última aplicación	1.44	Glifosato	177

Tabla 10. Momento y dosis de aplicación de plaguicidas en avena

Avena				
	Momento de aplicación	Cantidad (kg/ha)	Plaguicida	PEST_ID.
	al mes de la siembra	0.48	2,4-D	230
	a los 4 meses de la siembra	1.44	Glifosato	177
	prepara barbecho	1.08	Glifosato	177

Tabla 11. Momento y dosis de aplicación de plaguicidas en trigo

Trigo				
	Momento de aplicación	Cantidad (kg/ha)	Plaguicida	PEST_ID.
	el día de la siembra	1.44	Glifosato	177
	el día de la siembra	0.48	2,4-D	230
	a los cinco meses de la siembra	0.48	Clorpirifos	129

Tabla 12. Momento y dosis de aplicación de plaguicidas en praderas

Pastura			
Momento de aplicación	Cantidad (kg/ha)	Plaguicida	PEST_ID.
Al final del ciclo, previo a la implantación de un cultivo	1.44	Glifosato	177

En los usos de suelo GRAS (campo natural), MONT (monte nativo) y EUCA (plantaciones forestales comerciales) no se aplicó ningún plaguicida. Por lo tanto, en este modelo, las subcuencas 1, 2, 3, 7 y 8, son las que están sometidas a mayor impacto en el ambiente por el uso de plaguicidas y mayor vulnerabilidad.

Parámetros físico-químicos de los plaguicidas simulados

La siguiente tabla presenta características físicas y químicas de la base de datos del SWAT (Tabla 13). La base de datos de plaguicidas está basada en las propiedades fisicoquímicas de productos comerciales. Se verificó que estos productos efectivamente se comercializan en Uruguay. No se modificó ningún valor.

Tabla 13. Base de datos SWAT 2012 de plaguicidas. PESTNAME. es el principio activo, IPNUM: código SWAT, Nombre comercial es el nombre de la fórmula comercial, SKOC: Coeficiente de adsorción normalizado por el carbono del suelo (mg.kg^{-1} , mg. L^{-1}); Indica la capacidad de un principio activo (p.a.) de ser retenido en el suelo; WOF: Wash-off fraction, Cuantifica qué fracción de plaguicida se lava luego de ser aplicado, HLIFE_F: vida media foliar (días) y HLIFE_S (días): vida media en suelo, AP_EF: eficiencia de aplicación (0.75 es el valor por defecto), WSOL: es la solubilidad en agua (mg. L^{-1}).

PESTNAME	IPNUM	NOMBRE COMERCIAL	SKOC	WOF	HLIFE_F	HLIFE_S	AP_EF	WSOL
2,4-D amine	230	Weedar	20	0,45	9	10	0,75	796000
Bifentrin	198	Talstar	240000	0,4	7	26	0,75	0,1
Clorpirifos	129	Lorsban	6070	0,65	3,3	30	0,75	0,4
Glyphosate Amine	177	Roundup	24000	0,6	2,5	47	0,75	900000
Metolachlor	88	Dual	200	0,6	5	90	0,75	530

Características generales del modelo

Este modelo de simulación se construyó con la versión QSWAT 2012 1.9 en interfase QGIS 2.6.1. El mapa de uso de suelo fue del año 2015. Se dejó un período de 4 años de calentamiento entre el 2006 y 2009 y un período de simulación de 10 años entre 2010 y 2016.



Configuración y análisis de los resultados

Los programas de monitoreo de la Dinama, evalúan semestralmente algunos plaguicidas en la matriz agua. Algunas de estas técnicas realizan la determinación en una muestra de agua bruta y otras técnicas cuantifican activo en la muestra filtrada (sin sedimentos en suspensión). En este sentido, se evaluó la salida del modelo de simulación de manera diferente en aquellas técnicas analíticas en donde se filtra el agua versus técnicas analíticas que analizan el agua bruta. La evaluación temporal y espacial de activos que se cuantifican en una muestra de agua bruta se cuantificara considerando la sumatoria de las salidas SOL_PST + SOR_PST (metolachlor, 2,4-D). La salida RESUSP_PST se descartó por ser despreciable en relación a las otras salidas (SOL_PST & SOR_PST). En activos donde la muestra de agua es filtrada, el análisis sólo considerará SOL_PST (glifosato, bifentrin, clorpirifos) (Tabla 14).

Tabla 14. Clasificación de los plaguicidas que se analizan en la matriz agua. La columna de la izquierda, se determina en agua filtrada mientras que la de la derecha en agua bruta.

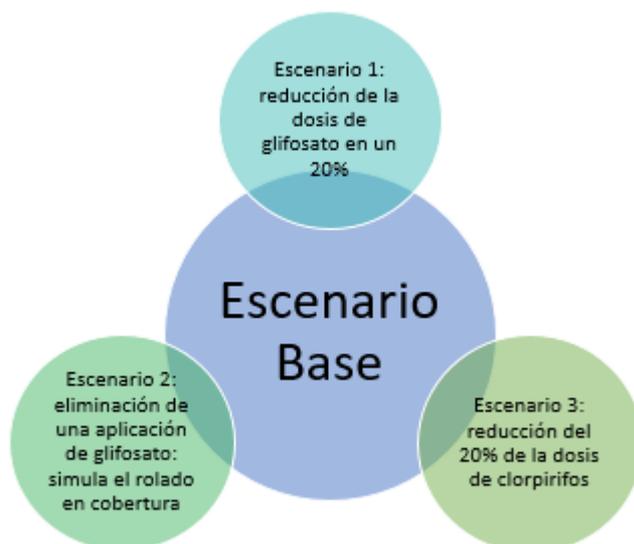
Análisis de agua en agua filtrada	Análisis de activo en agua bruta
Glifosato	Metolachlor
Bifentrin	2,4-D
Clorpirifos	

Escenarios

Primariamente se presentan los resultados generales de la modelación. Luego se mostrarán los resultados para el escenario base de glifosato: mapas de zonas calientes a nivel de HRU, variación temporal de carga y concentración de activos al cierre de cuenca. Luego, se mostrarán los escenarios alternativos asociados al glifosato. En los Anexos se mostrarán los resultados de los plaguicidas restantes: en primer lugar, los resultados para la carga activos en agua filtrada y luego en agua bruta. Se considera como “el escenario base” el calendario descrito en la metodología, en donde para cada activo se determina la carga exportada a nivel de HRU, a nivel de subcuenca y de canal principal. Los escenarios alternativos resultan en modificaciones de ese calendario.

Un escenario es una descripción parcial y concreta del comportamiento de un sistema en una determinada situación. Es una descripción parcial ya que sólo se describe aquello que está relacionado con un comportamiento particular del objeto de estudio. A pesar de estar acotado, describe todo el contexto que

involucra a ese proceso: clima, tipo, uso y manejo de suelo, etc. Los escenarios alternativos permiten modificar parámetros y cuantificar el impacto de ese cambio.



En ese sentido se plantearon tres escenarios alternativos: uno de reducción de la dosis de glifosato, otro de la eliminación de una aplicación y otro de reducción de clorpirifos del 20% de la dosis. El escenario de reducción de glifosato se construyó bajo el supuesto de reducir en un 20% la dosis de todas las aplicaciones de glifosato en todas las rotaciones y se cuantificó el impacto sobre la calidad de agua sin modificar ni la precipitación ni la tasa de erosión. El segundo escenario, elimina la aplicación pre cultivo de verano, que trata de simular la tecnología de rolado de cobertura en barbecho. El último escenario se fundamenta en reducir un 20% la dosis de clorpirifos sin modificar ningún otro parámetro: dada la gran toxicidad y persistencia de este compuesto, se quiso evaluar la magnitud de cambio al reducir la dosis.

Ajuste del modelo

Escorrentía y Erosión

Debido a la baja cantidad de datos que existen en relación a plaguicidas en general, es muy difícil poder realizar una adecuada calibración. Es por eso que, según lo reportado en la bibliografía internacional, para minimizar errores, es importante una adecuada modelación de caudal, escorrentía superficial y pérdida de sedimento (Wang et al. 2019a). Según los registros nacionales, la precipitación media anual de la zona estudiada es de 1300 mm. De este modelo se obtuvo una precipitación anual media de 1318 mm. El escurrimiento superficial estuvo bien estimado ya que se obtuvo un valor medio anual de 481 mm, cuando el valor registrado para Uruguay oscila entre 400 y 500 mm. Cabe señalar que estos valores son promedios anuales y el modelo es de paso diario, lo que da un rango mayor que el promedio anual. El ajuste para la calibración del caudal al cierre de la subcuenca 3 (Paso Pache) alcanzó un valor de la función objetivo $NS=0.52$. La estimación de pérdida de sedimento por rotación se presenta en la Figura 4.

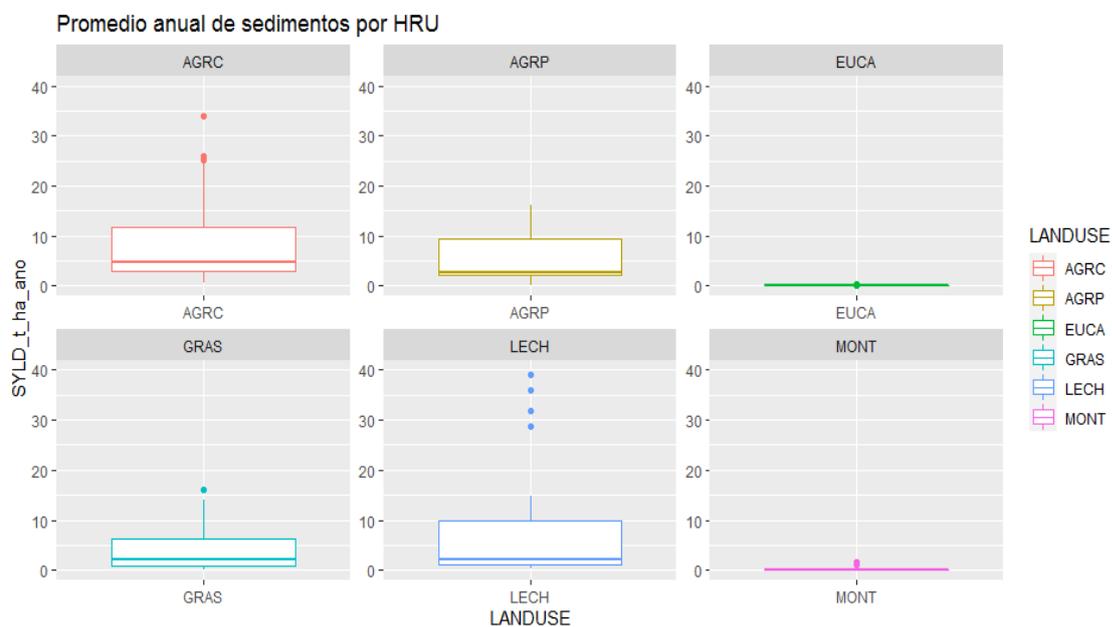


Figura 4. Evaluación de las tasas de pérdida de suelo (t/ha/año) según las rotaciones establecidas en el modelo.

El modelo SWAT utiliza el modelo USLE-MUSLE de pérdida de suelo que es un modelo adaptado para estimar pérdida de suelo a nivel de cuenca. Se observa que, en términos generales, el modelo estima de manera adecuada las tasas de erosión siendo similares a lo admitido a nivel nacional. Las rotaciones totalmente agrícolas y las lecheras son las que tienen mayores tasas de pérdida de suelo que la rotación agrícola con pasturas y el resto de las rotaciones.

El valor promedio para AGRC (rotación enteramente agrícola) es mayor que AGRP y LECH en términos generales. El promedio de la estimación de suelo de AGRC es menor a 5 t/ha/año, valor máximo admisible en algunos suelos cuando se presentan los planes de uso y manejo del MGAP. Las rotaciones estiman erosión dentro del rango de valores esperados según las estimaciones que se realizan con el modelo USLE-RUSLE calibrado para Uruguay (Erosión 6.0).



Resultados

La modelación de plaguicidas, se llevó a cabo, luego de que los parámetros que controlan el destino ambiental de estos compuestos, estuvieran bien ajustados. En este caso, como se mencionó anteriormente, los factores son la escorrentía y la erosión (Wang et al.). Estos resultados, conforman el escenario base y son el resultado de la combinación de usos, manejos, suelos y clima. En lo que respecta al manejo, las aplicaciones fueron detalladas en la sección *Calendario de aplicación de plaguicidas en las rotaciones AGRC, AGRP & LECH*. Las salidas a nivel de HRU se generan en una sola corrida y los resultados a nivel del cauce principal se realizan de un activo a la vez.

Los resultados se van a presentar de la siguiente manera: en primera instancia se presentan los resultados generales, y luego para el glifosato se presenta el escenario base y los escenarios alternativos. Esto es a los efectos de presentar la potencialidad de la herramienta. Luego a modo de anexo, se presentarán los resultados de los otros plaguicidas.

Resultados generales

La modelación permitió evaluar diferentes compartimentos ambientales. Tal como ya se mencionó anteriormente, se representaron espacialmente zonas calientes (zonas de mayor pérdida de principio activo) en relación a determinada variable. Por ejemplo, que permitan evaluar la exportación de activo a nivel de HRU y su distribución geográfica, es decir que se visualiza en un mapa georreferenciado. Estos mapas están expresados en carga (mg) promedio durante todo el período simulado. Dado que cada HRU está asociado a una tipo y uso de suelo, se pudo realizar una evaluación de los kilos exportados por cada uso de suelo para cada activo o llevarlo a unidad de área para obtener los kg/ha exportados por HRU, promedio por rotación, por subcuenca etc. Esto permitió tener una referencia en el escenario base que permite su comparación con escenarios alternativos.

La fase hidrológica permitió cuantificar la cantidad de plaguicida en sus diferentes fracciones expresado en mg de principio activo que entra o sale de cada punto de cierre de subcuenca (explicado más detalladamente en la sección *SWAT Outputs--> Output.rch: Fase hidrológica*). En este estudio, hay 8 subcuencas, por lo tanto, hay 8 cierres de cuenca. En este trabajo se evaluó el punto de cierre de la subcuenca 3 que es el cierre que contiene a toda la subcuenca, denominada estación Paso Pache, y es en donde a partir de fines de 2019, se incorporó la determinación de plaguicidas en agua, al programa de monitoreo del Santa Lucía. Se pudo graficar y evaluar la variación temporal de la carga de plaguicidas (en mg) en agua de las diferentes fracciones (la fracción soluble, la adsorbida, la que se suspende desde el sedimento, la que se entierra, etc) para los distintos escenarios. La carga



se pudo transformar en concentración a partir del caudal simulado. Esto genera una incertidumbre mayor, pero a lo que el error es el mismo en todos los escenarios, permite comparar entre ellos, las concentraciones en agua, más que hacerse de valores absolutos para los diferentes periodos temporales establecidos.

A continuación, se presentarán los resultados específicos del glifosato del escenario base y los alternativos con todo el abanico de resultados y discusión. Luego las conclusiones y perspectivas. En los anexos, quedarán los resultados de los diferentes plaguicidas.

Resultados específicos: GLIFOSATO

Características generales

El glifosato es un herbicida organofosforado post emergencia sistémico no selectivo desarrollado para la eliminación de malezas anuales y perennes de hoja ancha. Actúa como secante interfiriendo en la acción enzimática de aminoácidos. Es el principal principio activo del producto comercial @Roundup (patentado en 1970 por la empresa Monsanto) el cual es muy utilizado para el cultivo de la soja transgénica resistente al glifosato, mediante la tecnología que permite aplicar el herbicida en cobertura sin afectar al cultivo. En Uruguay entre 2012 y 2019 fueron importados 41.974.930 kg de activo (datos obtenidos a partir de la lista de prioritarios elaborada por el Laboratorio Ambiental de Dinama). De todos los activos importados, este es el que ocupa el primer lugar en volumen de importación y por eso, ocupa el lugar número uno en la lista de prioritarios de la Dinama (MVOT). En agua, la vida media puede alcanzar hasta 91 días (Lewis, Kathleen A; John, Tzilivakis; Warner, Douglas J; Green; Rossi). La vida media en los suelos varía entre 2 a 197 días, siendo 47 días el valor más típico reportado en la literatura. La persistencia en el suelo depende mucho del clima y del tipo de suelo. Aquellos suelos con altos porcentajes de carbono van a retener más fuertemente a estas moléculas y el glifosato queda inmovilizado en la matriz suelo. Los microorganismos, son los principales responsables de la degradación del glifosato, transformando este compuesto en principalmente AMPA (ácido aminometilfosfónico) para luego transformarlos a dióxido de carbono. Las pérdidas al ambiente ocurren directamente por descarga accidental, mal almacenamiento, por deriva o por procesos erosivos y de escorrentía superficial que favorecen la llegada de este compuesto a los cursos de agua. Las pérdidas por volatilización son poco relevantes (dada su baja presión de vapor). Este activo puede lavarse del follaje de las horas por la lluvia, dependiendo de la intensidad de la lluvia y de la ventana de aplicación (CCME, 2006).

Según la Clasificación recomendada de plaguicidas peligrosos elaborado por la Organización Mundial para la Salud (OMS) el glifosato es clase III (levemente peligroso) y no representa un peligro para la salud humana ni para otros organismos del reino animal debido a que carecen de la ruta enzimática sobre la cual actúa este activo. Algunos estudios indican que el surfactante utilizado en la formulación animal podría tener un efecto



agudo sobre la salud animal, mucho más que el glifosato en sí mismo (Rossi). Se han realizado estudios para evaluar el efecto carcinógeno de la exposición o inhalación de glifosato en animales, así como en humanos. Zhang et. al (2020) llegó a la conclusión que el glifosato es un disruptor endocrino que actúa como inhibidor de la aromatasa. No hay consenso en cuanto al impacto de los productos de descomposición de este compuesto o de los surfactantes de la fórmula comercial sobre la salud humana o sobre el impacto en el medio ambiente. Así mismo varios investigadores realizaron una revisión sobre el efecto del glifosato. En el siguiente link se pueden encontrar artículos que llegan a conclusiones contrapuestas en ese sentido (<http://npic.orst.edu/factsheets/archive/glyphotech.html#references>). No hay normativa legal nacional para el glifosato en cursos de agua, pero si hay una guía técnica nacional. En la tabla 15 se muestran dos valores de referencia, la nacional y la guía canadiense.

Tabla 15. Valor guía de concentración en agua de glifosato según guía técnica nacional y referencia internacional.

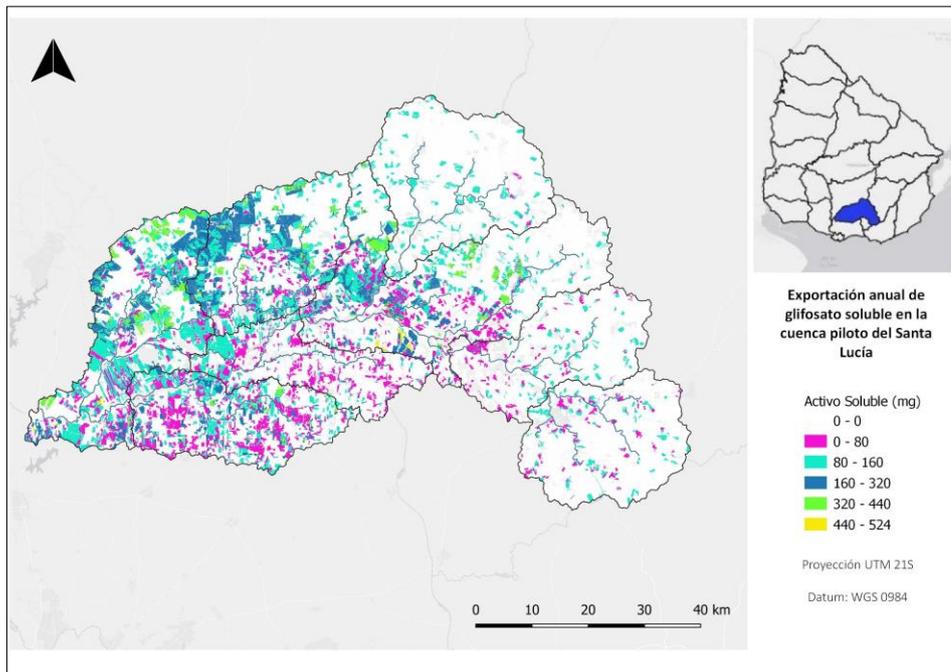
Estándar Glifosato	Valor guía ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Fuente de información (consultado en septiembre, 2020)
Guía para la protección de la vida acuática (Canada 2006)	27	https://www.ccme.ca/files/Resources/supporting_scientific_documents
GESTA AGUA- Modificativo del Decreto 253/79	65	https://www.aiqu.org.uy/documentos/medioambiente/gesta%20de%20agua.pdf

Outputs

Los primeros resultados que se muestran en este inciso corresponde al escenario base, elaborado a partir del calendario descrito en la sección *Calendario de aplicación de plaguicidas en las rotaciones AGRC, AGRP & LECH*. En la figura 5 se muestra la salida gráfica de la simulación a nivel de HRU, expresado en el promedio anual de cantidad de activo que sale de cada HRU a lo largo de toda la simulación. Por HRU, el glifosato soluble que se pierde está en un rango de 20 mg a 524 mg promedio anual (Figura 5). Este máximo ocurre en la subcuenca 1, en un Argisol subeutrico melánico abrupto de textura limosa de la unidad Barrancas en una rotación AGRC, que llevado a kilos por hectáreas y representa una pérdida promedio de 1.6×10^{-6} kg/ha. Estos suelos, en términos generales, tienen un porcentaje bajo de materia orgánica, por lo que es esperable que el suelo no retenga



estos activos y que las pérdidas en forma soluble sean mayores. Esto se puede observar en las zonas amarillas representadas en las figuras. En términos generales, una rotación agrícola AGRC, se aplica 4 veces en el año 1.44kg/ha/año de activo, lo que representa 5.76 kg/ha anuales. Esto evidencia que se pierde aproximadamente una millonésima parte de lo que se aplica. Según las características, esta molécula tiene mucha afinidad por la materia orgánica del suelo y tiene una vida media bastante corta, por lo que estos resultados son los esperables.



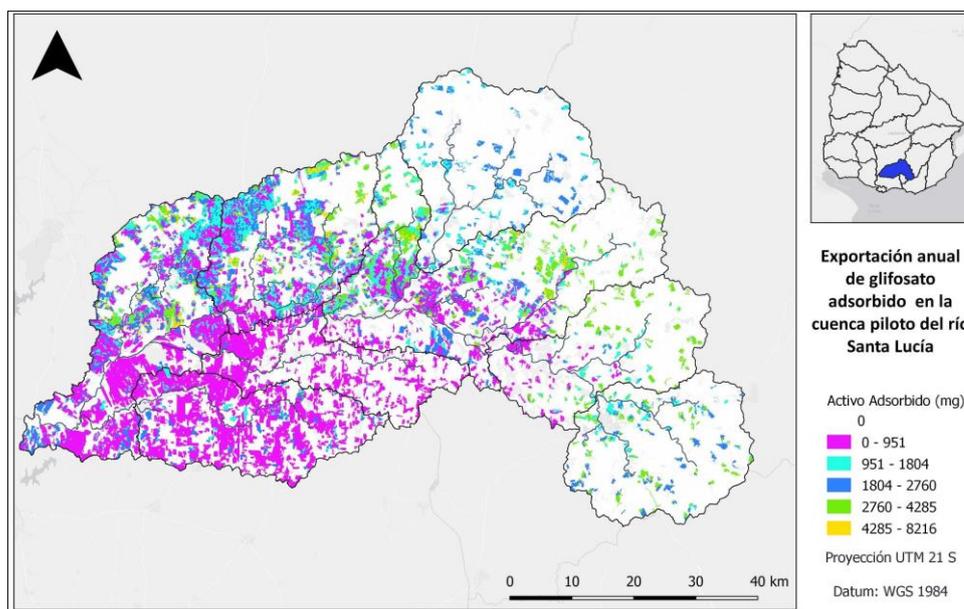


Figura 5. Carga promedio anual de la fracción soluble de glifosato que se pierde con el agua de escorrentía en cada HRU (arriba) y carga promedio anual de glifosato que se exporta de cada HRU adsorbido al sedimento (abajo) (expresado en mg de activo).

La exportación promedio anual de glifosato soluble a nivel de subcuenca muestra una discretización espacial de pérdida de este compuesto, donde deviene que la subcuenca más vulnerable es la 3, que es la que tiene una mayor área de uso agrícola junto con la subcuenca 7 que le sigue en intensidad (es la única cuenca cuyo porcentaje de campo natural es menor a 50). La magnitud de pérdida de activo en la fase adsorbida por el sedimento, es mayor que la fracción soluble en al menos un orden de magnitud, pero sigue siendo una pequeña fracción del total aplicado. Las mayores pérdidas están asociadas al uso AGRC en zonas de pendiente elevada (pendientes mayores a 6%). El modelo adaptado para la estimación de pérdida de suelo, es una modificación adaptada a cuencas del USLE, que en general, no tiene una buena estimación en pendientes elevadas (Pérez Bidegain *com.pers* 2019). Es por esa razón, que los picos más importantes ocurren en las HRU donde hay pendientes elevadas. La retención en el suelo ocurre en suelos con altos tenores de materia orgánica, por lo tanto, en suelos con bajo tenor de materia orgánica y pendientes altas, la pérdida de la fracción absorbida, es mayor.

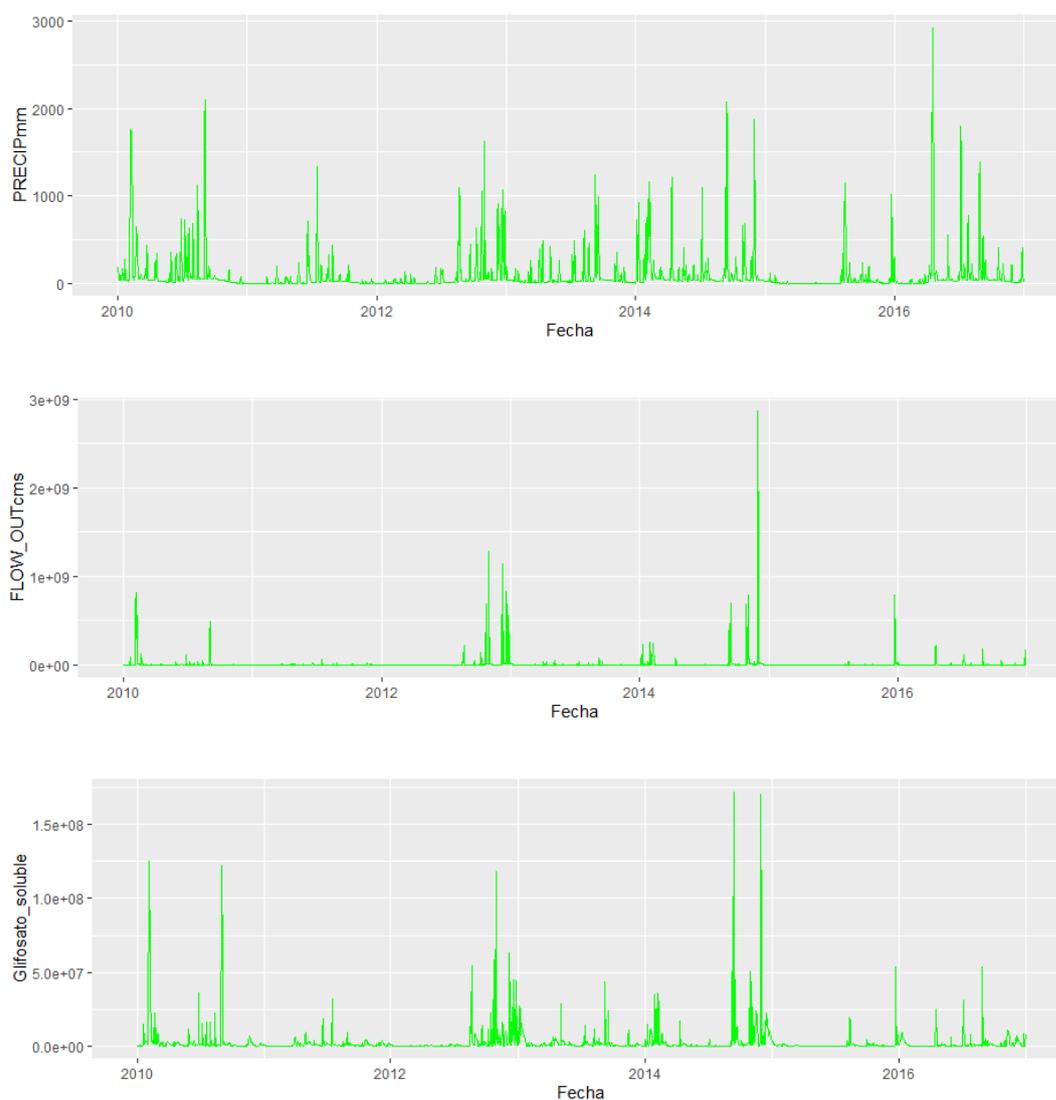


Figura 6 Variación temporal durante el periodo 2010-2016 de la carga de glifosato soluble en el rch al cierre de la subcuenca 3 expresado en mg. PRECIPm: precipitación de la subcuenca 3, FLOW_OUT: caudal expresado en cm que sale del cierre de la subcuenca 3, Glifosato_soluble: carga de la fracción soluble estimada de glifosato (mg). El pico máximo de carga diario observado son 172 kg) que ocurre a finales de 2014.

En los gráficos que se muestran en la figura 6, se observa la variación temporal de la fracción soluble del glifosato. Solo se presentan los resultados de glifosato soluble debido a que- como se mencionó en la metodología- a nivel del laboratorio sólo se cuantifica la concentración en la muestra de agua filtrada y es con esa información que se compara la salida de la modelación (Output.rch: Carga de glifosato soluble al cierre de la subcuenca 3. Máximo: 172 kg, Media: 2.63 kg; Mediana: 0.44kg)

Según Leonard (1990) (en H. H. Cheng, 1990), un proxy para conocer cuánto activo se puede perder en el agua de escurrimiento, es la concentración del compuesto en los primeros centímetros del suelo y el volumen de agua que se va en escorrentía. Aquí se puede observar una coincidencia entre los picos de pérdida de la forma soluble de glifosato con los picos de mayores lluvias y los picos de descarga, donde hay mayor volumen de agua de escorrentía.

Resultados de la modelación de plaguicidas: escenarios de reducción de aplicación de activos

Escenario 1: Rolado en cultivo de cobertura. Reducción del 20% de la aplicación de herbicida glifosato

Este escenario genera una reducción lineal del 20 % a nivel de HRU, ya que el coeficiente que determina principalmente cómo se separa la fracción soluble con la adsorbida, es el coeficiente de partición *K_{oc}*. Al no modificar ningún otro parámetro, como por ejemplo el contenido de carbono en el suelo, la reducción es directa. El efecto sobre la fase hidrológica tiene otra cinética y se observa una reducción que no es necesariamente un 20% en un *time-step* de paso diario. Si se compara la salida gráfica de la fracción soluble de la fase hidrológica de la simulación, se observa una reducción importante en la carga (Figura 7).

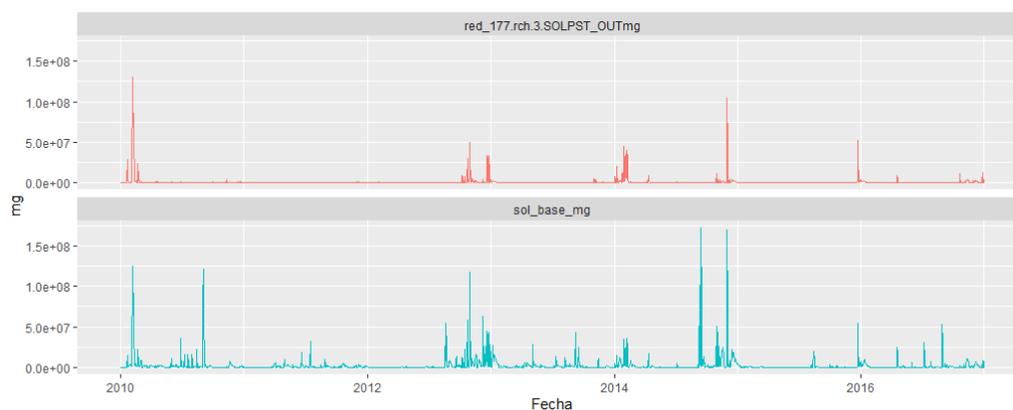


Figura 7: Variación temporal de la fracción soluble de glifosato a nivel del canal principal. Las cargas están expresadas en mg. El cuadro superior corresponde al escenario de reducción (línea roja: red_177.rch_3_SOLPEST_OUTmg) y el cuadro de abajo corresponde al escenario base (línea celeste: sol_base mg).

En este ejemplo, se trató de analizar la variación temporal de la concentración de los activos. Para estimar una concentración probable y evaluar en términos generales el impacto de una medida, se tomó la decisión de utilizar el valor de la mediana de la carga de la fracción soluble de glifosato y el caudal promedio simulado.

Tabla 16. Concentración estimada a partir de la mediana de la carga de la fracción soluble de glifosato con el caudal promedio simulado

Fracción soluble de glifosato	Concentración estimada
Escenario base	0.05 µg/L
Escenarios de reducción 20%	0.002 µg/L

Estos resultados coinciden con los valores encontrados en los monitoreos de agua, donde el rango de valores más observados oscila entre 0.1 -10 µg/L. Reducir solamente un 20% la dosis de activo, lleva a la reducción de la concentración en un orden de magnitud menor cuando se comparan las medianas. Como se puede observar en la tabla 16 (fracción soluble de glifosato comparando el escenario base con el de reducción) y la figura 8 (fracción adsorbida de glifosato comparando el escenario base con el de reducción) estos valores tienen una alta variabilidad diaria. Sin embargo, es importante considerarlo como estímulo para promover y extender el rolado de cobertura como buena tecnología productiva para ir hacia un manejo integrado de malezas bajo sistemas productivos más sustentables.

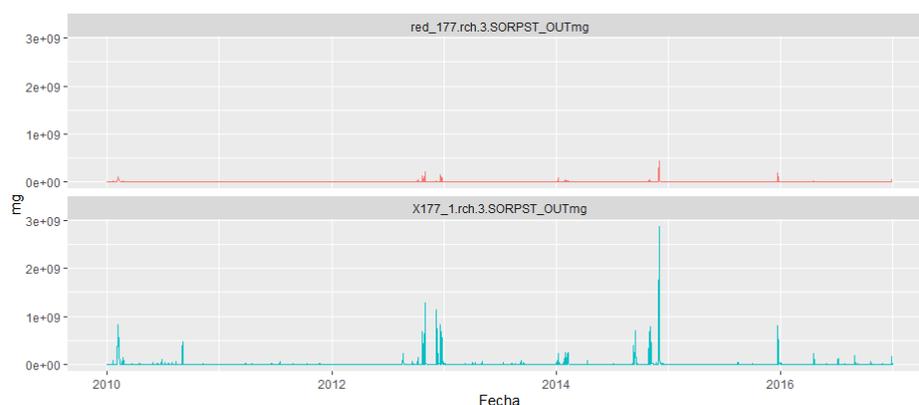


Figura 8. Variación temporal de la fracción de glifosato adsorbido al sedimento a nivel del canal principal. Las concentraciones están expresadas en mg. El cuadro superior corresponde al escenario de reducción (línea roja: red_177.rch_3_SORPEST_OUTmg) y el cuadro de abajo corresponde al escenario base (línea celeste: x177_1rch3_SORPEST_OUTmg).

La reducción en la fracción adsorbida al sedimento también es muy importante, logrando reducir la carga máxima simulada de 2870 kg en el cierre de la cuenca a 450 kg. Debido a que analíticamente, la muestra de agua se filtra para ser analizada y se deja de lado todo el material particulado, este descenso no tiene forma de ser comparado con los resultados de los programas de vigilancia y monitoreo.

Escenario 2: Rolado en cultivo de cobertura. Eliminación de una aplicación de glifosato

Este escenario, al igual que el escenario anterior, trata de evaluar el impacto de aplicar la tecnología de rolado en cobertura, sobre el destino ambiental del glifosato. En lugar de reducir un quinto la dosis aplicada para todas las rotaciones, se eliminó directamente del calendario de operaciones de este modelo SWAT, todas las aplicaciones de glifosato que ocurrían previo a la siembra del cultivo de verano. Este escenario, se aproxima más a lo que ocurre de hecho con el rolado en cobertura, que sustituye la desecación química por una desecación física. En este caso, se evaluará, por un lado, la exportación de activo soluble a nivel de HRU y luego sobre el canal principal.

Variación en la exportación de plaguicida a nivel de HRU

En primera instancia se puede observar el cambio espacial en la discretización de los puntos calientes del mapa (Figura 17). Las zonas azul oscura, verde y amarilla, desaparecen del mapa, llevando a la exportación máxima de activo soluble exportado por HRU a 160 mg de activo por año.

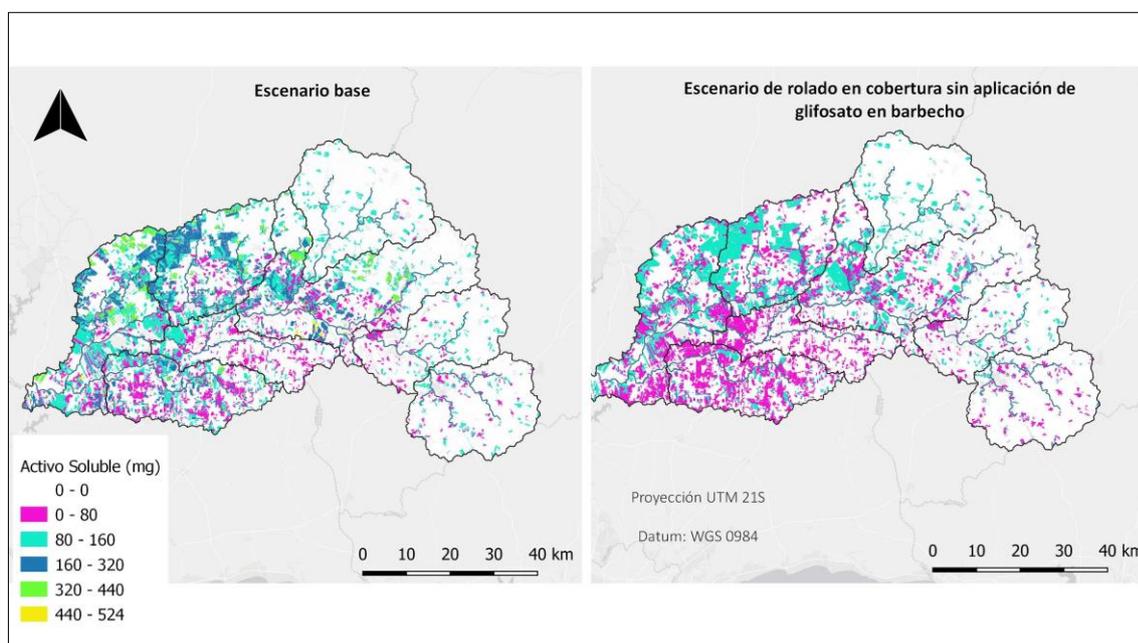


Figura 17. A la izquierda se muestra el mapa de exportación de glifosato soluble a nivel de HRU del escenario base y a la derecha el escenario 2 de eliminación de la aplicación de glifosato por la sustitución del rolado en cobertura.

El escenario de rolado, elimina la aplicación de glifosato (quema química) para preparar la tierra para el período de barbecho y en su lugar se realiza el rolado en cobertura de un cultivo de servicio, tal como avena negra, vicia, centeno, etc. Cuando se cuantifica esta reducción si la exportación promedio anual de todas las HRU con uso AGRC del escenario base, exportaba aproximadamente 15 kg de la fracción soluble de glifosato, el rolado en cobertura, reduce la exportación a 5 kg. Esta rotación aplica más glifosato: se aplica no menos de 4 veces en un año. Por tanto, la eliminación de esta aplicación, reduce un 67% la exportación de glifosato soluble. En porcentaje de reducción, le sigue el uso LECH con una reducción del 37% y AGRP de 30%; estas rotaciones (AGRP y LECH) son más largas y no aplican glifosato en su fase de pastura. Estas rotaciones tienen una exportación sensiblemente menor que está en el orden de los 8 kg anuales de la fracción soluble (Figura 9).

Es notoria la importancia de extender el uso de rolado en cobertura ya que no solo tiene beneficios ambientales sino retornos económicos considerables.

La exportación de la fracción adsorbida al sedimento (SORPSTmg) no fue cuantificada aquí por dos motivos: el primero es porque, según el SKoc del activo, la fracción adsorbida quedará fuertemente retenido al suelo y en segundo lugar no hay datos para contrarrestar estas salidas (Tabla 12). Pero según Giannini Kurina y colaboradores (2019), este mecanismo de retención promueve que el activo se quede en el suelo y no se pierda hacia otros compartimentos ambientales (Giannini Kurina et al.)

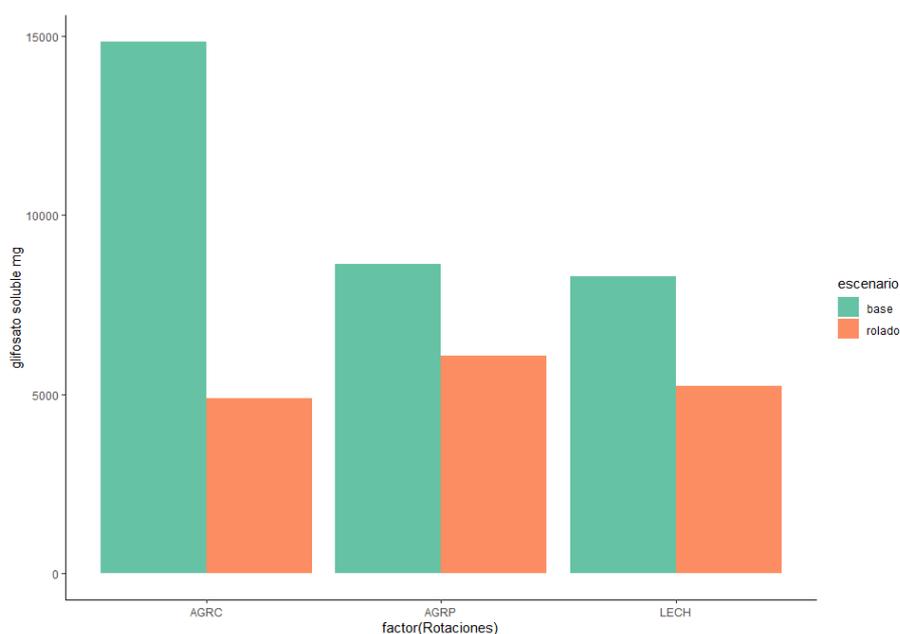


Figura 9: Comparación de la reducción total anual de glifosato soluble de las rotaciones en donde se aplica glifosato. De izquierda a derecha: AGRC (reduce un 67%), AGRP (reduce un 30%) y LECH (reduce un 37%)

Variación en la concentración de activo sobre el canal principal

En este segundo escenario, para comparar entre el escenario base y el de rolado, se transformó la carga diaria estimada de la fracción soluble, en concentración utilizando el caudal estimado diario. Esto puede aumentar la incertidumbre, pero resulta útil a la hora de comparar los resultados entre escenarios y evaluar el aumento o descenso de las variables.

En la figura 10 se graficó la variación temporal de la concentración diaria de glifosato soluble (la que se determina analíticamente) para el escenario base (rojo) y el escenario de rolado (azul). La línea roja es el valor estándar nacional (65 µg/L) y la línea negra es el valor guía de la normativa canadiense (27 µg/L.). En el cuadro se presenta la distribución de datos para ambas series temporales. Mientras que la media y la mediana se

reducen en un orden de magnitud, el valor máximo solo se reduce en 1,4 $\mu\text{g/L}$. Los picos de la concentración de glifosato soluble no superan en todo el período simulado el valor nacional estándar, pero si supera a la normativa canadiense en cinco momentos puntuales en ambos escenarios.

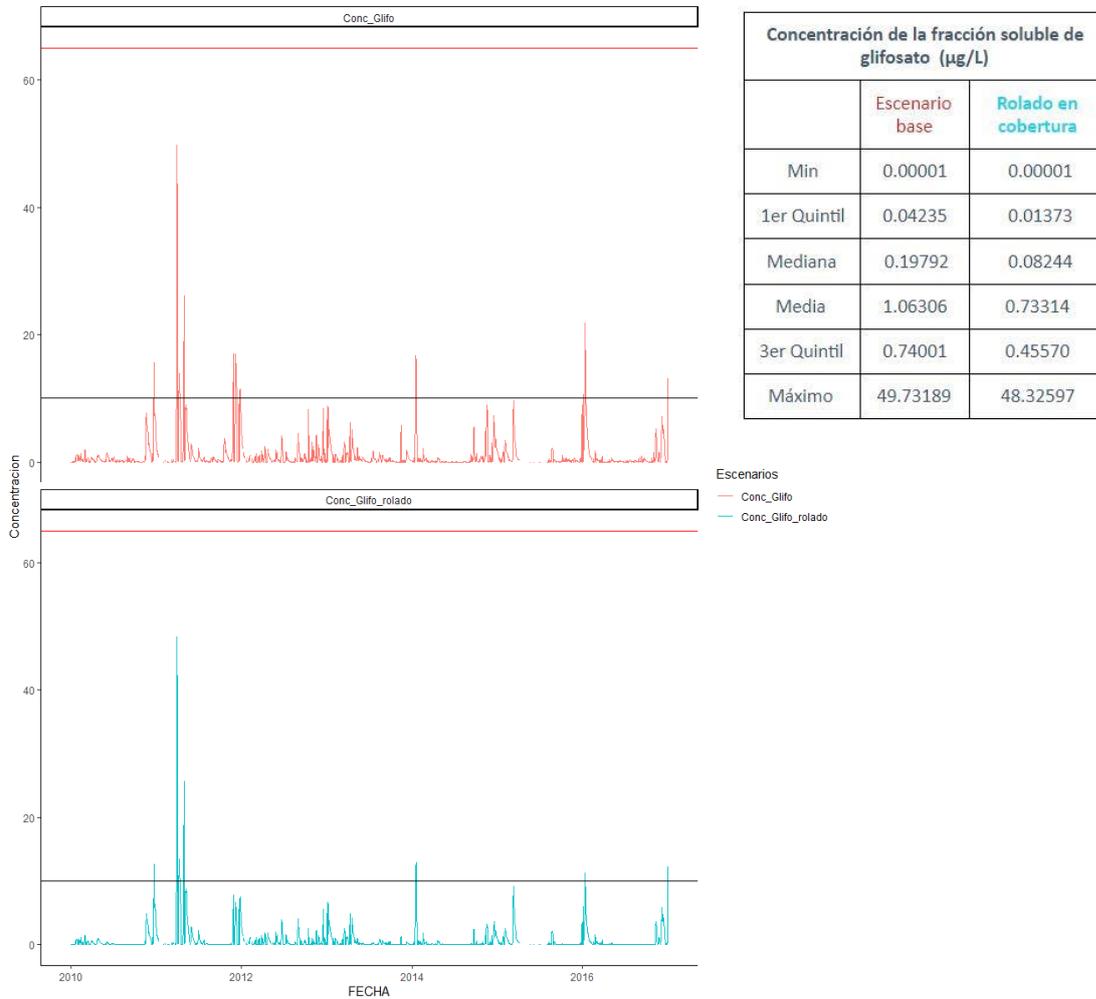
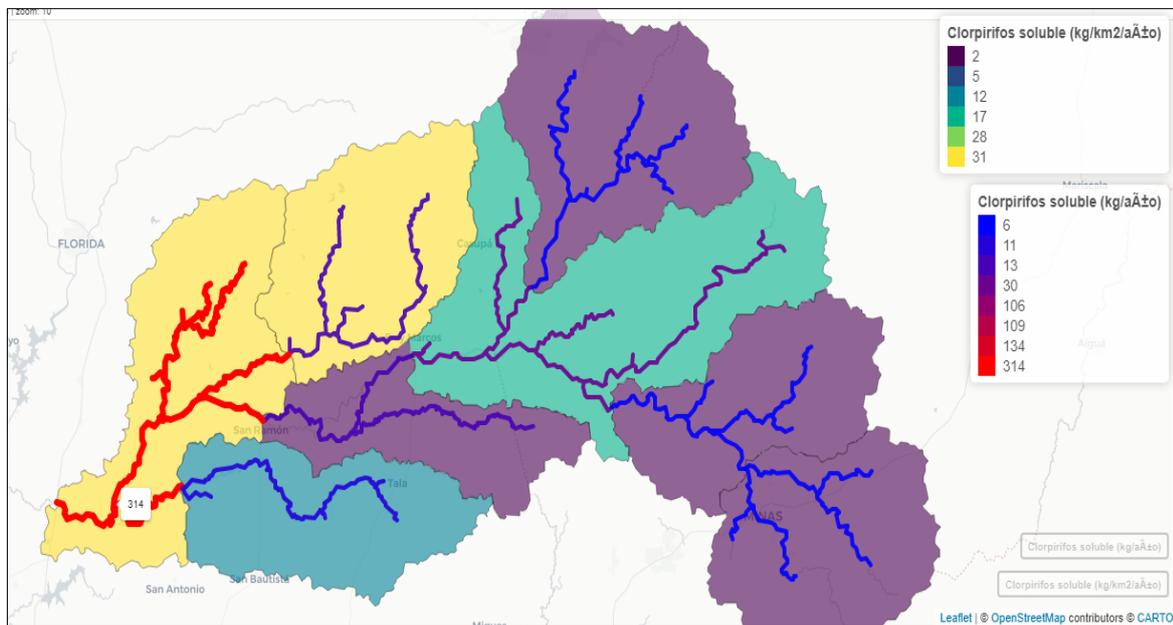


Figura 10. Concentración de glifosato soluble de los dos escenarios. La línea roja es el valor estándar nacional ($65 \mu\text{g/L}$) y la línea roja el valor guía de la normativa canadiense ($27 \mu\text{g/L}$). El cuadro a la derecha muestra la distribución de datos a partir del análisis de la estructura de datos con el software RStudio.

Resultados orientados al desarrollo de mapas interactivos.

Predicción de la concentración, carga o riesgo de exportación de plaguicidas en sitios no monitoreados de suelo y agua.

A partir de los archivos de salida de SWAT, se desarrollaron mapas interactivos (Figura 11) en formato html en R (Rstudio). Específicamente, son mapas que combinan la carga de activo que se exporta de cada subcuenca con la carga de activo en el canal principal. Para este trabajo se realizó este tipo de mapa para los cinco plaguicidas modelados y para las diferentes fracciones. La carga en el canal principal de los compuestos metolachlor y 2,4-D se estima sumando la fracción soluble y adsorbida bajo el supuesto de que, a nivel de la determinación de la concentración en el laboratorio, la muestra de agua no es filtrada (agua bruta), mientras que en los restantes 3, se mapeó solo la fracción soluble en agua (bifentrin, clorpirifos y glifosato).



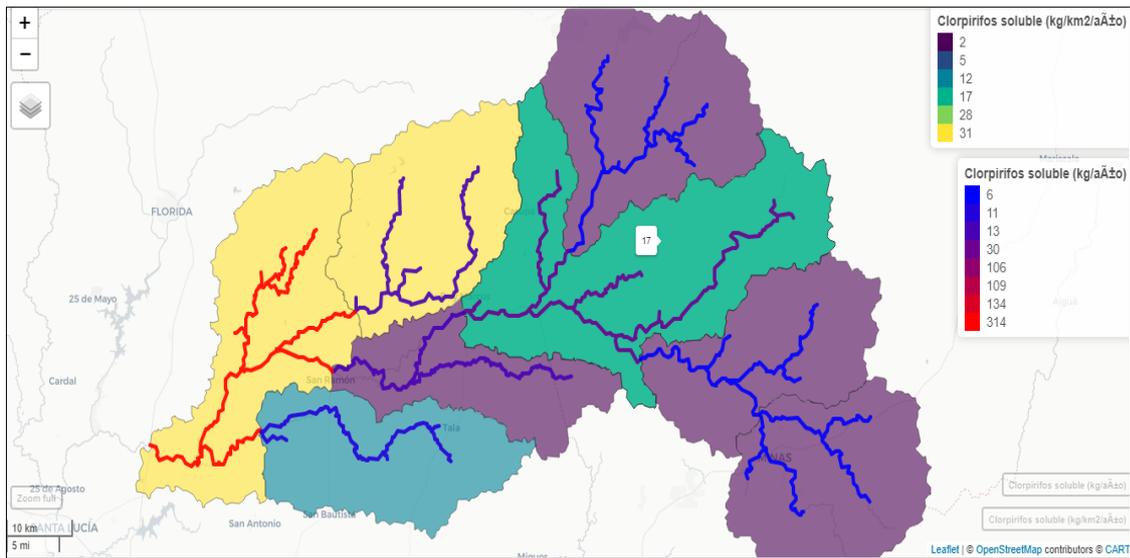


Figura 11. Imagen que ejemplifica la interfase del mapa interactivo, en la cual bajo un formato html, se puede visualizar la carga anual promedio (kg activo. año⁻¹) en el canal principal de la subcuenca 3 (en este caso- carga en rch 3, Paso Pache) (arriba) y carga anual promedio exportada en la subcuenca 1 (kg activo.km⁻².año⁻¹)(abajo) de clorpirifos. Estos mapas se generaron para todos los activos y todas las fracciones.

Estos mapas, permiten visualizar rápidamente cuáles son las subcuencas más vulnerables a los efectos de concentrar esfuerzos de manejo y gestión sitio-específicos. También se puede estimar la concentración de esos activos para lo cual, habría que utilizar datos de monitoreo de plaguicidas que permitan validar el modelo ya que, al utilizar la salida de simulación de caudal, aumenta la incertidumbre del modelo. En diciembre de 2019 se comenzó a monitorear al cierre de la subcuenca piloto, con lo cual, se comenzará a tener datos con qué comparar las salidas del modelo.

Bajo la concepción de datos abiertos y de acceso a la información pública, se podrían incorporar al nuevo ministerio estos mapas como una herramienta tanto de gestión, enseñanza o investigación. Este desarrollo ya está encaminado y ya existen bibliotecas de código abierto que permiten crear aplicaciones de mapas web (por ejemplo, Leaflet).

Análisis de Resultados

Este trabajo se centró en simular el destino ambiental de cinco plaguicidas utilizando la herramienta de modelación SWAT para que sus resultados sean utilizados como instrumento de apoyo para la evaluación integrada del ambiente.



Los plaguicidas fueron seleccionados en base a tres criterios y son: que se encuentren dentro de la lista de plaguicidas prioritarios de Dinama, que se detecte al menos una vez en los programas de monitoreo y que esté incorporado a la base de datos de SWAT.

Debido a las potencialidades y limitantes de la herramienta, se hizo énfasis en las pérdidas de plaguicidas por transporte a través del agua de escorrentía, pero no por pérdidas que pudieran ocurrir por deriva o por deposición atmosférica.

Como primer resultado, se logró identificar zonas de mayor potencial de pérdida para cada uno de los activos que fueron incorporados a los calendarios de aplicación para cada uso de suelo. Estas zonas, se distribuyen de manera discreta en el espacio y se puede visualizar utilizando diferentes escalas mediante una interfaz SIG.

A escala de subcuenca, el modelo reporta el valor diario de carga de activo que exporta cada una. Estos valores diarios, se pueden promediar según algún objetivo particular (mensual, anual, etc) para, por ejemplo, evaluar cuál es la subcuenca más vulnerable o qué momento del año es más crítico que otro. Incluso se podría analizar la variación entre los distintos años, simulando diferente intensidad de lluvia, diferente contenido de materia orgánica, etc.

Específicamente, en este análisis, la subcuenca 3 y 7 son las que más kilos de activo exportan (tanto en su fracción soluble como adsorbida en el sedimento que tienen un alto riesgo de perderse al ambiente y contaminar otras matrices ambientales tales como agua, biota, etc). Lo que determina el mayor riesgo de exportación de plaguicidas, es que más del 50% de la superficie de las subcuencas tiene un uso de suelo más intensivo (menos del 50% de la superficie está bajo campo natural, mayores porcentajes de agricultura y lechería). Este resultado, está presentado de manera muy acotada en la sección *Resultados orientados al desarrollo de mapas interactivos*.

Un segundo resultado, también en la fase terrestre, pero con mayor resolución, es a nivel de HRU (unidad de respuesta hidrológica). Con esta salida, el usuario puede identificar zonas “calientes” (es decir con mayor riesgo de exportación de un activo específico) que permite discriminar e identificar cuál es la HRU que exporta más activo. Evaluando el uso y el tipo de suelo, se puede manejar información específica que permite identificar las causas que explican este mayor riesgo y establecer medidas de manejo que reduzcan esta exportación, de manera localizada. Una limitante que tiene SWAT 2012 es que no existe conectividad entre HRU cercanas, por lo tanto, no hay flujo ni de materia ni de energía entre ellas. La versión más actual de SWAT (SWAT+), permite conectar HRU y establecer unidades de paisaje. Esto podría ser una ventaja para evaluar otras variables, tales como, distancias entre zonas fuente (de emisión) y zonas sumidero (de acumulación).

Otro resultado que arroja el modelo, permite analizar la variación de las diferentes fracciones de activos a lo largo de un período de tiempo sobre el canal principal. El monitoreo y la vigilancia de estos activos son tan



escasos y analíticamente tan costosos que esta información podría permitir orientar los monitores para mejorar su efectividad (Wang et al. 2019b). A partir de este trabajo, se identificó la carencia de datos de monitoreo de plaguicidas ni agua ni sedimento al cierre de Paso Pache. Afortunadamente, a partir de junio de 2019 se incorporó a esta estación de monitoreo esta matriz. Si bien habrá poca información para calibrar y validar este modelo, ya se comenzaron los esfuerzos desde la Institución para monitorear este tipo de contaminantes.

Según la bibliografía consultada, el factor más importante en la pérdida de plaguicida en un evento de escorrentía (además de la tasa de aplicación, el formulado que se aplica, el método de aplicación y su naturaleza química), es la cantidad de pesticida que hay en el suelo en un evento de lluvia. Estos resultados coinciden con este comportamiento ya que los picos de mayor carga en el canal principal, coinciden con momentos de lluvia más intensa y aumentos de caudal.

Estos resultados, ayudan a repensar si es necesario monitorear sistemáticamente a lo largo de todo el año o si se puede concentrar esfuerzos en períodos específicos donde coincida una alta concentración en suelo con lluvias intensas.

Es interesante también destacar que las HRU en donde ocurren las mayores pérdidas, en términos generales, ocurre en aquellos tipos de suelos con menor porcentaje de materia orgánica, quedando de manifiesto la importancia de los suelos en su rol de “secuestrador” de sustancias tóxicas que evitan que estas se pierdan al ambiente (Kurina G. *com pers.* 2019). Suelos que naturalmente son de textura gruesa con bajos tenores naturalmente de carbono, o suelos poco conservados, con bajo porcentaje de materia orgánica y suelo desagregado, con poca estructura, compactados y erosionados, serán aquellos con un mayor riesgo de pérdida de sustancias potencialmente contaminantes. Este punto es muy importante: apoya el concepto de la importancia de aumentar el stock de carbono para la conservación de la calidad en los suelos y consecuentemente la calidad del agua.

Otro resultado que queda de manifiesto es la vulnerabilidad de la subcuenca 3, de lo comprometida que está su calidad de agua, así como en menor medida, la subcuenca 7. El alto porcentaje de superficie bajo uso intensivo a la cual están sometidas, (responsable del alto contenido de plaguicidas en suelo), explica esta vulnerabilidad. En este sentido, para minimizar el impacto sobre el ambiente, se podría establecer algunas buenas prácticas tales como, alternar el uso de activos para el control de plagas y malezas con compuestos de igual efecto y menor toxicidad, realizar manejos vinculados a la conservación de suelos (por ejemplo, establecer rotaciones de cultivos con praderas mezcla y fertilización nitrogenada acorde, que favorezcan el aumento del stock de carbono en el suelo (XXII CLACS-2019), controlar el estado y la eficiencia de los pulverizadores, diseñar un plan de manejo integrado de plagas y establecer manejos que tiendan a reducir la frecuencia de aplicación. Con los escenarios, se trató de evaluar el efecto de algunas de estas medidas y se pudo comprobar un descenso en la



carga de plaguicida en el canal principal. Estos escenarios se hicieron en base a planteos reales y plausibles. Y demostraron que el impacto de una reducción de un 20% de la dosis, es muy importante.

Por ejemplo, desde el Proyecto Plaguicidas con el Instituto INIA se realizaron durante el 2019 experimentos para evaluar el control de malezas en función de diferentes densidades de siembra de avena negra; la utilización de rolado para la terminación de cultivo de avena y su efecto sobre el enmalezamiento y la performance (implantación y rendimiento) del cultivo posterior (<https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/politicas-y-gestion/documentos-productos-cartas-acuerdo>, Kaspary, T. et. al 2020). Junto con la Facultad de Agronomía, el Proyecto Plaguicidas, vienen evaluando los beneficios de los cultivos de servicio sobre el enmalezamiento y sus diferencias según especie de cultivo y especie de maleza. Ambas líneas de investigación tienen el objetivo de reducir el uso de herbicidas. Por lo tanto, proponer escenarios tales que permitan reducir un 20% la aplicación de glifosato o directamente eliminar esa aplicación, son escenarios posibles cuyo resultado sobre la calidad de agua y el ambiente son muy importantes de evaluar.

El escenario tres propone reducir la aplicación de clorpirifos. Este compuesto es un insecticida muy tóxico para la salud humana, para los mamíferos en general, para los polinizadores, aves y peces y es muy persistente en el medio ambiente (ANEXO II). Actualmente, desde la UE se están revisando los límites máximos de residuos (LMR) en alimentos. Se evaluó cómo es el impacto de una reducción del 20% y su impacto sobre la carga en agua. Esto se podría lograr en el entendido de que se realiza un manejo integrado de plagas in situ.

En general, ambos escenarios fueron muy prometedores. Lograron reducir los picos máximos de pérdida en más de un 20%, simulando un efecto no lineal con la reducción de la dosis, que permiten desarrollar políticas orientadas a mejorar la sostenibilidad de los sistemas productivos a nivel nacional.

Conclusiones

La herramienta de modelación SWAT permitió simular el comportamiento de los plaguicidas en la cuenca piloto, de manera de evaluar y cuantificar cuánta carga se puede perder desde el suelo y hacia el agua. El modelo permitió evaluar la variación espacial de las cargas de las distintas fracciones, a los efectos de evaluar e identificar zonas de mayor riesgo potencial de pérdida hacia fuera de cada HRU, así como generar resultados con una frecuencia temporal que permite analizar las cargas de los distintos plaguicidas en agua para diferentes períodos del año y bajo condiciones climáticas variables. A su vez, se lograron establecer diferentes escenarios que permitieron evaluar el impacto de cada uno de los escenarios, sobre la carga de activo en el agua. Los escenarios planteados se pudieron ajustar a medidas concretas de gestión y a su vez permite contar con una herramienta potencial para el análisis de otros escenarios que surjan.



Perspectivas

A la luz de estos resultados, se puede corroborar que la herramienta de modelación SWAT se puede utilizar para predecir el destino ambiental de los plaguicidas y evaluar distintos escenarios. Con estos resultados, ahora es posible incorporar nuevos activos a las diferentes rotaciones o usos de suelo, evaluar su comportamiento y su riesgo ambiental y proponer nuevos escenarios. Estos escenarios también permitirían evaluar buenas prácticas de manejo (BMP) ya incorporadas a la herramienta de modelación SWAT, para evaluar su efecto y cuantificarlo (Gevaert et al. 2008). Este modelo, trabaja con un volumen muy grande de información. Incorpora datos climáticos, datos de suelo, calendario agrícola, fuentes de contaminación puntual, etc. A su vez, la salida tiene una componente terrestre que puede ser contrastada en el tiempo o evaluada en función de los promedios anuales. También tiene la componente hidrológica que, con buenos datos de caudal, permite predecir la concentración de activo en un curso de agua.

De continuar desarrollando este tipo de herramientas de modelación, Uruguay podría alcanzar algunos objetivos y productos que ha alcanzado algunas agencias muy reconocidas, superando la limitante que conlleva el conocer el destino ambiental de estos compuestos, realizar una evaluación integrada del ambiente y su impacto sobre la calidad del agua.

Estados Unidos, por ejemplo, tiene un gran avance en este sentido y tiene mucha información disponible para la población en general. La agencia ambiental de Estados Unidos (US- EPA) ha desarrollado varios modelos de evaluación de riesgo de plaguicidas y su impacto en agua, en tierra, sobre la atmosfera y sobre la salud humana (<https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/models-pesticide-risk-assessment#PWC>). Esto ha requerido de un desarrollo de muchos años, pero han alcanzado grandes resultados. Ha sido validado y se utiliza para fines fiscales. El servicio geológico de EE.UU (USGS) a partir de un proyecto denominado National Water-Quality Assessment (NAWQA) ha desarrollado el Pesticide Use Maps and Data. Este modelo genera estimaciones anuales de uso de plaguicidas para todo el territorio norteamericano que permite evaluar patrones y tendencias en el uso de activos (<https://water.usgs.gov/nawqa/pnsp/usage/maps>). También ha desarrollado modelos de regresión lineal que establece relaciones cuantitativas entre concentración medida de pesticidas en varios programas y sitios de monitoreo con factores tales como características del suelo, clima, hidrología y actividades humanas. Es utilizado para predecir la concentración de un activo en un curso de agua sin monitorear y predecir la probabilidad que un sitio tenga concentraciones por encima del nivel aceptable a los efectos de intensificar su estudio (<https://www.usgs.gov/media/images/watershed-regressions-pesticides-warp>).



Todos estos ejemplos mencionados anteriormente, tratan de compensar algunas de las dificultades relacionadas con la evaluación ambiental integrada, del efecto de los compuestos de esta naturaleza, sobre los sistemas naturales y evaluar su impacto. El uso de plaguicidas es necesario para la producción agropecuaria, ya que de no usarlos, caerían abruptamente los rendimientos. Sin embargo, pueden ser muy nocivos para la salud humana y para el medioambiente en general. Por tanto, es importante evaluar el comportamiento y el impacto que tienen estas sustancias bajo un mecanismo sistematizado e integrado que permita combinar herramientas que cuantifiquen acciones puntuales y evalúen su efecto. Para ello es necesario también, aumentar la cantidad de estaciones de monitoreo de plaguicidas, específicamente en cuencas intensivas, como lo es la cuenca del San Salvador, zona núcleo de producción cerealera y por ende, zona donde el uso de insumos es elevado. Así mismo es importante estimar el caudal como un parámetro clave en los programas de monitoreo para validar los outputs de la modelación. También sería interesante avanzar en la cuantificación de estas sustancias en la matriz suelo que permitiría entender mejor la componente de la fase terrestre del modelo.

Si se desarrolla SWAT para el resto de las cuencas prioritarias a nivel nacional, si se amplía la base de datos de activos y se incorpora a las rotaciones más típicas de nuestro sistema productivo, se podrían desarrollar herramientas como las mencionadas anteriormente, como los mapas interactivos, que permitan evaluar el destino ambiental de los compuestos de esta naturaleza y evaluar el riesgo en el ambiente.



Anexo I

MODELACIÓN DE BIFENTRIN

Características generales

El bifentrin es un insecticida piretroide de tercera generación utilizado para el control de plagas. Dentro de este grupo de activos, la permetrina y la cipermetrina son más conocidos. A diferencia de otros piretroides, tiene acción acaricida y también controla trips. Afecta al sistema nervioso y su blanco son los canales de sodio. En comparación a otros piretroides tiene mayor estabilidad frente a la fotodegradación y es estable a temperaturas altas. La vida media en suelos varía entre 100 y 270 días, dependiendo del tipo de suelos. Es inmóvil en suelos con alto contenido de materia orgánica, arcilla y limo y tiene baja movilidad en suelos arenosos con bajo contenido de materia orgánica. (coeficiente de partición octanol-agua, K_{ow} , 1.0×10^6 , coeficiente de adsorción, $K_{oc} = 1.31 \times 10^5$). Razón por la cual tiene una baja probabilidad de contaminación de aguas subterráneas. Sin embargo, se puede perder adsorbido al sedimento por erosión hídrica. En agua, es estable cuando está unido al sedimento y es resistente a la fotodegradación. La solubilidad en agua es baja ($<1 \mu\text{g/L}$). Debido a su presión de vapor (1.81×10^{-7} mmHg at 25 °C) y su constante de Henry (7.2×10^{-3} atm·m³/mol) tiene un bajo potencial de pérdida por volatilización. Según la guía de la Organización mundial de la salud de sustancias peligrosas es categoría II (moderadamente peligroso). Es extremadamente tóxico en ratones (LD50 of 43 mg/kg). Su afectación por contacto dérmico o por inhalación es menor. La U.S. EPA ha clasificado a este compuesto como posible cancerígeno humano (Categoría C). Pruebas de laboratorio varios cultivos han demostrado que los piretroides son moderadamente toxico para las abejas melíferas (Carvalho 2006). Tiene un BCF alto, lo que implica un riesgo para el ambiente y la salud. No hay normativa legal nacional ni internacional para este compuesto, pero a los efectos de tener una referencia, se presentan los valores de referencia de la permetrina (Tabla 18).

Tabla 18. Valor guía de concentración en agua de permetrina según guía técnica nacional y referencia internacional.

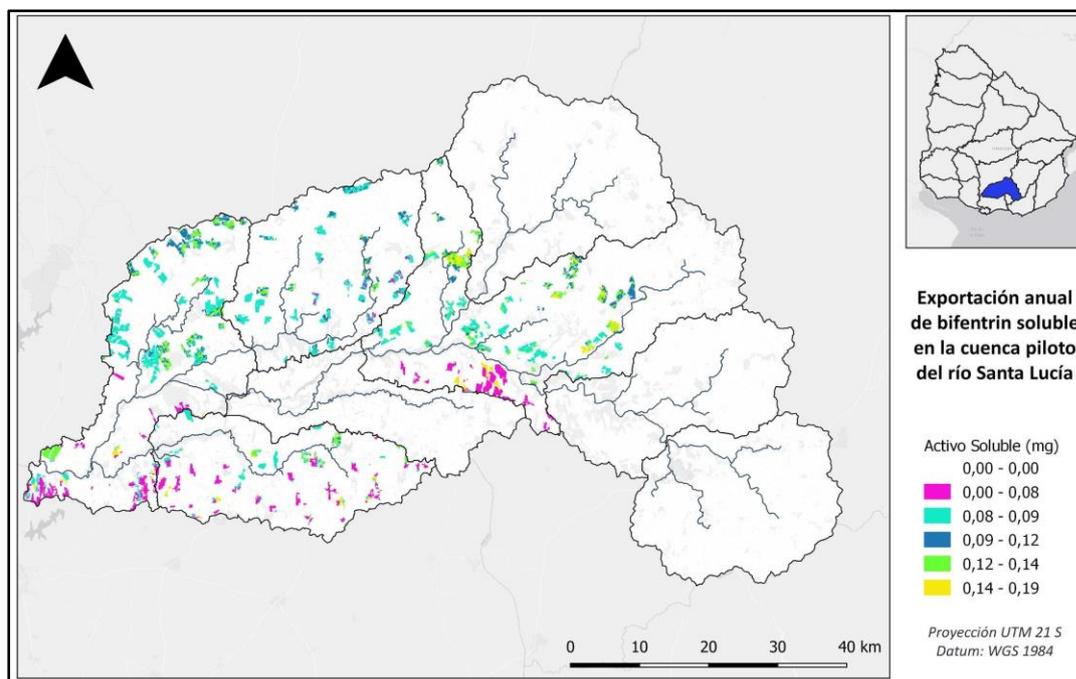
Estándar Permetrina	Valor guía ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Fuente de información (consultado en septiembre, 2020)
Guía para la protección de la vida acuática (Canada 2006)	0.004	http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/202/



GESTA AGUA- Modificativo del Decreto 253/79	0.004	https://www.aiqu.org.uy/documentos/medioambiente/gesta%20de%20agua.pdf
---	-------	---

Outputs

En el calendario de rotación el bifentrin se aplicó en el cultivo de soja a los tres meses del segundo ciclo de una rotación AGRC para el control de plagas. Se aplicó una dosis de 0.1 kg/ha. Su utilización en este calendario fue muy baja y eso se vio reflejado en las salidas de la modelación. Si se analiza la salida por subcuenca, el resultado es casi cero. Si se observa la salida en detalle, a nivel de HRU, se puede notar una pequeña pérdida que ocurre en mayor grado en los argisoles de la unidad Barracas, y en los brunosoles francos de la unidad Carreta Quemada (Figura 11). Las pérdidas asociadas al sedimento también son muy bajas, en el orden de 31-39 mg por HRU, lo que resulta en valores muy bajos. Esto es un resultado favorable, debido a la toxicidad del compuesto.



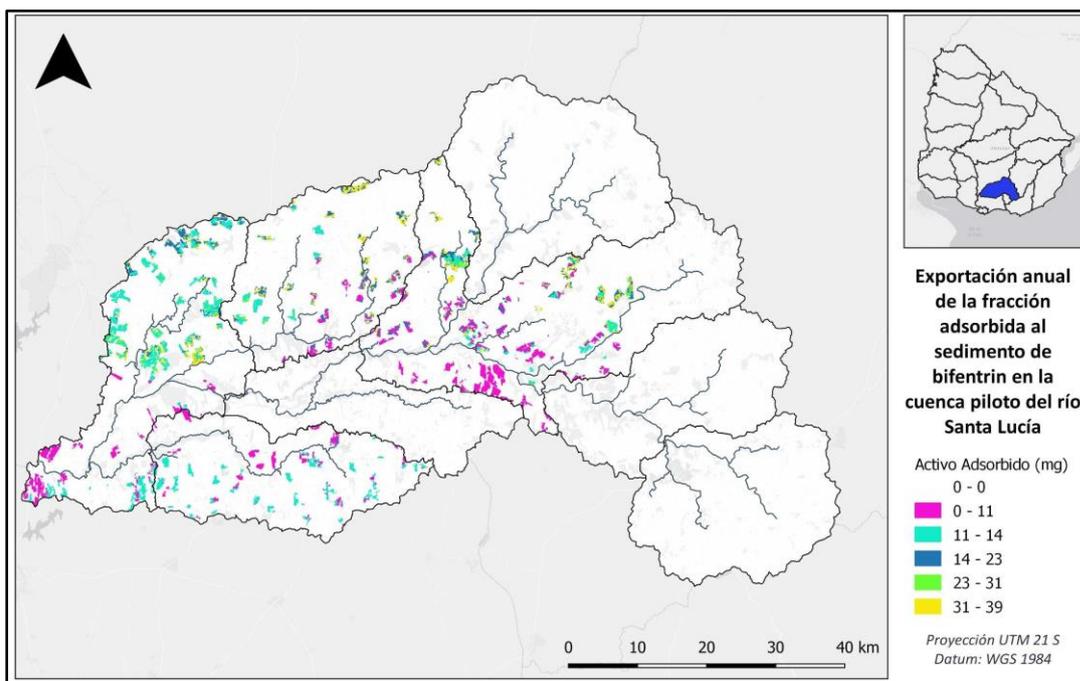


Figura 11. Carga promedio anual de la fracción soluble de bifentrin que se pierde con el agua de escorrentía en cada HRU (arriba) y carga promedio anual de bifentrin que se exporta de cada HRU adsorbido al sedimento (abajo) (expresado en mg de activo).

A nivel de la salida en el cierre de la subcuenca 3 en el canal principal (rch), se observa un pico relativamente alto de carga de activo soluble en el primer semestre de 2014 (en el orden de 0.130 kg de máxima). La determinación analítica en el laboratorio se realiza con la muestra de agua filtrada, y por lo tanto, no se presentan aquí los resultados de la fracción adsorbida. Esta salida corresponde a lo que sale de ese cierre de cuenca en su fase soluble. Según las características químicas de este compuesto, es esperable encontrar bajas concentraciones de este activo, tal como se observa tanto en la salida por HRU como en el RCH. Este comportamiento es similar a la permetrina, donde tiene la fase disuelta se absorbe rápidamente a los sedimentos (CCME, 2006) Esto corresponde a su elevado coeficiente de partición suelo-agua (K_{oc}) (Figura 12).

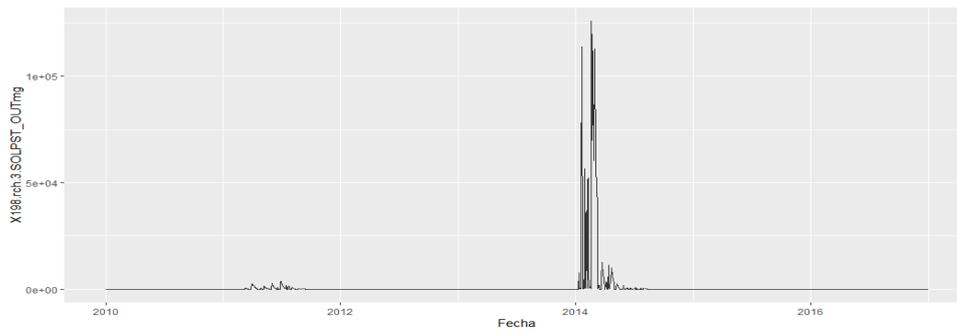


Figura 12. Variación temporal de bifentrin soluble en el cierre de la subcuenca 3 X198.rch.3.SOLPST_OUTmg: fracción soluble de bifentrin expresado en mg.

Se observa una presencia discreta relacionada al momento de alta concentración en suelo (asociada a su aplicación). La carga máxima simulada al cierre de la subcuenca 3 es 0.13 kg (Figura 12). Dado su baja frecuencia de aplicación de este compuesto a lo largo de un ciclo productivo, solo coincide en un período ambos factores que promueven la alta carga en el curso de agua: alta concentración en superficie junto con evento de precipitación en 2014.

Anexo II

MODELACIÓN DE CLORPIRIFOS

Características generales

El clorpirifos se introdujo por primera vez en 1965 para el control de plagas en suelo y en el follaje de cultivos cerealeros, algodón, frutales y hortícolas. Tiene una acción no sistémica, es un compuesto clorado organofosforado de amplio espectro. Es considerado uno de los insecticidas usados en forma más extendida a nivel mundial.

Tiene baja solubilidad en agua (menor a 1.05mg/L), su presión de vapor y su constante de Henry, le confiere la característica de ser volátil. La persistencia en el suelo es moderada. Su coeficiente de partición suelo-agua (Koc) varía entre 652 y 30.84 L/kg dependiendo del contenido de materia orgánica del suelo.

Según los párrafos 1 y 2 del Anexo D de la Convención de Estocolmo, un compuesto se considera persistente, cuando la vida media en el suelo o en los sedimentos es mayor a seis meses. Se han encontrado vida media de clorpirifos en suelo de hasta 1576 días. Estudios en Argentina demostraron una eficiencia del 100% de clorpirifos en el suelo después de 84 días. Luego de 140 días la efectividad del producto se reducía al 80% (Watts 2012).

Este compuesto tiene una mayor afinidad a los sedimentos que al agua. Algunos estudios realizados en Australia demuestran que pueden llegar a alcanzar una vida media mayor a 200 días en sedimentos (NRA 2000).

La principal vía de degradación de clorpirifos es a través del metabolismo aeróbico y anaeróbico. También se degrada mediante hidrólisis que según el pH del suelo, puede tener una vida media de entre 75 y 25 días a 25°C. La foto degradación en agua puede ocurrir en 15 días en veranos cálidos y 29.200 días sobre la latitud 60°N (Watts 2012).

El coeficiente de partición octanol-agua (Kow) del clorpirifos, se relaciona con el factor de bioacumulación (BCF). Se han reportados valores de entre 100-4667 en estudios a campo sobre peces. En ostras se han encontrado BCF de 1400, 2665 en Tilapia, 400 en mejillón del mediterráneo (Christensen et. al, 2009). También se han determinado este factor en anfibios, en plantas acuáticas, en agujas de coníferas entre otros. El valor umbral de la Convención es de 5000. Uno de los fabricantes de este compuesto (DOW Chemical) encontró valores de BCF de 5100 en peces. En el mismo sentido, su valor de Kow, sobrepasa el umbral del 5.0 del Anexo D, valor más alto que el lindano, compuesto agregada a la Convención de Estocolmo sobre COPs (CCME, 2006).



Según la clasificación WHO, es un compuesto categoría II. La genotoxicidad de este compuesto aún no es clara. Según Rodríguez-Cortes & Menendez (2020) reportaron la genotoxicidad de permetrina y clorpirifos en ensayos in vitro en diferentes estadios ontológicos de la médula ósea y células hematopoyéticas (Rodríguez-Cortez and Menéndez 2020). En ensayos en vivo, los resultados no demostraron tener efectos genotóxicos. Sin embargo, estudios anteriores si demuestran efectos mutagénicos (https://rap-al.org/wp-content/uploads/2017/09/Clorpirifos_Rev_-2.pdf) Estudios de exposición aguda y crónica en ratas, demostraron grave daño en el ADN de hígado, cerebro, riñón luego de 24 hs de exposición. Varios trabajos también muestran daño sobre el ADN sobre varios tejidos, linfocitos y leucocitos. La estadística es variada, pero varios estudios recientes indican que clorpirifos es mutagénico o tiene toxicidad genética en seres humanos, ratas, ratones, hamster chino, renacuajos, peces, mosca de la fruta y células de la mosca. Los estudios de laboratorio no han indicado cáncer, excepto aquellos que muestran la multiplicación de células cancerosas mamarias. Sin embargo, hay una cantidad importante de estudios epidemiológicos que indican una asociación entre exposición a clorpirifos y cáncer, especialmente a pulmón y cáncer rectal. Asociaciones más débiles se han encontrado con el linfoma no-Hodgkin, leucemia y cáncer al cerebro y la próstata. Clorpirifos en un alterador endocrino, inhibe el metabolismo de la testosterona y estradiol y la síntesis de la testosterona. Es anti-androgénico y estrogénico, y hace crecer las células de cáncer mamario. Reduce los niveles de la hormona T4 de cortisol y tiroidea, induce alteraciones en las glándulas tiroides y suprarrenales, y afecta en forma diferencial niveles de las hormonas que estimulan la tiroides en hombres y mujeres. Presenta un riesgo de cáncer de mamas a través de sus acciones endocrinas. También afecta la hormona liberadora de gonadotropina, causa efectos diferentes - según el sexo - en los niveles de colesterol, y causa alteración endocrina en peces y ranas (Watts 2012).

Este compuesto es muy tóxico, de forma crónica y aguda, para organismos acuáticos. Genera descoordinación motora, retraso en la maduración, daño en el crecimiento y la reproducción, malformaciones y disminución de las poblaciones. Es genotóxico, inmunotóxico y alterador endocrino, embriotóxico, teratogénico y es neurotóxico para el desarrollo (CCMA, 2016).

Es ampliamente utilizado en agricultura, en horticultura y en frutales. Se encontró clorpirifos en una proporción importante de tomates y de frutilla por encima de los valores admitidos por la Unión Europea. No hay normativa legal vigente para clorpirifos pero los datos que se presentan en la tabla 19, muestra el valor guía nacional y el canadiense.



Tabla 19. Valor guía de concentración en agua de clorpirifos según guía técnica nacional y referencia internacional.

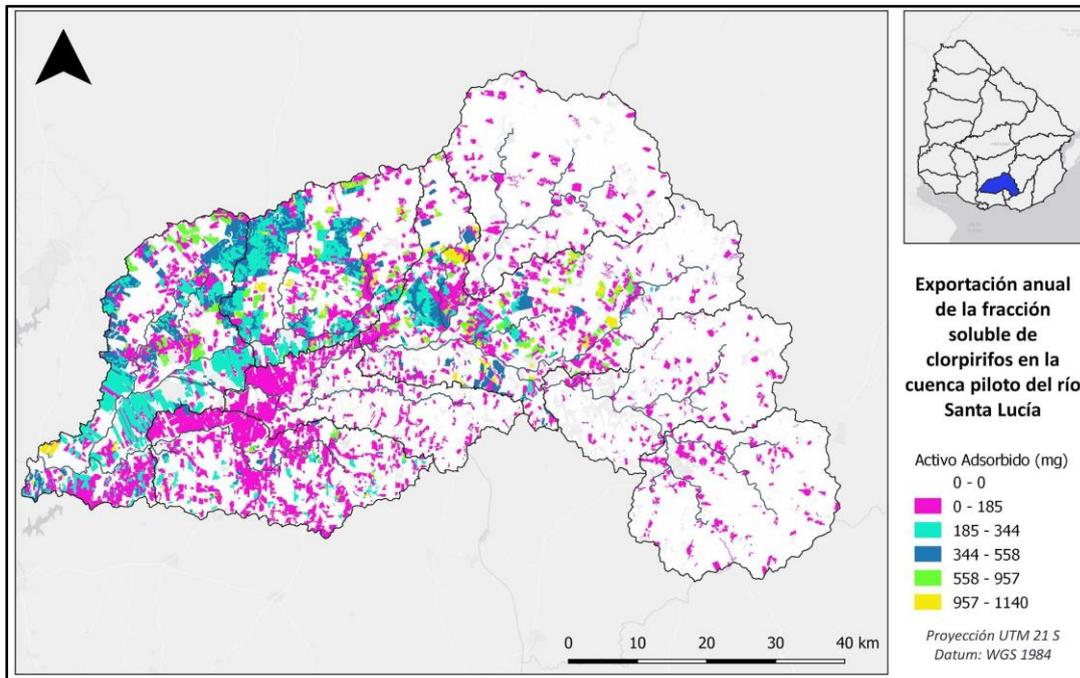
Estándar Clorpirifos	Valor guía ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Fuente de información (consultado en septiembre, 2020)
GESTA AGUA- Modificativo del Decreto 253/79	0.035	https://www.aiqu.org.uy/documentos/medioambiente/gesta%20de%20agua.pdf
Guía para la protección de la vida acuática (Canada 2006)	0.02 (<i>short-term exposure</i>) 0.002 (<i>long-term exposure</i>)	http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/164/?redirect=1601477222/

Outputs

Este insecticida se utiliza sobre los cultivos de maíz, soja y sorgo en concentraciones de 1.44kg/ha, 0.48 kg/ha y 0.48kg/ha respectivamente. Tanto en maíz como en soja se aplica al mes de la siembra y en sorgo a los 2 meses de la siembra. La rotación lechera (LECH) es una rotación de 5 años donde 3 son pasturas y 2 una rotación de avena y sorgo, es decir que se aplican 0.96 kg/ha en un año de 5. La rotación agrícola con pastura AGRP tiene 3 años de pastura y 2 años de avena y maíz, es decir que se aplican en 2 años de 5, 1.44 kg/ha cada año al mes de sembrado el maíz. La rotación enteramente agrícola son 3 años donde en los cultivos de verano se aplican 1.44, 0.48 y 0.48 kg/ha respectivamente. Bajo este calendario es esperable encontrar en las subcuencas con mayor superficie de estas rotaciones (subs 3 y 7) valores más elevados que aquellas con menor superficie relativa. De todas maneras, es importante indicar que este compuesto es muy poco soluble y es esperable encontrar bajas pérdidas bajo esta forma, ya que tiene mucha afinidad por la materia orgánica del suelo y/o con el sedimento en agua.

Las salidas de clorpirifos solubles son relativamente bajas debido a su naturaleza química: tiene mucha afinidad con la matriz del suelo, por eso, es esperable encontrar mayores tasas de pérdida en suelos con tenores bajos de materia orgánica y menos arcillosos. Cuando se observa la variación del clorpirifos adsorbido al sedimento, la magnitud de los que se pierde, es mayor. Si debido a procesos erosivos, ese material particulado se transporta hacia los cursos de agua, el riesgo de que ocurran efectos adversos por contaminación es alto ya que su eficiencia se reduce un 20% a los 140 días de aplicado. Cuando se observa la pérdida de los totales con el

tiempo, se puede observar que los picos coinciden con los años en donde coinciden las aplicaciones en las tres rotaciones (Figura 13).



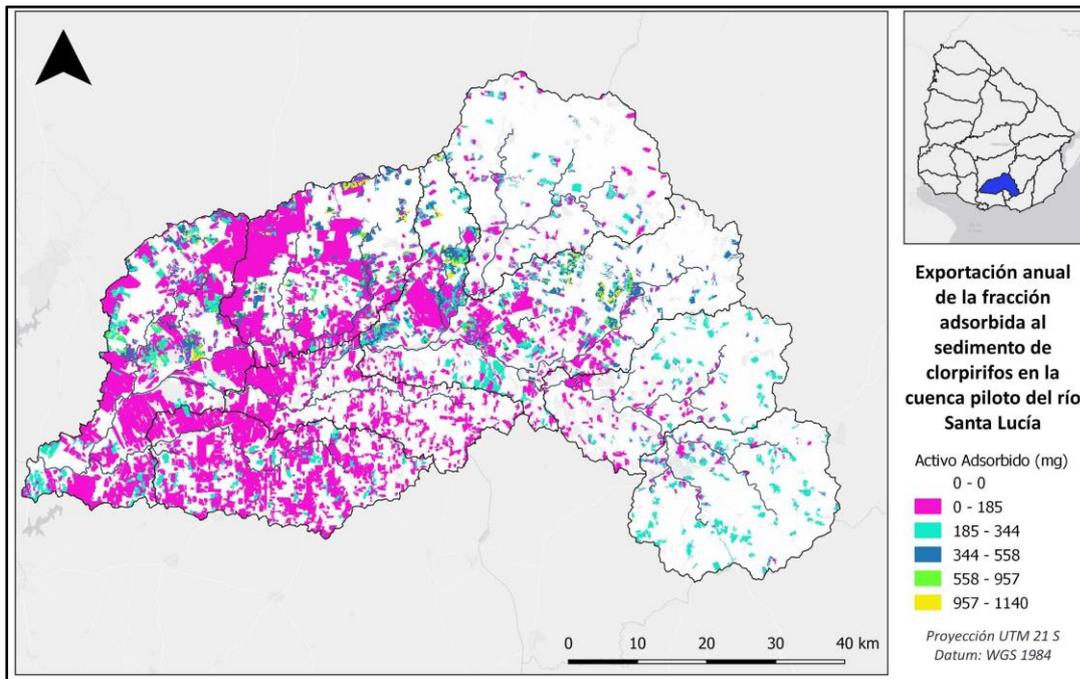
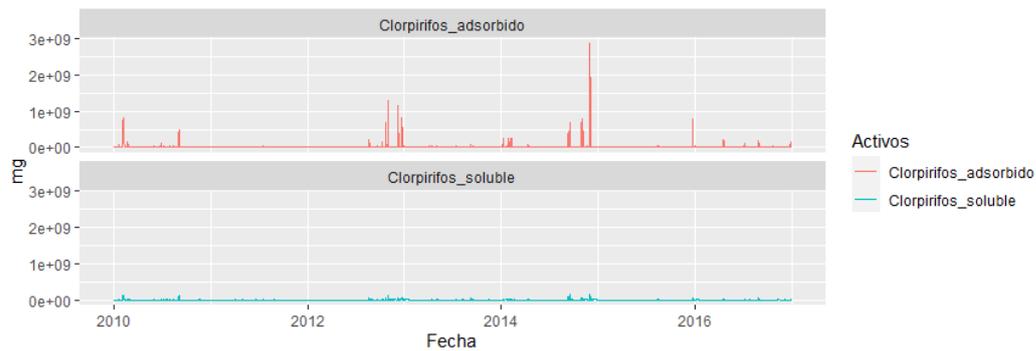


Figura 13. Carga promedio anual de la fracción soluble de clorpirifos que se pierde con el agua de escorrentía en cada HRU (arriba) y carga promedio anual de clorpirifos que se exporta de cada HRU adsorbido al sedimento (abajo) (expresado en mg de activo).

La figura 14 muestra que los picos de pérdida en el canal principal de clorpirifos en su fracción soluble y su fracción adsorbida al sedimento, ocurren cuando hay un evento erosivo importante. Estos resultados concuerdan con Lewis et. al 2016 y Gevao & Jones, 2012. La fracción soluble reacciona rápidamente con los sedimentos, queda de manifiesto lo citado en la bibliografía, que menciona que la fracción soluble no queda fácilmente disponible, sino asociado al sedimento. (CCME,2006). (Output.rch: Carga de clorpirifos soluble al cierre de la subcuenca 3. Máximo: 172 kg, Media: 2.6 kg; Mediana: 0.4kg)

Figura 14: Variación temporal del clorpirifos soluble (abajo) y adsorbido (arriba) en agua al cierre de la subcuenca 3 (rch_3).



Escenario 3: Reducción del 20% la dosis de clorpirifos en todas las aplicaciones y rotaciones establecidas. Estrategia: manejo integrado de plagas

El segundo escenario se basó en una estrategia que permitiera reducir la aplicación de clorpirifos. Este compuesto es muy tóxico, es muy persistente. Se ha encontrado en tejido animal y en productos agrícolas, por lo que resulta relevante reducir la llegada de este compuesto a los cursos de agua. La estrategia puede ser a través de la ejecución de un plan de manejo integrado de plagas, utilizando trampas, aumentando la presencia de controladores biológicos, utilizando productos alternativos, promoviendo la biodiversidad predial, entre otros. Este escenario logra reducir significativamente algunos picos, y de hecho, algunas descargas, desaparecen (Figura 15). Esta estrategia, logró reducir el valor de la mediana de la fracción soluble de clorpirifos de 43 kg a 16 kg al cierre de toda la subcuenca. Es decir que, se reduce un 20% la dosis, pero la carga al cierre de la cuenca cae un 37%.



Figura 15. Variación temporal de la fracción de clorpirifos soluble nivel del canal principal. Las concentraciones están expresadas en mg. El cuadro superior corresponde al escenario de reducción (clorpiri_red.rch.3.SOLPST_OUTmg) y el cuadro de abajo corresponde al escenario base (X129.rch.3.SOLPST_OUTmg).

Anexo III

MODELACIÓN DE METOLACHLOR

Características generales

El metolachlor es un compuesto organoclorado. Es un herbicida selectivo utilizado para el control de malezas de hoja ancha que se aplica en pre-emergencia. Su modo de acción es mediante la inhibición de la división celular, afectando las tasas de germinación. Aparece por primera vez en 1976 para cultivos de verano tales como maíz, soja y sorgo, así como algodón, girasol, algodón, entre otros.

En el suelo, se ha cuantificado su degradación biológica. El hongo *Chaetomium globosum* degrada el 45% del metolachlor, en 144 horas. Se ha determinado un tiempo de 8 semanas para la biodegradación anaeróbica en sedimentos de lagos eutróficos, la degradación abiótica es lenta, con vidas medias mayores a 200 días al igual que la fotólisis. Tiene una persistencia entre baja y moderada persistencia (Lewis *et. al.*, 2016). Su naturaleza química lo hace moderadamente móvil en el suelo y puede ser un contaminante potencial de agua subterránea. Tiene una solubilidad de 530 mg/L. Su coeficiente octanol agua es alto (2.51×10^{-3}) y tiene baja volatilidad. Es moderadamente tóxico para mamíferos, aves, peces e invertebrados marinos. Su factor de bioacumulación (BCF) es bajo. En peces, se ha encontrado un rango de valores de dosis letal media que varía entre 10 mg/L y 0.8 mg/L según la especie. El valor guía para la protección de la calidad de agua de la Guía Canadiense de Calidad de Agua es de 7.8 µg/l. La toxicidad en abejas, es baja. En relación a la toxicidad en humanos, está clasificado como sustancia levemente peligrosa (Clase III). No se ha constatado su potencial como carcinógeno, neurotóxico, genotóxico, ni como disruptor endócrino. Si como irritante de piel y ojos (Lewis *et. al.* 2016, CCME, 2006).

El metolachlor no tiene normativa a nivel nacional. El valor de referencia de la normativa canadiense para la calidad de agua, se presenta en la siguiente tabla (Tabla 20).

Tabla 20. Valor guía de concentración en agua de metolachlor según guía técnica nacional y referencia internacional.

Estándar Metolachlor	Valor guía (µg·L ⁻¹)	Fuente de información (consultado en septiembre, 2020)
----------------------	-------------------------------------	---



Guía para la protección de la vida acuática (Canada 2006)	7.8	http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/193
---	-----	---

Outputs

El calendario de aplicación de metolachlor es sobre avena, previo a la siembra de maíz con una dosis de 0,96 kg/ha de activo. Este esquema ocurre dos veces en la rotación de tres años AGRC y ocurre en la rotación AGRP una vez en cinco años. No se aplica en la rotación lechera. En este sentido, las subcuencas con mayor porcentaje acumulado de AGRP y AGRC son la subcuenca 8, 3 y 1 y son aquellas en donde es más esperable encontrar pérdidas mayores de metolachlor en su forma soluble. Sin embargo, dado que la cuenca 8 (que es la que tiene un 33% de su área bajo estos dos usos, siendo esta la mayor proporción de toda la subcuenca) no tiene pérdidas tan elevadas ya que un 24.3% es AGRP y solo se aplica este producto una vez cada 5 años, mientras que sobre la subcuenca 3 (con un 12,4% de AGRC de 33% de la suma de ambas) tiene dos aplicaciones cada 3 años de rotación, lo que genera una pérdida elevada de este compuesto a nivel de esa cuenca.

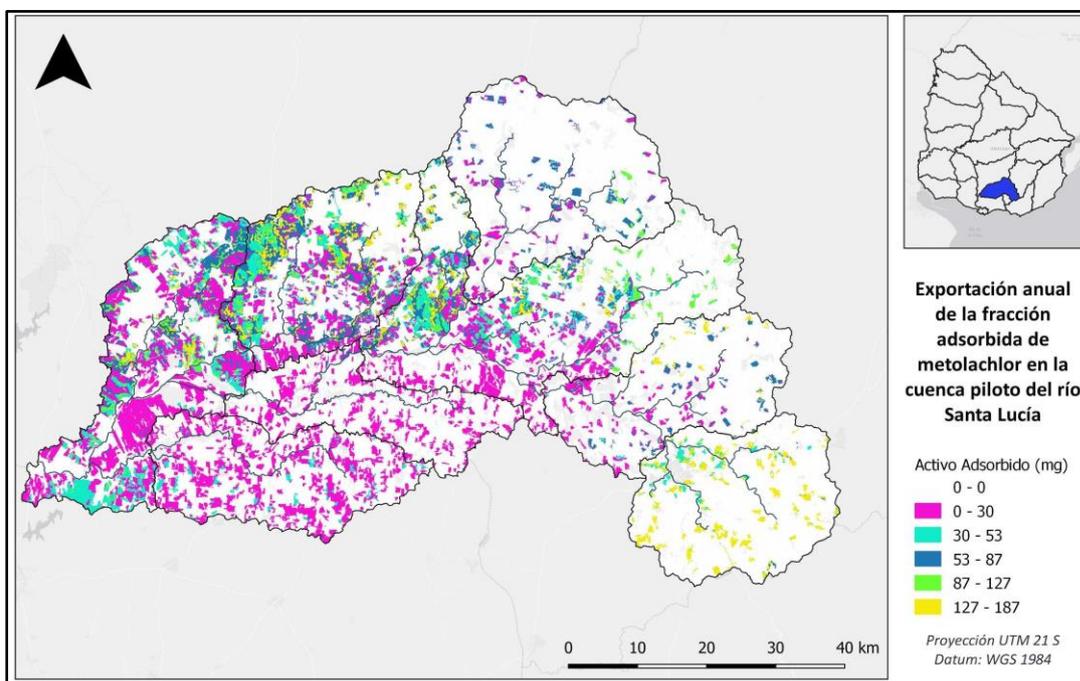
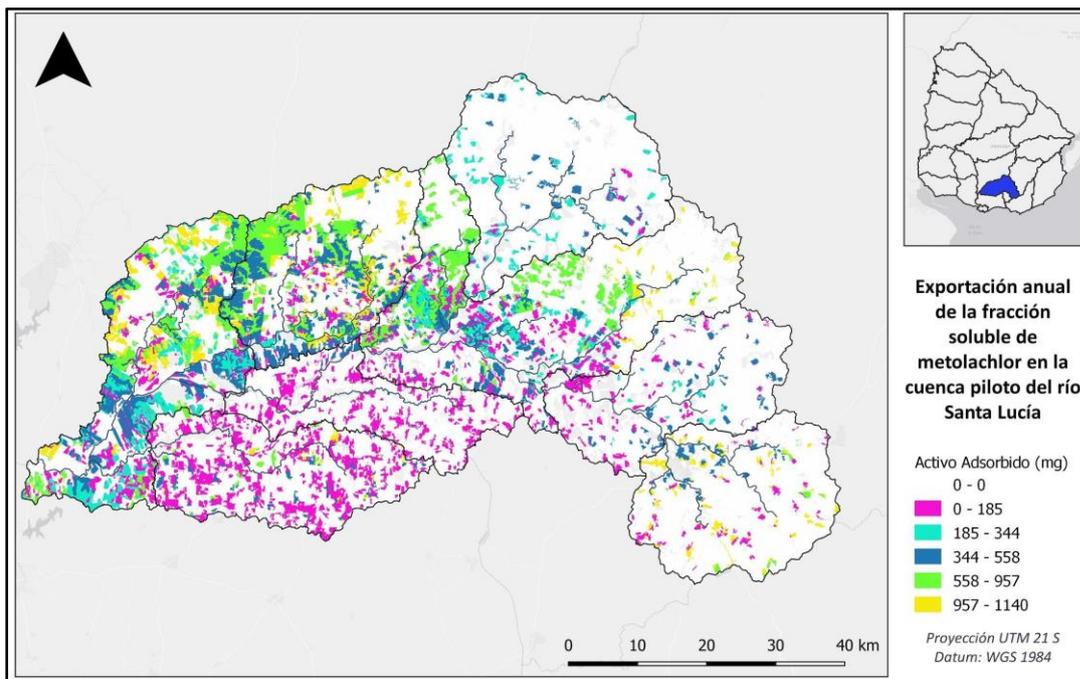


Figura 16. Carga promedio anual de la fracción soluble de metolachlor que se pierde con el agua de escorrentía en cada HRU (arriba) y carga promedio anual de metolachlor que se exporta de cada HRU adsorbido al sedimento (abajo) (expresado en mg de activo).

En este compuesto se observó una diferencia en cuanto a la proporción que se pierde soluble vs adsorbido (excepto en el subcuena 5, que ocurre que, en pendientes altas, el modelo de erosión que utiliza SWAT, sobreestima la pérdida de suelo). Mientras que, en los compuestos descritos anteriormente, la mayor proporción de pérdida ocurre adsorbida al sedimento, ocurre lo contrario con el metolachlor. Este comportamiento que responde a la naturaleza química del compuesto, se ve reflejado tanto en la fase terrestre como sobre la fase hidrológica. En la fase terrestre, la magnitud de pérdida de la fracción soluble está en el orden de los miles mientras que la fracción adsorbida al sedimento tiene un orden de magnitud menor (Figura 16). Lo mismo se observa en la fase terrestre que la fracción soluble alcanza un pico máximo de 300 kg en Paso Pache mientras que la fracción adsorbida menos de 10 kg al cierre de la subcuena (Figura 17). Este producto es Clase II de categoría de la OMS, por lo que se debe de tener especial cuidado con este compuesto.

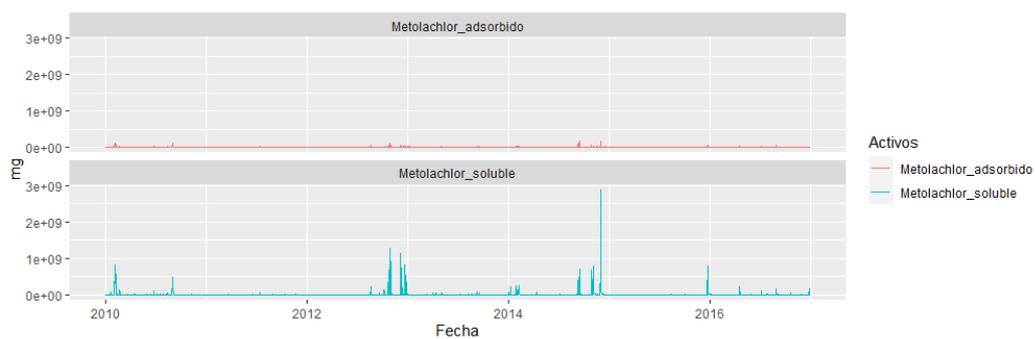


Figura 17. Variación temporal de la fracción adsorbida y la fracción soluble de metolachlor. Se ve reflejada la baja afinidad que tiene este compuesto al sedimento y queda reflejada su alta solubilidad.

Anexo IV

MODELACIÓN DE 2,4-D

Características generales

El 2,4-D es un herbicida selectivo utilizado para el control de malezas de hoja ancha. Es un controlador del crecimiento que es absorbido por las raíces y provoca un crecimiento descontrolado de la división celular afectando gravemente el tejido vascular vegetal. Fue comercializado por primera vez en 1950.

Su solubilidad en agua es muy alta (24.300 mg/L) y con un alto potencial de lixiviación. Su coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}) es muy bajo por lo que no es esperable que tenga un BCF alto. No es persistente en el suelo, su coeficiente de partición es bajo por lo que no es esperable que se absorba a las partículas del suelo ni al sedimento. pero puede ser persistente en los sistemas acuáticos.

Según la base de datos de plaguicidas de la Universidad de Hertfordshire, el 2,4-D es poco volátil, pero está reportado en la literatura graves daños colaterales provocados en otros cultivos por deriva o por volatilización post aplicación especialmente en cultivos frutihortícolas (Fagliari, De Oliveira, and Constantin 2005; Kalsing et al. 2018, Doohan. 2016). En relación a la categoría de toxicidad para la salud humana, este herbicida es clase III, levemente peligroso. No hay riesgo para la salud, pero sí puede provocar irritación dérmica o por inhalación cuando se está expuesto a la aplicación del producto. No es considerado como carcinógeno, genotóxico, pero sí puede provocar daños en la reproducción y puede tener efectos neurotóxicos. Es moderadamente tóxico para mamíferos y moderadamente tóxico para aves y especies acuáticas, así como para abejas y lombrices.

Outputs

Este herbicida fue incorporado a la rotación lechera (LECH) en el cultivo de sorgo, donde se aplican 0.48 kg/ha cuatro meses luego de la siembra. La rotación lechera está conformada por 5 años, de un año de una rotación de avena con sorgo y luego 4 años de pastura. Al igual que los mapas elaborados para los compuestos detallados anteriormente, las pérdidas anuales promedio se concentran en las subcuenca 3 y 7. Cabe destacar que este cálculo de cargas en el canal principal, está compuesto por la fracción soluble y adsorbida (por la técnica analítica) al sedimento que es la que se pierde por procesos erosivos.



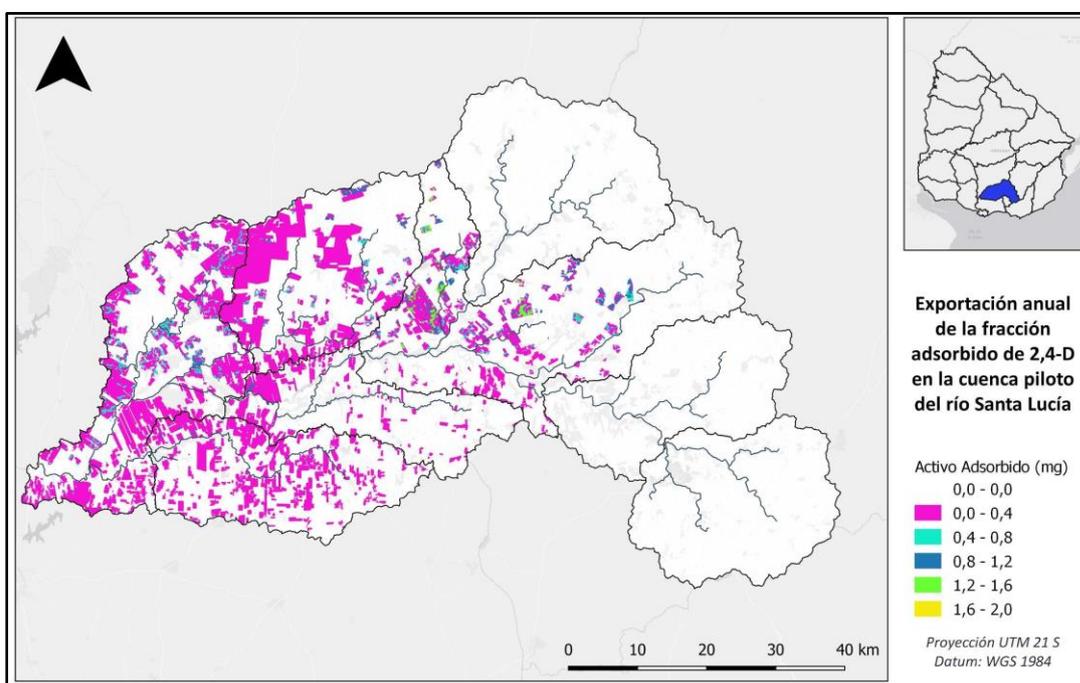
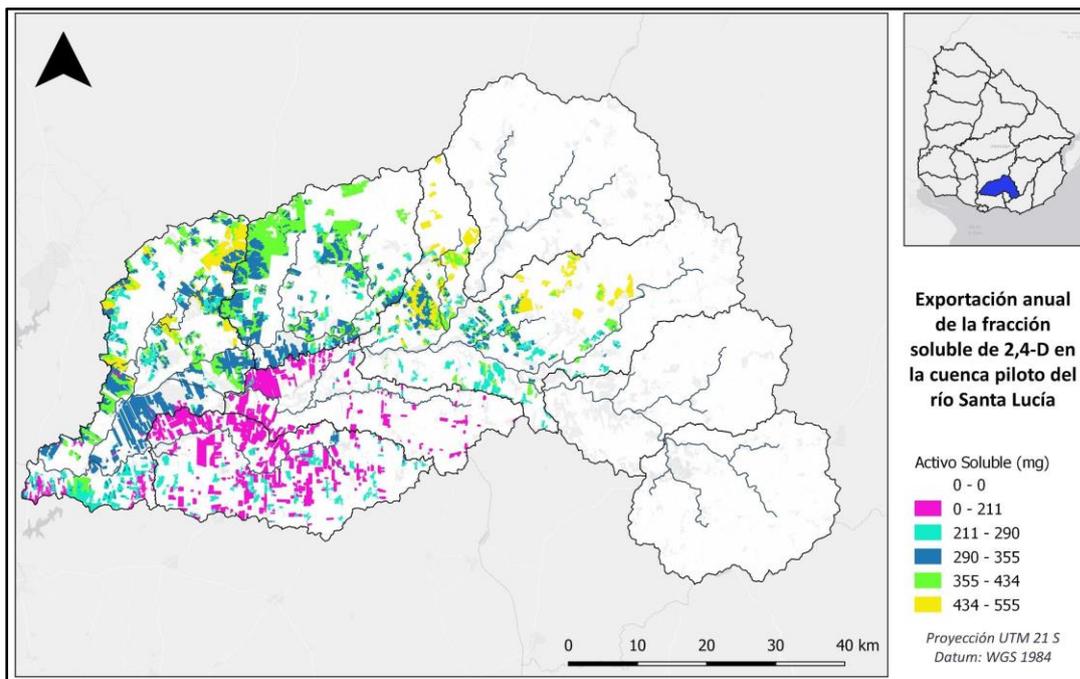


Figura 18. Carga promedio anual de la fracción soluble de 2,4-D que se pierde con el agua de escorrentía en cada HRU (arriba) y carga promedio anual de 2,4-D que se exporta de cada HRU adsorbido al sedimento (abajo) (expresado en mg de activo).

Al igual que el metolachlor, el peso relativo de la fracción soluble es mucho mayor que la fracción adsorbida. A diferencia del compuesto mencionado anteriormente, este compuesto tiene una toxicidad menor, pero su riesgo de perderse por deriva es muy alto. Ha habido denuncias por perjuicio y daño a otros cultivos, como resultado de la mala aplicación y a la pérdida de 2, 4-D por pérdida por deriva (Gonzalez *com. pers*, 2019). Para evaluar este tipo de daños se debería utilizar otro modelo de simulación ya que SWAT no es apto para este tipo de transporte.



Bibliografía

- Carvalho, Stephan Malfitano. 2006. "fitossanitários utilizados na cultura de citros a operárias de Apis Mellifera Linnaeus , 1758 (HYMENOPTERA : APIDAE)." 1758.
- CCME. 2006. Canadian Water Quality Guidelines: Permethrin. Scientific Supporting Document. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. https://www.ccme.ca/files/Resources/supporting_scientific_documents/permethrin_ssd_1.0_e.pdf.
- Cheng, H H. 1990. O Cheng, H. H. Sssa Soil Science Society of America Book Series No. 2. Pesticides in the Soil Environment Processes Impacts and Modeling.
- Cheng, Yuting et al. 2016. "Spatial Distribution of Soil Total Phosphorus in Yingwugou Watershed of the Dan River, China." Catena 136.
- Cresswell, H. 2004. 3 Vadose Zone Journal Agriculture, Hydrology and Water Quality.
- Christensen, K.; Harper, B.; Luukinen, B.; Buhl, K.; Stone, D. 2009. Chlorpyrifos Technical Fact Sheet; National Pesticide Information Center, Oregon State University Extension Services. <http://npic.orst.edu/factsheets/archive/chlorptech.html>
- Doohan. 2016. Horticulture and crop science. <https://ohioline.osu.edu/factsheet/hyg-6105#:~:text=Unfortunately%2C%20some%20older%20%2C4,in%20nearby%20fields%20and%20homes%20teads.>
- Fagliari, Júlio Roberto, Rubem Silvério De Oliveira, and Jamil Constantin. 2005. "Impact of Sublethal Doses of 2,4-D, Simulating Drift, on Tomato Yield." Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes 40(1): 201–6.
- Gevaert, Veerle et al. 2008. "SWAT Developments and Recommendations for Modelling Agricultural Pesticide Mitigation Measures in River Basins." Hydrological Sciences Journal 53(5): 1075–89.
- Gevao, B., K. T. Semple, and K. C. Jones. 2000. "Bound Pesticide Residues in Soils: A Review." Environmental Pollution 108(1): 3–14.
- Gevao B. & Jones KC (2002) Pesticides and persistent organic pollutants. In: Agriculture, Hydrology and Water Quality. Ed. P.M. Haygarth and S.C.Jarvis. CAB International.
- Kalsing, Augusto et al. 2018. "Effect of Formulations and Spray Nozzles on 2,4-D Spray Drift under Field



Conditions.” *Weed Technology* 32(4): 379–84.

Karpouzias, D. G. et al. 2016. ““LOVE TO HATE” Pesticides: Felicity or Curse for the Soil Microbial Community? An FP7 IAPP Marie Curie Project Aiming to Establish Tools for the Assessment of the Mechanisms Controlling the Interactions of Pesticides with Soil Microorganisms.” *Environmental Science and Pollution Research* 23(18): 18947–51. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7319-4>.

Kaspary, Tiago; García, Alejandro; Jjorajuria, Pamela; Cabrera, Mauricio. 2020. “USO DE AVENA NEGRA Y ROLADO.” : 47–51.

Khalid, Sana et al. 2020. “A Critical Review of Different Factors Governing the Fate of Pesticides in Soil under Biochar Application.” *Science of the Total Environment* 711: 134645. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134645>.

Kurina, F. G., Hang, R. Macchiavelli, M. Balzarini. Spatial predictive modelling essential to assess the environmental impacts of herbicides. *Geoderma*, 354 (2019), p. 113874.

Lewis, Kathleen A; John, Tzilivakis; Warner, Douglas J; Green, Andrew. 2016. ““An International Database for Pesticide Risk Assessments and Management.”” *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 53(9): 1689–99.

Leonard R.A (1990) Movement of pesticides into surface waters. In: Cheng H.H. (ed) *Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modelling*. Soil science society of America, madison, Wisconsin, pp. 309-349.

Navarro, S., N. Vela, and G. Navarro. 2007. “Review. An Overview on the Environmental Behaviour of Pesticide Residues in Soils.” *Spanish Journal of Agricultural Research* 5(3): 357–75.

NRA. 2000. “The NRA Review of Chlorpyrifos.” *National Registration Authority for Agricultural and veterinary Chemicals* 1(00.5): 17.

Navarro, S., et al. “Review. An Overview on the Environmental Behaviour of Pesticide Residues in Soils.” *Spanish Journal of Agricultural Research*, vol. 5, no. 3, 2007, pp. 357–75, doi:10.5424/sjar/2007053-5344.

Nuñez, S., et al. “Evaluación Del Impacto Ambiental de Los Plaguicidas En La Producción.” *Inia*, no. }, 2007, pp. 17–22.

Rossi, Martin. *Antología Toxicológica Del Glifosato 3°*. 2017.

Rodríguez-Cortez, Virginia C, and Pablo Menéndez. 2020. “Genotoxicity of Permethrin and Clorpyriphos on Human Stem and Progenitor Cells at Different Ontogeny Stages: Implications in Leukaemia



Development.” EFSA Supporting Publications 17(5).

Rojas, Raquel et al. 2013. “Enhancing Soil Sorption Capacity of an Agricultural Soil by Addition of Three Different Organic Wastes.” *Science of the Total Environment* 458–460: 614–23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.032>.

Senesi, Nicola. 1992. “Binding Mechanisms of Pesticides to Soil Humic Substances.” *Science of the Total Environment*, The 123–124(C): 63–76.

Soutullo, Alvaro, et al. 2020. “Soybean Expansion and the Challenge of the Coexistence of Agribusiness with Local Production and Conservation Initiatives: Pesticides in a Ramsar Site in Uruguay.” *Environmental Conservation*, vol. 47, no. 2, 2020, pp. 97–103, doi:10.1017/S0376892920000089.

Ukalska-Jaruga, Aleksandra, Bożena Smreczak, and Grzegorz Siebielec. 2020. “Assessment of Pesticide Residue Content in Polish Agricultural Soils.” *Molecules* 25(3).

Wang, Ruoyu et al. 2019a. “A Review of Pesticide Fate and Transport Simulation at Watershed Level Using SWAT: Current Status and Research Concerns.” *Science of the Total Environment* 669: 512–26.

———. 2019b. “A Review of Pesticide Fate and Transport Simulation at Watershed Level Using SWAT: Current Status and Research Concerns.” *Science of the Total Environment* 669: 512–26. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.141>.

Watts, Meriel. 2012. Watts, Meriel (2012). Clorpirifos: Un posible COP a nivel global. Pesticide Action Network Norteamérica (PANNA). (https://rap-al.org/wp-content/uploads/2017/09/Clorpirifos_Rev_-2.pdf).

MVOT. Revisado en setiembre 2020. https://www.gub.uy/ministerio-vivienda-ordenamiento-territorial/sites/ministerio-vivienda-ordenamiento-territorial-medio-ambiente/files/documentos/publicaciones/PLAN_DE_ACCION_RIO_SANTA_LUCIA_-_MEDIDAS_DE_2da_GENERACION.pdf

NRA, 2000. The NRA Review of Chlorpyrifos. Volume 1. National Registration Authority for Agricultural and Veterinary Medicines, Canberra. http://www.apvma.gov.au/products/review/docs/chlorpyrifos_summary.pdf.

DINOT (2016): Atlas de la Cuenca del Río Santa Lucía. DINOT, Montevideo.

Pesticide database: <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/iupac/Reports/4.htm>. Revisado setiembre 2020.



XXII CLACS.: Congreso Latinoamericano de Ciencias del suelo. Diversidad productiva: pilar fundamental del manejo sostenible del suelo. Octubre 2019. Montevideo, Uruguay.

