



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

**Modelación matemática de pesticidas en
las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar**

Tesis doctoral

Ricardo Pérez Indoval

Directores

Eduardo Cassiraga

Javier Rodrigo-Illari

Valencia, mayo de 2023

Para mi mamá

Dominga Indoval

y

Joan Márquez Molins

Resumen

La predicción del comportamiento de los pesticidas liberados en el ambiente es necesaria para anticipar y por ende minimizar sus efectos adversos. La contaminación por pesticidas en las aguas subterráneas puede suceder a través de la deriva, la escorrentía superficial o el flujo subsuperficial. Se han desarrollado varios modelos para predecir el comportamiento, movilidad y persistencia de los pesticidas. Sin embargo, el número de estos modelos aplicados a aguas subterráneas es muy reducido, ya que usualmente solo se aplican a masas de agua superficiales. Además, los pocos estudios realizados en masas de agua subterráneas son limitados y no logran reflejar todas las variables que pueden influir en la contaminación por pesticidas. Es necesario integrar en el modelo procesos clave como el crecimiento de los cultivos, la aplicación de pesticidas, los procesos de transformación y las prácticas de gestión de los campos. Por tanto, la modelación en aguas subterráneas requiere tener en cuenta parámetros como las propiedades del suelo y las características químicas del pesticida (solubilidad, coeficiente de degradación etc.). Además, también debe integrar variables que son cambiantes en el espacio y en el tiempo, como características hidrológicas, fenología de los cultivos y variables climáticas como temperatura, precipitación, evaporación, viento y radiación solar. El movimiento de pesticidas en las aguas superficiales y subterráneas es una preocupación ambiental creciente debido a la contaminación causada por la aplicación intensiva de pesticidas en la agricultura y otras actividades antropogénicas. Estos compuestos reducen la calidad del agua y producen efectos perjudiciales en los ecosistemas y la salud humana, lo que justifica el interés que tiene su modelado en las reservas de agua subterráneas para poder realizar una gestión ambiental adecuada y adoptar medidas preventivas.

En esta tesis se aborda la modelación matemática de cinco pesticidas (Bromacil, Terbutilazina, Atrazina, Desetil-Terbutilazina y Terbumeton) en la Demarcación Hidrográfica del Júcar (DHJ) que ocupa una superficie de más de 40 000 km² con una población superior a los cinco millones de personas. Para ello, se utilizó el software PRZM5 (Pesticide Root Zone Model, versión 5) desarrollado por la Agencia Medioambiental de Estados Unidos (EPA). Mediante la aplicación de PRZM5 se simuló el destino y transporte de pesticidas en la zona no saturada de los acuíferos. El modelo se ha utilizado para estimar las concentraciones diarias de pesticidas de 72 pozos de la DHJ. En estas masas de agua subterránea se han encontrado valores de concentración de plaguicidas superiores al valor Máximo de Concentración Permitido (MCP) establecido por la Legislación Española. Estos resultados proporcionan un primer paso crucial para el desarrollo de la evaluación del riesgo de plaguicidas en la DHJ. A partir de estos resultados obtenidos se realizaron un conjunto de mapas de riesgo de contaminación, para tener una mejor perspectiva de la evolución temporal de los pesticidas en las masas de agua subterránea de la DHJ. La distribución espacial de los pesticidas corresponde a zonas mayoritariamente dedicadas a la agricultura de regadío. Por tanto, se puede concluir que la cantidad de pesticida aplicada en los cultivos es el factor más importante que influye en la concentración de pesticida en las masas de agua subterránea. Además, otras variables que afectan son el tipo de suelo, la profundidad del acuífero, características hidro-meteorológicas, y el índice de persistencia de los pesticidas. Este trabajo ejemplifica que la aplicación del modelado matemático es una herramienta válida para el análisis y predicción del destino y transporte de pesticidas en los suelos y en las aguas subterráneas, por lo que su incorporación a la gestión ambiental podría beneficiar a la toma de decisiones sobre los recursos hídricos.

Resum

La predicció del comportament dels pesticides alliberats a l'ambient és necessària per anticipar i per tant minimitzar-ne els efectes adversos. La contaminació per pesticides a les aigües subterrànies pot succeir a través de la deriva, l'escorriment superficial o el flux subsuperficial. S'han desenvolupat diversos models per predir el comportament, la mobilitat i la persistència dels pesticides. Tot i això, el nombre d'aquests models aplicats a aigües subterrànies és molt reduït, ja que usualment només s'apliquen a masses d'aigua superficials. A més, els pocs estudis realitzats en masses d'aigua subterrànies són limitats i no aconsegueixen reflectir totes les variables que poden influir en la contaminació per pesticides. És necessari integrar al model processos clau com el creixement dels cultius, l'aplicació de pesticides, els processos de transformació i les pràctiques de gestió dels camps. Per tant, la modelació en aigües subterrànies requereix tenir en compte paràmetres com les propietats del sòl i les característiques químiques del pesticida (solubilitat, coeficient de degradació, etc.). A més, també ha d'integrar variables que són canviants a l'espai i en el temps, com característiques hidrològiques, fenologia dels cultius i variables climàtiques com temperatura, precipitació, evaporació, vent i radiació solar. El moviment de pesticides a les aigües superficials i subterrànies és una preocupació ambiental creixent a causa de la contaminació causada per l'aplicació intensiva de pesticides a l'agricultura i altres activitats antropogèniques. Aquests compostos redueixen la qualitat de l'aigua i produeixen efectes perjudicials en els ecosistemes i la salut humana, cosa que justifica l'interès que té el modelat a les reserves d'aigua subterrànies per poder fer una gestió ambiental adequada i adoptar mesures preventives.

En aquesta tesi s'aborda la modelació matemàtica de cinc pesticides (Bromacil, Terbutilazina, Atrazina, Desetil-Terbutilazina i Terbumeton) a la Demarcació Hidrogràfica del Xúquer (DHJ) que ocupa una superfície de més de 40 000 km² amb una població superior als cinc milions de persones. Per fer-ho, es va utilitzar el programa PRZM5 (Pesticide Root Zone Model versió 5) desenvolupat per l'Agència Mediambiental dels Estats Units (EPA). Mitjançant l'aplicació de PRZM5 es va simular la destinació i el transport de pesticides a la zona no saturada dels aqüífers. El model s'ha fet servir per estimar les concentracions diàries de pesticides de 72 pous de la DHJ. En aquestes masses d'aigua subterrània s'han trobat valors de concentració de plaguicides superiors al valor Màxim de Concentració Permès (MCP) establert per la Legislació Espanyola. Aquests resultats proporcionen un primer pas crucial per al desenvolupament de l'avaluació del risc de plaguicides a la DHJ. A partir d'aquests resultats obtinguts es van fer un conjunt de mapes de risc de contaminació, per tenir una perspectiva millor de l'evolució temporal dels pesticides en les masses d'aigua subterrània de la DHJ. La distribució espacial dels pesticides correspon a zones dedicades majoritàriament a l'agricultura de regadiu. Per tant, es pot concloure que la quantitat de pesticida aplicada als cultius és el factor més important que influeix en la concentració de pesticida a les masses d'aigua subterrània. A més, altres variables que afecten són el tipus de sòl, la profunditat de l'aqüífer, les característiques hidrometeorològiques i l'índex de persistència dels pesticides. Aquest treball exemplifica que l'aplicació del modelatge matemàtic és una eina vàlida per a l'anàlisi i la predicció de la destinació i el transport de pesticides als sòls i a les aigües subterrànies, per la qual cosa la seua incorporació a la gestió ambiental podria beneficiar la presa de decisions sobre els recursos hídrics.

Abstract

Predicting the behaviour of pesticides released into the environment is necessary to anticipate and thus minimise their adverse effects. Pesticide contamination in groundwater can occur through drift, surface runoff or subsurface flow. Several models have been developed to predict the behaviour, mobility and persistence of pesticides. However, the number of these models applied to groundwater is very small, as they are usually only applied to surface water bodies. Moreover, the few studies carried out on groundwater bodies are limited and fail to reflect all variables that may influence pesticide contamination. Key processes such as crop growth, pesticide application, transformation processes and field management practices need to be integrated into the model. Groundwater modelling therefore requires taking into account parameters such as soil properties and chemical characteristics of the pesticide (solubility, degradation coefficient, etc.). In addition, it must also integrate variables that are changeable in space and time, such as hydrological characteristics, crop phenology and climatic variables such as temperature, precipitation, evaporation, wind and solar radiation. The movement of pesticides to groundwater bodies is a growing environmental concern due to pollution caused by intensive pesticide application in agriculture and other anthropogenic activities. These compounds reduce water quality and produce detrimental effects on ecosystems and human health, which justifies the interest of modelling them in groundwater reservoirs for proper environmental management and preventive measures. This thesis deals with the mathematical modelling of five pesticides (Bromacil, Terbutylazine, Atrazine, Desethyl-Terbutylazine and Terbumeton) in the Júcar River Basin District (DHJ), which covers an area of more than 40,000 km² with a population of more than five million people. For this purpose, the PRZM5 software (Pesticide Root Zone Model version 5)

developed by the US Environmental Protection Agency (EPA) was used. The application of PRZM5 was used to simulate the fate and transport of pesticides in the unsaturated zone of aquifers. The model was used to estimate daily pesticide concentrations from 72 wells in the DHJ. In these groundwater bodies, pesticide concentration values higher than the Maximum Allowable Concentration (MCP) value established by the Spanish Legislation have been found. These results provide a crucial first step for the development of the pesticide risk assessment in the DHJ. Based on these results, a set of contamination risk maps were made, in order to have a better perspective of the temporal evolution of pesticides in the groundwater bodies of the DHJ. The spatial distribution of pesticides corresponds to areas mainly dedicated to irrigated agriculture. It can therefore be concluded that the amount of pesticide applied on crops is the most important factor influencing pesticide concentration in groundwater bodies. In addition, other affecting variables are soil type, aquifer depth, hydro-meteorological characteristics, and the persistence rate of pesticides. This work exemplifies that the application of mathematical modelling is a valid tool for the analysis and prediction of the fate and transport of pesticides in soils and groundwater. Therefore, its incorporation into environmental management could benefit decision-making on water resources.

Agradecimientos

Esta tesis doctoral fue posible gracias al apoyo, motivación y empatía de muchas personas que me ayudaron durante estos años. La ciencia es divertida, entretenida y apasionante cuando se está rodeado de gente fantástica. Todas estas personas han sido un componente clave de este viaje científico, y muchas de estas personas se han convertido en magnánimas amistades.

En primer lugar, tengo que agradecer a mi familia que han estado apoyándome desde México durante todo este camino. Dominga sin tu apoyo, esfuerzo y amor de madre, llegue a culminar esta tesis, me lo has dado todo. Gracias por tu inmenso cariño, te quiero y admiro mucho.

A mi grupo de investigación de Hidrogeología del Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente. Me gustaría dar las gracias a los miembros de este grupo empezando con Eduardo Cassiraga y Javier Rodrigo, mis tutores de mi tesis, a quienes agradezco su conocimiento, paciencia y por confiar en mí para formar parte del mundo de las aguas subterráneas. Me gustaría también dar las gracias a mi amigo Jaime Gómez Hernández por su motivación científica, e impulsarme con ideas mágicas. Tuve el placer de tener grandes compañeros internacionales de doctorado, gracias a todos y cada uno de ellos, pero especialmente a Vanessa Godoy y Valeria Todaro, con las que compartí momentos divertidos y conversaciones enriquecedoras, tengo muy bonitos recuerdos.

Al entrañable equipo de Teledetección, Itziar Irakulis, Xavier Gorroño, Javier Roger, Adriana Valverde y Luis Guanter, quienes me ayudaron a comprender los algoritmos de la vida y con quienes hoy comparto una amistad. Gracias por emitir emisiones de empatía.

Aparte de la gente que conocí en el entorno académico, tengo que dar las gracias a todos mis amigos que he hecho a lo largo de estos años. A Vivian Cadena, por tu cariño de hermana y su presencia casi diaria a pesar de la distancia que nos separa. A Magdalena Cifuentes mi amiga incondicional, que me ha recibido con los brazos abiertos. Las canciones en casa, las risas y las cenas no las cambio por nada. A Miguel Solbes y Ana Porlán por sus dosis de locuras y sorpresas en conjunto fueron muy divertidas. Gracias Sebastián Tapia, el mejor compañero de casa que se puede tener. Gracias David Herbel por estar en comunicación desde Australia, eres increíble.

Finalmente al pinche que más le tengo que agradecer es al científico Joan, por su inmensurable apoyo, por impulsar mi pasión, mi trabajo y mi crecimiento personal. Gracias por compartir este viaje científico conmigo, las alegrías, los buenos momentos, los malos, las sonrisas, los tacos, las carreras por el Turia, todo lo que me llevo de estos años a tu lado no tiene precio. Gracias de corazón. Allá donde nos lleve la vida, en 40 minutos iré.

A todas y todos gracias por acompañarme en esta historia maravillosa y en la que he sido inmensamente feliz.

La realización de esta tesis doctoral fue financiada por la beca en el extranjero del
Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

Índice

Índice de figuras

Índice de tablas

1. Introducción y objetivos.....	1
2. Estado del arte.....	6
2.1. Los pesticidas.....	6
2.2. Tipos de pesticidas.....	9
2.3. Procesos de transformación.....	11
2.3.1. Los procesos de acumulación de los pesticidas.....	12
2.3.2. Los procesos de degradación de los pesticidas.....	12
2.3.3. Los procesos de movimiento de los pesticidas.....	14
2.4. Pesticidas en las aguas subterráneas.....	16
2.4.1. Impactos en los recursos de aguas subterráneas.....	16
2.4.2. Presencia y concentraciones de pesticidas en las aguas subterráneas de España.....	18
2.5. Modelos matemáticos para evaluar la contaminación por pesticidas.....	20
2.6. El modelo PRZM5.....	25
2.6.1. Dispersión y difusión.....	30

2.6.2. Degradación	30
2.6.3. Consumo de la planta de la fase disuelta	31
2.6.4. Pérdidas debidas a la escorrentía superficial	31
2.6.5. Pérdidas debidas a la erosión.....	31
2.6.6. Aplicación del pesticida	32
2.6.7. Lavado desde las plantas al suelo.....	32
2.6.8. Transformaciones	33
3. Modelación de la contaminación por pesticidas en la Demarcación Hidrográfica del Júcar	35
3.1. Introducción	35
3.2. Materiales y métodos.....	38
3.2.1. Descripción de la zona de estudio	38
3.2.2. Identificación y características de los pesticidas en la zona de estudio	42
3.2.3. Implementación del modelo	44
3.2.3.1. Propiedades químicas de los pesticidas	44
3.2.3.2. Aplicaciones del pesticida	45
3.2.3.3. Distribución de los cultivos	46
3.2.3.4. Generación de archivos meteorológicos para PWC	49
3.2.4. Indicadores de evaluación	52
3.3. Resultados y discusión	53
3.3.1. Concentraciones de Bromacil.....	53
3.3.2. Concentraciones de Atrazina.....	55
3.3.3. Concentraciones de Terbutilazina	57
3.3.4. Concentraciones de Desetil-Terbutilazina.....	59
3.3.5. Concentraciones de Terbumeton	60
3.3.6. Criterios de evaluación.....	62
3.3.7. Evaluación del impacto ambiental.....	63
4. Elaboración de los mapas de riesgo de la contaminación por pesticidas en la DHJ	67
4.1. Introducción	67
4.2. Zona de estudio	70

4.3. Metodología	71
4.3.1. Modelo	71
4.3.2. Pesticidas: base de datos y selección de principios activos.....	71
4.3.3. Datos relativos a la aplicación del pesticida.....	71
4.3.4. Base de datos climáticos	71
4.3.5. Unidades cartográficas suelo-clima	72
4.3.6. Fenología de los cultivos.....	73
4.3.7. Automatización de las simulaciones con SENSAN	75
4.3.8. Diseño de mapas de riesgo de la contaminación por pesticidas	75
4.3.9. Krigado ordinario (KO).....	76
4.3.10. Simulación gaussiana secuencial	77
4.3.11. S-GeMS.....	79
4.4. Resultados	79
4.4.1. Obtención de las curvas de concentración de los pesticidas	79
4.4.1.1. Concentraciones de Atrazina.....	80
4.4.1.2. Concentraciones de Bromacil	81
4.4.1.3. Concentraciones de Terbutilazina	84
4.4.1.4. Concentraciones de Terbumeton.....	86
4.4.2. Análisis de algunos valores obtenidos	88
4.5. Tratamiento espacial de la concentración de los pesticidas	90
4.5.1. Mapas de la concentración estimada de la Atrazina.....	94
4.5.2. Mapas de la concentración estimada del Bromacil	96
4.5.3. Mapas de la concentración estimada de la Terbutilazina	98
4.5.4. Mapas de la concentración estimada del Terbumeton.....	100
4.6. Mapas con medidas de incertidumbre de pesticidas	103
4.7 Generación de mapas de riesgo de zonas contaminadas por pesticidas	105
5. Conclusiones	111
6. Líneas futuras de investigación.....	114
7. Contribuciones científicas.....	115
8. Referencias.....	118
9. Anexos.....	138

Índice de figuras

Figura 1. Cantidad consumida de pesticidas en el mundo desde el año 1990 hasta el año 2019	8
Figura 2. Principales países consumidores de pesticidas en todo el mundo.....	8
Figura 3. Uso de pesticidas en toneladas por continente en 2020 y variación porcentual desde 1999.....	9
Figura 4. Procesos que condicionan la dinámica de los pesticidas en el medio ambiente	11
Figura 5. Modelo conceptual de PRZM5	26
Figura 6. Esquema del balance de masa de un pesticida en el modelo PRZM	28
Figura 7. Localización de la zona de estudio y de las masas de agua subterránea de DHJ.....	38
Figura 8. Evolución de la precipitación y temperatura en la DHJ.....	39
Figura 9. Ubicación de los pozos simulados	40
Figura 10. Distribución de los cultivos en la DHJ.....	47
Figura 11. Estructura del archivo meteorológico para ejecutar PWC	50
Figura 12. Resultados de la simulación de PRZM5. Concentraciones de Bromacil	54
Figura 13. Resultados de la simulación de PRZM5. Concentraciones de Atrazina	56
Figura 14. Resultados de la simulación de PRZM5. Concentraciones de Terbutilazina.....	58
Figura 15. Resultados de la simulación de PRZM5. Concentraciones de Terbutilazina.....	59
Figura 16. Resultados de la simulación de PRZM5. Concentraciones de Terbumeton	61
Figura 17. Diagrama de caja que representan las concentraciones anuales de pesticidas en 2012: Bromacil (azul), Atrazina (verde), Terbutilazina (naranja), Desetil-Terbutilazina (morado) y Terbumeton (rojo). La línea horizontal central representa la mediana y las barras verticales representan los valores máximo y mínimo de la distribución. Los valores atípicos no están representados.	65

Figura 18. Diagrama de caja que representan las concentraciones anuales de pesticidas en 2013: Bromacil (azul), Atrazina (verde), Terbutilazina (naranja), Desetil-Terbutilazina (morado) y Terbumeton (rojo). La línea horizontal central representa la mediana y las barras verticales representan los valores máximo y mínimo de la distribución. Los valores atípicos no están representados.	66
Figura 19. Localización geográfica de los pozos contaminados por pesticidas de la DHJ.	70
Figura 20. Mapa litológico de la DHJ.	72
Figura 21. Distribución de los cultivos en la DHJ.	74
Figura 22. Simulación calibrada con Atrazina en los pozos de la DHJ entre 2006-2019.	80
Figura 23. Simulación calibrada con Bromacil en los pozos de la DHJ entre 2006-2019.	82
Figura 24. Simulación calibrada con Terbutilazina en los pozos de la DHJ entre 2006-2019.	84
Figura 25. Simulación calibrada con Terbumeton en los pozos de la DHJ entre 2006-2019.	86
Figura 26. Valores máximos simulados de Atrazina y Bromacil.	88
Figura 27. Valores máximos simulados de Terbumeton y Terbutilazina.	89
Figura 28. Distribución de la concentración máxima absoluta a) Atrazina, b) Bromacil, c) Terbumeton y d) Terbutilazina en cada pozo de la DHJ.	91
Figura 29. Mapas de la concentración de Atrazina (2006-2014) estimados por krigeado ordinario.	94
Figura 30. Mapas de la concentración de Atrazina (2015-2018), media y máxima estimados por krigeado ordinario.	95
Figura 31. Mapas de la concentración de Bromacil (2006-2014) estimados por krigeado ordinario.	97
Figura 32. Mapas de la concentración de Bromacil (2015-2018), media y máxima estimados por krigeado ordinario.	98
Figura 33. Mapas de la concentración de Terbutilazina (2015-2018), media y máxima estimados por krigeado ordinario.	99
Figura 34. Mapas de la concentración de Terbutilazina (2006-2014) estimados por krigeado ordinario.	100
Figura 35. Mapas de la concentración de Terbumeton (2015-2018), media y máxima estimados por krigeado ordinario.	101

Figura 36. Mapas de la concentración de Terbumeton (2006-2014) estimados por krigeado ordinario	102
Figura 37. Mapas de medidas de incertidumbre local para la Atrazina.....	103
Figura 38. Mapas de medidas de incertidumbre local para el Bromacil.....	103
Figura 39. Mapas de medidas de incertidumbre local para la Terbutilazina.	104
Figura 40. Mapas de medidas de incertidumbre local para el Terbumeton.....	104
Figura 41. Mapas de riesgo y clasificación de Atrazina.....	106
Figura 42. Mapas de riesgo y clasificación de Bromacil.....	107
Figura 43. Mapas de riesgo y clasificación de Terbutilazina	108
Figura 44. Mapas de riesgo y clasificación de Terbumeton	109

Índice de tablas

Tabla 1. Tipos de pesticidas utilizados en la producción agrícola (FAO, 2022)	10
Tabla 2. Principales características de los modelos matemáticos para el análisis de pesticidas	24
Tabla 3. Identificación de los pesticidas en las masas de agua subterránea de la DHJ.....	41
Tabla 4. Rangos de valores utilizados en la modelización, para describir las propiedades fisicoquímicas de los plaguicidas. Parámetros en la pestaña "Chemical" del PWC.....	44
Tabla 5. Rango de valores utilizados en la modelización para describir la cantidad de pesticida en la masa de agua de Plana de Castellón. Parámetros en la pestaña "Applications" del PWC.	45
Tabla 6. Rango de valores utilizados en la modelización para describir los parámetros relacionados con el cultivo y la hidrología de cada cultivo. Parámetros en la pestaña "Crop/land" del PWC	48
Tabla 7. Capas de suelo. Valores de los diferentes parámetros que describen el perfil del suelo de cada agua subterránea. Parámetros en la pestaña "Crop/land" del PWC.....	49
Tabla 8. Ubicación de los pozos simulados	51
Tabla 9. Estaciones hidrometeorológicas.....	51
Tabla 10. Resumen de los resultados de la evaluación del modelo.....	63
Tabla 11 Resumen de parámetros del modelo anisotrópico para la Atrazina	92
Tabla 12 Resumen de parámetros del modelo anisotrópico para la Bromacil	92
Tabla 13 Resumen de parámetros del modelo anisotrópico para la Terbumeton	93
Tabla 14 Resumen de parámetros del modelo anisotrópico para la Terbutilazina	93

1. Introducción y objetivos

Esta tesis tiene como objetivo el desarrollo de una metodología para la evaluación de la contaminación de las aguas subterráneas por pesticidas en la Demarcación Hidrográfica del Júcar (DHJ). El resultado es una serie de mapas a partir de los cuales puede derivarse diferente tipo de información. Por un lado, una serie de estimadores de la concentración del pesticida en el agua subterránea. Por otro, se podrá evaluar la posibilidad de que la concentración del pesticida supere ciertos umbrales críticos en una determinada localización.

Para ello, se ha utilizado el modelo PRZM (Pesticide Root Zone Model) en su versión 5. PRZM es un modelo desarrollado para simular a escala diaria y en una dimensión (vertical) el transporte y la transformación de pesticidas en la zona no saturada. En el modelo conceptual de PRZM se representa un pozo que extrae agua de un acuífero libre cuyo nivel piezométrico se encuentra cerca de la superficie bajo un campo cultivado expuesto al uso intensivo de pesticidas.

Los valores observados de la concentración de pesticidas se derivan de las bases de datos del Sistema de Información del Agua de la Confederación Hidrográfica del Júcar (SIA Júcar). Los parámetros que caracterizan las propiedades físicas se estimaron a partir de la información de distintas bases de datos de dominio público. La información climática y meteorológica se obtuvo de las estaciones afines disponibles en la DHJ.

A partir de esta información, se obtuvieron las curvas de variación de la concentración a través del tiempo de los principales pesticidas utilizados en la DHJ, y con ellas se construyeron mapas de estimadores de la concentración y del riesgo de contaminación utilizando herramientas geoestadísticas (krigeado y simulación gaussiana).

Estas herramientas se han utilizado para responder a varias preguntas relevantes, como por ejemplo:

- ¿Qué cantidad de pesticida y con qué distribución temporal debió de aplicarse en un lugar determinado si la distribución de la concentración del pesticida es conocida?
- ¿Cuándo se estima que podría haber sido aplicado el pesticida en cuestión?
- ¿Qué probabilidad hay de que un determinado sitio este contaminado?
- ¿Cuál es la concentración de un determinado pesticida en esta localización?
- ¿Hasta dónde se verá una zona afectada por la contaminación si durante un determinado periodo se utilizó un determinado pesticida?

La herramienta final pretende ser lo suficientemente amplia y flexible para que, en el futuro, pueda utilizarse en la predicción de las concentraciones de los mismos u otros pesticidas en cualquier punto de la zona estudiada. En otras palabras, se pretende preparar un marco de trabajo que facilite al usuario adiestrado a evaluar el destino y la concentración de un pesticida depositado en una zona agrícola y valorar el riesgo de que se contaminen las aguas subterráneas.

Para alcanzar este objetivo general se plantearon los siguientes objetivos específicos:

Objetivo 1.- Realizar un análisis del estado del arte en el que se describen los diversos tipos de pesticidas revisando la bibliografía científica que identifica los pesticidas en las aguas subterráneas de España. Además, se describen los modelos matemáticos que están disponibles en la literatura científica para comprender el comportamiento de los pesticidas en el agua subterránea.

Objetivo 2.- Describir y analizar los procesos a los que se ve sometido un pesticida desde su aplicación hasta su posible llegada a las aguas subterráneas. Este paso no solo es crucial para entender los mecanismos a los que puede verse sometido un compuesto hasta llegar a las aguas subterráneas, sino también para comprender el significado de los parámetros requeridos para modelarlos.

Objetivo 3.- Recopilar la información necesaria para la modelación de los pesticidas en la DHJ e identificar las masas de agua subterránea a modelizar como así también los cultivos y pesticidas existentes. En este objetivo se incluye la recolección de toda la información que se necesitará para alimentar el modelo. Las fuentes consultadas serán diversas dependiendo del tipo de parámetro requerido. La información esencial corresponde a las concentraciones observadas en las aguas subterráneas. Estos registros se han obtenido del Área de Calidad de la Comisaría

de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Estos valores se utilizarán para calibrar los diferentes modelos y para seleccionar las masas de agua a modelar.

Los parámetros requeridos por el modelo se agrupan de la siguiente manera:

- Parámetros que describen las características químicas del pesticida.
- Parámetros que describen la forma de aplicación del pesticida.
- Parámetros de caracterización del clima y las propiedades del suelo.
- Parámetros relacionados con la fenología del cultivo.

Los parámetros que describen las propiedades de los pesticidas se obtendrán de bibliografía especializada o de bases de datos. En cuanto a la forma de aplicación del pesticida se obtendrán de las encuestas realizadas por el Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación acerca del consumo de productos fitosanitarios en la agricultura. La información meteorológica que se requiere es la precipitación (cm/d), la evaporación (cm/d), la temperatura (°C), la velocidad del viento (cm/s) y la radiación solar (La/d) a escala diaria. Las propiedades del suelo tendrán que ser derivadas de mapas geológicos y perforaciones con una profundidad que alcance al menos el nivel freático. Por último, en relación a la fenología de cada cultivo, los principales parámetros son las fechas en las que cada cultivo aparece, alcanza su máximo tamaño y es recolectado, la profundidad de las raíces, el máximo porcentaje de área cubierta por el cultivo, la altura de la cobertura vegetal y el agua almacenada en la cobertura vegetal. En este caso, se utilizará como fuente de información las encuestas realizadas a los agricultores y la literatura especializada.

Objetivo 4.- Preparar los archivos de entrada del modelo para los pesticidas y cultivos seleccionados. Toda la información recogida en el objetivo 3 deberá ser cuidadosamente procesada, ordenada y formateada para, por un lado, utilizarla como entrada al modelo y por otro, servir a posibles estudios futuros en los que se aplique la metodología y los criterios desarrollados en esta tesis. La información relativa a los parámetros requeridos se organizará en “fichas” con un formato acorde a los requerimientos del modelo.

Esto supone la confección de fichas para cada uno de los pesticidas modelados, que incluyan sus principales características físicas, químicas y biológicas. La información relativa al cultivo se puede organizar en un archivo que agrupe las características comunes y que sea independiente del lugar. De esta forma se dispondría de un archivo para cada tipo de cultivo con las características fenológicas del mismo susceptible de ser utilizado en diferentes localizaciones. La información meteorológica se prepara en un archivo que contiene a escala diaria la precipitación (cm/d), la evaporación (cm/d), la temperatura (°C), la velocidad del viento (cm/s) y la radiación solar (La/d). Se intentará disponer de la mayor cantidad posible de datos diarios de estas variables y si fuera necesario realizar algún tipo de completado para que los archivos meteorológicos abarquen la mayor cantidad de años posibles.

Objetivo 5.- Simular el transporte y comportamiento de los pesticidas, calibrando el modelo para reproducir los datos históricos. Una vez que toda la información requerida está organizada puede ser introducida en el modelo para proceder a la simulación del proceso de migración del pesticida. Esto se debe hacer para un pesticida y en un determinado lugar. En cada masa de agua subterránea seleccionada se identificarán uno o varios pozos de observación en cuyas localizaciones se hará cada simulación. Se procederá entonces a simular todas aquellas localizaciones con pozos de medida que se considere oportuno tras un proceso de calibración manual de parámetros.

Objetivo 6.- Obtener mapas de riesgo de la contaminación por pesticidas. Con la información derivada de las curvas de concentración se pretende construir una serie de mapas para evaluar la contaminación de forma distribuida. Para ello se utilizarán técnicas geoestadísticas de interpolación y de simulación estocástica. Se trata de obtener mapas de estimadores de la concentración de los pesticidas y de la posibilidad de superar ciertos umbrales críticos.

El presente documento desarrolla los objetivos anteriores del siguiente modo:

- En el capítulo 1 se introduce brevemente el problema a abordar, se presentan los objetivos y se describe la estructura de la tesis doctoral.
- En el capítulo 2 se presenta el estado del arte, analizando independientemente y de forma detallada los procesos de transformación que sufre un pesticida en el medio ambiente. Se incluye, además, un apartado que describe las investigaciones o estudios que se han realizado para detectar estos contaminantes emergentes en las aguas subterráneas de España. El capítulo concluye con la descripción de modelos matemáticos disponibles para la modelación de la contaminación por pesticidas.
- En el capítulo 3 se describe la aplicación del modelo PRZM5 para evaluar las masas de agua subterránea más afectadas por pesticidas en la DHJ. El criterio para seleccionar estas masas de agua subterránea a estudiar será aquellas en las que no se cumplan los umbrales establecidos en la normativa. Según estos criterios y de acuerdo con la base de datos de la CHJ, existen 9 masas de aguas subterráneas que han incumplido en los últimos años el buen estado químico por pesticidas dentro de la DHJ.
- En el capítulo 4 se presentan los mapas de la contaminación por pesticidas. Para obtenerlos se utilizaron las técnicas geoestadísticas de interpolación y de simulación. Estos mapas fueron construidos con la información derivada de las curvas de concentración de los pesticidas de todas las masas de aguas subterráneas

de la DHJ, generadas con el modelo PRZM5, se pudieron extraer diferentes indicadores de la situación en la que se encuentran las masas de agua subterránea contaminada, y entre ellos, el valor máximo, medio y anual de la concentración.

- En el capítulo 5 se presentan las conclusiones de la tesis doctoral.
- En el capítulo 6 se proponen distintas líneas de futura investigación.
- En el capítulo 7 se mencionan las contribuciones científicas derivadas de la tesis doctoral.
- En el capítulo 8 se presentan las referencias utilizadas para la redacción de la tesis doctoral.
- En el capítulo 9 se enumeran los anexos de esta tesis doctoral.

2. Estado del arte

2.1. Los pesticidas

Según la Agencia de protección Ambiental de los Estados Unidos (Environmental Protection Agency, EPA), un pesticida es cualquier sustancia o mezcla de sustancias cuyo objetivo principal es prevenir, destruir, repeler o controlar una plaga (EPA, 2005a).. Una plaga se define como cualquier organismo vivo que produce daños o pérdidas económicas o que causa o transmite una enfermedad. Las plagas pueden ser provocadas por animales (ratones, insectos, parásitos, etc.), plantas no deseadas (comúnmente denominadas como malas hierbas) o microorganismos (virus, hongos o bacterias) (EPA, 2005a). Por tanto, el termino pesticida hace referencia a un concepto genérico que engloba a una gran variedad de sustancias que tienen un efecto nocivo para algún grupo de seres vivos.

Los primeros pesticidas sintéticos comenzaron a producirse durante la Segunda Guerra Mundial con el uso del DDT (Dicloro Difenil Tricloroetano) para el control de piojos transmisores de tifus en los soldados. A partir del descubrimiento de su efectividad, se comenzó a indagar entre sus propiedades para crear nuevos productos a aplicar en otros ámbitos. Es decir, el uso de pesticidas puede aportar importantes beneficios para la salud pública y mejorar la calidad de nuestras vidas.

Pero a pesar de los beneficios económicos, sociales, de salud pública y ambientales del uso de pesticidas, existen riesgos asociados a su uso. Muchos pesticidas son tóxicos para los seres humanos y otros seres vivos y si se aplican de forma inadecuada pueden contaminar el suelo y el agua subterránea, dañar los ecosistemas y reducir la biodiversidad, contribuyendo al desarrollo de la resistencia en las plagas (Aktar et al., 2009).

La mayoría de los pesticidas son compuestos químicos que no se encuentran naturalmente en el ambiente y, por tanto, concentraciones detectables de ellos indican contaminación, pudiendo llegar a suponer un riesgo tóxico elevado (Baxter y Cummings, 2008). El principal problema es que estos compuestos, destinados a eliminar ciertas especies no deseadas, acaban afectando a otros seres vivos siendo un riesgo para la biodiversidad, llegando incluso a perjudicar al ser humano. Este hecho puede darse por contacto directo, como sucede con los agricultores que acaban teniendo problemas de salud, o porque el contaminante acaba entrando en la cadena alimentaria (Hader et al., 2022).

A nivel mundial, se ha incrementado el uso de pesticidas. Tal cual se muestra en la Figura 1, en el 2019 se utilizaron 4,2 millones de toneladas de pesticidas y la curva presenta una tendencia al aumento. El mayor volumen de consumo corresponde a países en vías de desarrollo. Tal cual se muestra en la Figura 2 los países con mayor consumo de pesticidas del mundo son China, Estados Unidos, Brasil, Argentina, Canadá, Francia, Rusia, Colombia, Australia, India, España, Turquía, México e Italia (FAO, 2022). España ha sido tradicionalmente un país con un alto consumo de pesticidas y con tendencia a crecer en el tiempo, ocupando en la actualidad el decimoprimer puesto a nivel mundial entre los países con mayor consumo de pesticidas. Ello está relacionado con la elevada producción agrícola que se da por la agricultura intensiva.

Tal cual se muestra en la Figura 3 se puede apreciar que el uso de pesticidas en todo el mundo está aumentando, por lo que el mercado mundial de pesticidas está creciendo (FAO, 2022). América del Sur y África se encuentran entre los mayores consumidores y con las mayores tasas de crecimiento. La toxicidad por pesticidas en el medio ambiente ciertamente está aumentando.

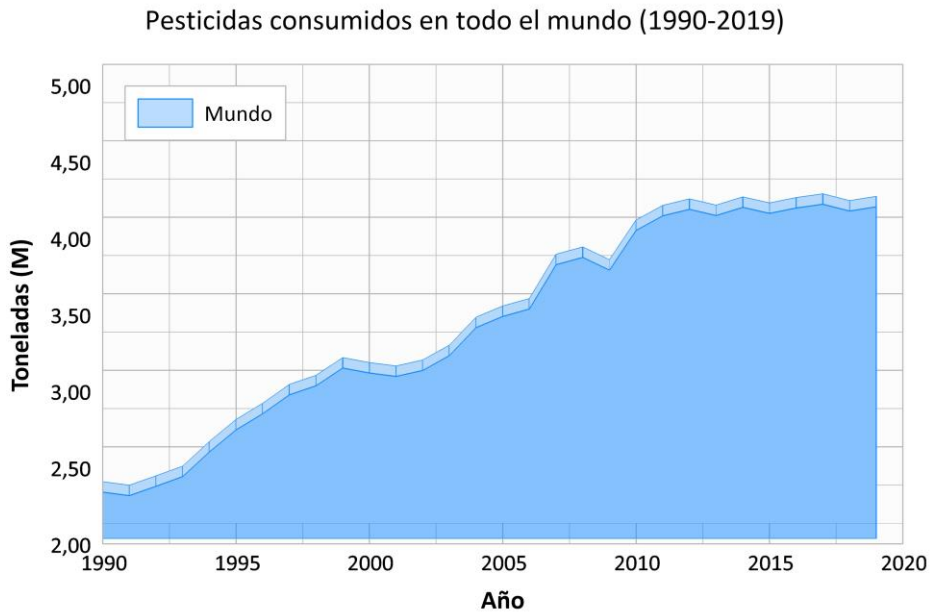


Figura 1. Cantidad consumida de pesticidas en el mundo desde el año 1990 hasta el año 2019

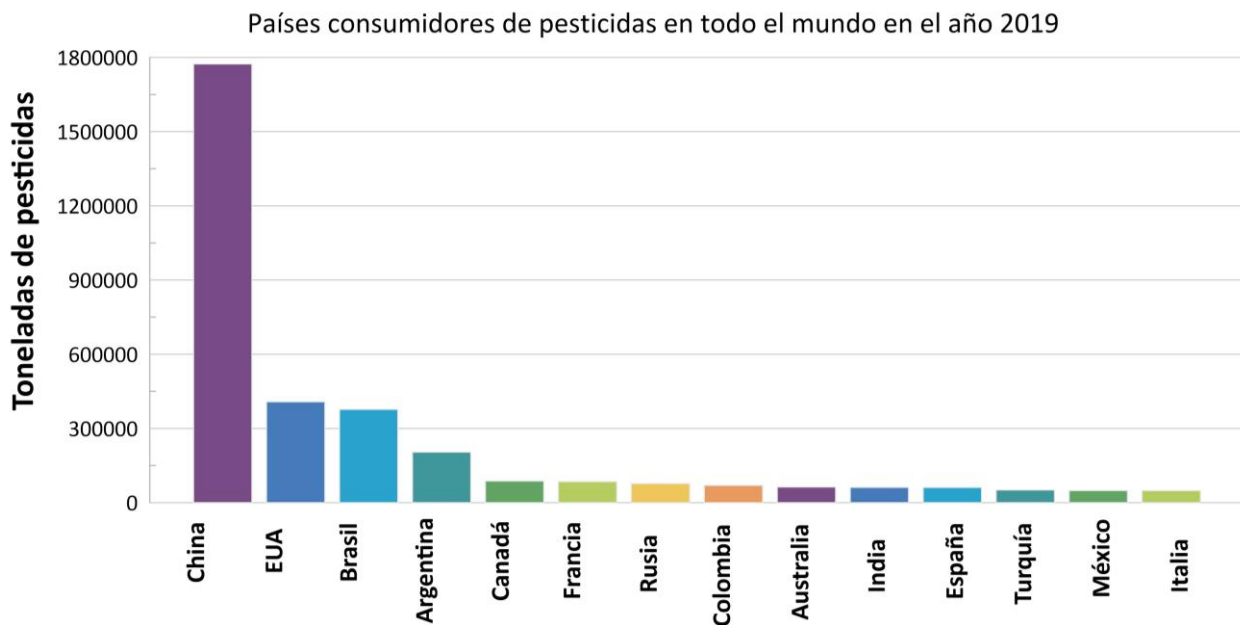


Figura 2. Principales países consumidores de pesticidas en todo el mundo

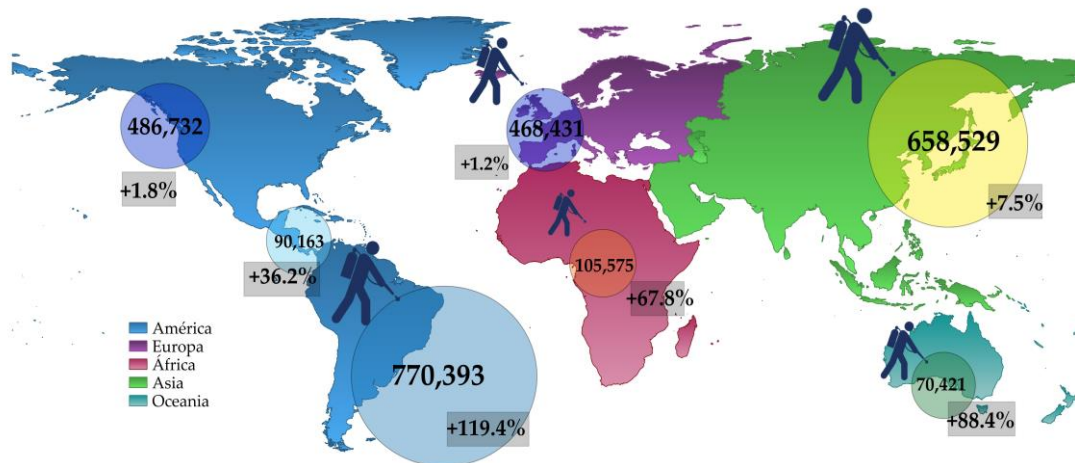


Figura 3. Uso de pesticidas en toneladas por continente en 2020 y variación porcentual desde 1999.

2.2. Tipos de pesticidas

Los pesticidas pueden clasificarse de acuerdo con diferentes criterios, atendiendo a su naturaleza química o a su acción biológica (Vaz, 2019). Actualmente, podemos observar varias clases de pesticidas según sus usos en la agricultura (Tabla 1) y que se clasifican de la siguiente manera en función del grupo de seres vivos al que afectan:

- Insecticidas: pesticidas formulados para eliminar, dañar, repeler o mitigar una o más especies de insectos.
- Acaricidas: pesticidas que matan a los miembros de la subclase de arácnidos, que incluye a las garrapatas y los ácaros.
- Herbicidas: agentes, normalmente químicos, utilizados para matar o inhibir el crecimiento de plantas no deseadas.
- Bactericidas: sustancias diseñadas para actuar contra las bacterias. Pueden ser desinfectantes, antisépticos o antibióticos.

Tabla 1. Tipos de pesticidas utilizados en la producción agrícola (FAO, 2022)

Tipos de pesticidas		Nombre de los pesticidas
Insecticidas	Nitrógeno orgánico	Ureas de Benzoilfenil, Clordimeformo.
	Fósforo orgánico	Acefato, Azinfos-metil, Bromofos, Clorpirifós, Coumafós, Diazinón, Dimetoato, Dioxatió, Disulfotón, Ectofos, Fenitrotión, Fenitroxón, Fonofos, Glifosato, Leptofos, Malatió, Matamidofos, Paratió, Fentoato, Profenofos, Forato, Fosmet, Triclofón.
	Cloro orgánico	Aldrina, Clordano, DDT, Dieldrina, Dicofo, Endosulfán, Endrina, Fipronil, Heptaclo, Lindano, Hexaclorociclohexano.
	Carbamatos	Aldicarb, Carbaril, Carbofurano, Carbosulfán, Cartap.
	Piretroides	Cipermetrina, Clorfenvinfos, Deltametrina, Fenvalerato, Flumetrina, Permetrina, Ivermectina.
	Reguladores del crecimiento de los insectos	Azadiractina, Benzoilfenilurea, Diflubenzuron, Metoxifeno, Piriproxifeno, Tebufenozide.
Acaricidas		Amitraz, Coumafós, Dimetoato, Fenpiroximato, Ácido fórmico, Mentol, Tau-fluvalinato, Timol.
Herbicidas		Acetanilida, Alacloro, Atrazina, Barban, Bromacil, Clorbromuron, Clorofenólico, Dalapon, Diurón, Glifosato, Linurón, Monurón, Neburón, Pendimetalina, Pentaclorofenol, Profam, Swep, Terbutilazina, Terbumeton, 2,4-D, 2,4,5-T.
Bactericidas		Bayleton, Cobre azul, Clorotalonil, Oxiclورو de cobre, Sulfato de cobre, Dithane, Ditiocarbamato, Mancozeb, Metalaxil, Fósforo Metílico, Politrina, Ridomil, Red contra explosiones de arroz, Triazoles, Tiocarbamatos, Tiovit.

2.3. Procesos de transformación

Los procesos que rigen el comportamiento de los pesticidas en el medio ambiente se pueden clasificar en tres categorías: procesos de acumulación, de eliminación y de movimiento. Estos procesos habitualmente no ocurren de modo aislado sino simultáneo, y dependen de las propiedades fisicoquímicas del suelo, de la naturaleza química de los pesticidas, y de los factores del medio (Chaplain et al., 2011; Khan, 2016).

Los procesos de acumulación suponen el paso del pesticida entre dos medios sin experimentar transformación química, por tanto, el herbicida mantiene su función original. Dentro de este grupo se incluyen los procesos de adsorción/desorción. Los procesos de eliminación son procesos fotoquímicos, químicos o biológicos que suponen una transformación del pesticida, resultando en compuestos con diferente función, toxicidad y comportamiento que los originales. Dentro de estos procesos se incluye el proceso de degradación. Los procesos de movimiento suponen un desplazamiento del pesticida respecto a su posición inicial sin sufrir ninguna transformación química. Dentro de estos procesos se incluyen los procesos de lixiviación, escorrentía y volatilización (Figura 4).

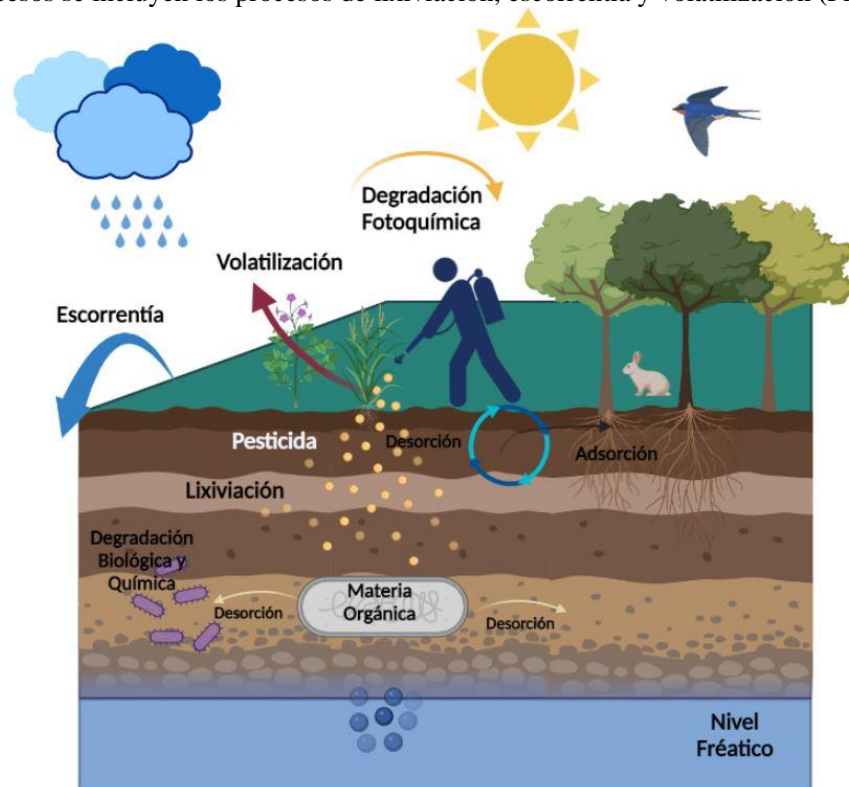


Figura 4. Procesos que condicionan la dinámica de los pesticidas en el medio ambiente

2.3.1. Los procesos de acumulación de los pesticidas

La **adsorción** es el proceso fisicoquímico de atracción entre una superficie sólida y un líquido o un vapor. Por este fenómeno, las moléculas de pesticida son retenidas por las partículas coloidales presentes en el suelo, arcilla y materia orgánica (Cheng, 1990a; Khan, 2016).

Cuando un pesticida es adsorbido, su concentración en la solución del suelo disminuye, estableciéndose un equilibrio entre las concentraciones de materia activa disuelta y adsorbida. De ahí que la fracción coloidal será la más activa en este proceso, o sea, la que tendrá mayor facilidad para retener las partículas de los pesticidas.

Las propiedades físico-químicas del suelo que también juegan un rol importante en la adsorción son el contenido de materia orgánica, la textura, el coeficiente de acidez, y factores del medio ambiente como la temperatura, la humedad y la precipitación. Del mismo modo, las características de los compuestos orgánicos influyen en este proceso de adsorción. Estas propiedades son, entre otras, la solubilidad, la persistencia en el suelo, la vida media en el ambiente y el peso molecular del pesticida (Worrall et al., 2001; Arias-Estévez et al., 2007). Diversos estudios muestran que estas propiedades tienen un papel importante en los procesos de retención en los suelos (Calvet, 1981; Hassett et al., 1983; Miller y Weber, 1984).

Por otro lado, la **desorción** es el proceso mediante el cual el compuesto orgánico es liberado de la superficie del absorbente, es decir, el pesticida retenido en el suelo puede pasar nuevamente al medio acuático o gaseoso. El proceso de desorción del pesticida depende principalmente de la energía de adsorción. Cuanto menor sea esta energía de adsorción, más fácil será la desorción a la solución del suelo.

2.3.2. Los procesos de degradación de los pesticidas

La degradación de un pesticida se desarrolla tanto mediante procesos de transformación bióticos producidos por microorganismos y plantas, como mediante procesos abióticos que incluyen a las reacciones químicas y fotoquímicas. Los procesos de transformación a los que se somete un determinado pesticida vienen determinados por su afinidad estructural a determinados tipos de transformación y por las condiciones ambientales a las que está expuesto como consecuencia de su comportamiento de distribución y transporte (Fenner et al., 2013).

La degradación de los pesticidas en el medio natural incluye los procesos de fotodegradación, degradación química y biodegradación (Aislabie, 1995; Burrows et al., 2002; Cui et al., 2021).

Entre estos procesos, la **fotodegradación** es la dominante debido a la abundancia de luz solar y a su capacidad para destruir los pesticidas en la superficie del suelo y el agua, así como en la superficie de las plantas y otros medios (Katagi, 2004), y está condicionada

por la duración, intensidad y el tiempo de exposición de luz sobre el pesticida. Las reacciones fotoquímicas de los pesticidas en el medio ambiente se producen a través de la fotólisis directa e indirecta (Sondhia et al., 2019). La fotodegradación ambiental de los pesticidas ha sido estudiada desde hace varios años (Yao et al., 2011). Del mismo modo, la cinética y los mecanismos de fotodegradación de los pesticidas se han discutido recientemente (Burrows et al., 2002).

La **degradación química** se presenta a través de diferentes procesos químicos (hidrólisis, fotólisis, oxidación/reducción, entre otros), de los pesticidas sobre diversas sustancias presentes en el suelo que se comportan como catalizadores. Es decir, esta degradación está influida por las propiedades fisicoquímicas del suelo (como el pH y el contenido de carbono orgánico), las propiedades biológicas, y las condiciones ambientales que controlan la temperatura y el contenido de humedad del suelo, de manera que la velocidad de degradación también depende de las propiedades del medio y no solo de las propiedades del producto químico (Arias-Estévez et al., 2007; Kah et al., 2007). Numerosos estudios han aportado pruebas de los factores ambientales que influyen en la degradación de pesticidas en el suelo (Walker et al., 2001).

La **degradación microbiológica** de pesticidas la realizan bacterias y otros microorganismos heterótrofos presentes en el suelo. A pesar de que la biodegradación de los pesticidas se considera la vía de degradación más importante (Nowak et al., 2011), restos de múltiples pesticidas (incluidos sus metabolitos), persisten en concentraciones bajas pero detectables y ambientalmente relevantes en los suelos (Miglioranza et al., 2002).

Los estudios sobre la degradación microbiológica de los pesticidas tuvieron su inicio en la década de 1940 (Audus, 1949). Algunos microorganismos son capaces de degradar ciertos pesticidas, pero el proceso sin intervención humana es relativamente lento y sujeto a la presencia de unas condiciones favorables. En consecuencia, los investigadores han realizado estudios detallados para determinar que bacterias son capaces de degradar determinados pesticidas orgánicos. Entre ellas, se han aislado varias bacterias que pueden degradar a los pesticidas (Jabeen et al., 2015; Akbar y Sultan, 2016; Ramya et al., 2016). Además, se han descrito claramente las principales vías y mecanismos de degradación de los pesticidas (Verma et al., 2014; Jabeen et al., 2015; Ye et al., 2018; Jaiswal et al., 2017). Según Silva et al. (2019), solo el 17% de los 300 suelos agrícolas analizados en la Unión Europea (UE) no contenían pesticidas. Por otra parte, el 25% de los suelos contenía residuos específicos de pesticidas, el 58% contenía una mezcla de varios pesticidas en concentraciones medias y máximas de 0.02 a 0.04 mg/kg y 0.31 a 0.41 mg/kg respectivamente. Cada vez hay más evidencias de que numerosos contaminantes orgánicos persisten en el suelo, aunque sean pesticidas biodegradables. Si el pesticida se encuentra unido a materia orgánica, especialmente debido a la formación de partículas hidrofóbicas, se hace inaccesible para los microbios, y puede dar lugar a bajas tasas de degradación (Dechesne et al., 2010).

2.3.3. Los procesos de movimiento de los pesticidas

La **lixiviación** es el movimiento de contaminantes, como pesticidas o fertilizantes solubles en agua, arrastrados por el agua hacia abajo a través de suelos permeables. En general, la mayoría de los pesticidas se adsorben a las partículas del suelo (especialmente a la arcilla), se vuelven inmóviles y no se filtran. Sin embargo, el transporte de los pesticidas se establece en función de los distintos procesos de degradación y la lixiviación a las aguas subterráneas (Pérez-Lucas et al., 2018).

A diferencia de las aguas superficiales, las aguas subterráneas no degradan continuamente los contaminantes que llegan a ellas. La contaminación de pesticidas de las aguas subterráneas puede llevar muchos años. Las frías temperaturas, la limitada actividad microbiológica, la falta de luz solar y los bajos niveles de oxígeno que se encuentran a gran profundidad bajo la superficie del suelo, ralentizan la descomposición química. El resultado es que la descomposición de los pesticidas, una vez que llegan al acuífero, es escasa o nula (Zambito Marsala et al., 2020).

Para estimar el comportamiento de lixiviación de un pesticida en el suelo o para comparar su movilidad relativa con la de otros pesticidas, los sofisticados enfoques de simulación que se utilizan suelen requerir muchos datos sobre el destino medioambiental del pesticida (Trevisan et al., 1999) (Padovani et al., 2004).

Dado que el costo de realizar experimentos de campo durante largos periodos de tiempo puede ser extremadamente alto, es útil recopilar información relevante sobre la movilidad de los pesticidas en el suelo utilizando resultados experimentales de laboratorio. Para la movilidad del suelo, tales enfoques incluyen estudios de adsorción por lotes, cromatografía en capa fina del suelo y lixiviación en columna del suelo (Börner, 1994). Aunque se han realizado estudios de lixiviación en columna de suelo en laboratorio y de adsorción/desorción por lotes con muchos pesticidas, los resultados de estos estudios no siempre reflejan lo que ocurre realmente en el campo. No obstante estos estudios suelen proporcionar información valiosa sobre la movilidad de los pesticidas en el suelo si están bien controlados y enfocados, y los resultados se analizan matemáticamente utilizando un modelo adecuado (Whitacre, 2014).

Por otro lado, **la escorrentía** es el movimiento del agua a través de la superficie del suelo. Se produce cuando el riego, la lluvia o el deshielo añaden agua a una superficie más rápido que la velocidad con que se filtra en el suelo. Los pesticidas pueden desplazarse con la escorrentía si están disueltos en el agua o adsorbidos a las partículas del suelo que se erosionan. La escorrentía es la principal causa de la contaminación de los cuerpos de agua superficiales por pesticidas (Didoné et al., 2021). Los factores que afectan al destino de los pesticidas están relacionadas con su uso, sus características ambientales y sus propiedades físico-químicas (Laabs et al., 2002).

La **volatilización** es el paso a estado gaseoso de un pesticida que originalmente está en estado líquido. Las personas, como los agricultores y los transeúntes, pueden estar expuestas a estos pesticidas al respirar después de su aplicación en campos agrícolas, cultivos o suelos. Es importante destacar, que la volatilización se considera diferente al movimiento de pesticidas por spray, erosión o por partículas arrastradas por el viento (EPA, 2005a). La volatilización se considera una de las principales vías por las que los pesticidas pueden dispersarse por el medio ambiente (Taylor y Spencer, 1990; Whang et al., 1993) y dar lugar a la contaminación por transporte y deposición a larga distancia en lugares alejados de su aplicación (van den Berg et al., 1999).

Teniendo en cuenta esta preocupación, se aceleró el desarrollo de numerosos métodos de laboratorio y de campo para caracterizar los factores más importantes que afectan a la volatilización en los últimos años (Taylor y Spencer, 1990; Stork et al., 1994; Burkhard y Guth, 1981) para poder incluirlos en la modelación matemática.

Finalmente, la **absorción de pesticidas** por parte de seres vivos, llamada bio-absorción, también influye en la contaminación por pesticidas. Este proceso depende de factores relacionados con el metabolismo y naturaleza de las plantas, así como de las características fisicoquímicas de los pesticidas. Los residuos de pesticidas que llegan a los frutos de estos cultivos también pueden suponer un riesgo para los seres humanos por el consumo de productos alimenticios (Fantke et al., 2011). Por lo tanto, el público en general está continuamente preocupado por los residuos de pesticidas en los alimentos, frutos y otros cultivos (EFSA, 2006), lo que implica que el uso de pesticidas está sujeto a una observación constante.

2.4. Pesticidas en las aguas subterráneas

La contaminación de los recursos hídricos subterráneos por pesticidas es una preocupación creciente y relativamente poco conocida en comparación con otros recursos de agua dulce. Las aguas subterráneas constituyen la fuente perenne de agua dulce más fiable de la Tierra. Mantienen los caudales y niveles de los ríos y lagos, es esencial para la salud de los ecosistemas que dependen de ellas, y en muchas partes del mundo es la fuente más importante de agua potable (Lapworth et al., 2012).

Hasta la fecha, la presencia de pesticidas se ha caracterizado mucho mejor en los entornos de aguas residuales y superficiales que en las aguas subterráneas (Pal et al., 2010). Las aguas residuales es una de las fuentes de pesticidas en el medio ambiente y las aguas superficiales contienen las mayores cantidades de pesticidas. También se cree que las aguas residuales y las aguas superficiales contienen una diversidad mucho mayor de compuestos en comparación con las aguas subterráneas, aunque esto puede ser simplemente una función de la capacidad de varios métodos analíticos y el número limitado de estudios de aguas subterráneas.

Investigaciones realizadas al efecto han establecido que los pesticidas entran en las aguas subterráneas a partir de una serie de fuentes y vías: efluentes de aguas residuales de plantas de tratamiento municipales (Heberer y Adam, 2004); fosas sépticas (Verstraeten et al., 2005; Swartz et al., 2006); efluentes hospitalarios y actividades ganaderas, incluidas las lagunas de residuos y la aplicación de estiércol al suelo (Shore y Shemesh, 2003; Watanabe et al., 2010) ; almacenamiento subterráneo de residuos domésticos e industriales (por ejemplo (Eckel et al., 1993; Holm et al., 1995), así como indirectamente a través del proceso de intercambio de aguas subterráneas y superficiales (Buerge et al., 2011).

2.4.1. Impactos en los recursos de aguas subterráneas

En la última década, el desarrollo de herramientas de detección más amplias, rápidas y rentables ha permitido evaluar mejor las concentraciones ambientales de pesticidas en las aguas subterráneas. Se ha demostrado que los recursos de aguas subterráneas están contaminados con una amplia gama de pesticidas que se detectan en concentraciones ambientalmente significativas como resultado de actividades antropogénicas recientes.

En las aguas subterráneas se están detectando concentraciones significativas (0.1µg/L) de una serie de pesticidas, incluidos varios metabolitos de estos pesticidas, en todo el mundo.

Sin embargo, en comparación con las aguas superficiales, la presencia y el destino de los pesticidas en las aguas subterráneas ha recibido poca atención. Hasta la fecha, la investigación se ha centrado en la contaminación por pesticidas en aguas subterráneas en lugares concretos, en gran parte procedentes de fuentes de aguas residuales.

Por ello, se necesitan más estudios para evaluar adecuadamente la presencia de pesticidas en las aguas subterráneas, y caracterizar la naturaleza espacio temporal de la contaminación en los biosólidos agrícolas y el estiércol, las fuentes de fugas urbanas difusas, así como las redes de transporte (Musolff et al., 2009).

La presencia de pesticidas en algunas partes de Europa (generalmente las regiones más industrializadas) y América del Norte ha sido mejor caracterizada que en grandes partes de Europa (regiones menos industrializadas), Asia, África y América del Sur. En éstas últimas, debido a una clara escasez de información sobre la presencia de pesticidas en las aguas subterráneas. Las aguas subterráneas de estas zonas corren el riesgo de ser contaminadas, un problema que se ve agravado por la escasa regulación ambiental (Alemaw et al., 2004; Covaci et al., 2006; Hoai et al., 2010; Chen et al., 2011).

Por otro lado, estudios recientes demostraron que las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) y las plantas de tratamiento de residuos sólidos se encuentran entre las fuentes potenciales de contaminación por pesticidas, ya que tratan gran cantidad de residuos que suelen contener muchos contaminantes orgánicos (Benotti y Brownawell, 2009; Houtman, 2010; Dickenson et al., 2011). Es necesario realizar investigaciones fiables sobre la gran variedad de compuestos orgánicos que pueden estar presentes en el agua tratada (por ejemplo, en las EDAR) y en el agua circundante de las EDAR con el fin de proteger la calidad del agua y evitar el consumo o uso de agua contaminada que pueda causar problemas de salud. En muchas partes del mundo, las opciones de tratamiento del agua para eliminar los pesticidas son limitadas o no están disponibles.

Además, se ha comprobado que los entornos más áridos son especialmente susceptibles a la contaminación de las aguas subterráneas por pesticidas debido a la recarga intencionada y no intencionada de aguas residuales (Glassmeyer et al., 2005; Drewes, 2009).

En consecuencia, el impacto de estas actividades sobre la calidad de las aguas subterráneas es mayor y quizás menos sostenible a largo plazo. Se trata de un reto considerable, ya que la recarga artificial sigue siendo una importante opción de gestión de los recursos hídricos en las zonas áridas y con escasez de agua del mundo (Fram y Belitz, 2011).

Las aguas subterráneas que ya están contaminadas con pesticidas pueden suponer un peligro durante décadas debido a los tiempos de residencia relativamente largos y a la persistencia debida a la química reductora y a las tasas de degradación microbiana rela-

tivamente bajas. Pueden ser una fuente importante de pesticidas en las aguas superficiales a través de los aportes del flujo base y el intercambio entre aguas superficiales y subterráneas. Los acuíferos aluviales y kársticos son especialmente susceptibles a la contaminación y han sido el centro de muchos de los estudios sobre aguas subterráneas realizados hasta la fecha (Drewes, 2009; Katz et al., 2009; Einsiedl et al., 2010).

2.4.2. Presencia y concentraciones de pesticidas en las aguas subterráneas de España

A principios del S. XXI se realizó en España una encuesta para estudiar el estado de la calidad de más de 10 masas de agua subterráneas analizando 26 pesticidas (Garrido et al., 2000). Una década después Postigo et al. (2010), estudió la presencia de más de 20 pesticidas en diferentes acuíferos de Barcelona donde las prácticas agrícolas son significativas, y actualmente Postigo et al. (2021), se siguen estudiando las causas y consecuencias de que estos pesticidas sigan contaminando las aguas subterráneas. Oriol et al. (2021) utilizó mallas de electrodos para eliminar los pesticidas en aguas subterráneas, asimismo, Quintana et al. (2019) desarrolló un método analítico para detectar pesticidas y otros 100 compuestos en los acuíferos.

La presencia de pesticidas en las aguas subterráneas de Catalunya también ha sido ampliamente estudiada (López-Roldán et al., 2004; Teijon et al., 2010; Jurado et al., 2012).

En otras regiones de España, se ha estudiado la presencia de pesticidas en función de los cultivos presentes en las zonas agrícolas. Sánchez-Camazano et al. (2005) analizaron la contaminación por Atrazina y Bromacil en las provincias de Ávila y Zamora en las que predomina el cultivo de maíz.

En la provincia de Salamanca estudiaron la contaminación debida a los herbicidas actualmente utilizados (Ureas, Triazinas, Amidas) en las cuencas de los ríos Guareña y Almar (Carabias-Martínez et al., 2003; Silva et al., 2019). Los principales cultivos de la zona son los cereales, seguidos del girasol.

En el norte del país, en las regiones de La Rioja y Navarra, Manjarres-López et al. (2021); Hildebrandt et al. (2007) y Herrero-Hernández et al. (2012), investigaron el impacto de los herbicidas, atrazinas, y organofosforados en los acuíferos donde hay extensas áreas de viñedos.

En Andalucía, encontraron insecticidas de carbamato utilizados para la agricultura en invernaderos (Arráez-Román et al., 2004). Asimismo, desarrollaron un método analítico para determinar 32 pesticidas, ampliamente utilizados en el sur de España, mediante cromatografía líquida-espectrometría (Belmonte Vega et al., 2005). Recientemente detectaron en un acuífero no confinado en Granada, 41 contaminantes emergentes, de los cuales 17 eran productos farmacéuticos o drogas y 21 pesticidas o sus metabolitos y 3 hidrocarburos poliaromáticos (Llamas et al., 2022).

Por último, en la Comunitat Valenciana existen diversos estudios acerca del comportamiento de los pesticidas en el agua subterránea. Andreu y Picó (2004) revisaron los métodos analíticos más relevantes para la determinación de pesticidas y sus productos de transformación en suelos y aguas subterránea, abordaron algunos avances recientes en las tecnologías de muestreo y preparación de muestras para el análisis de suelos.

Años más tarde Hernández et al. (2008), ofrecieron una visión general de la presencia y los cambios a lo largo del tiempo de residuos de pesticidas en las aguas subterráneas de la región de Valencia, en uno de los lugares de cultivo de cítricos más importantes del sur de Europa. En esta región detectaron herbicidas Simazina, Terbutilazina, Bromacil, Terbumeton y Diurón como los pesticidas con mayor frecuencia.

Además Portolés et al. (2014) desarrollaron diversas técnicas en laboratorio para detectar contaminantes orgánicos en el agua subterránea, y obtuvieron como resultado, la detección de 18 pesticidas y metabolitos relevantes en las aguas. Los trabajos de detección de pesticidas en las aguas continuaron tal como, Pitarch et al. (2016) que llevó a cabo un seguimiento exhaustivo de pesticidas a lo largo de 3 años de estudio, y encontraron diez compuestos en concentraciones superiores a 0,1 µg/L. La mayoría de ellos eran pesticidas un hecho que ilustra que la principal fuente de contaminación parecen ser las actividades agrícolas en las aguas subterráneas de Castellón.

Por otro lado, Menchen et al. (2017) examinaron más de 300 muestras en el acuífero de la Mancha Oriental para tener una mejor perspectiva de la evolución temporal de los pesticidas en este acuífero. En otro estudio se investigó la distribución espacial y estacional de la concentración por pesticidas con el objetivo de aportar información más amplia sobre el estado ecológico actual del Parque Natural de la Albufera (Calvo et al., 2021).

Aunque muchos estudios han demostrado la presencia de pesticidas en las aguas subterráneas, pocos estudios han empleado los modelos matemáticos para simular el destino, transporte y comportamiento de los pesticidas en las aguas subterráneas en la cuenca del Júcar. Recientemente Rodrigo-Illari et al. (2020) simuló el análisis de un pesticida en el acuífero Sur de Valencia, utilizó dos modelos para explicar el comportamiento de la Terbutilazina en la zona no saturada de una columna vertical de suelo hasta llegar a las aguas subterráneas.

2.5. Modelos matemáticos para evaluar la contaminación por pesticidas

Los modelos matemáticos se utilizan actualmente para evaluar el peligro químico, el tiempo de exposición en el ambiente y el riesgo (Di Guardo et al., 2018). La información detallada sobre modelos individuales suele estar ampliamente disponible, pero se dispone de poca orientación para la selección del modelo idóneo, con lo que existe el riesgo de realizar una simulación deficiente (Dubus et al., 2002).

A principios de la década de 1990 algunos estudios proporcionaron una serie de criterios para la selección de los modelos (Pennell et al., 1990; Del Re y Trevisan, 1995). Posteriormente, Vanclooster et al. (2004), presentaron una evaluación de doce modelos que simulaban el movimiento del agua y el transporte de pesticidas en el suelo, con el propósito de describir los problemas encontrados en el uso de estos modelos y describir unas buenas prácticas para la modelación.

Los modelos utilizados actualmente por la USEPA para estimar las concentraciones de los pesticidas en el agua (superficial y subterránea) son:

- PWC (Pesticide in Water Calculator) (D. F. Young, 2016).
- Tier I Rice Model (USEPA, 2007).
- PFAM (Pesticide in Flooded Applications Model) (Young, 2013).
- KABAM (Kow-based Aquatic Bioaccumulation Model) (USEPA 2009).

PWC es una versión actualizada de SWCC (Surface Water Concentration Calculator), puede simular tanto aguas superficiales como subterráneas y tiene una rutina de volatilización mejorada y más capacidades de ejecución. PWC es un programa que contiene una interfaz gráfica de usuario y los modelos PRZM5 (Young y Fry, 2016) para aguas subterráneas y VVWM (Variable Volume Water Model) (D. F. Young, 2016) para aguas superficiales.

PRZM5 (Young y Fry, 2016) es un modelo de simulación continua que considera las interacciones de los pesticidas en la escorrentía superficial (en el agua y en los sedimentos erosionados), la advección en el agua filtrada, la difusión molecular, la dispersión, la absorción por las plantas, la sorción al suelo y la degradación biológica y química. Es un modelo estándar para ser utilizado en las evaluaciones de riesgo ambiental y exposición por la USEPA.

PRZM5 se utiliza como una herramienta refinada para la evaluación de las concentraciones de pesticidas. Proporciona estimaciones conservadoras de las concentraciones de pesticidas en las aguas subterráneas; sin embargo, también permite el desarrollo de escenarios específicos de la región que se necesite evaluar. Es un modelo unidimensional de diferencias finitas para el destino y transporte vertical de pesticidas a través de la zona de raíces del cultivo. El modelo conceptual considera que los pesticidas se aplican a un

campo de cultivo uniforme, con una escorrentía y erosión insignificantes pero una infiltración máxima de agua de precipitación y de riego.

VVWM (Young, 2020) simula los procesos que ocurren en un cuerpo de agua superficial utilizando la escorrentía que genera el modelo PRZM, para estimar las concentraciones de un pesticida en dicho cuerpo a escala diaria. El modelo toma en cuenta la volatilización, la sorción, la hidrólisis, la biodegradación y la fotólisis del pesticida. Por otro lado, el usuario puede variar el volumen a escala diaria e incluir el sedimento, para evaluaciones de mayor nivel.

Tier I Rice se utiliza para estimar la exposición de las aguas superficiales por el uso de pesticidas en los arrozales. Proporciona concentraciones a corto y largo plazo que pueden utilizarse para evaluaciones de la exposición al agua potable.

PFAM se utiliza para estimar la exposición de las aguas superficiales por el uso de pesticidas en campos inundados. En comparación con el modelo Tier, el PFAM permite una evaluación más avanzada del uso de pesticidas en áreas agrícolas inundadas, teniendo en cuenta las prácticas de manejo de agua, las plagas y la degradación en el suelo y los ambientes acuáticos, así como el post procesamiento de las aguas descargadas de los arrozales.

Finalmente, KABAM es un modelo para estimar la bioacumulación potencial de pesticidas orgánicos en las redes alimenticias acuáticas de agua dulce y los riesgos de los mamíferos y aves por el consumo de especies contaminadas.

En la literatura científica existen más modelos utilizados para la modelación de pesticidas en el medio ambiente y es conveniente destacar sus características, estos modelos son:

- SCI-GROW (Screening Concentration In GROund Water).
- EXAMS (Exposure Analysis Modeling System).
- FIRST1 (*FQPA Index Reservoir Screening Tool*).

Como herramienta de detección, el modelo SCI-GROW (Cheng et al., 2007) proporciona estimaciones conservadoras de las concentraciones de pesticidas en las aguas subterráneas y considera pocos parámetros químicos. Los resultados que se obtienen en este modelo son una única estimación de escenarios de exposición representativos de los Estados Unidos y no tiene en cuenta otras zonas, el tipo de suelo ni las condiciones climáticas. Debido a estas limitaciones fue reemplazado por el modelo PRZM.

El modelo EXAMS (Burns y Cline, 1982) es una aplicación de software interactiva para formular modelos de ecosistemas acuáticos y evaluar rápidamente el destino, el transporte y las concentraciones de materiales químicos e industriales, incluyendo pesticidas y lixiviados.

Por último, FIRST es una herramienta que se utiliza para evaluar la exposición de pesticidas en el agua potable. Este modelo utiliza pocos parámetros químicos (por ejemplo, vida media en el suelo características del pesticida). FIRST estima los valores picos y medios y está basado en los modelos PRZM y EXAMS.

Algunos de los modelos de exposición para la simulación de pesticidas en las aguas superficiales y subterráneas más utilizados en EEUU son:

- MACRO (Model of water flow and solute transport in MACRO porous soil).
- PEARL (Pesticide Emission Assessment at Regional and Local).
- PELMO (PEsticide Leaching MOdel).

MACRO es un modelo numérico unidimensional basado físicamente en el flujo de agua y el transporte de solutos en los suelos. Calcula el flujo de agua en la zona saturada y no saturada bajo un suelo cultivado, incluyendo la extensión de las capas freáticas en posición vertical. El modelo toma en cuenta el flujo macroporoso, con la porosidad del suelo dividida en dos sistemas de flujo o dominios (macroporos y microporos), cada uno caracterizado por una tasa de flujo y concentración de solutos. Las ecuaciones de Richards y de advección-dispersión se utilizan para modelar el flujo de agua y el transporte de solutos en los microporos del suelo, mientras que un enfoque simplificado se utiliza para calcular los flujos en los macroporos. Otros supuestos del modelo incluyen la cinética de primer orden para la degradación, un equilibrio de sorción y una isoterma de sorción de Freundlich.

PEARL es un modelo unidimensional para la simulación de pesticidas en los cultivos. El flujo de agua en el suelo se describe mediante la ecuación de Richards. La evaporación del suelo y la transpiración de las plantas se calcula multiplicando la tasa de evapotranspiración por los factores del suelo y de los cultivos.

PEARL se basa matemáticamente en:

- La ecuación de advección-dispersión y en el coeficiente de Henry.
- Un modelo de sorción de Freundlich.
- Una tasa de transformación que depende del contenido de agua, la temperatura y la profundidad del suelo.
- Una tasa de absorción pasiva de la planta.

PELMO simula el movimiento vertical de pesticidas en el suelo por efecto de lixiviación y está basado en PRZM (Carsel et al., 1984). Se ha actualizado con rutinas de escorrentía y de volatilización de pesticidas, así como herramientas complementarias para permitir la transformación del ingrediente activo a posibles productos de degradación.

Un aspecto a considerar en la elección de estos modelos, es la modelación de la absorción lineal. La degradación de primer orden puede ser simulada por estos tres modelos: PRZM, PELMO, MACRO. PELMO y MACRO pueden simular la sorción no lineal (Freundlich). PRZM, PELMO y MACRO pueden considerar el efecto del contenido de humedad y la temperatura del suelo sobre la degradación de los pesticidas (Garratt et al., 2003). En esta investigación se utiliza el modelo PRZM en su versión 5.0.

Por último, en la literatura científica existen algunos modelos numéricos para abordar el destino y el transporte de productos químicos orgánicos en la zona no saturada (ZNS). La Tabla 2 muestra una lista completa de modelos numéricos para el análisis del transporte de pesticidas con sus principales características (Rodrigo-Illari et al., 2020b).

Estos modelos permiten calcular las características del transporte de pesticidas a través de la zona no saturada hasta llegar al acuífero. Algunos modelos incluso proponen medidas de control y corrección una vez que el suelo o el agua subterránea están contaminados. Otros de los usos que se hace de estos modelos es el de predecir la movilidad y persistencia de los pesticidas, con el fin de poder establecer el riesgo potencial que supondría el uso de pesticidas para la salud o el medio ambiente.

La mayoría de los modelos se basan en el conocimiento previo sobre las estrategias de gestión de un determinado cultivo y el uso de pesticidas y fertilizantes específicos con los que se optimiza la gestión del agua.

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Tabla 2. Principales características de los modelos matemáticos para el análisis de pesticidas

Modelo	Ref.	Objetivos	ZNS (*)	ZS (**)	1D-2D-3D	Procesos
PESTAN	(Ravi y Johnson, 1992)	Concentración de pesticidas en el suelo	Si	No	1D	Advección, dispersión y reacciones
PRZM5	(Young y Fry, 2020)	Concentración de pesticidas en el suelo y aguas subterráneas	Si	Si	1D	Advección, dispersión, reacciones e interacciones
SCI-GROW	(Cheng et al., 2007)	Análisis de pesticidas	No	Si		Advección, dispersión y absorción
SUTRA	(Voss y Provost, 2002)	Transporte de calor y solutos	Si	Si	3D	Advección, difusión y absorción
HYDRUS	(Šimůnek et al., 2018)	Transporte de calor y solutos	Si	Si	3D	Advección, dispersión y reacciones entre fases
TO-XSWA	(Beltman et al., 2006)	Pesticidas en los ecosistemas acuáticos	Si	No	2D	Transformación, absorción, volatilización, advección, dispersión y difusión
PEARL	(Van den Berg et al., 2016)	Lixiviación, infiltración y persistencia de pesticidas en las aguas subterráneas	Si	Si	1D	Advección, dispersión, absorción, volatilización, transformación, evaporación y absorción por las plantas

(*) ZNS: Zona No Saturada; (**) ZS: Zona Saturada

2.6. El modelo PRZM5

En este apartado se describen los fundamentos del modelo matemático PRZM5 utilizado en esta investigación. Este modelo forma parte de PWC (Young, 2016a). PWC es un programa desarrollado para estimar las concentraciones de pesticida tanto en las aguas superficiales como en las aguas subterráneas. Es una herramienta estándar que utiliza la Agencia de Protección del Medioambiente de Estados Unidos de América (EPA) y la Agencia Reguladora de la Gestión de Pesticidas de Canadá (Pest Management Regulatory Agency of Health Canadá). Se trata de una interfaz gráfica de usuario para interactuar con los modelos PRZM5 (Young y Fry, 2016) y VVWM (Young, 2016b). El primero está diseñado para predecir las concentraciones de pesticidas en las aguas subterráneas y el segundo en las aguas superficiales. PRZM5 es un modelo desarrollado para simular a escala diaria y en una dimensión (vertical) el transporte y la transformación de pesticidas en la zona no saturada.

El modelo conceptual de PRZM puede observarse en la Figura 5. Se trata de un pozo que extrae agua de un acuífero libre cuyo nivel piezométrico se encuentra cerca de la superficie y debajo de un campo cultivado expuesto al uso intensivo de pesticidas y el principal resultado del modelo es la concentración de pesticidas en el primer metro de la zona saturada de un acuífero libre de profundidad constante fijada por el usuario, justo por debajo del nivel freático (Young, 2020). De este modo, las concentraciones disueltas, adsorbidas y en fase gaseosa del pesticida en el suelo se calculan integrando los procesos de escorrentía superficial, erosión del suelo, degradación, volatilización, lavado de la superficie de las hojas, absorción por las plantas, filtración, dispersión y sorción (K. Loague et al., 1998; Ma et al., 2000; Trevisan et al., 2000). De esta manera PRZM5 resuelve la ecuación de transporte vertical de pesticidas utilizando un esquema de diferencias finitas para el destino y el transporte vertical de pesticidas a través de la zona radicular (Young y Fry, 2020) y así poder conseguir resultados de valores de concentración de pesticidas, en las aguas subterráneas.

PRZM ha sido ampliamente utilizado desde sus primeras versiones, para analizar el movimiento y degradación de diferentes pesticidas (Keith Loague et al., 1998; Trevisan et al., 2000; Noshadi et al., 2002), comparar resultados del régimen hídrico en el suelo en campos agrícolas, y para predecir y comparar concentraciones de Atrazina en la escorrentía entre los diferentes modelos (Ma et al., 1999). Actualmente, el modelo PRZM en su última versión (5), sigue siendo muy utilizado para simular el comportamiento de pesticidas en terrenos cultivados (Andrea et al., 2020; Sinnathamby et al., 2020; De Oliveira Kaminski y Vieira, 2021), así como también para evaluar la contaminación del agua subterránea y superficial a través de la nueva herramienta PWC, que tiene implementadas diferentes expresiones analíticas que representan los procesos de transporte que sufrirá el pesticida en el suelo (Dirk F Young, 2016).

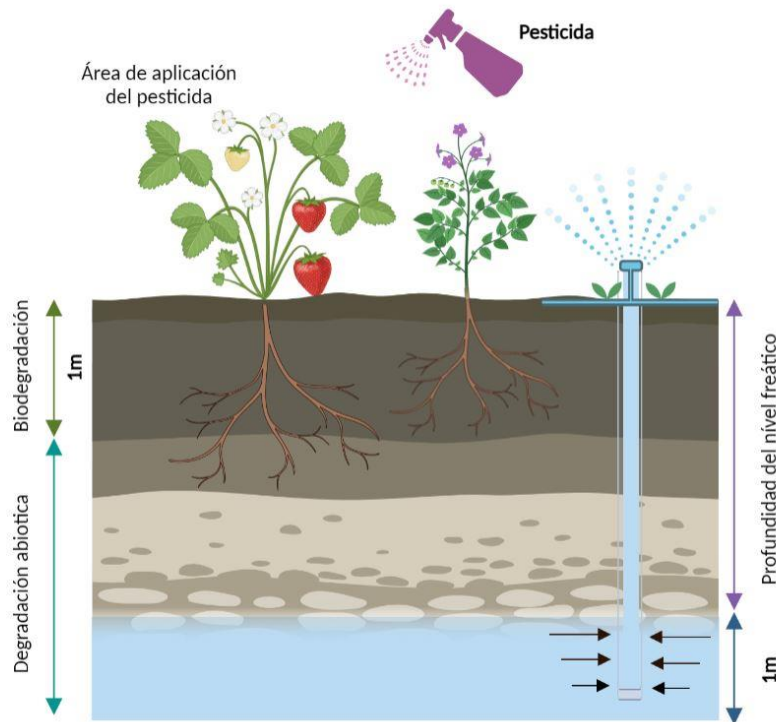


Figura 5. Modelo conceptual de PRZM5

En esta reciente versión del modelo PRZM5, la estimación de la escorrentía se calcula utilizando el "método del número de curva" del Servicio Nacional de Conservación de Recursos (NRCS, 1986). Los cálculos de la escorrentía comienzan después de que se observe una cantidad mínima de precipitación. A medida que aumenta la precipitación, los volúmenes de escorrentía se aproximan a la cantidad de precipitación. Este método de estimación de la escorrentía, sencillo y eficaz es apropiado para las simulaciones de pesticidas. PRZM5 utiliza la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo Modificada (MUSLE) para estimar los efectos de la erosión (Williams, 1975).

Como ya se ha indicado, PRZM5 es un modelo matemático, que ha sido utilizado para analizar el movimiento y la degradación de diferentes pesticidas, realiza evaluaciones de las concentraciones de los pesticidas en las aguas subterráneas; sin embargo, también permite el desarrollo de escenarios específicos de la zona de estudio que necesite la modelización, lo cual lo hace un modelo atractivo para la evaluación de riesgo por contaminación de pesticidas.

La principal información de salida del modelo es la concentración del pesticida en el primer metro bajo el nivel freático del acuífero libre analizado. El modelo integra los principales procesos físicos, químicos y biológicos que pueden ocurrir durante la filtración del pesticida a través del suelo hasta llegar a la masa de agua subterránea.

Los procesos simulados por PRZM5 son:

- Crecimiento del cultivo
- Riego
- Precipitación y nieve
- Escorrentía superficial
- Intercepción del agua en la cobertura vegetal
- Evaporación
- Lixiviación
- Erosión
- Temperatura del suelo
- Aplicación del pesticida y lavado
- Transporte vertical en el suelo
- Volatilización química

Los balances hídricos se realizan considerando los procesos de escorrentía, evapotranspiración, riego y precipitación. El modelo requiere como entradas valores de precipitación, temperatura, velocidad del viento y coeficiente de evaporación a escala diaria. El movimiento vertical del agua se desarrolla siempre hacia abajo hasta alcanzar la capacidad máxima de las capas del suelo.

A partir del esquema mostrado en la Figura 6 se describen las ecuaciones que expresan el balance de masa de pesticida en sus tres fases para una capa genérica: disuelta en agua, adsorbida por el suelo y en fase de vapor. La ecuación de transporte vertical se resuelve utilizando este esquema de diferencias finitas.

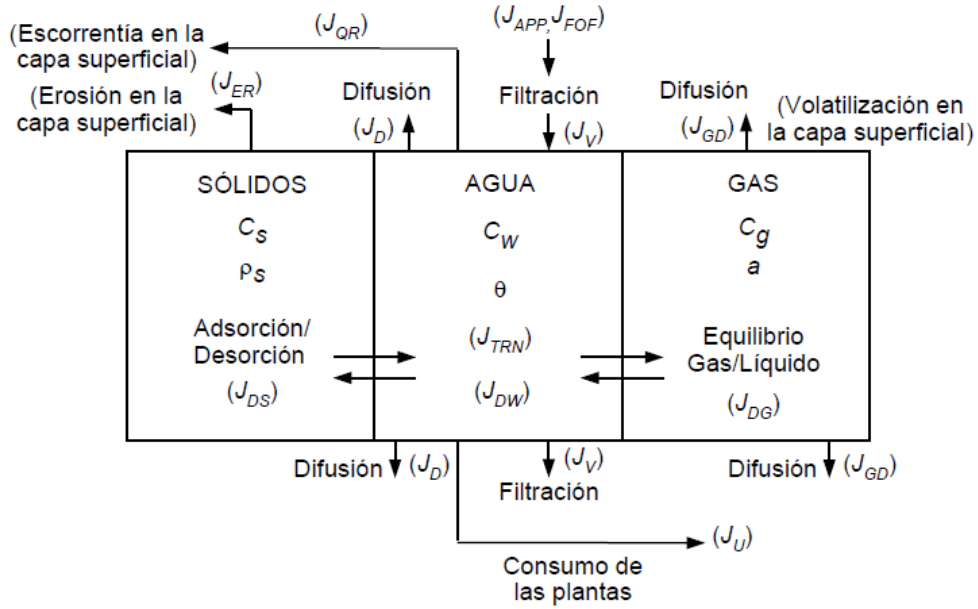


Figura 6. Esquema del balance de masa de un pesticida en el modelo PRZM

Siendo:

C_w : concentración del pesticida disuelto en agua (M/L^3).

C_s : concentración del pesticida sorbido en el suelo (M/M).

C_g : concentración del pesticida en fase vapor (M/L^3).

θ : contenido volumétrico de agua (L^3/L^3).

α : contenido volumétrico de aire (L^3/L^3).

ρ_s : densidad del suelo (M/L^3).

Las ecuaciones de balance de masa para una **capa superficial** son las siguientes:

$$A\Delta_z \frac{\partial(C_w\theta)}{\partial t} = J_D - J_V - J_{DW} - J_U - J_{QR} + J_{APP} + J_{FOF} \pm J_{TRN} \quad (2.1)$$

$$A\Delta_z \frac{\partial(C_s\rho_s)}{\partial t} = -J_{DS} - J_{ER} \quad (2.2)$$

$$A\Delta_z \frac{\partial(C_g\alpha)}{\partial t} = J_{GD} - J_{DG} \quad (2.3)$$

donde A es la sección transversal de la columna de suelo (L^2), Δ_z es el espesor de la capa (L) y t es el tiempo (T)

Siendo todo en (M/T):

J_D : representa el efecto de la dispersión y la difusión de la fase disuelta.

J_V : representa el efecto de la advección de la fase disuelta.

J_{GD} : representa el efecto de la dispersión y difusión de la fase gaseosa.

J_{DW} : pérdida de masa debido a la degradación en la fase disuelta.

J_{DG} : pérdida de masa debido a la degradación en la fase gaseosa.

J_U : pérdida de masa por el consumo de la planta de la fase disuelta.

J_{QR} : pérdida de masa removida por la escorrentía superficial.

J_{APP} : ganancia de masa debido a la deposición sobre la superficie del suelo.

J_{FOF} : ganancia de masa debido al lavado desde las plantas al suelo.

J_{DS} : pérdida de masa debido a la degradación de la fase química sorbida.

J_{ER} : pérdida de masa removida de los sedimentos erosionados.

J_{TRN} : ganancia o pérdida de masa debido a otras transformaciones.

Para una **capa subsuperficial**, J_{QR} , J_{FOF} y J_{ER} no son aplicables, luego:

$$A\Delta_z \frac{\partial(c_w\theta)}{\partial t} = J_D - J_V - J_{DW} - J_U + J_{APP} \pm J_{TRN} \quad (2.4)$$

$$A\Delta_z \frac{\partial(c_s\rho_s)}{\partial t} = -J_{DS} \quad (2.5)$$

$$A\Delta_z \frac{\partial(c_g\alpha)}{\partial t} = J_{GD} - J_{DG} \quad (2.6)$$

En la ecuación 2.4, J_{APP} es distinto de cero solo si el pesticida se aplica en el suelo.

Para las capas subsuperficiales por debajo de la zona radicular, J_U es cero.

2.6.1. Dispersión y difusión

La dispersión mecánica y la difusión molecular se combinan a través de la Ley de Fick:

$$J_D = -A \Delta_z D_w \frac{\partial^2 (C_w \theta)}{\partial z^2} \quad (2.7)$$

donde A es la sección transversal de la columna de suelo (L^2), Δ_z es el espesor de la capa (L), D_w es el coeficiente de dispersión-difusión para la fase disuelta (se asume constante) (L^2/T), C_w es la concentración del pesticida en el agua (M/L^3), θ es el contenido volumétrico en el agua (L^3/L^3) y (z) es la dirección vertical (L).

De forma similar, la dispersión mecánica y la difusión molecular en la fase gaseosa, se combinan a través de la Ley de Fick:

$$J_{GD} = -A \Delta_z D_g \frac{\partial^2 (C_g \alpha)}{\partial z^2} \quad (2.8)$$

donde A es la sección transversal de la columna de suelo (L^2), Δ_z es el espesor de la capa (L), D_g es la difusividad molecular del pesticida en los espacios de poros llenos de aire (L^2/T), C_g es la concentración del pesticida en el gas (M/L^3), α es el contenido volumétrico de gas (L^3/L^3) y (z) es la dirección vertical (L).

El término advectivo describe el movimiento del pesticida en el campo y se escribe:

$$J_V = A \Delta_z V \frac{\partial (C_w \theta)}{\partial z} \quad (2.9)$$

donde A es la sección transversal de la columna de suelo (L^2), Δ_z es el espesor de la capa (L), C_w es la concentración del pesticida en el agua (M/L^3), θ es el contenido volumétrico de agua (L^3/L^3), V es la velocidad de movimiento del agua (L^2/T) y (z) es la dirección vertical (L).

2.6.2. Degradación

La degradación del pesticida disuelto en agua se representa por:

$$J_{DW} = K_S C_w \theta A \Delta_z \quad (2.10)$$

donde K_S es el coeficiente de decaimiento para las fases sólida y disuelta ($1/T$), C_w es la concentración del pesticida en el agua (M/L^3), θ es el contenido volumétrico de agua (L^3/L^3), A es la sección transversal de la columna de suelo (L^2), Δ_z es el espesor de la capa (L).

La degradación del pesticida sorbido en el suelo se representa por:

$$J_{DS} = K_S C_s \rho_s A \Delta_z \quad (2.11)$$

donde K_S es el coeficiente de decaimiento para las fases sólida y disuelta ($1/T$), C_s es la concentración del pesticida en el suelo (M/M), ρ_s es la densidad del suelo (M/L^3), A

es la sección transversal de la columna de suelo (L^2), Δ_z es el espesor de la capa (L) y z es la dirección (L).

La degradación del pesticida en la fase gaseosa se representa por:

$$J_{DG} = K_g C_g \alpha A \Delta_z \quad (2.12)$$

donde K_g es el coeficiente de decaimiento para la fase gaseosa ($1/T$), C_g es la concentración del pesticida en la fase gaseosa (M/M), α es el contenido volumétrico en el aire (L^3/L^3), A es la sección transversal de la columna de suelo (L^2), Δ_z es el espesor de la capa (L) y z es la dirección (L).

2.6.3. Consumo de la planta de la fase disuelta

El consumo radicular del pesticida se modela asumiendo que está directamente relacionado con la transpiración, tal que:

$$J_U = f C_w \theta \varepsilon A \Delta_z \quad (2.13)$$

donde f es la fracción del agua total en la zona utilizada por la evapotranspiración ($1/T$), C_w es la concentración del pesticida en el agua (M/L^3), θ es el contenido volumétrico de agua (L^3/L^3), ε es un factor de eficiencia del consumo (adimensional), A es la sección transversal de la columna de suelo (L^2), Δ_z es el espesor de la capa (L) y z es la dirección (L).

2.6.4. Pérdidas debidas a la escorrentía superficial

La pérdida de pesticida debido a la escorrentía superficial es:

$$J_{QR} = \frac{Q}{A_w} C_w A \quad (2.14)$$

donde Q es la profundidad de escorrentía diaria (L^3/T), A_w es el área de la cuenca (L^2), C_w es la concentración del pesticida en el agua (M/L^3) y A es la sección transversal de la columna de suelo (L^2).

2.6.5. Pérdidas debidas a la erosión

La pérdida de pesticida debido a la erosión es:

$$J_{ER} = \frac{P X_e r_{om} C_s A}{A_w} \quad (2.15)$$

donde P es un factor de conversión de unidades (adimensional), X_e es la pérdida de sedimentos por erosión (M/T), r_{om} es la relación de enriquecimiento de materia orgánica (M/M), C_s es la concentración sorbida de pesticida (M/M), A es la sección transversal de la columna de suelo (L^2) y A_w es el área de la cuenca (L^2).

Las pérdidas por escorrentía superficial y erosión, así como las entradas por lavado de la cobertura vegetal solo se aplican a la capa superficial.

2.6.6. Aplicación del pesticida

El modelo PRZM permite varios métodos de aplicación de pesticidas para calcular la masa de pesticida sobre la superficie del suelo J_{APP} . Las aplicaciones de pesticidas se clasifican en las que suceden sobre la cubierta vegetal y las que suceden en un nivel inferior de esta.

En el primer caso la cubierta captura el pesticida en proporción al área de la cobertura. Por lo tanto, se debe tener en consideración que la cubierta vegetal cambia diariamente, por lo que el PRZM considera la intercepción de pesticidas como una función del tamaño del cultivo. Por otro lado, el pesticida de aplicación aérea que no es capturado por la planta se incorpora al suelo, con mayores cantidades de pesticidas en la superficie y cantidades decrecientes en proporción a la profundidad hasta 4 cm donde la masa de pesticida es cero. Posteriormente, durante los eventos de lluvia, el pesticida se lavará de la cubierta y se incorporará uniformemente al suelo a una profundidad de 2 cm. Cuando el pesticida llega al suelo, está disponible para el transporte por escorrentía y erosión.

En el segundo caso, PRZM ofrece las siguientes seis opciones de aplicación por debajo de la cubierta vegetal:

- 1) El pesticida se distribuye de manera lineal decreciente a la profundidad de 4 cm. Se recomienda a los usuarios utilizar este método cuando se desconoce o no se tienen información de la forma de aplicación.
- 2) El pesticida se distribuye uniformemente en el suelo.
- 3) El pesticida se coloca a una sola profundidad.
- 4) El pesticida es aplicado a través de un sistema mecánico, donde el pesticida se distribuye en dos zonas distintas: una zona superior de 2 cm y una zona inferior con una profundidad especificada por el usuario.
- 5) El pesticida se distribuye hasta la profundidad especificada por el usuario.
- 6) El pesticida se distribuye como en el método 1, excepto que se usa una profundidad especificada por el usuario en lugar del valor predeterminado de 4 cm.

2.6.7. Lavado desde las plantas al suelo

El pesticida aplicado a las plantas puede llegar al suelo por el lavado de la precipitación. El término J_{FOF} se define como:

$$J_{FOF} = EP_{\gamma}MA \quad (2.16)$$

donde E es el coeficiente de extracción foliar ($1/L$), P_γ es la altura de precipitación diaria (L/T), M es la masa de pesticida sobre la superficie de la planta por unidad de área transversal (M/L^2) y A es la sección transversal de la columna de suelo (L^2).

La masa de pesticida foliar M , está sujeta a degradación, transformación a metabolitos y pérdidas por volatilización y su tasa de cambio viene dada por:

$$A \frac{\partial M}{\partial t} = -K_f M A - K_t M A - J_{FOF} A + A_f b A \quad (2.17)$$

donde A es la sección transversal de la columna del suelo (L^2), t es el tiempo (T), K_f constante de degradación foliar ($1/T$), K_t constante de transformación foliar ($1/T$), J_{FOF} es la tasa de cambio de masa del pesticida por lavado desde las plantas al suelo (M/T), A_f es la tasa de aplicación a la planta (M/L^2) y b es un factor de conversión.

2.6.8. Transformaciones

Las transformaciones de los pesticidas en las aguas subterráneas pueden seguir cinéticas de distintos órdenes. Pero, de forma general se pueden describir como reacciones de primer orden. El término J_{TRN} se define como:

$$J_{TRN} = -K_{TRN} C_w A \Delta_z \theta \quad (2.18)$$

donde K_{TRN} es la constante de transformación ($1/T$), C_w es la concentración del pesticida en el agua (M/L^3), A es la sección transversal de la columna de suelo (L^2), Δ_z es el espesor de la capa (L) y θ es el contenido volumétrico de agua (L^3/L^3).

Cuando simulamos:

$$J_{TRN} = \sum_k K_{TRN}^k C_w^k A \Delta_z \theta \quad (2.19)$$

Asumiendo que los procesos de adsorción y desorción son instantáneos, lineales y reversibles se pueden relacionar las concentraciones del pesticida sorbido y disuelto tal que:

$$C_s = K_d C_w \quad (2.20)$$

donde K_d es el coeficiente de partición entre las fases sólida y disuelta (L^3/M).

De forma similar se puede expresar la relación entre la concentración del pesticida en la fase gaseosa y la fase disuelta tal que:

$$C_g = K_H C_w \quad (2.21)$$

donde K_H es la constante de Henry (adimensional).

Sumando las ecuaciones 2.1, 2.2 y 2.3 y teniendo en cuenta las relaciones 2.20 y 2.21, la ecuación del balance de masa del pesticida para la capa superior es:

$$\begin{aligned}
 & \frac{\partial(C_w(\theta + K_d\rho_s + \alpha K_H))}{\partial t} \\
 &= -D_w \frac{\partial^2(C_w\theta)}{\partial z^2} - D_g \frac{\partial^2(\alpha C_w K_H)}{\partial z^2} - V \frac{\partial(C_w\theta)}{\partial z} \\
 & - C_w \left[K_s(\theta + K_d\rho_s) + K_g\alpha K_H + f\theta\varepsilon + \frac{Q}{A_w\Delta z} + \frac{PX_e r_{om} K_d}{A_w\Delta z} \right] \\
 & + \frac{J_{APP}}{A_w\Delta z} + \frac{EP_r M}{\Delta z} - K_{TRN} C_w\theta + \sum_k K_{TRN}^k C_w^k\theta
 \end{aligned}
 \tag{2.22}$$

3. Modelación de la contaminación por pesticidas en la Demarcación Hidrográfica del Júcar

3.1. Introducción

La contaminación por pesticidas representa una de las causas más comunes de deterioro de la calidad de las masas de aguas subterráneas, siendo un problema compartido por todos los Estados miembros de la Unión (Holden, 1986). Esta contaminación tiene su origen, en la mayoría de las ocasiones en las aguas residuales, manifestándose especialmente en un aumento de las concentraciones de pesticidas en las aguas subterráneas y superficiales. En la actualidad se utilizan una variedad amplia de pesticidas en la agricultura, y una amplia gama de condiciones hidrogeológicas afectan a la susceptibilidad de las aguas subterráneas a la contaminación por pesticidas (Aktar et al., 2009).

En España en los últimos años se han potenciado una agricultura intensiva basada en la disponibilidad de pesticidas de alto rendimiento y en el cultivo de especies vegetales de rápido crecimiento y de creciente rentabilidad para el agricultor (Arias-Estévez et al., 2007). Este rápido e intenso desarrollo agrícola español, ha generado una serie de efectos nocivos con implicaciones medioambientales afectando al suelo, al agua y al aire a lo largo del tiempo (López-Roldán et al., 2004; Silva et al., 2019; Hader et al., 2022). Los pesticidas en las aguas subterráneas y la mayoría de los residuos en las aguas superficiales suelen proceder de las actividades agrícolas, lo que permite que los pesticidas se filtren en el suelo y provoquen la contaminación de las aguas subterráneas españolas (Jurado et al., 2012). En este contexto, los residuos de pesticidas presentes en la superficie

pueden pasar al suelo y llegar a las masas de agua subterránea. Hay dos vías por las que los pesticidas entran en el suelo: (i) la deriva de la pulverización al suelo durante el tratamiento del follaje y su lavado (Rial Otero et al., 2003) y (ii) la liberación de los granulados aplicados directamente al suelo (López-Pérez et al., 2006).

Las masas de agua subterránea de la Demarcación Hidrográfica del Júcar (DHJ) en España están situadas bajo una zona de intensa actividad agrícola en la que es muy frecuente la utilización de pesticidas (CHJ, 2015). En concreto predomina el cultivo de cítricos, aunque también existen zonas de regadío dedicadas a las hortalizas, así como zonas de secano donde se cultivan cereales, olivos y vid. Dentro de la DHJ se han detectado concentraciones de pesticidas en las aguas subterráneas superiores a los máximos de concentración permitido (MCP) (CHJ, 2018). Este exceso está sometido a diferentes procesos: sorción, degradación, lixiviación, volatilización, absorción por las plantas, erosión, escorrentía e infiltración en las aguas subterráneas (Cheng, 1990b). Por ello, es fundamental estudiar la dinámica de los pesticidas en las masas de agua subterránea de la DHJ: sorción-desorción (Arias-Estévez et al., 2005), transporte (López-Blanco et al., 2005), y su dependencia de la dinámica de entrada y de los procesos de transformación. Por lo tanto, la DHJ es un área de interés para el estudio de estos contaminantes.

En este capítulo vamos a simular el destino y transporte de diversos pesticidas que se encuentran en las masas de agua subterránea de la DHJ con concentraciones mayores a las permitidas. Es decir, consideramos aquellas localizaciones donde se superan los umbrales permitidos por la normativa, la cual fija el umbral permitido en $0.1 \mu\text{g/l}$ referido a cada sustancia. Según este criterio y de acuerdo a la base de datos de la CHJ, existen 9 masas de agua subterránea que han incumplido en los últimos años el buen estado químico por pesticidas dentro de la DHJ. Además de las simulaciones matemáticas, se comparó la influencia de la profundidad de cada acuífero, el tipo de suelo, las características hidrometeorológicas, y el índice de persistencia de los pesticidas en las aguas subterráneas con las concentraciones simuladas en cada masa de agua subterránea. Se empleó una métrica compuesta (la eficiencia de Nash-Sutcliffe y el indicador PBIAS) para garantizar una evaluación sólida y completa del rendimiento del modelo. También se realizó una evaluación del impacto ambiental. Este estudio no sólo es valioso para facilitar una comprensión más profunda de los procesos hidrológicos que ocurren en los campos agrícolas, sino que también ayuda a mejorar la confianza en las predicciones de las concentraciones de pesticidas en las aguas subterráneas.

Para realizar la simulación, se utilizó el modelo PRZM5 bajo la interfaz PWC, analizando el transporte de cinco pesticidas (Bromacil, Terbutilazina, Atrazina, Desetil-Terbutilazina y Terbumeton) en las aguas subterráneas del ámbito de la DHJ. PRZM5 permite realizar simulaciones teniendo en cuenta un gran número de parámetros, como las características locales del clima, el suelo, la hidrología y las prácticas agrícolas (Young, 2016a). Además de su versatilidad, este programa también destaca por estar disponible gratuitamente en línea, por lo que es muy utilizado para la regulación y el registro de pesticidas (EPA, 2005b). Aunque se han publicado recientemente estudios que utilizan PWC (D'Andrea et al., 2020; Sinnathamby et al., 2020), no se tiene constancia de que se haya utilizado en la DHJ con anterioridad. Como resultado de la investigación realizada, este estudio demuestra la posibilidad de implementar la modelización numérica de pesticidas como herramienta reguladora de la exposición a pesticidas en aguas subterráneas en España.

3.2. Materiales y métodos

3.2.1. Descripción de la zona de estudio

La zona de estudio se muestra en la Figura 7. Se trata de la DHJ ubicada en la zona oriental de la Península Ibérica, siendo el mar Mediterráneo su límite. La superficie total del territorio de la DHJ, excluyendo las aguas costeras, es de 42.700 km². La DHJ presenta un clima mediterráneo semiárido que ha favorecido el establecimiento de una próspera economía agrícola. La intensa actividad agrícola ha provocado altos niveles de pesticidas en las aguas subterráneas y superficiales; (Arias-Estévez et al., 2007; Andreu y Picó, 2004; Calvo et al., 2021b). La temperatura media anual es de 18 °C y la precipitación media anual es de 500 mm, situándose los años secos, en torno a los 250 mm, mientras que en los años húmedos este valor se eleva hasta los 750 mm (Figura 8).

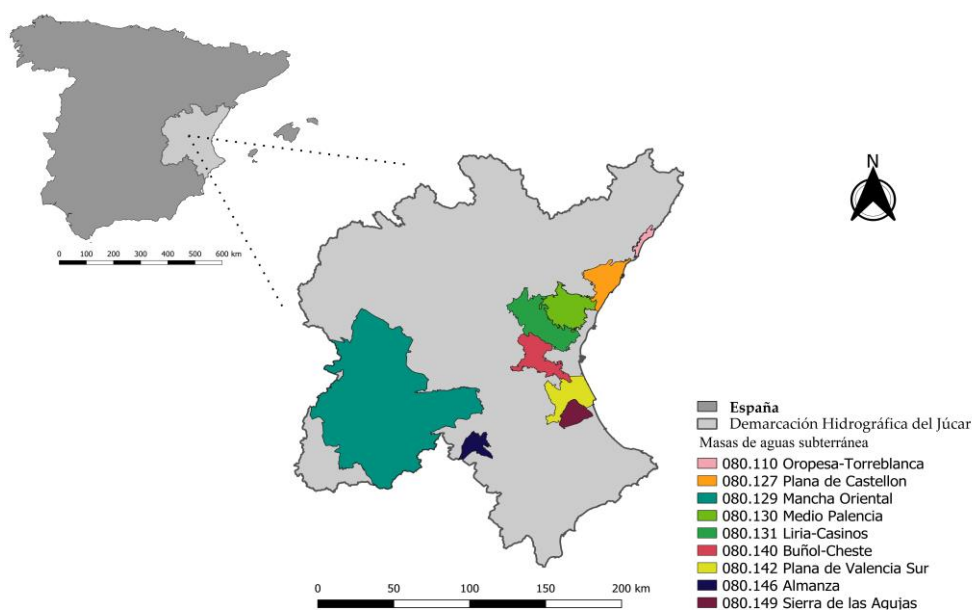


Figura 7. Localización de la zona de estudio y de las masas de agua subterránea contaminadas de DHJ

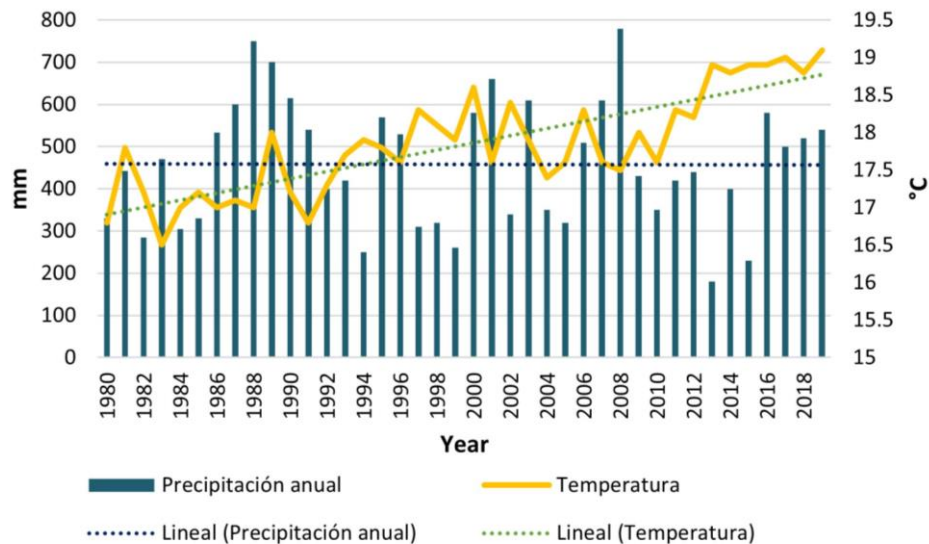


Figura 8. Evolución de la precipitación y temperatura en la DHJ

Se ha realizado una modelización matemática de la contaminación por pesticidas en las nueve masas de agua subterránea específicas situadas en la DHJ que se muestran en la Figura 7. En diez pozos situados dentro de estas masas de agua subterránea se excedían los valores de referencia debido a las elevadas concentraciones de diferentes pesticidas (Tabla 3).

Los valores de concentración de pesticidas en estas masas de agua subterránea superaban los criterios establecidos de acuerdo con el Real Decreto 1514/2009¹, que establece los niveles máximos de concentración de sustancias activas. Los valores legales de referencia en España son 0.1 µg/l para un solo pesticida y 0.5 µg/l para la suma de todos los pesticidas detectados y cuantificados en el proceso de control. La Figura 9 muestra la ubicación de los diez pozos dentro de estas nueve masas de agua subterránea.

¹ Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino

Figura 9. Ubicación de los pozos simulados

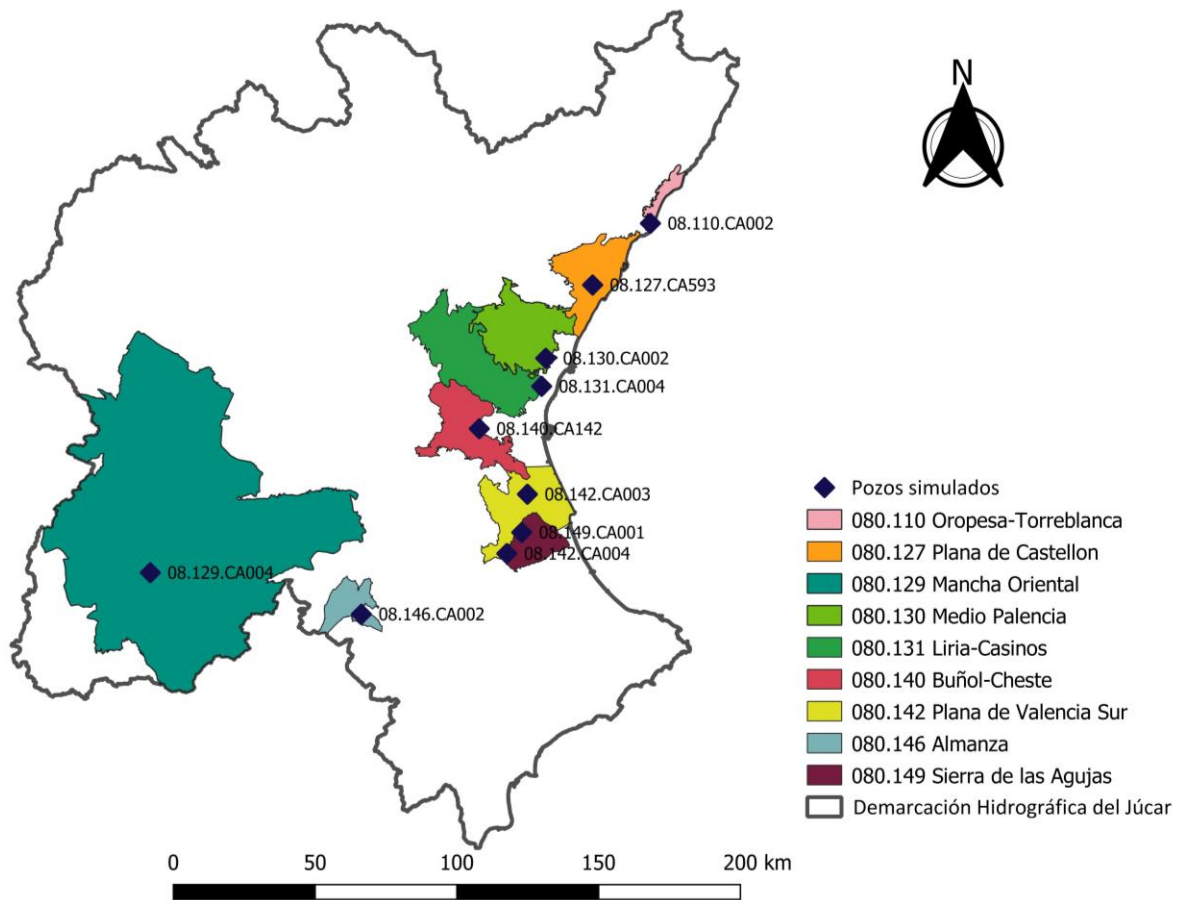


Tabla 3. Identificación de los pesticidas en las masas de agua subterránea de la DHJ.

No. Pozo	Pozo	Masa de agua subterránea	Pesticida
080.110.CA002	Pedreira	Oropesa-Torreblanca	Bromacil
080.127.CA593	Cap del Terme	Plana de Castellón	Bromacil Terbutilazina
080.129.CA004	Rafael Martín Sierra	Mancha Oriental	Atrazina
080.130.CA002	Maladicha	Medio Palencia	Terbutilazina
080.131.CA004	San Antonio	Liria Casinos	Desetil-Terbutilazina Atrazina
08.140.CA142	Llano de Cuarte	Buñol-Cheste	Bromacil Terbutilazina
08.142.CA003	Algadins	Plana	Terbumeton Desetil-Terbutilazina
08.142.CA004	Las Salinas	Sur de Valencia	Terbumeton
08.146.CA002	Los Rosales	Almansa	Atrazina Atrazina
08.149.CA001	Gandía	Sierra de las Agujas	Bromacil Desetil-Terbutilazina

3.2.2. Identificación y características de los pesticidas en la zona de estudio

Se han identificado los siguientes pesticidas dentro del área de estudio: Bromacil, Atrazina, Terbutilazina, Desetil-Terbutilazina y Terbumeton. (Pascual Aguilar et al., 2017; Rodrigo-Ilarri et al., 2020b).

El **Bromacil** (5-Bromo-3-Sec-butil-6-Metiluracilo) pertenece a un grupo de compuestos denominados uracilos sustituidos (Brycht et al., 2016). Es un herbicida sistémico de amplio espectro que se utiliza para el control no selectivo de malezas y arbustos en zonas no agrícolas, así como para el control selectivo de malezas en un número limitado de cultivos, como los cítricos y la piña (Chen et al., 2016). Estos pesticidas entran en la planta a través de la zona radicular y se desplazan por toda ella inhibiendo la fotosíntesis (Gawel et al., 2020). Se registró por primera vez como pesticida en Estados Unidos en 1961. Desde entonces, se ha utilizado en diversas situaciones agrícolas y no agrícolas (James y Lauren, 1995). Ha sido incluido en la lista de contaminantes prioritarios de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA, 2014). Al no estar incluido en 2002 en la lista de pesticidas aprobados por la UE, su uso no está permitido en ningún estado miembro de la Unión Europea (UE) (Gawel et al., 2020).

La **Atrazina** (2-Cloro-4-(Etilamino)-6-(Isopropilamino)-s-Triazina), sintetizada por primera vez en 1958, es uno de los herbicidas más utilizados en la agricultura (Rostami et al., 2021). Se trata de un herbicida selectivo utilizado para controlar diferentes malas hierbas y gramíneas en cultivos importantes como el maíz y la caña de azúcar. Se recomiendan dosis de aplicación más altas de atrazina en tierras no agrícolas para el control no selectivo de malas hierbas (Dehghani et al., 2013). Debido a su persistencia, alta movilidad y amplio uso, la atrazina y sus derivados se encuentran entre los herbicidas más frecuentes detectados en las aguas subterráneas y superficiales de las zonas agrícolas (Gawel et al., 2020). Una multitud de características físicas y químicas, como el alto potencial de fuga y la absorción por materiales orgánicos y arcilla, permiten que la Atrazina se transforme rápidamente de un herbicida líder a un peligroso contaminante de las aguas superficiales y subterráneas (Graymore et al., 2001; Yu et al., 2020). Debido a la contaminación generalizada de las aguas subterráneas y superficiales, así como a su actividad asociada de alteración endocrina, el uso de la atrazina está prohibido desde 2004 en Estados Unidos. En la UE, la normativa obliga a mantener las concentraciones de plaguicidas por debajo de 0,1 µg/L en las zonas donde se utilizan (European Commission, 2003; Tasca et al., 2018).

La **Terbutilazina** (N2-Tert-butil-6-Cloro-N4-etil-[1,3,5]Triazina-2,4-Diamina), miembro de la familia de las Cloro-s-Triazinas, ha sido ampliamente utilizada como herbicida selectivo para el manejo de la vegetación en la producción agrícola y forestal (Tasca et

al., 2018; Wang et al., 2010). Fue uno de los herbicidas más utilizados en algunos países de la UE hasta que fue prohibido en 2004 (Álvarez et al., 2016; Oriol et al., 2021). A pesar de su reducida movilidad, debido a su baja solubilidad y a sus elevados coeficientes de adsorción, se espera que la Terbutilazina quede retenida en el suelo durante largos periodos y, por tanto, induzca un menor riesgo de contaminación de los acuíferos que la Atrazina (Jurina et al., 2014; Stipičević et al., 2015). La Terbutilazina se encuentra con frecuencia tanto en las aguas subterráneas como en las superficiales en niveles que superan los límites reglamentarios permitidos (Álvarez et al., 2016; Bottoni et al., 2013; Tasca et al., 2018). En 2011, la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA) realizó una amplia revisión por pares de los datos relativos al comportamiento y el destino en el medio ambiente, la ecotoxicología, la toxicología en los mamíferos y la evaluación del riesgo de la Terbutilazina (EFSA, 2011). Basándose en estas conclusiones, la Comisión Europea aprobó la inclusión de la Terbutilazina en el anexo I de la Directiva 91/414/CEE del Consejo. El uso de la Terbutilazina se permitió hasta diciembre de 2021 (European Commission, 2011).

La **Desetil-Terbutilazina**, junto con la Terbutilazina-2-hidroxi y la Terbutilazina-Desetil-hidroxi, es un producto de degradación principal de la Terbutilazina (Stara et al., 2016). Los productos de degradación de los pesticidas suelen ser más polares y suponen un mayor riesgo potencial de contaminación de las aguas subterráneas, a menudo con una toxicidad considerablemente mayor que la del compuesto original (Loos et al., 2010).

El **Terbumeton** es un herbicida de Metoxitriazina (2-Amino-4-Tert-butilamino-etil-6-Metoxi-1,3,5-Triazina-2,4-Diamina), que se utilizaba principalmente en los viñedos (Conrad et al., 2006). Es más, lixiviable y persistente que otros herbicidas, como el Bromacil y la Terbutilazina. Los dos herbicidas que se detectan con más frecuencia en las aguas subterráneas en altas concentraciones son el Terbumeton y el Bromacil. Suelen mostrar concentraciones más altas que la Terbutilazina (de Paz y Rubio, 2006). El Terbumeton fue prohibido en la Unión Europea por el Reglamento (CE) 2076/2002 de la Comisión del 20 de noviembre de 2002 (European Commission, 2002). Debido a su movilidad y persistencia en el medio ambiente, estos cinco herbicidas pueden inducir un alto riesgo de lixiviación en las aguas superficiales y de contaminación de las masas de agua subterránea (Gawel et al., 2020).

La presencia de estos pesticidas en las masas de agua subterránea de la DHJ suele deberse a la persistencia de aplicaciones históricas realizadas antes de que se prohibiera su uso. Una razón alternativa es que estos pesticidas pueden haberse utilizado a pesar de su prohibición por la legislación europea, ya que siguen estando permitidos en otros países y estas sustancias se siguen comercializando.

3.2.3. Implementación del modelo

El modelo PRZM5 incluye cuatro módulos relacionados con las propiedades químicas de los pesticidas, el método de aplicación utilizado, las características de los cultivos y los parámetros hidrometeorológicos.

3.2.3.1. Propiedades químicas de los pesticidas

Este estudio se ha centrado en los cinco pesticidas identificados dentro de los pozos de observación. La información fisicoquímica de los pesticidas se extrajo de la Base de Datos de Propiedades de Pesticidas (PPDB) (Lewis et al., 2016). Los rangos de valores de concentración se definieron de acuerdo con la literatura existente para cada parámetro fisicoquímico. Estos valores se pueden encontrar en la Tabla 4.

Tabla 4. Rangos de valores utilizados en la modelización, para describir las propiedades fisicoquímicas de los plaguicidas. Parámetros en la pestaña "Chemical" del PWC.

Parámetro	Unidad	Pesticida				
		Atrazina	Bromacil	Terbutilazina	Desetil-Terbutilazina	Terbumeton
Coefficiente de absorción (Koc)	ml/g	100	230	250	82	300
Vida media por hidrólisis	días	86	10	11	0	11
Vida media de degradación	días	146	21	30	28.6	30
Temperatura	°C	20	20	20	20	20
Peso Molecular	g/mol	215.685	261.12	229.71	229.71	225.296
Vapor de presión	torr	0.00013	0.00013	0.15	0.00013	0.24
Solubilidad	ml/g	33	700	8.5	6.6	130
Constante de Henry	--	2.5E-07	3.7 E-08	4.05E-03	4.05E-03	4.68E-04
Coefficiente de difusión del aire	cm ² /día	4300	4300	4300	4300	4300
Constante de Henry	J/mol	83860	83860	83860	83860	83860

3.2.3.2. Aplicaciones del pesticida

Los lugares de estudio se eligieron debido a la cantidad de uso de pesticidas y teniendo en cuenta también otras variables como la superficie agrícola, grupo de suelos, tipos de cultivos, tasas de aplicación. El proceso de calibración del parámetro "Amount of pesticide" se ha realizado de forma manual, siguiendo un proceso de prueba y error y ajustando la distribución de cada pesticida para reproducir los datos de observación (Pérez-Indoval et al., 2021). El número y las fechas de las aplicaciones de pesticidas se obtuvieron a partir de las encuestas realizadas a los agricultores por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y Medio Ambiente (MAPA)². Los resultados de estas encuestas no proporcionan información sobre las dosis exactas de pesticidas aplicadas, por lo que no se conoce con certeza su distribución.

Por lo tanto, sólo se conocen los rangos de aplicaciones de pesticidas, y su valor final y sus distribuciones se calibraron tras un proceso iterativo que permitió decidir el valor del parámetro "Amount of pesticide" para cada uno de los cinco pesticidas. Las cantidades finales de cada pesticida aplicadas en cada una de las nueve masas de agua subterránea se muestran en los anexos de esta tesis (Tabla S1). Para ejemplificar tal criterio, en la Tabla 5 se presentan las cantidades aplicadas en una masa de agua subterránea de Plana de Castellón.

Tabla 5. Rango de valores utilizados en la modelización para describir la cantidad de pesticida en la masa de agua de Plana de Castellón. Parámetros en la pestaña "Applications" del PWC.

Masa de agua subterránea de Plana de Castellón						
Parámetro	Unidades	Pozo Cap del Terme (1)				
		Bromacil				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Cantidad del pesticida aplicado				
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/05/2008	0.20	01/05/2013	0.15
			01/06/2008	0.30	01/06/2013	0.20
			01/07/2008	0.60	01/07/2013	1.60

² <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/estadisticas-medios-produccion>

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

	01/08/2008	0.50	01/08/2013	0.50
		1.60		2.45
	01/05/2009	0.20	01/05/2014	2.20
	01/06/2009	0.60	01/06/2014	0.90
	01/07/2009	0.60	01/07/2014	1.20
	01/08/2009	0.60	01/08/2014	0.00
		2.00		4.30
	01/05/2010	0.20	01/05/2015	0.20
	01/06/2010	0.60	01/06/2015	0.60
	01/07/2010	0.80	01/07/2015	0.80
	01/08/2010	0.90	01/08/2015	0.90
		2.50		2.50
	01/05/2011	0.20	01/05/2016	0.20
	01/06/2011	0.60	01/06/2016	0.60
	01/07/2011	1.20	01/07/2016	0.80
	01/08/2011	1.40	01/08/2016	0.90
		3.40		2.50
	01/05/2012	0.30	01/05/2017	0.20
	01/06/2012	0.40	01/06/2017	0.60
	01/07/2012	0.80	01/07/2017	0.80
	01/08/2012	1.30	01/08/2017	0.90
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha	2.80		2.50

3.2.3.3. Distribución de los cultivos

Los datos de la fenología de las nueve masas de agua subterránea se han introducido en el modelo de acuerdo con la distribución de los cultivos que se muestra en la Figura 10. Las características de las unidades agrícolas de la zona de estudio se han obtenido del Sistema Automático de Información Hidrográfica (SAIH)³ de la DHJ.

³ <http://aps.chj.es/down/html/descargas.html>

De acuerdo con la información obtenida del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y Medio Ambiente (MAPA)⁴. Para las masas de agua subterránea: Oropesa, Plana de Castellón, Medio Palencia, Liria Casinos, Buñol Chestre, Plana de Valencia Sur y Sierra de las Agujas, los cultivos más abundantes fueron los cítricos (72%), las hortalizas (10%) y el arroz (6%). Por lo tanto, para estas masas de agua subterránea, el cultivo considerado para realizar las simulaciones del PRZM5 fue el de los cítricos. Para las masas de agua subterránea de Mancha Oriental y Almanza, los cultivos con mayor presencia son los cereales (43.3%), la vid (24.5%), el maíz (12.4%), las hortalizas (10.6%) y los forrajes (5.6%). En consecuencia, los valores fenológicos seleccionados fueron los cultivos de cereales de grano.

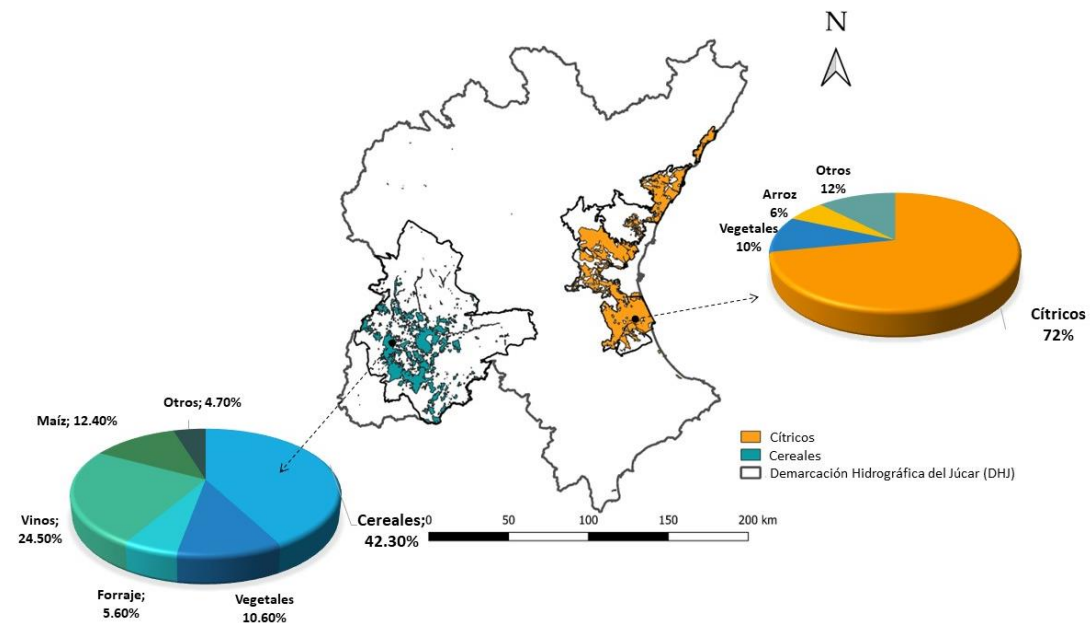


Figura 10. Distribución de los cultivos en la DHJ

Las fechas para la emergencia, maduración, cosecha, para el almacenamiento por interceptación, la cobertura máxima, la profundidad activa de las raíces, la cobertura aérea y la altura máxima del dosel se recogieron de los escenarios (USEPA) y de las encuestas realizadas por la Autoridad de la DHJ. Estos parámetros se muestran en la Tabla 6.

⁴ <https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/estadisticas/>

Tabla 6. Rango de valores utilizados en la modelización para describir los parámetros relacionados con el cultivo y la hidrología de cada cultivo. Parámetros en la pestaña “Crop/land” del PWC

Parámetros	Unidades	cítrico	Cereales
Fecha de emergencia		01/04	01/01
Fecha de maduración		01/07	31/03
Fecha de cosecha		01/10	15/06
Profundidad de las raíces	cm	50	30
Cobertura vegetal	%	80	100
Altura de la cobertura vegetal	cm	200	60
Agua almacenada en la cobertura vegetal	cm	0.15	0.08
Mínima profundidad de evaporación	cm	32.5	32.5
Coefficiente “Pan”	Sin dimensiones	0.7	0.7

Las capas de suelo se identificaron a través de los mapas geológicos del Instituto Geológico y Minero de España (IGME), y las profundidades de los pozos se obtuvieron de los registros históricos disponibles del SAIH de la DHJ. Las características de las capas del suelo se pueden encontrar en los anexos de esta tesis (Tabla S2). En la Tabla 7 se muestra un ejemplo de la discretización del suelo de la masa de agua subterránea de Plana de Castellón.

Tabla 7. Capas de suelo. Valores de los diferentes parámetros que describen el perfil del suelo de cada agua subterránea. Parámetros en la pestaña " *Crop/land*" del PWC

Parámetro	Unidad	Plana de Castellon							
		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8
Horizonte									
Espesor	cm	10	10	20	20	20	20	2700	100
Densidad	g/cm ³	1.30	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25
Max. Cap.		0.318	0.339	0.339	0.339	0.339	0.339	0.339	0.339
Min. Cap.		0.197	0.239	0.239	0.239	0.239	0.239	0.239	0.239
Carbono Org.	%	0.26	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12
N		10	1	1	1	1	1	10	2
Arena	%	40	35	35	35	35	35	35	35
Arcilla	%	60	65	65	65	65	65	65	65

3.2.3.4. Generación de archivos meteorológicos para PWC

Los datos meteorológicos requeridos por el módulo hidrológico de PWC son la precipitación (cm/día), el factor de evaporación (adimensional), la temperatura máxima (°C), la temperatura mínima (°C), la velocidad del viento (m/s) y la radiación solar (ly).

Para la construcción de los archivos meteorológicos, se asignó a cada pozo la estación meteorológica más cercana. Por ejemplo, para el pozo Rafael Martín Sierra de la masa de agua subterránea de Mancha Oriental, los datos de precipitación se obtuvieron de la estación N7P0401, mientras que los de temperatura se obtuvieron de la estación N7L0101. Los datos proporcionados por estas estaciones están disponibles en los registros públicos del SAIH de la DHJ. Los datos de velocidad del viento se obtuvieron de los registros de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET)⁵ y el factor de evaporación se calculó mediante la fórmula de Meyer. Los datos de radiación solar se obtuvieron del Atlas de Radiación Solar en España, utilizando datos climáticos de EUMETSAT (Sancho Ávila et al., 2012). Una vez reunida está información se procedió a darle formato requerido por PWC como se muestra en la Figura 11.

⁵ <http://www.aemet.es/es/portada>

Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la Demarcación Hidrográfica del Júcar

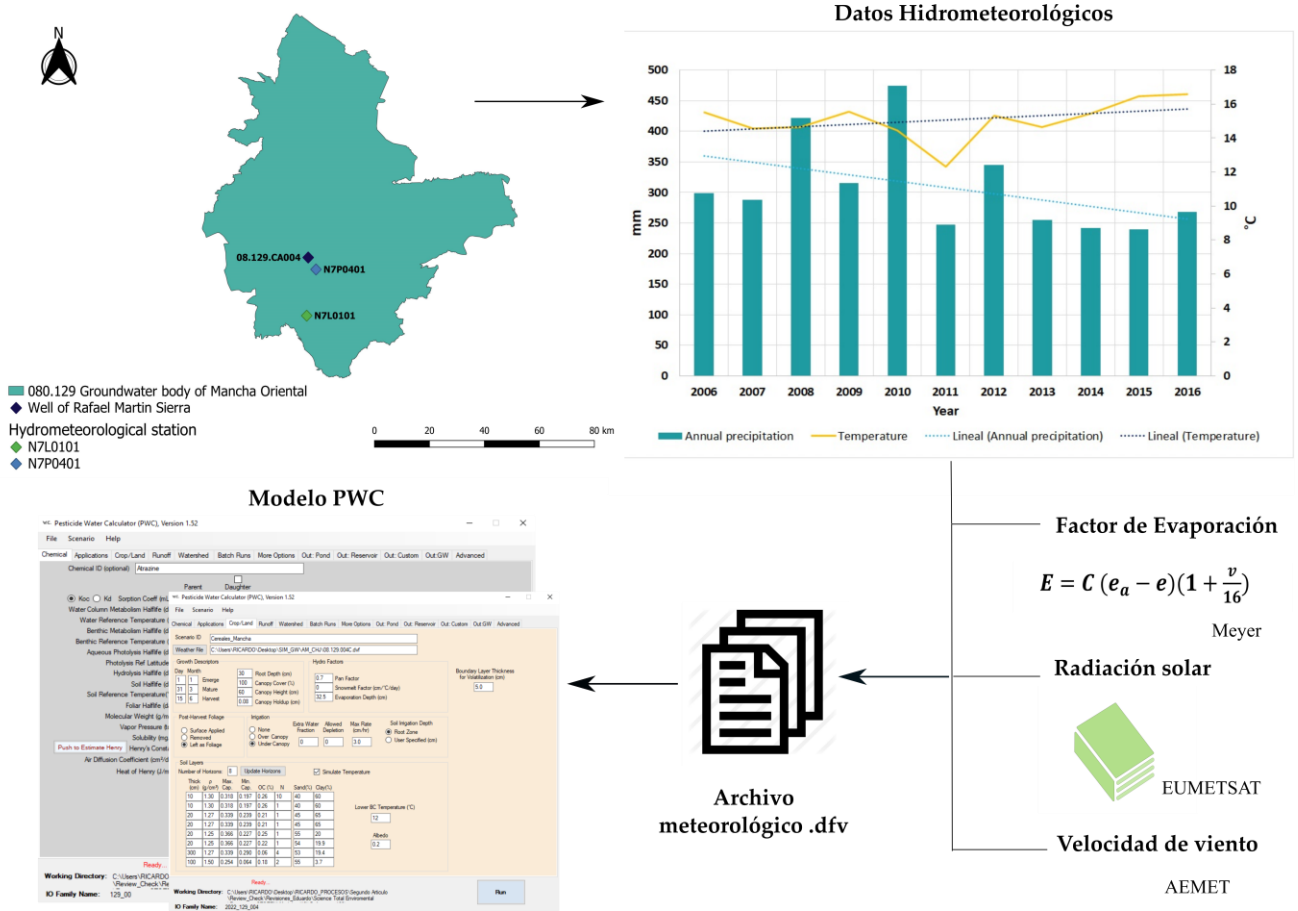


Figura 11. Estructura del archivo meteorológico para ejecutar PWC

Este procedimiento se utilizó para la creación de los diez archivos, uno por cada pozo contaminado en cada masa de agua subterránea, como se muestra en el anexo de las Figura S1. Las Tablas 8 y 9 indican la ubicación de las estaciones utilizadas para cada parámetro y pesticida.

Tabla 8. Ubicación de los pozos simulados

No. Pozo	Pozo	Pesticida	ETRS89X	ETRS89Y
080.110.CA002	Pedreira	Bromacil	766959.308	4442742.216
080.127.CA593	Cap del Terme	Bromacil Terbutilazina	746555.939	4421003.854
080.129.CA004	Rafael Martin Sierra	Atrazina	590589.948	4319742.134
080.130.CA002	Maladicha	Terbutilazina	730026.169	4395166.219
080.131.CA004	San Antonio	Desetil- Terbutilazina	728572.38	4385259.117
08.140.CA142	Llano de Cuarte	Atrazina Bromacil Terbutilazina	706550.456	4370310.212
08.142.CA003	Algadins	Desetil- Terbutilazina Terbumeton	723551.977	4347207.451
08.142.CA004	Las Salinas	Terbumeton	716267.979	4326280.571
08.146.CA002	Los Rosales	Atrazina	665069.013	4305104.935
08.149.CA001	Pozo Gandía	Atrazina Bromacil Desetil- Terbutilazina	721552.952	4333741.506

Tabla 9. Estaciones hidrometeorológicas

No. Pozo	Pozo	Estaciones hidrometeorológicas	
		Precipitación	Temperatura
080.110.CA002	Pozo Pedreira	N1P0701	N1E0601
080.127.CA593	Cap del Terme	NCH00B3ID2	N1E0601
080.129.CA004	Rafael Martin Sierra	N7P0401	N7L0101
080.130.CA002	Maladicha	N0L0301	N0E0401
080.131.CA004	San Antonio	N0C0101	N0E0401
08.140.CA142	Llano de Cuarte	N0O0401	N7P1201
08.142.CA003	Algadins	N7C0101	N7E0401
08.142.CA004	Las Salinas	N7O0601	N7E0401
08.146.CA002	Los Rosales	N7E1101	N7E1001
08.149.CA001	Gandía	N7O0701	N7E0401

3.2.4. Indicadores de evaluación

Se ha utilizado la eficiencia de Nash-Sutcliffe (Nash y Sutcliffe, 1970) y el porcentaje de sesgo para proporcionar una medida completa del desempeño del modelo (Bennett et al., 2013).

La eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) es un estadístico normalizado que determina la magnitud relativa de la varianza residual (ruido) en comparación con la varianza de los datos medidos, como se muestra en la ecuación 3.1.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (3.1)$$

donde y_i y \hat{y}_i son los valores observados y predichos, \bar{y} es la media del valor observado, el indicador NSE oscila entre $-\infty$ y 1 (1 incluido, siendo $NSE = 1$ valor óptimo).

Los valores entre 0 y 1 corresponden a niveles de rendimiento aceptables, mientras que los valores inferiores a 0 indican un mal ajuste. En este estudio, seleccionamos 0.5 como punto de referencia para el índice de acuerdo.

El indicador PBIAS (ecuación 3.2) mide la tendencia promedio de los datos simulados, siendo estos mayores o menores que los datos observados. El valor óptimo de PBIAS es 0, lo que indica que el promedio de los datos simulados es igual a los datos observados. Los valores cercanos a 0 indican un ajuste aceptable. Los valores positivos indican una subestimación del modelo y los negativos una sobreestimación del mismo.

$$PBIAS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)}{\sum_{i=1}^n y_i} \cdot 100 \quad (3.2)$$

donde y_i y \hat{y}_i son los i th valores observados y predichos, respectivamente; \bar{y} es la media del valor observado y n es el tamaño de la muestra. En la simulación del destino de los pesticidas dentro de cada masa de agua subterránea, se utilizó una métrica compuesta (basada en la eficiencia de Nash-Sutcliffe y el porcentaje de sesgo) para garantizar una evaluación sólida y completa del rendimiento del modelo. Dicho rendimiento se mejora integrando una parametrización precisa de las capas del suelo, el coeficiente de sorción y la calibración de los datos de vida media de los pesticidas.

3.3. Resultados y discusión

El PRZM5 se ha utilizado para estimar las concentraciones de los cinco pesticidas (Bromacil, Atrazina, Terbutilazina, Desetil-Terbutilazina y Terbumeton) identificados en las masas de agua subterránea de la DHJ, y el periodo de estudio ha sido desde el año 2006 hasta el año 2019. Hay que resaltar, sin embargo, que en las masas de agua subterránea analizadas en este capítulo se detectaron pesticidas en concentraciones superiores a 0.1 $\mu\text{g/l}$. El proceso de modelización se ha llevado a cabo para evaluar el comportamiento de estos pesticidas en las aguas subterráneas que provienen de un uso excesivo como consecuencia de las actividades agrícolas. Los resultados obtenidos para cada uno de ellos se muestran a continuación.

3.3.1. Concentraciones de Bromacil

La evolución de la concentración de Bromacil en el tiempo se muestra en la Figura 12 para cuatro pozos: Cap del Terme (Plana de Castellón), Pedrera (Oropesa-Torreblanca), Llano de cuarte (Buñol-Cheste) y Gandía (Sierra de las Agujas). En color azul la curva simulada mientras que los círculos grises son las observaciones. El proceso de calibración del parámetro "Amount of pesticide " se ha realizado de forma manual, siguiendo un proceso de prueba y error. La calibración conseguida es satisfactoria, manteniéndose buenos ajustes en los pozos analizados para este pesticida.

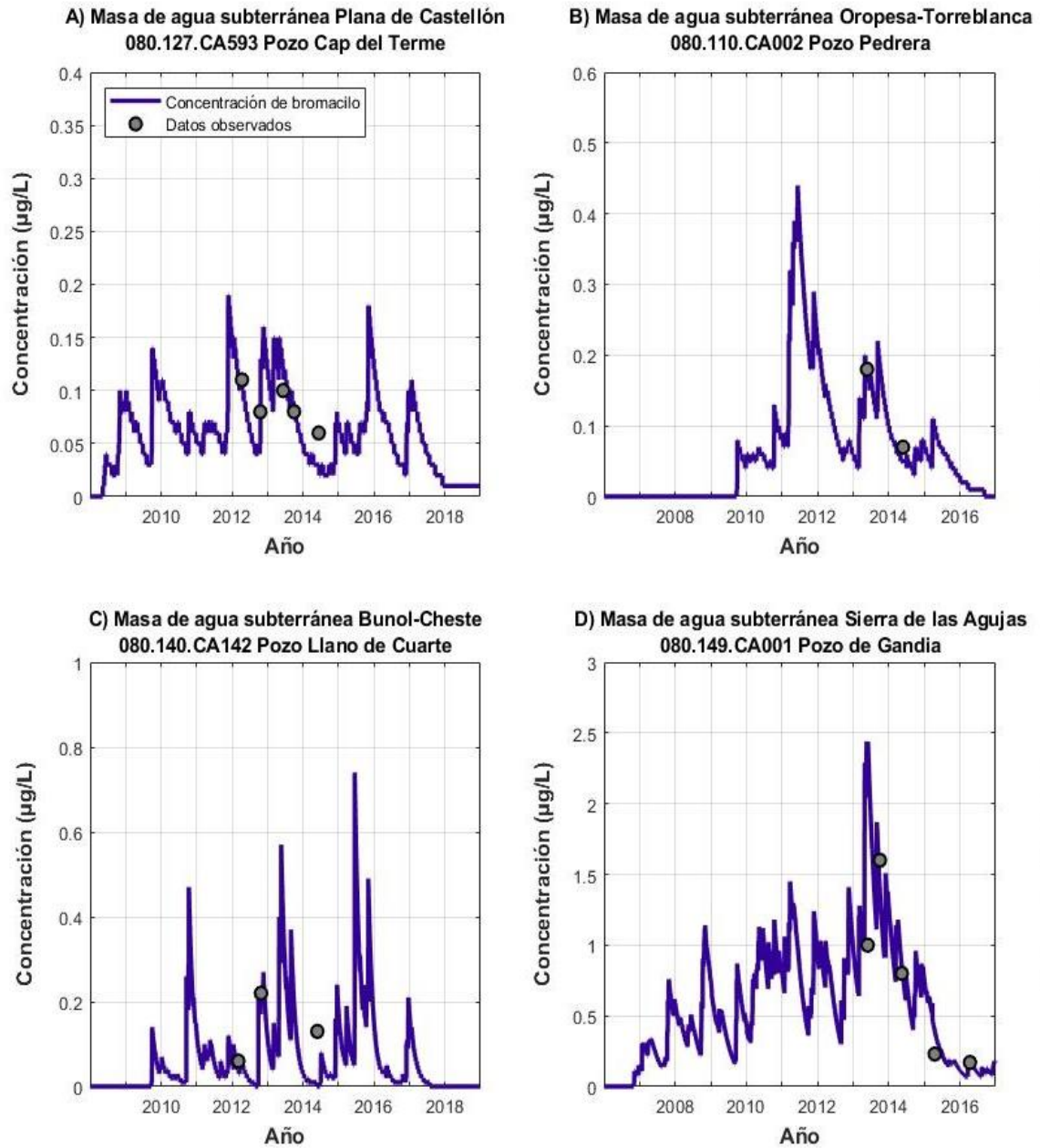


Figura 12. Resultados de la simulación de PRZM5. Concentraciones de Bromacil

Se ha observado una relación entre la cantidad de Bromacil y la profundidad del pozo, de manera que, cuanto menor es la profundidad del pozo, mayor es la concentración máxima detectada de este contaminante. Por ejemplo, para el pozo de Cap del Terme, que se encuentra a 28 m de profundidad, el modelo simuló un valor de concentración máxima igual a 0.1913 $\mu\text{g/l}$ (Figura 12A), siendo el pozo menos contaminado por Bromacil. Mientras que el pozo de Pedrera que tiene una profundidad menor (8 m), tiene una concentración máxima simulada de 0.4380 $\mu\text{g/l}$. El pozo de Gandía, que tiene la mayor concentración en la simulación (2,4449 $\mu\text{g/l}$) tiene sólo 3 m de profundidad. Esta relación entre la profundidad del pozo y la concentración máxima de Bromacil se ha observado en pozos con características litológicas similares, por lo que podría no ser generalizable a pozos situados en otro tipo de suelos. Asimismo, otros contaminantes pueden tener una dinámica diferente en el suelo por lo que esta relación podría variar.

La Figura 12A se muestra un efecto diferente en la curva de penetración del Bromacil en las aguas subterráneas. Este efecto es un tiempo de penetración temprano. El tiempo inicial para el que se detecta por primera vez el efecto del Bromacil en las aguas subterráneas también es elevado, abarcando un rango de 630 días (Figura 12C) a 1360 días (Figura 12B). Este efecto podría deberse a que el perfil del suelo se modeló con una sucesión de capas finas de hasta 1 m de grosor, cuyos componentes son una mezcla de arcilla y arena, y luego por una capa de 27 m con un 80% de arena. Esta capa es muy permeable y facilita el movimiento del pesticida.

3.3.2. Concentraciones de Atrazina

La evolución temporal de la Atrazina se representa gráficamente en la Figura 13 para cuatro pozos de observación: Rafael Martin Sierra (Mancha Oriental), Gandía (Sierra de las Agujas), Los Rosales (Almanza), Llano de Cuarte (Buñol-Cheste). La calibración conseguida es muy buena en los 4 pozos.

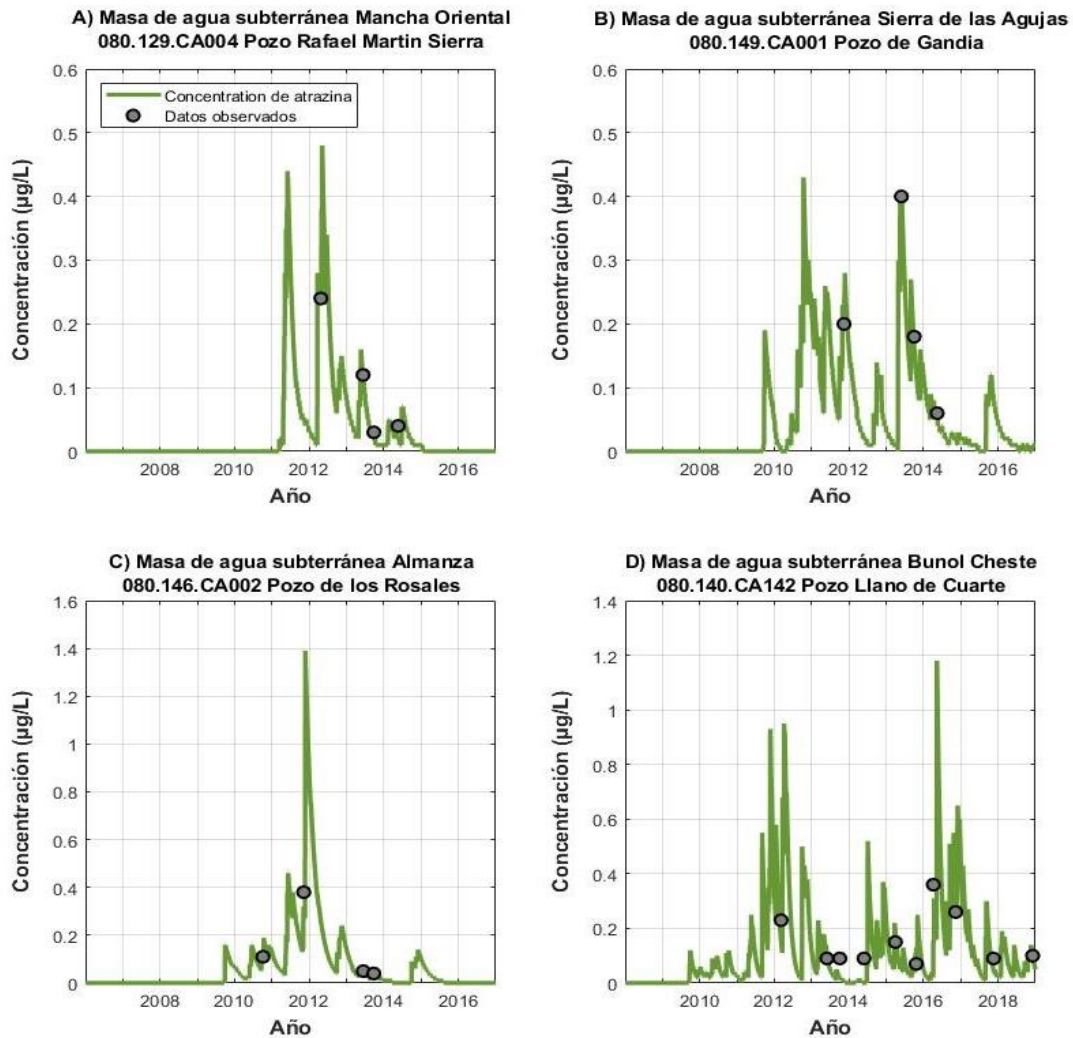


Figura 13. Resultados de la simulación de PRZM5. Concentraciones de Atrazina

En el pozo Rafael Martín Sierra (Figura 13A), el periodo de simulación de las concentraciones de Atrazina va de 2011 a 2015. La utilización de una serie de 5 años ha sido suficiente para calibrar los parámetros de un modelo que opera a escala diaria. Durante este periodo de tiempo, hay variabilidad hidrológica y prácticamente no hay lagunas en los datos meteorológicos. Sin embargo, son los años más recientes con datos observados entre los registros disponibles. En el pozo Llano de Cuarte (Figura 13D), el periodo de

simulación de las concentraciones de Atrazina es de 10 años (2008-2018). En este caso, se dispone de 10 observaciones frente a sólo cuatro en los otros pozos (Figura 13A, 13B y 13C). El modelo reproduce mejor las mediciones más recientes.

Se ha observado un alto índice de persistencia de la Atrazina en algunas de las masas. El tiempo de persistencia de la Atrazina en las aguas subterráneas es de 1270 días en el pozo Rafael Martin Sierra (Figura 13A), de 2660 días en el pozo de Gandía (Figura 13B), de 1640 días en el pozo de los Rosales (Figura 13C), y de 3390 días en el pozo de Llano de cuarte (Figura 13D). En este pozo se registraron mayores concentraciones de Atrazina (el 35.00% de los valores de concentración simulados están por encima del MCP). Entre 2012 y 2018, las concentraciones medias oscilaron entre 0.20 µg/l. Las Figura 13B y Figura 13D muestran que las concentraciones de Atrazina oscilan en torno a 0.10 µg/l, siendo este el valor de referencia, lo que demuestra que hablamos de un pesticida persistente en estas aguas subterráneas. La magnitud de esta oscilación depende del tipo de suelo y del valor de la aplicación del pesticida.

3.3.3. Concentraciones de Terbutilazina

Aplicando el mismo enfoque de los análisis anteriores, se ha modelado la concentración de la Terbutilazina se representan gráficamente en la Figura 14 para tres pozos de observación diferentes: Cap del Terme (Plana de Castellón), Llano de Cuarte (Buñol-Cheste) y Sondeo Maladicha (Medio Palancia). Los valores de la concentración de Terbutilazina son bajos en comparación con los otros pesticidas analizados, pero siguen estando cerca del MCP.

Los valores de concentración están por encima del MCP durante aproximadamente 400 días, como muestran las curvas de concentración del pozo Cap del Terme (Figura 14A). Sin embargo, para el pozo Sondeo Maladicha, las concentraciones están por encima del MCP durante 2350 días.

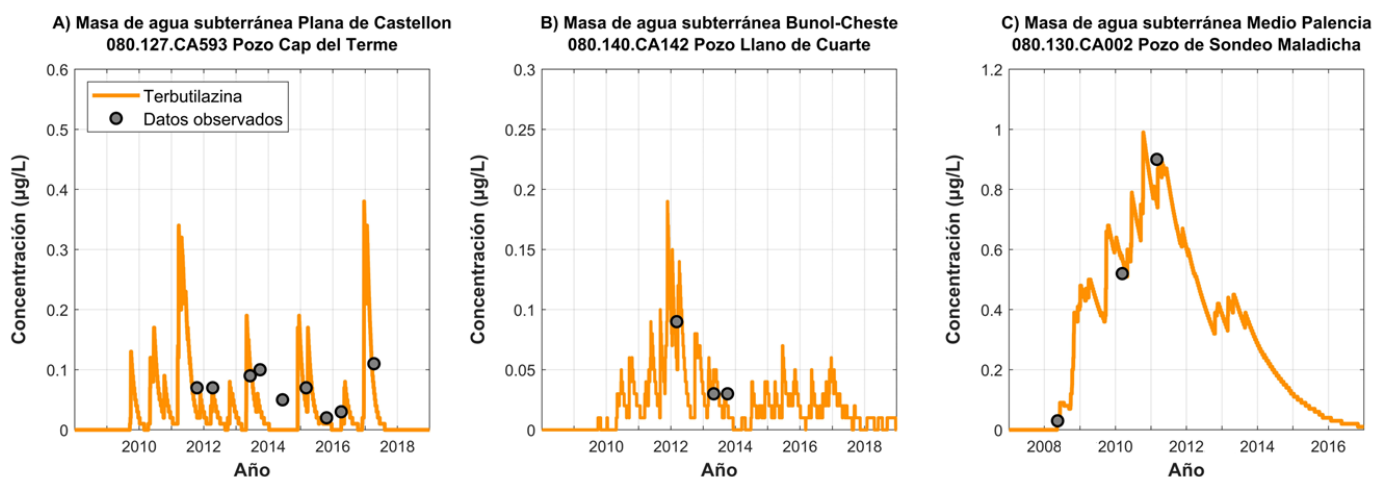


Figura 14. Resultados de la simulación de PRZM5. Concentraciones de Terbutilazina

Los valores máximos de concentración en los gráficos dependen en gran medida del tipo de suelo. Los pozos situados en un tipo de suelo margo-arcilloso, como Cap del Terme (Figura 14A) y Llano de Cuarte (Figura 14B), muestran una menor concentración pico de Terbutilazina en comparación con el pozo Maladicha (Figura 14C). El tipo de suelo margo-arcilloso tiene un valor bajo de carbono orgánico, pero un mayor porcentaje de arcilla (35%) que de arena. Por otro lado, el contenido de arena en el suelo de Maladicha es el más alto (66%).

Este efecto puede explicar que los valores máximos del contaminante se encuentren en este pozo. Las propiedades físicas del suelo afectan drásticamente a la dinámica del contaminante y a su posterior persistencia en las aguas subterráneas.

Los suelos más arenosos son más permeables y, por lo tanto, facilitan el movimiento del contaminante, llegando así más rápidamente al acuífero. Los suelos más ricos en arcilla y carbono orgánico dan lugar a un mayor tiempo de persistencia del contaminante en el suelo y, en consecuencia, a menores picos de contaminación en las masas de agua subterránea.

3.3.4. Concentraciones de Desetil-Terbutilazina

La evolución temporal de la Desetil-Terbutilazina se representa gráficamente en la Figura 15 para tres pozos de observación; San Antonio (Liria Casinos), Algardis (Plana Sur de Valencia) y Gandía (Sierra de las Agujas).

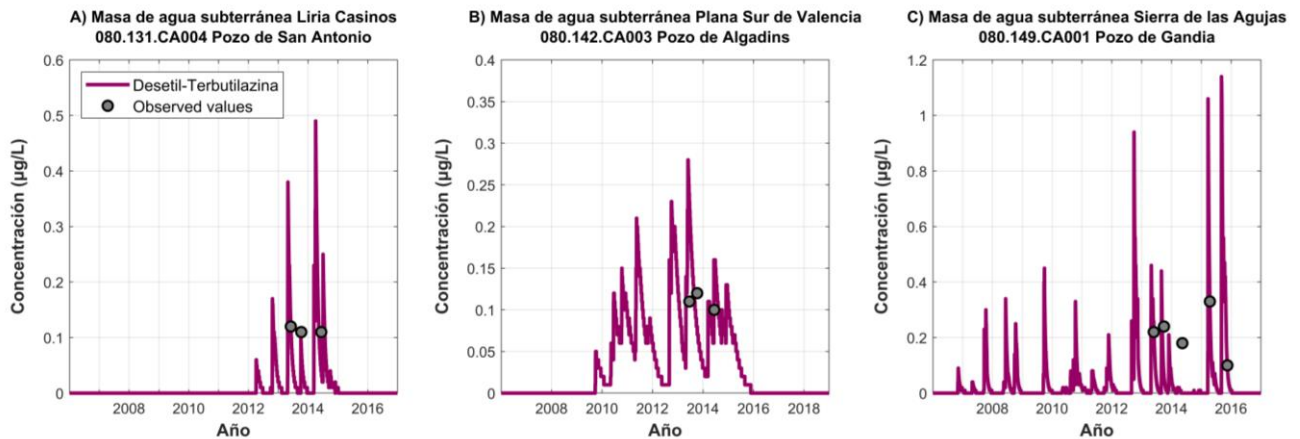


Figura 15. Resultados de la simulación de PRZM5. Concentraciones de Terbutilazina

Aunque no ha sido posible simular perfectamente la serie observada de concentraciones de Desetil-Terbutilazina, las simulaciones del modelo son coherentes con las concentraciones observadas en el campo. Por ejemplo, la Figura 15A muestra que la concentración máxima se observó el 04/06/2013 con un valor de 0.12 µg/l y el modelo reproduce esta medición con precisión. Sin embargo, la concentración observada de Desetil-Terbutilazina el 10/10/2013 y el 12/06/2014 no se ajusta a los resultados simulados. Esta discrepancia puede explicarse por la existencia de factores adicionales que influyen en el movimiento de los pesticidas del que no se disponen de datos, y, por tanto, no ha podido ser incorporado al modelo.

Además, las formas de las curvas de penetración de la Desetil-Terbutilazina mostradas en la Figura 15 son similares, tienen un comportamiento cíclico, aumentando inicialmente hasta alcanzar el valor máximo y disminuyendo drásticamente hasta cero después. Para visualizar y comprender este efecto cíclico que se presentan las curvas de concentración de la Desetil-Terbutilazina, las fechas de aplicación del pesticida se seleccionaron dentro de los posibles periodos de aplicación en relación con la fecha de cosecha. Por lo tanto, se utilizaron las mismas fechas de aplicación para cada año simulado. En consecuencia, las curvas de penetración de la Desetil-Terbutilazina se comportan de forma

cíclica una vez calibrada la cantidad de pesticida aplicada. Al aplicar dosis anuales similares de pesticida en el periodo de simulación, el impacto de la Desetil-Terbutilazina en la calidad de las aguas subterráneas muestra diferentes valores máximos y mínimos dentro de cada masa de agua subterránea. El tiempo inicial durante el cual se detecta por primera vez el efecto de la Desetil-Terbutilazina en las aguas subterráneas es muy variable, oscilando entre 210 días (Figura 15C) y 1930 días (Figura 15B).

3.3.5. Concentraciones de Terbumeton

La evolución temporal del Terbumeton se representa gráficamente en la Figura 16 para dos pozos de observación: Algadins y Las Salinas (Plana Sur de Valencia).

El rango de concentraciones de Terbumeton es muy diferente en los dos pozos analizados. En la Figura 16A cubre un rango de 0.05 $\mu\text{g/l}$ a 0.15 $\mu\text{g/l}$, mientras que en la Figura 16B los valores tienen un rango mucho más amplio, con valores de concentración superiores a 1.00 $\mu\text{g/l}$. Al comparar las Figura 16A y Figura 16B, se comprueba que las concentraciones de Terbumeton son cuatro veces mayores en el pozo de Las Salinas que en el de Algadins. Además, no sólo los valores máximos de las concentraciones de pesticidas en las aguas subterráneas son diferentes, sino también la forma de las curvas de avance. Estas diferencias pueden deberse al efecto de las diferentes precipitaciones, que ayudan a que el pesticida se movilice o se infiltre más rápidamente. En los episodios de lluvias más intensas, el suelo se lava de tal manera que una parte importante del pesticida retenido en el suelo se moviliza, aumentando la cantidad de Terbumeton que llega al acuífero. Hay que recordar que las condiciones meteorológicas eran diferentes en cada pozo.

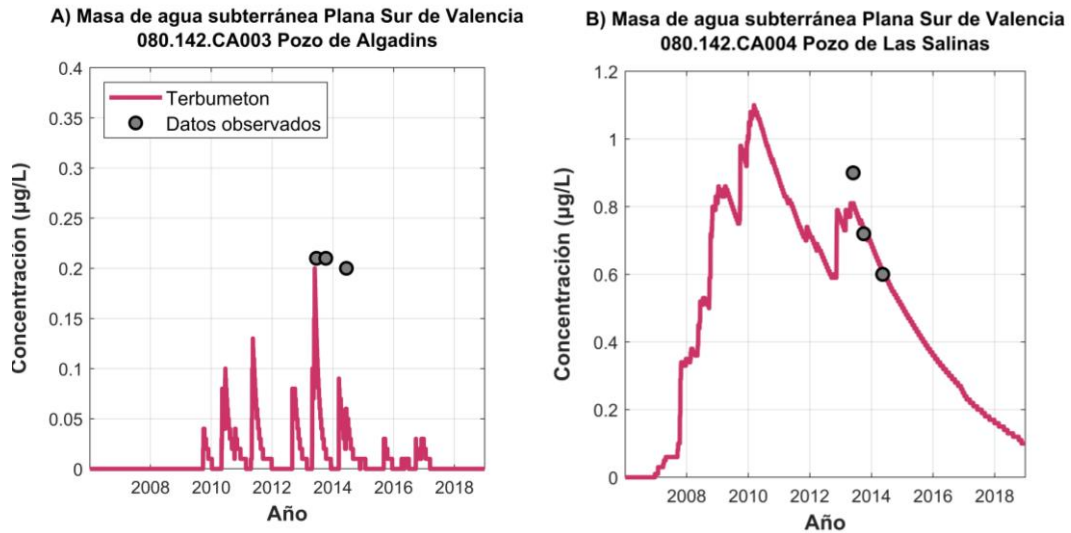


Figura 16. Resultados de la simulación de PRZM5. Concentraciones de Terbutometon

Los valores máximos relativos simulados de las concentraciones de pesticidas se producen casi en el mismo instante. A pesar de que los cultivos pueden tener la misma fenología, el efecto de variación espacio-temporal del Terbutometon en las masas de agua subterránea de la DHJ puede deberse a que la cantidad de pesticida aplicada puede variar en el tiempo. Por ejemplo, la dosis anual de pesticida aplicada en el pozo de Las Salinas es de 3,2 kg/ha, mientras que en el pozo de Algadins es inferior a 2,0 kg/ha.

La Figura 16B muestra que las concentraciones simuladas necesitan un tiempo mucho mayor para alcanzar el valor máximo, y una vez alcanzado este valor máximo, los valores de concentración oscilan en el tiempo. Se ha visto que las concentraciones simuladas son iguales a las observadas con una ligera diferencia en el segundo valor observado en la Figura 16A.

Una aproximación previa al problema abordado en este trabajo fue realizada por (Rodrigo-Ilarri et al., 2020b), quienes propusieron una de las primeras evaluaciones matemáticas de pesticidas en la DHJ utilizando dos modelos numéricos: PESTAN y PRZM-GW versión 1.07. Estos modelos se utilizaron para explicar el comportamiento de la Terbutilazina en la zona no saturada de una columna vertical de suelo. Las simulaciones numéricas muestran que el PRZM-GW fue capaz de reproducir las observaciones de

concentración dando lugar a resultados mucho más precisos que los obtenidos con PESTAN. Sin embargo, este enfoque se orientó principalmente a la evaluación de la Terbutilazina en una sola masa de agua subterránea de la DHJ.

Los resultados que ahora se muestran en este trabajo se han obtenido para 5 pesticidas: Bromacil, Atrazina, Terbutilazina, Terbumeton y Desetil-Terbutilazina en 10 masas de agua subterránea de la DHJ, utilizando el modelo matemático PRZM5 bajo la interfaz PWC. El PRZM5 tiene en cuenta algunos parámetros no considerados por PESTAN que desempeñan un papel relevante en el caso particular de la evaluación de pesticidas. El PRZM5 es versátil y permite introducir un gran número de valores de parámetros específicos a nivel local o regional.

3.3.6. Criterios de evaluación

Para cada pozo simulado, se calcularon las siguientes variables: concentración máxima, eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) y PBIAS (Tabla 10) y el detalle en el anexo (Tabla S3). Según los valores de NSE, la mayoría de las combinaciones de pesticidas-pozos analizadas dieron un resultado excelente ($NSE > 0.9$), mientras que en 5 combinaciones de pesticidas-pozos fue inaceptable (< 0.5): San Antonio (Desetil-Terbutilazina), Algadins (Desetil-Terbutilazina), Llano de Cuarte (Bromacil y Atrazina), Cap del Terme (Bromacil). Hay muchas razones que pueden causar esta falta de afinidad entre los datos observados y los predichos, siendo una la variación relativamente pequeña de las observaciones.

Además, el coeficiente de sorción (K_{oc}) no se ha obtenido a partir de datos fiables, sino de estimaciones tomadas de la literatura existente. Este hecho sugiere la necesidad de obtener información sólida sobre este parámetro para simular el comportamiento de los pesticidas.

Por último, sería muy útil disponer de más datos experimentales tomados en los pozos de observación, tanto en relación con los valores de los parámetros relacionados con la aplicación de pesticidas como con los parámetros fisicoquímicos de los mismos en las diferentes condiciones existentes en la zona de estudio.

Tabla 10. Resumen de los resultados de la evaluación del modelo

Pozo	Pesticida	Concentración máxima simulada	NSE	PBIAS
Gandía	Atrazina	0.4304	0.99	3.57
Los Rosales	Atrazina	1.3936	0.94	13.34
Rafael Martín Sierra	Atrazina	0.5083	0.94	10.59
Maladicha	Terbutilazina	0.9894	0.93	7.15
Pedreira	Bromacil	0.4380	0.93	8.00
Gandía	Bromacil	2.4449	0.91	6.77
Las Salinas	Terbumeton	1.0989	0.82	3.15
Cap del Terme	Terbutilazina	0.3789	0.65	39.18
Algadins	Terbumeton	0.2838	0.60	7.69
Llano de Cuarte	Terbutilazina	0.1937	0.56	18.92
Gandía	Desetil-Terbutilazina	1.1434	0.54	33.83
Cap del Terme	Bromacil	0.1913	0.20	13.95
Llano de Cuarte	Atrazina	1.1802	0.18	20.92
Llano de Cuarte	Bromacil	0.7356	-0.35	34.15
Algadins	Desetil-Terbutilazina	0.1978	-59.00	36.36
San Antonio	Desetil-Terbutilazina	0.4872	-86.00	29.41

3.3.7. Evaluación del impacto ambiental

La concentración de los cinco pesticidas en los años más afectados (2012 y 2013) se muestra en la Figura 17 y Figura 18, respectivamente. Según estos resultados, los pozos de Llano de Cuarte y Gandía son los más contaminados de la zona de estudio.

El pozo del Llano de Cuarte presenta concentraciones de Atrazina más elevadas que las de Terbutilazina y Bromacil. Los valores de concentración media simulados para la Terbutilazina nunca superan los 0.15 µg/l, mientras que para el Bromacil se prevén valores medios superiores a 0.25 µg/l.

Los resultados muestran una mayor cantidad de concentración de Atrazina para el año 2012, siendo el 56 % de los valores de concentración simulados superiores al límite legal (0.1 µg/l). Además, las concentraciones de Bromacil y Desetil-Terbutilazina fueron mayores que las de Atrazina en el pozo de Gandía. Esto podría estar relacionado con la actividad agrícola, como los cultivos de cítricos, para los que las aplicaciones de pesticidas son más frecuentes.

Un hecho interesante es que las concentraciones medias de Atrazina y Bromacil en este pozo son más del doble en 2013 que en 2012. Este efecto puede deberse a que el modelo proporciona resultados justamente proporcionales a la cantidad de pesticida, por lo que los valores de la curva de concentración son proporcionales a esta dosis.

Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la Demarcación Hidrográfica del Júcar

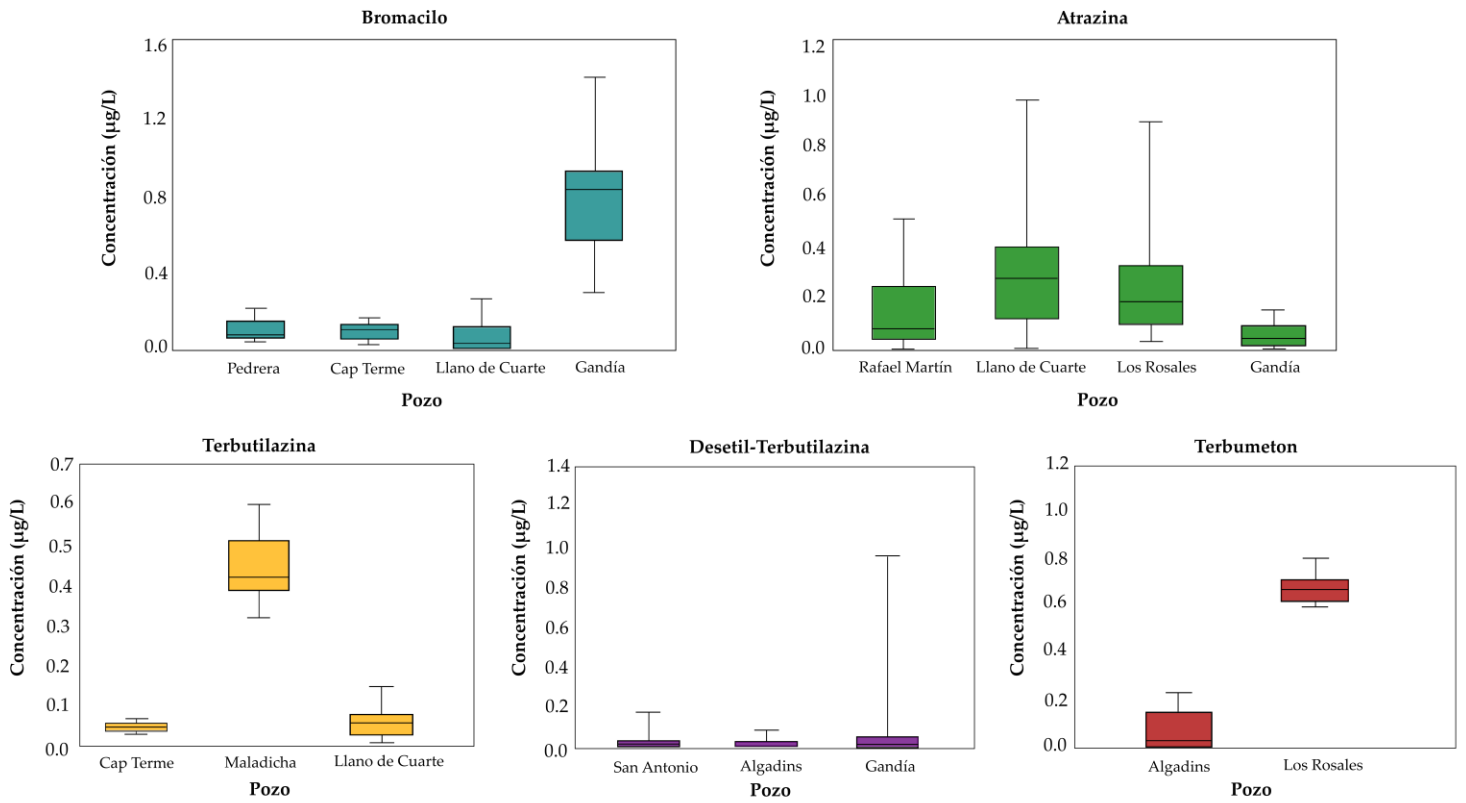


Figura 17. Diagrama de caja que representan las concentraciones anuales de pesticidas en 2012: Bromacil (azul), Atrazina (verde), Terbutilazina (naranja), Desetil-Terbutilazina (morado) y Terbumeton (rojo). La línea horizontal central representa la mediana y las barras verticales representan los valores máximo y mínimo de la distribución. Los valores atípicos no están representados.

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

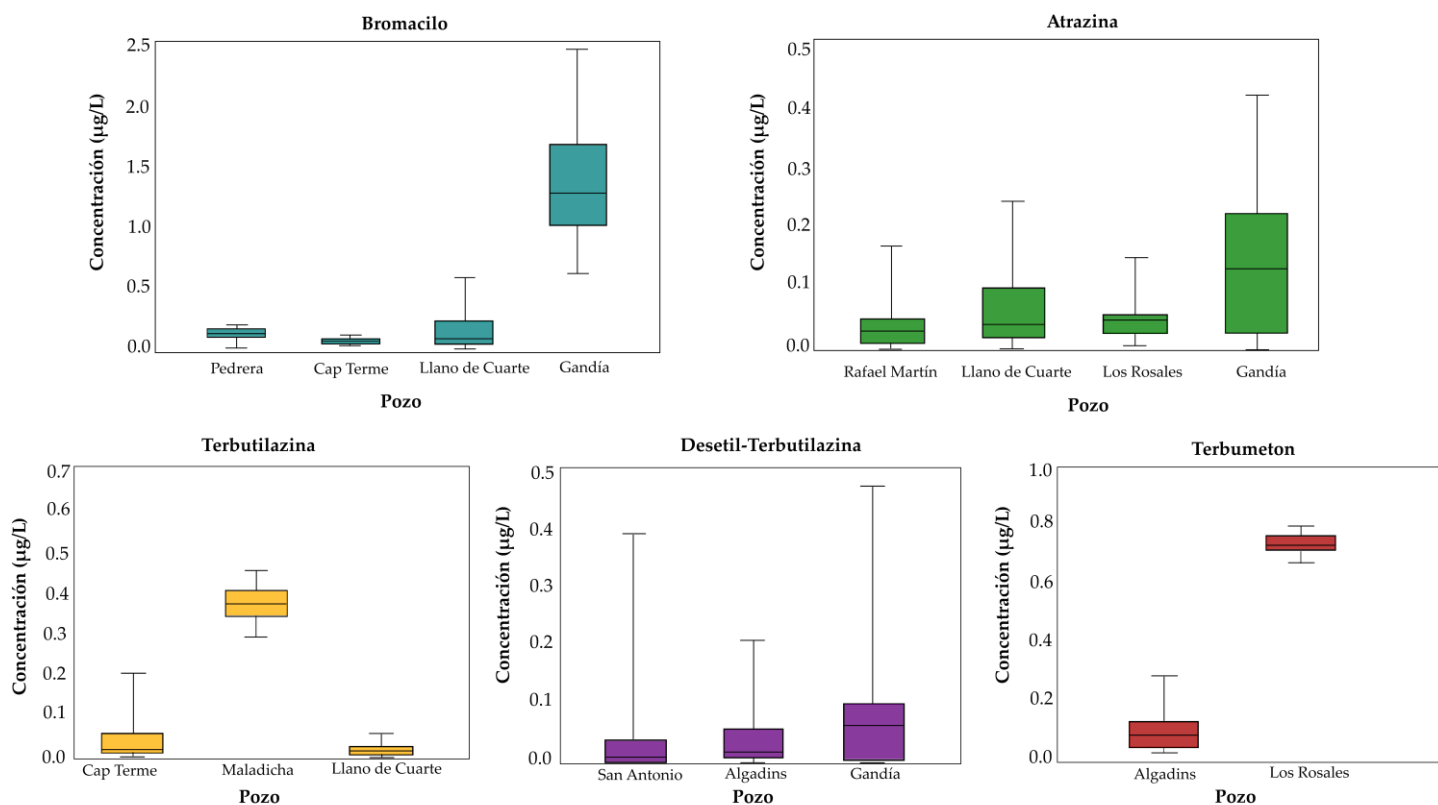


Figura 18. Diagrama de caja que representan las concentraciones anuales de pesticidas en 2013: Bromacilo (azul), Atrazina (verde), Terbutilazina (naranja), Desetil-Terbutilazina (morado) y Terbumeton (rojo). La línea horizontal central representa la mediana y las barras verticales representan los valores máximo y mínimo de la distribución. Los valores atípicos no están representados.

4. Elaboración de los mapas de riesgo de la contaminación por pesticidas en la DHJ

4.1. Introducción

Diversos pesticidas son tóxicos para los seres humanos y otros seres vivos, contaminan el suelo y el agua, dañan los ecosistemas y reducen la biodiversidad y contribuyen al desarrollo de la resistencia en las plagas (EPA, 2005). Sin embargo, en contraste con la concienciación mundial sobre la huella medioambiental relacionada con los pesticidas (Cordell et al., 2009), las repercusiones en la contaminación española de la dispersión de pesticidas en el medio ambiente siguen siendo en gran medida desconocidas debido a la falta de una cuantificación geográfica exhaustiva del uso y los residuos de los pesticidas.

Los estudios que abordan las amenazas de los pesticidas siguen siendo en su mayoría específicos de cada lugar, y sólo una minoría se ha centrado en los alcances regionales y globales (Ippolito et al., 2015; Stehle y Schulz, 2015; Maggi et al., 2020) para evaluar los riesgos asociados a una clase específica de pesticidas (por ejemplo, insecticidas o pesticidas organoclorados) o dentro de las aguas superficiales (Masiá et al., 2013; Belenguer et al., 2014; Ccanccapa et al., 2016a, 2016b; Pitarch et al., 2016a; Rousis et al., 2017) y la atmósfera (Li et al., 2003). Dado el crecimiento demográfico previsto, es probable que el uso de pesticidas agrícolas siga aumentando en el futuro (Tilman et al., 2001; Hader et al., 2022); sin embargo, en la era de la globalización, sigue faltando una perspectiva española sobre la contaminación ambiental por pesticidas y su relación con la vulnerabilidad de los ecosistemas.

En el mediterráneo, cada vez se está estudiando más el comportamiento de los pesticidas en las aguas subterráneas y en los suelos, ya que se utilizan ampliamente para controlar las plagas que afectan a los cultivos agrícolas españoles (Hernández et al., 2008; Postigo et al., 2010b; Cabeza et al., 2012; Menchen et al., 2017). Si bien una parte de los pesticidas aplicados a los cultivos se degrada paulatinamente dependiendo de las propiedades fisicoquímicas de la molécula, otra parte del pesticida es transportada y puede alcanzar las aguas subterráneas (Andreu y Picó, 2004). Sin embargo, pocos trabajos se han centrado en la elaboración de mapas de riesgo de pesticidas en las aguas subterráneas de la DHJ. Por esta razón, a pesar de los valiosos resultados y avances de investigación reportados en trabajos anteriores, no es fácil establecer comparaciones directas con el presente trabajo. En general, no se han elaborado mapas de riesgos de pesticidas de España, con una excepción, Tang et al. (2021) quienes utilizaron una base de datos mundial de aplicaciones de pesticidas (incluido el Terbumeton) y un modelo ambiental espacialmente explícito para estimar la geografía mundial del riesgo de contaminación ambiental causado por 92 ingredientes activos en 168 países.

A continuación, se describe el procedimiento utilizado para determinar las curvas de variación de la concentración a través del tiempo de los pesticidas identificados en la cuenca del Júcar, con las que se han obtenido los mapas de estimadores de valores de concentración y de contaminación utilizando herramientas geoestadísticas. El krigado es una técnica geoestadística de estimación lineal, no sesgada, que minimiza la varianza de la estimación. Como para el resto de las técnicas de estimación, el objetivo del krigado consiste en calcular los valores de la variable analizada en los puntos donde no se dispone de datos, a partir del conocimiento de los valores en puntos próximos.

Las técnicas de estimación geoestadística son aplicadas con éxito al campo de la hidrogeología desde hace décadas. Para estimar campos de transmisividad incorporando datos de capacidad específica (Aboufirassi y Mariño, 1984; Muñoz-Pardo y García, 1989), para predecir la capacidad específica de pozos en un acuífero contando con medidas superficiales de resistividad y con un número escaso de datos registrados en perforaciones (Bardossy et al., 1986), para mostrar el efecto de la tasa de desorción, la tasa de decaimiento y el coeficiente de distribución en la tasa de eliminación de contaminantes de las fases acuosa y absorbida de un acuífero (Istok et al., 1993), para obtener datos geoquímicos (Asli y Marcotte, 1995), para comparar varias técnicas de estimación de cara a la incorporación de información geofísica (Cassiraga y Gómez-Hernández, 1994).

De la misma forma, las técnicas de krigado han sido utilizadas para evaluar el comportamiento de los pesticidas en el medioambiente. García-Santos et al. (2020), predicen la concentración de pesticidas en el suelo mediante diferentes técnicas de interpolación espacial. De igual manera Mosquin et al. (2016) estimaron las concentraciones de pesticidas en las aguas superficiales y (Delbari et al., 2016) utilizaron el krigado ordinario y el krigado indicador para cartografiar la distribución espacial y la probabilidad de superar un umbral crítico en las aguas subterráneas.

Así pues, en este capítulo se desarrolla una metodología que permite interpretar y predecir el comportamiento de los pesticidas más habituales detectados en las aguas subterráneas de la DHJ. La herramienta final, cuya implementación se basará en toda la información disponible en el territorio de la Comunidad Valenciana acerca del uso y aplicación de pesticidas, pretende ser lo suficientemente amplia y flexible para que, en el futuro, pueda utilizarse en la predicción de las concentraciones de estos u otros pesticidas en cualquier punto de dicho territorio. El resultado será una serie de mapas a partir de los cuales podrá derivarse diferente tipo de información. Por un lado, una serie de estimadores de la concentración del pesticida en el agua subterránea. Por otro, se podrá evaluar la posible contaminación de determinadas zonas de los acuíferos en función de la concentración del pesticida supere ciertos umbrales críticos.

4.2. Zona de estudio

En los últimos años, dentro del territorio de la DHJ se ha experimentado un acelerado proceso de intensificación agrícola, siendo el factor que más influye en la contaminación por pesticidas de las aguas subterráneas. En la Figura 19 se muestra la localización y la concentración registrada en los pozos que se encuentran en la DHJ afectados por Atrazina, Bromacil, Terbutilazina y Terbumeton.

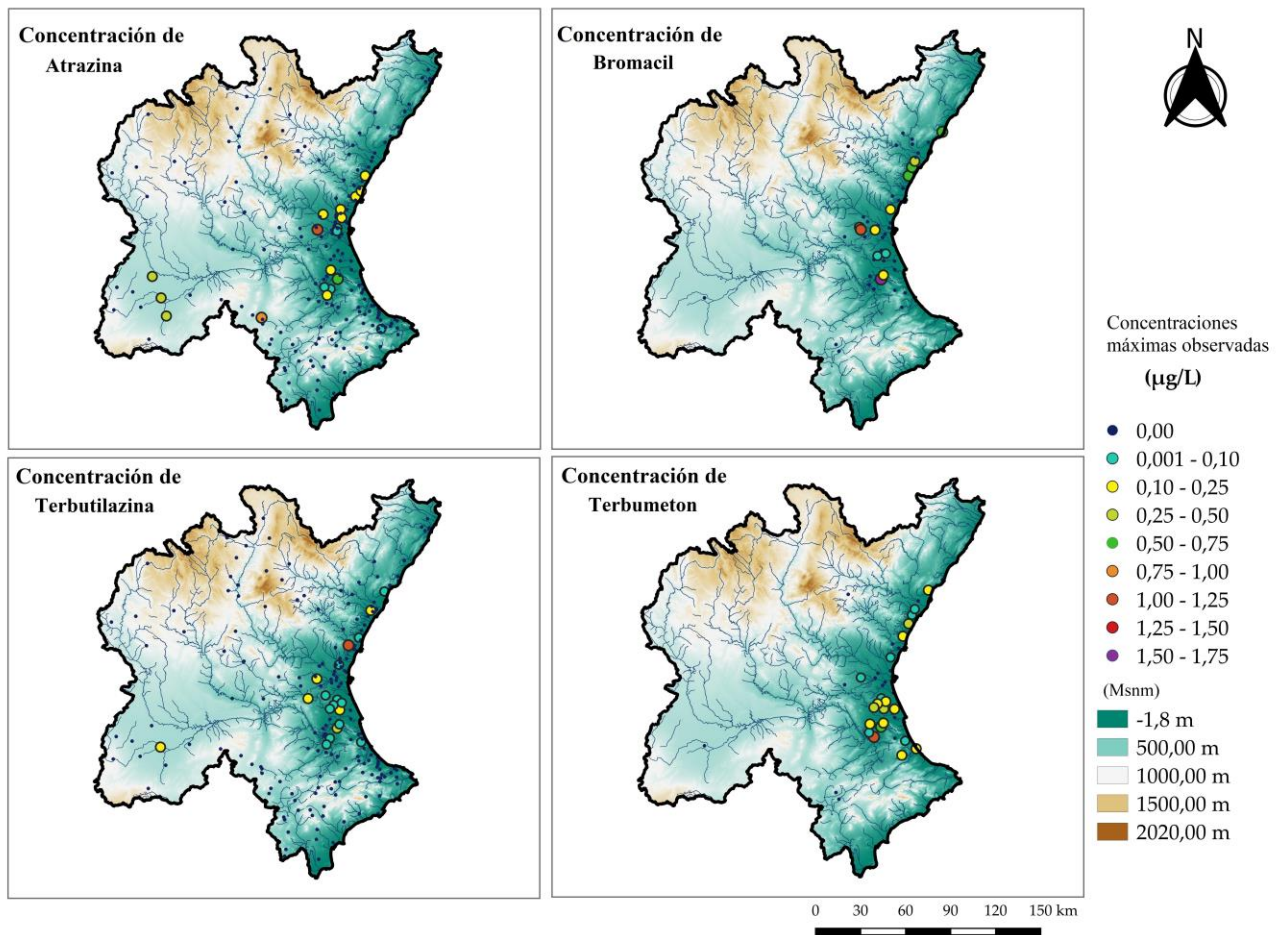


Figura 19. Localización geográfica de los pozos contaminados por pesticidas de la DHJ.

4.3. Metodología

4.3.1. Modelo

Para trabajar con PRZM se requiere gran cantidad de información, la cual puede organizarse de la siguiente forma:

- Parámetros que describen las características químicas del pesticida.
- Parámetros que describen la forma de aplicación del pesticida.
- Parámetros caracterizando el clima, las propiedades del suelo, y el tipo de riego.
- Parámetros en relación a la fenología del cultivo.

4.3.2. Pesticidas: base de datos y selección de principios activos

Los pesticidas fueron seleccionados a partir de la presencia en los pozos. La información fisicoquímica de los pesticidas se extrajo de la base de datos *Pesticide Properties Database* (PPDB, Lewis et al., 2016). Los rangos de valores plausibles se definieron de acuerdo con la literatura existente para cada parámetro físico químico, estos valores se pueden encontrar en la en la Tabla 4 del capítulo 3 de esta tesis.

4.3.3. Datos relativos a la aplicación del pesticida

En relación con la aplicación del pesticida, cada simulación incluyó una cantidad de pesticida aplicada en cada uno de los pozos analizados. La cantidad de pesticida aplicada fue un parámetro que se calibró para cada simulación y se muestra en la Tabla S1 del anexo. Las fechas de aplicación para cada pozo se obtuvieron a partir de las encuestas realizadas a los agricultores por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y Medio Ambiente.

4.3.4. Base de datos climáticos

La base de datos climáticos fue construida a partir de la información obtenida de estaciones meteorológicas cercanas a los pozos con 10 años de datos diarios de temperatura y precipitación. Luego de estudiar la calidad de los datos, se seleccionaron las estaciones que presentaron la menor cantidad de datos faltantes y las que estaban cercanas a los pozos contaminados. Por cada pozo analizado se cuenta con su archivo meteorológico. Los detalles acerca de la configuración de la base de datos climáticos se pueden encontrar en el capítulo 3 de esta tesis.

4.3.5. Unidades cartográficas suelo-clima

Para obtener la información que tiene que ver con las propiedades del suelo donde se desarrolla el movimiento y la degradación del pesticida, se empleó un mapa litológico (Figura 20) de la región (IGME, 2021). En él se muestran los principales suelos de la DHJ, dividiendo el territorio en polígonos o unidades cartográficas dentro de las cuales el componente principal del suelo es homogéneo.

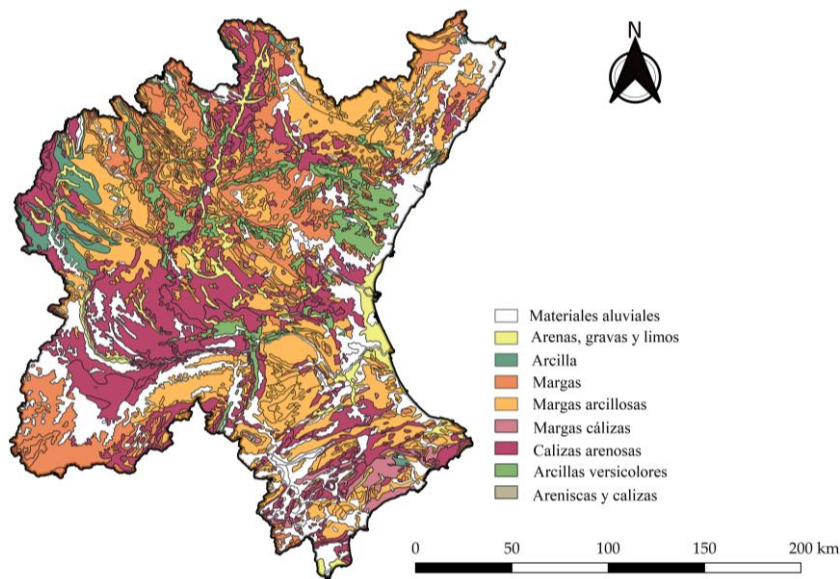


Figura 20. Mapa litológico de la DHJ.

Cada unidad cartográfica presenta información asociada a los tipos de suelo característicos en dicha área, con valores para cada uno de los horizontes que componen los perfiles de suelo. A partir de este mapa se obtuvo la cantidad de horizontes del perfil de suelo, y para cada uno su densidad, los porcentajes de carbono orgánico, de arcilla, arena y limo.

Se completó esta información con el porcentaje de materia orgánica del suelo, el cual fue obtenido de los escenarios de exposición de Estados Unidos, de la (EPA, 2020). Es decir, los datos faltantes de materia orgánica de la zona mediterránea fueron recogidos de los escenarios compilados que existen para diferentes zonas de los Estados Unidos y en los cuales se encuentran incluidos valores de suelo (como la densidad del suelo, la capacidad

de campo, punto de marchitez), hidrología y fenología. El criterio utilizado fue identificar un suelo similar en Estados Unidos y considerar algunos de sus parámetros válidos en nuestro territorio por ejemplo el valor de la materia orgánica.

4.3.6. Fenología de los cultivos

En la Figura 21 se puede ver la distribución de cultivos según las unidades agrícolas. Se han tomado las características de las unidades agrícolas donde se encuentran ubicadas las masas de agua subterránea modeladas del Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) (CHJ, 2021).

Para las masas de agua subterránea del Bajo Turia (Oropesa, Plana de Castellón, Medio Palencia, Liria Casinos, Buñol Cheste, Plana de Valencia Sur y Sierra de las Agujas), los cultivos que caracterizan la zona son los cítricos (72%), hortalizas (10%), arroz (6%) y el resto (12%), por lo tanto, el tipo de cultivo introducido en el modelo fueron los cítricos por su mayor presencia en las masas de agua antes mencionadas. Siguiendo la misma consideración, para la Mancha Oriental y Almanza el cultivo de cereales de grano es el que muestra una mayor presencia (43.3%), seguido de la vid; uva de vinificación (24.5%), maíz y sorgo (12.4%), hortalizas (10.6%) y cultivos forrajeros (5.6%). Por otro lado, para las masas de agua subterránea que se encuentran en el centro de la DHJ, el cultivo predominante es la vid (60%).

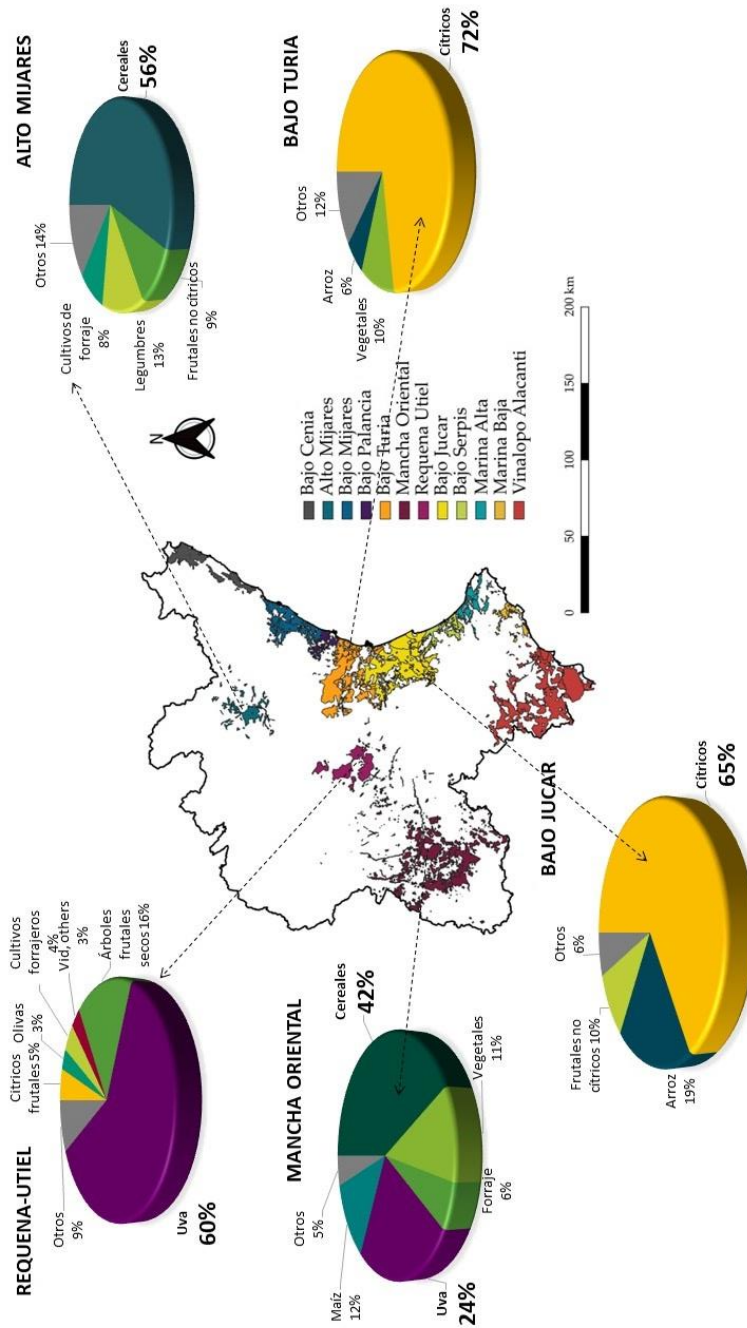


Figura 21. Distribución de los cultivos en la DHJ

4.3.7. Automatización de las simulaciones con SENSAN

La modelación matemática de los 72 pozos analizados de la DHJ, se realizó de forma automatizada a través del programa SENSAN de Pest (Model-Independent Parameter Estimator & Uncertainty Analysis) (Doherty, 1994). Es decir, esta automatización requirió generar los archivos necesarios para ejecutar PWC. Se generaron archivos con las características fisicoquímicas de los pesticidas, archivos con las características hidrológicas de cada pozo, archivos con la fenología del cultivo, a los que se asociaron los archivos hidrometeorológicos. El proceso de la automatización de las simulaciones se muestra en el anexo S3 de esta tesis. Esta miscelánea de archivos permitió correr el programa PWC con la ayuda de SENSAN. A partir de esta automatización de las simulaciones se obtuvieron las curvas de concentración de pesticida para cada pozo.

4.3.8. Diseño de mapas de riesgo de la contaminación por pesticidas

Como ya se ha visto en capítulos anteriores, PRZM5 permite obtener, para cada pozo modelado, la curva de evolución temporal de la concentración del pesticida en cuestión en el primer metro de acuífero. A partir de dichas curvas se puede extraer diferentes indicadores de la situación en la que se encuentra la zona, por ejemplo: valor máximo de la concentración, valor medio de la concentración durante el periodo de la simulación y valores anuales de las concentraciones del pesticida. Con la información derivada de las curvas de concentración se propone construir una serie de mapas para evaluar la contaminación de forma distribuida. Para ello se utilizarán técnicas geoestadísticas de interpolación y de simulación estocástica.

Las técnicas de interpolación geoestadística se engloban bajo el nombre genérico de krigado (Isaaks y Srivastava, 1989), y pertenecen al grupo de algoritmos de regresión por mínimos cuadrados generalizados. La idea básica del krigado es estimar el valor desconocido de un atributo en una dada localización como una combinación lineal de valores conocidos. Cualquiera de las variantes del krigado produce como resultado una única imagen que consiste en un campo interpolado de la variable de interés. En cada nodo de ese campo se estima un valor que es insesgado y que minimiza la varianza del error cometido en la estimación. Los campos obtenidos suelen ser suaves, no reflejando la variabilidad que el parámetro estimado tiene en la realidad. Cada valor estimado es “coherente” con los datos, pero no con el histograma de los datos ni con su estructura de continuidad espacial (Cassiraga, 1999).

Por su parte, las técnicas de representación estocástica (Goovaerts, 1997) persiguen la generación de múltiples realizaciones del atributo simulado, todas igualmente plausibles

en el sentido de que reproducen los datos y los patrones de correlación espacial observados. Los datos se reproducen exactamente. Al generar varias realizaciones del mismo proceso, las diferencias entre cada realización proveen una medida cuantitativa y visual de la incertidumbre en el parámetro modelizado. Puesto que todas las realizaciones reproducen los datos y el grado de variabilidad impuesto, cualquier realización podría corresponder a la realidad (Cassiraga , 1999).

El primer conjunto de mapas consistirá en una serie de interpolaciones por krigeado. Serían los siguientes:

- Mapa de concentraciones medias: interpolación de los valores medios de la concentración en cada pozo. Este mapa sería un indicador del comportamiento medio del pesticida sobre todo el periodo de simulación.
- Mapa de concentraciones máximas absolutas: interpolación de los valores máximos absolutos de la concentración en cada pozo. Este mapa sería un indicador de la peor situación posible, es decir, de lo que sucedería si todas las concentraciones máximas se dieran al mismo tiempo en todas las localizaciones evaluadas.
- Mapas de concentraciones anuales: interpolación de los valores máximos cada año. Un mapa para cada año del periodo de simulación.

El segundo conjunto de mapas se deriva utilizando alguna técnica de simulación estocástica. Serían los siguientes:

- Mapas de la probabilidad de que el pesticida supere ciertos umbrales.
- Mapas de los valores de la concentración del pesticida para unas determinadas probabilidades de ocurrencia.

4.3.9. Krigeado ordinario (KO)

Krigeado (ver por ejemplo Isaaks y Srivastava, 1989; Journel, 1991; Deutsch, 1991; Goovaerts, 1997), es un nombre genérico que, en honor a Daniel Krige, fue dado a un conjunto de técnicas de interpolación pertenecientes todas al grupo de algoritmos de regresión por mínimos cuadrados generalizados. La idea básica del krigeado es estimar el valor desconocido de un atributo z en el punto de coordenadas u_0 como una combinación lineal de n valores conocidos de z , cuyas coordenadas son u_α con $\alpha = 1, \dots, n$. Para representar el parámetro de interés $z(u)$, donde u es el vector que indica sus coordenadas espaciales, adoptamos un modelo estocástico. Este modelo estocástico consiste en admitir que los valores que puede tomar z dentro del área en estudio vienen dados por una función aleatoria $Z(u)$.

El estimador por krigado ordinario está dado por la siguiente ecuación (4.1):

$$z_{KO}(u_0) = \sum_{\alpha=1}^n \lambda_{\alpha} z(u_{\alpha}) \quad (4.1)$$

La sumatoria de los pesos debe ser igual a la unidad para que el estimador obtenido sea insesgado, que junto a la condición de error mínimo resulta en el sistema de krigado ordinario como en la ecuación (4.2):

$$\begin{cases} \sum_{\beta=1}^n \lambda_{\beta} C(u_{\alpha} - u_0) + \mu = C(u_{\alpha} - u_0), \alpha = 1, \dots, n \\ \sum_{\beta=1}^n \lambda_{\beta} = 1 \end{cases} \quad (4.2)$$

donde μ es el parámetro de Lagrange introducido en la minimización del error sujeto a la condición de que los pesos sumen uno. La expresión para la varianza de los errores por krigado ordinario es la siguiente ecuación 4.3:

$$\sigma_{KO}^2(u_0) = \sigma^2 - \sum_{\alpha=1}^n \lambda_{\alpha} C(u_{\alpha} - u_0) - \mu \quad (4.3)$$

donde σ_{KO}^2 es la varianza de los errores del modelo probabilístico, σ^2 la varianza, C la covarianza entre dos variables aleatorias, los pesos λ_{α} y μ es el parámetro de Lagrange sujeto a la suma de los pesos y el mínimo de los errores.

4.3.10. Simulación gaussiana secuencial

La simulación gaussiana secuencial es una técnica de simulación robusta, sus bases teóricas son fáciles de comprender y pueden ser adaptadas para resolver diferentes problemas de simulación, (Cassiraga y Gómez-Hernández, 1996).

Esta técnica de simulación gaussiana de un solo atributo considera que $Z(u_j)$, $j = 1, \dots, N$ es un conjunto de variables aleatorias definidas en N localizaciones u_j dentro del área de estudio A . Con el objetivo es generar L realizaciones conjuntas de estas N variables aleatorias condicionadas al conjunto de datos $z(u_{\alpha})$, $\alpha = 1, \dots, n$, es decir:

$$\begin{aligned} z^l(u_j), j = 1, \dots, N \\ l = 1, \dots, L \end{aligned} \quad (4.4)$$

Tal generación equivale a muestrear la función de distribución acumulada condicional N - variada siguiente ecuación 4.5:

$$F(u_1, \dots, u_N; z_1, \dots, z_N | (n)) \quad (4.5)$$

La simulación conjunta de los valores de Z en dos localizaciones u_1 y u_2 , es decir;

$$\begin{aligned} z^l(u_1), z^l(u_2), \\ l = 1, \dots, L \end{aligned} \quad (4.6)$$

puede llevarse a cabo muestreando la función de distribución acumulada condicional bivariada

$$F(u_1, u_2; z_1, z_2 | (n)) \text{Prob} \{Z(u_1) \leq z_1, Z(u_2) \leq z_2 | (n)\} \quad (4.7)$$

Aplicando la regla de la multiplicación, la función de distribución acumulada condicional bivariada queda:

$$F(u_1, u_2; z_1, z_2 | (n)) = F(u_2; z_2 | (n+1)) \cdot F(u_1; z_1 | (n)) \quad (4.8)$$

donde $|(n+1)$ denota el condicionamiento a los n datos $z(u_\alpha)$ más el valor generado de $Z(u_1)$, es decir, $z^l(u_1)$.

La aplicación recursiva de la regla de la multiplicación permite expresar la función de distribución acumulada condicional N - variada como un producto de N funciones de distribución acumuladas condicionales univariadas, es decir:

$$\begin{aligned} F(u_1, \dots, u_N; z_1, \dots, z_N | (n)) &= F(u_N; z_N | (n+N-1)) \cdot \\ &= F(u_{N-1}; z_{N-1} | (n+N-2)) \cdot \dots \\ &= F(u_2; z_2 | (n+1)) \cdot \\ &= F(u_1; z_1 | (n)) \end{aligned} \quad (4.9)$$

donde, por ejemplo, $F(u_N; z_N | (n+N-1))$ es la función de distribución acumulada condicional dados los n datos y las $N-1$ realizaciones de Z , es decir, $z^l(u_j), j = 1, \dots, N-1$.

4.3.11. S-GeMS

Para la modelación geoestadística de la información se utiliza el software Stanford Geostatistical Modeling Software (S-GeMS) (Remy, 2005). S-GeMS es una aplicación informática para modelización geoestadística en tres dimensiones. Implementa muchos de los algoritmos clásicos de la Geoestadística más algunos nuevos desarrollos hechos en la Universidad de Stanford. Es el sucesor natural de GSLib: Geostatistical Software Library, concebido en la misma universidad y dentro del mismo grupo de investigación. Es completamente libre y fue desarrollado bajo un entorno de ventanas. Para el desarrollo de esta investigación S-GeMS ha sido utilizado para el análisis estadístico previo de los datos, el estudio de la continuidad espacial y los algoritmos de estimación por krigeado ordinario y de simulación gaussiana secuencial. Además, se ha empleado algunas de las rutinas auxiliares para posprocesar las simulaciones.

4.4. Resultados

4.4.1. Obtención de las curvas de concentración de los pesticidas

Siguiendo la metodología expuesta en el capítulo 3, se obtienen las curvas de concentración para cada uno de los 4 pesticidas en los 72 pozos estudiados. Las curvas calibradas se pueden ver en el anexo de este trabajo (Figuras S4-S7 y Tablas S4-S7). El resultado son curvas de la concentración en función del tiempo en cada pozo y para cada contaminante, las cuales fueron agrupadas bajo los siguientes criterios:

- Nivel 1 Bajo concentraciones de pesticidas menores a 0.10 $\mu\text{g/l}$,
- Nivel 2 Medio concentraciones de pesticidas de un rango 0.1 $\mu\text{g/l}$ a 0.4 $\mu\text{g/l}$, y
- Nivel 3 Critico: concentraciones mayores a 0.4 $\mu\text{g/l}$.

Estos criterios propuestos en esta tesis son empleados para clasificar aquellos pozos que se encuentran contaminados por diferentes niveles de concentración de pesticida. Los valores menor concentración se encuentran en el nivel 1, en contraste, los valores de concentración que superan el MCP se encuentran en los niveles 2 y 3.

4.4.1.1. Concentraciones de Atrazina

En la Figura 22 se representa gráficamente la evolución temporal de cada pozo contaminado por Atrazina. Los pozos afectados por la Atrazina son 20 de los 72 pozos analizados.

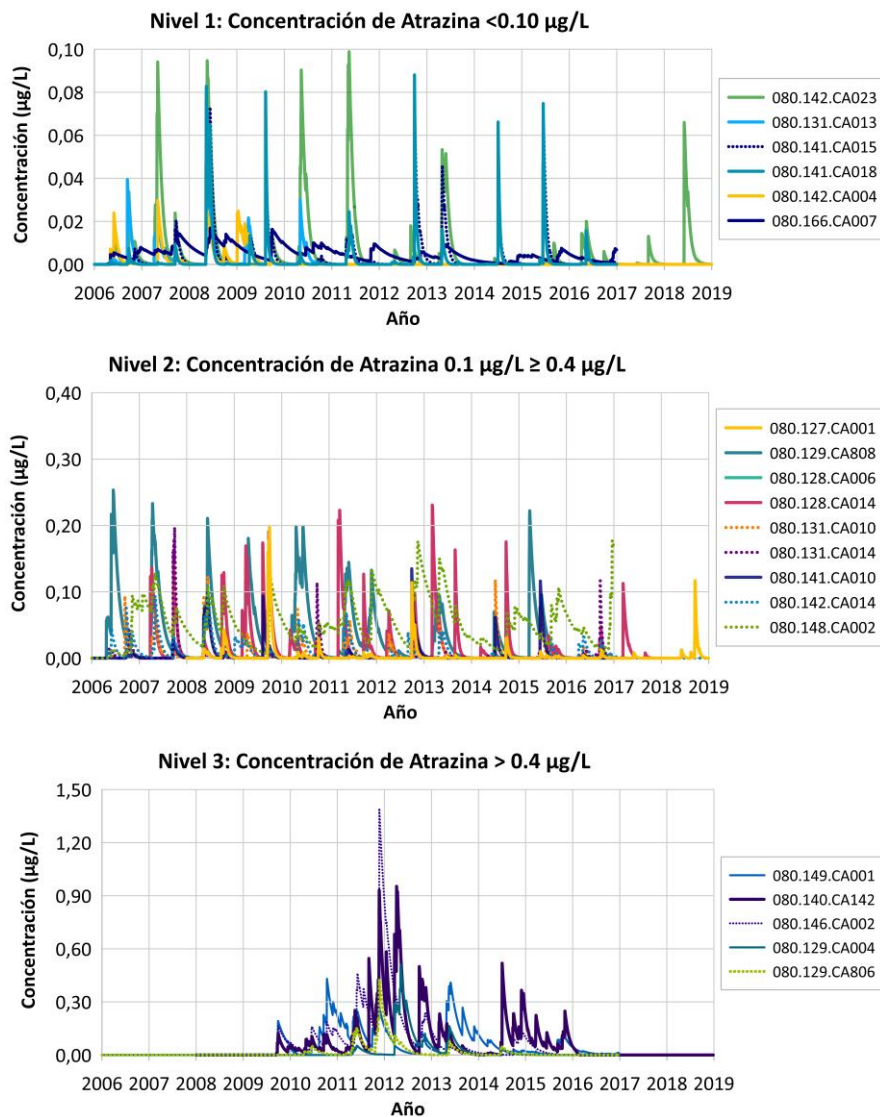


Figura 22. Simulación calibrada con Atrazina en los pozos de la DHJ entre 2006-2019

El 70% de los pozos contaminados por Atrazina superan el umbral permitido de concentración de 0.10 µg/l (niveles 2 y 3). Los pozos con mayor nivel de contaminación por este pesticida son aquellos que se encuentran en la zona central y oriental de la DHJ. El año de mayor afectación, según el modelo, fue el año 2011 seguido por el año 2012. Años después las concentraciones de Atrazina comenzaron a sufrir un descenso. En el año 2011 mediante el análisis registrado se detectaron los máximos picos de concentración de los pozos de nivel 3. El pozo que registra el mayor pico de contaminación es el pozo 080.146.CA002 con un valor máximo de 1.3936 µg/l y un valor medio de 0.1547 µg/l por encima del valor permitido de 0.10 µg/l.

El segundo y tercer pozo afectado por Atrazina es el 080.140.CA142 y 080.149.CA001, con concentraciones máximas de 1.1802 µg/l, y 0.4304 µg/l respectivamente. Se aprecia que en los pozos de este nivel 3, las concentraciones se presentan en el año 2009, mientras que las otras dos clasificaciones (niveles 1 y 2) se inician en los años 2006, lo que indica que los pozos de nivel 3, han sido contaminados recientemente, y en grandes cantidades de pesticida.

En el caso del nivel 2, las concentraciones simuladas presentan rangos de 0.1 µg/l a 0.4 µg/l durante todo el periodo de simulación. Observando la tendencia general de las curvas de concentración de estos pozos, siguen el mismo patrón y es por eso por lo que las series tienen el mismo comportamiento, a excepción del pozo 080.127.CA001. El valor máximo en este nivel fue de 0.2534 µg/l en el pozo 080.129.CA808.

En general, y siguiendo el razonamiento anterior, los pozos del nivel 1, son pozos que nunca superan el valor del umbral permitido. Estos resultados indican que las aplicaciones de Atrazina realizadas en estos cultivos no serían riesgosas para las aguas subterráneas ya que las concentraciones simuladas y observadas se encuentran por debajo del valor de 0.10 µg/l.

4.4.1.2. Concentraciones de Bromacil

En la Figura 23 se representa la evolución temporal de la concentración del Bromacil para los 12 pozos en los que se ha registrado.

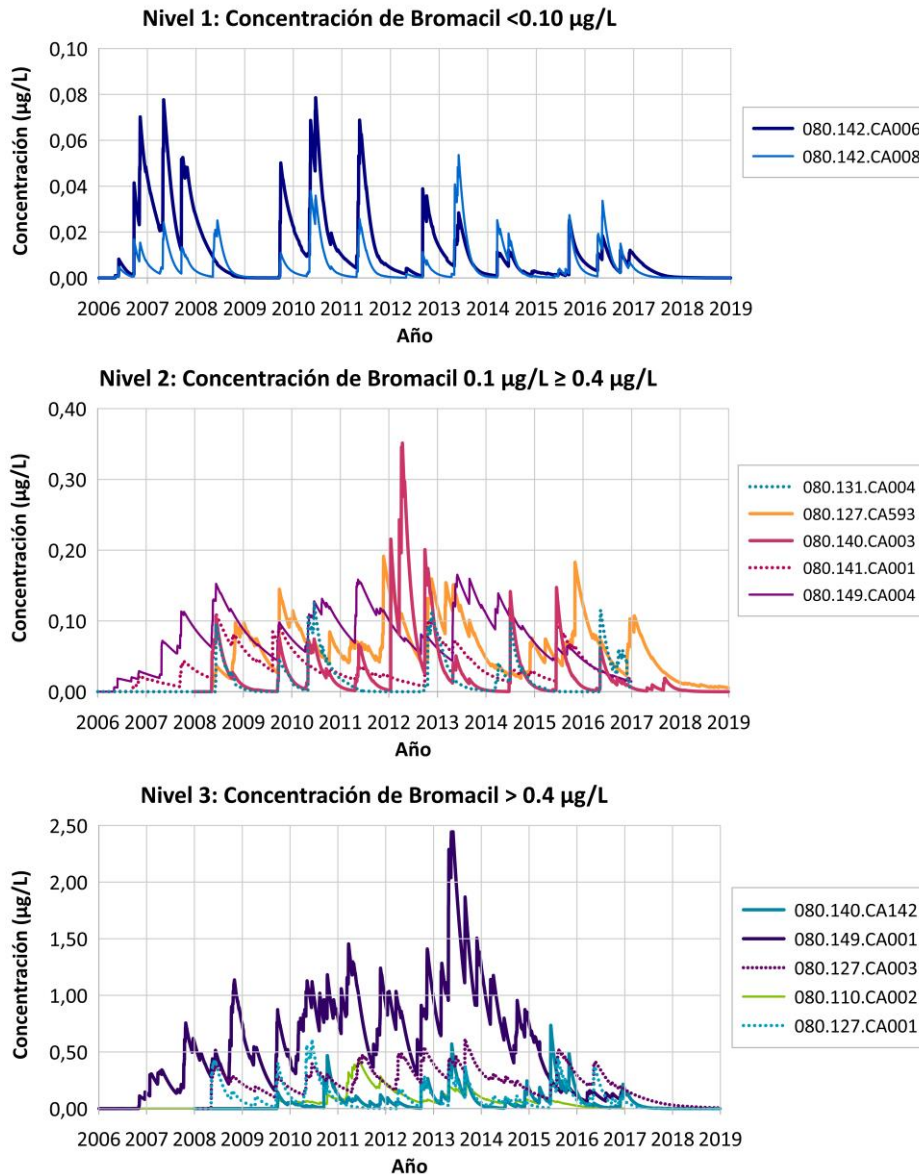


Figura 23. Simulación calibrada con Bromacil en los pozos de la DHJ entre 2006-2019

El Bromacil registró las mayores concentraciones máximas de pesticida en toda la DHJ. Se observa que en el nivel 3 los valores máximos de Bromacil superan concentraciones de $0.50 \mu\text{g/l}$ y tiene una prevalencia significativa en todo el periodo de simulación.

Por otra parte, se observa un patrón en las formas de las curvas de concentración del Bromacil, dichas curvas son semejantes, ya que todas muestran un valor máximo y una distribución casi simétrica. Se ha observado que se tarda mucho más tiempo en alcanzar el valor máximo de concentración con respecto a otros pesticidas y, una vez que se ha alcanzado este valor máximo, oscila en gran medida en el tiempo y en el valor. Los valores máximos obtenidos reflejan el efecto de factores climáticos (por ejemplo la precipitación) en cada pozo.

El nivel 2 muestra las curvas diarias de la concentración del Bromacil en un intervalo de 0.1 µg/l a 0.4 µg/l. El valor máximo de concentración en este nivel fue registrado por el pozo 080.140.CA003 con un valor de 0.3513 µg/l, y una media de 0.0281 µg/l, mientras que el pozo 080.127.CA593 tiene un pico de concentración menor, pero tiene un valor medio de concentración de 0.06 µg/l, cercano al valor máximo permitido de 0.10 µg/l, por lo que las concentraciones de Bromacil oscilaron alrededor de este valor todo el periodo de simulación.

Para los pozos 080.142.CA006 y 080.142.CA008, se observó que las concentraciones simuladas se encuentran por debajo del valor permitido, siendo los dos pozos menos afectados, por lo que se han agrupado en el nivel 1 de contaminación. Para visualizar y comprender el efecto de la cantidad de pesticida aplicado en un cultivo, estos dos pozos servirán de ejemplo, debido a que se encuentran en la misma masa de agua subterránea y comparten similares características litológicas. De manera que, cuando se realiza la modelación en estos dos pozos con dichas características similares y sólo se varía la cantidad de pesticida aplicado, el modelo proporciona curvas similares de concentración del Bromacil, mostrando que los valores de las curvas de concentración son proporcionales a la dosis de aplicación.

4.4.1.3. Concentraciones de Terbutilazina

La Figura 24 ilustra las concentraciones de Terbutilazina en los 19 de los 72 pozos donde se tienen registros.

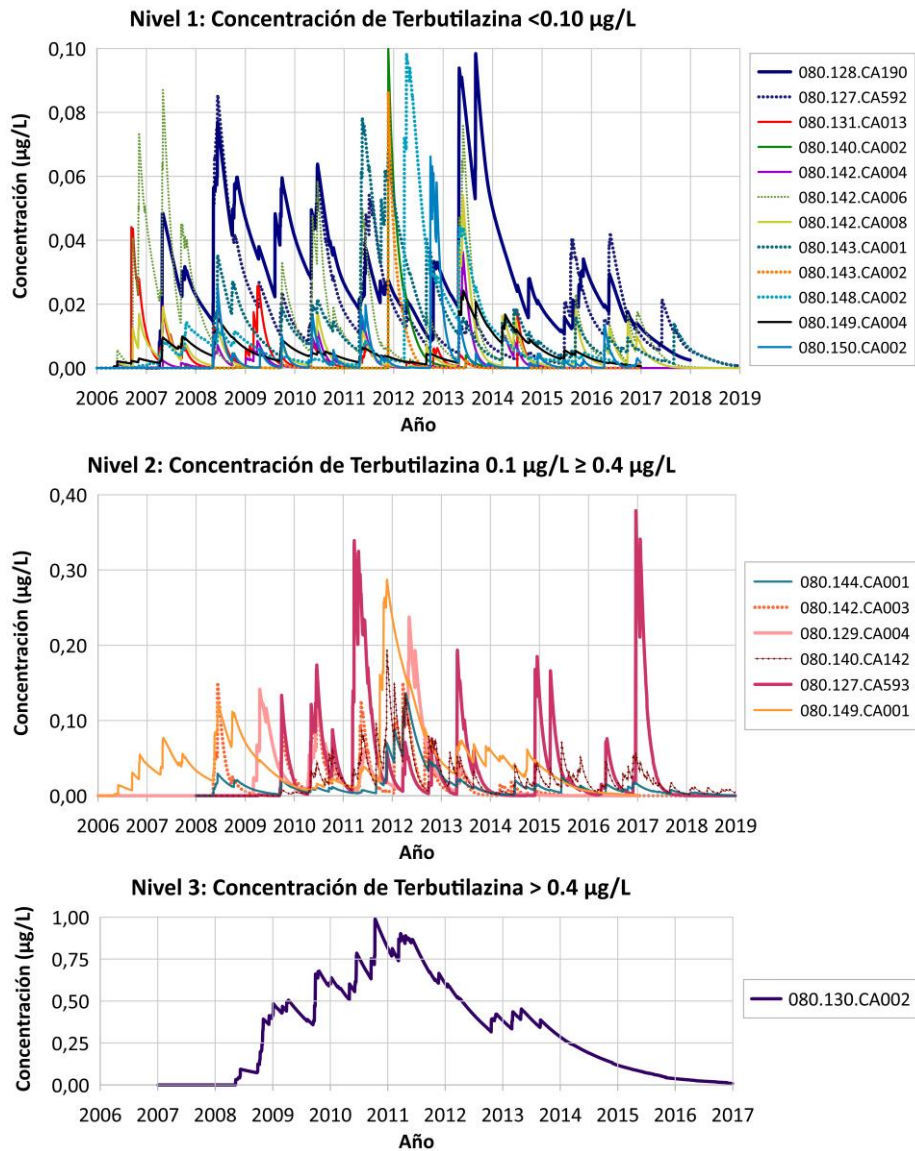


Figura 24. Simulación calibrada con Terbutilazina en los pozos de la DHJ entre 2006-2019

En el 36% de esos pozos se observan concentraciones simuladas superiores a 0.10 µg/l. El pozo más afectado es el 080.130.CA002 con un valor pico de 0.9894 µg/l y una media 0.3509 µg/l en todo el periodo de simulación. Este pozo es el único identificado como de nivel crítico para la Terbutilazina. Dentro del nivel 2 quedan clasificados 6 pozos. Las formas de las curvas de avance obtenidas para estos 6 pozos son totalmente diferentes entre sí ya que todas alcanzan un valor máximo en diferentes momentos y oscilan alrededor de él mientras la aplicación del pesticida continua. Esto se debe al tipo de suelo que atraviesan los pozos. En el pozo 080.127.CA593 ubicado en un suelo arcilloso-arenoso, se ha simulado un valor máximo de 0.3789 µg/l, mientras que para el pozo 080.140.CA142 localizado en un suelo menos permeable la concentración máxima es de 0.1936 µg/l.

El tiempo para el cual se detecta por primera vez el efecto de la Terbutilazina en las aguas subterráneas también es muy variable, y abarca un rango de 150 días (pozo 08.149.CA001) a 630 días (pozo 080.140.CA142). Cabe mencionar que los mecanismos de transporte ocurren en diferentes momentos después de la aplicación en el campo; por lo tanto, el momento en que las concentraciones de Terbutilazina llegan a los pozos ocurre en momentos independientes, al igual que sus procesos de degradación hacia el destino.

El nivel 1 de la Figura 24 es el grupo de pozos conformado por el criterio que considera, que las concentraciones simuladas están por debajo del valor máximo permitido. Es decir que este grupo de pozos no se considera de alto grado de contaminación. Existen 12 pozos cuyas curvas no rebasan el valor de 0.10 µg/l, por lo cual se puede llegar a pensar que la cantidad de Terbutilazina aplicada a los cultivos, en estas zonas se degradó progresivamente con los años para finalmente disminuir hasta cero. Esto podría ser la consecuencia del seguimiento y control del uso de este pesticida.

4.4.1.4. Concentraciones de Terbumeton

En la Figura 25 se presentan las concentraciones diarias del Terbumeton con respecto al tiempo de los 20 pozos en los que se tienen registros. Estos pozos se encuentran localizados en la zona costera, por lo cual hace pensar que esta zona es un foco de contaminación considerable tanto para las aguas subterráneas como superficiales.

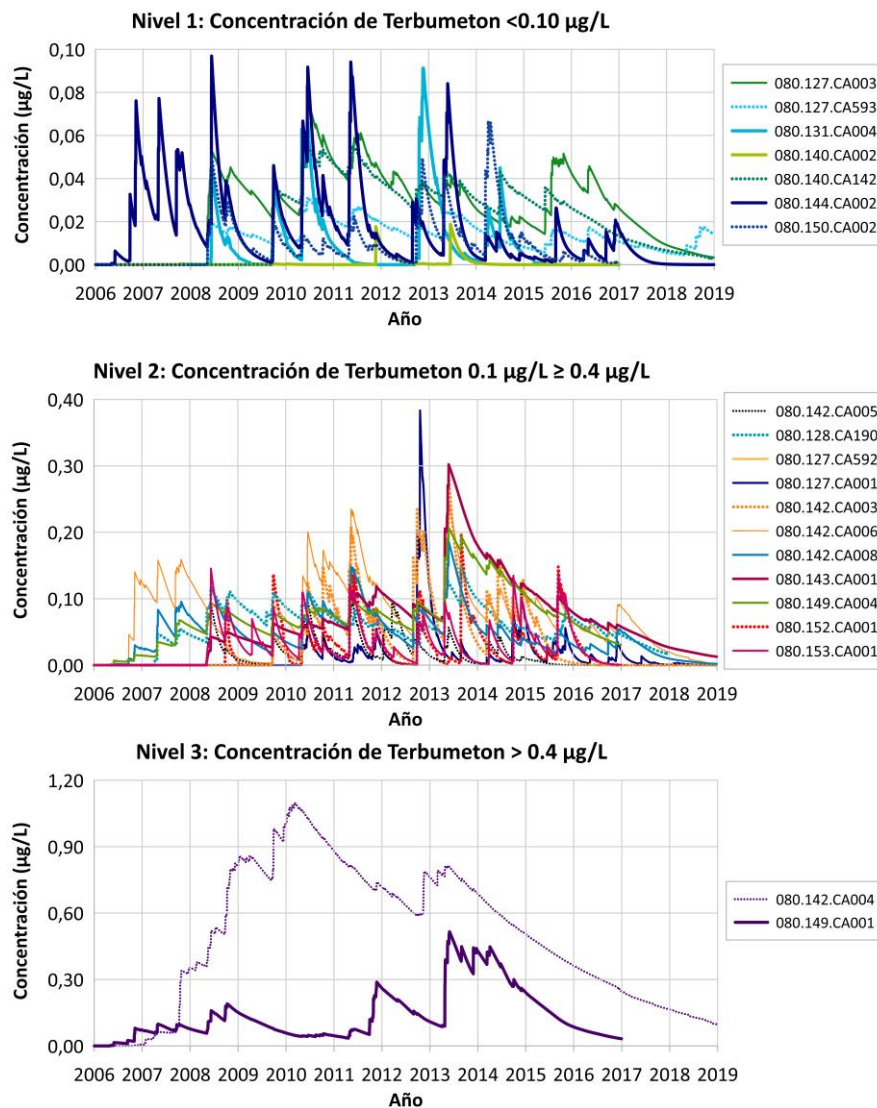


Figura 25. Simulación calibrada con Terbumeton en los pozos de la DHJ entre 2006-2019

La concentración de Terbumeton en las masas de agua de la Comunidad Valenciana, concretamente en la Plana de Valencia Sur, ronda los 0.60 µg/l, oscilando entre 0.40 y 1.00 µg/l (nivel 3), y alcanzando un máximo de 1.0989 µg/l que es reproducido por el modelo de simulación, y además con una ligera tendencia creciente durante el periodo histórico, hasta luego empezar a descender en los años recientes.

Esta concentración desciende a los 0.30 µg/l (nivel 2), donde también se observa una permanencia en el contenido de Terbumeton en las aguas subterráneas. Se aprecia también que las curvas de llegada del pesticida tienen un comportamiento similar, los valores máximos y máximos relativos simulados de las concentraciones ocurren casi al mismo tiempo. Este efecto espacio-temporal puede deberse a las siguientes razones: i) al contar con la misma fenología, será similar la fecha de aplicación del pesticida en los cultivos, ii) estos pozos comparten las mismas características litológicas, por lo cual el pesticida se movilizará bajo condiciones similares y su desplazamiento puede variar poco en el tiempo hasta alcanzar las aguas subterráneas, iii) esta variación de desplazamiento puede deberse a que la precipitación ayuda al pesticida a moverse o infiltrarse más rápidamente, es decir en episodios de precipitaciones se produce un lavado del suelo de forma que se moviliza una parte importante del pesticida retenido en el suelo, aumentando la cantidad que alcanza el acuífero y las concentraciones de los cauces superficiales.

Cabe mencionar aquí que las concentraciones máximas de pesticidas obtenidas con el modelo asociadas a periodos de fuertes lluvias son difícilmente contrastables con los datos observados, ya que no es habitual tomar mediciones de pesticidas durante estos fenómenos, por lo que las mediciones registradas días después del fenómeno hidrometeorológico pueden tener de nuevo valores bajos de pesticida.

Por último, tenemos el nivel menos crítico de contaminación, donde los valores simulados de la concentración no rebasaron el umbral de 0.10 µg/l. El contenido en el pozo 080.144.CA002 osciló alrededor del valor máximo permitido, con una muy fuerte estacionalidad, entre 0.08 µg/l o 0.09 µg/l en los meses de verano, coincidiendo con la época en que se realizan las mayores aplicaciones de pesticida.

4.4.2. Análisis de algunos valores obtenidos

En la Figura 26 y Figura 27 se puede ver los valores máximos obtenidos para cada pesticida y para cada pozo analizado. Estas concentraciones máximas son un indicador de la peor situación posible. De acuerdo a las modelaciones realizadas, el pozo de Gandía (080.149.CA001) es el más contaminado por los 4 elementos. Los valores máximos simulados en dicho pozo son 2.4449 µg/L, 0.4304 µg/L y 0.29 µg/L para el Bromacil, Atrazina y la Terbutilazina respectivamente.

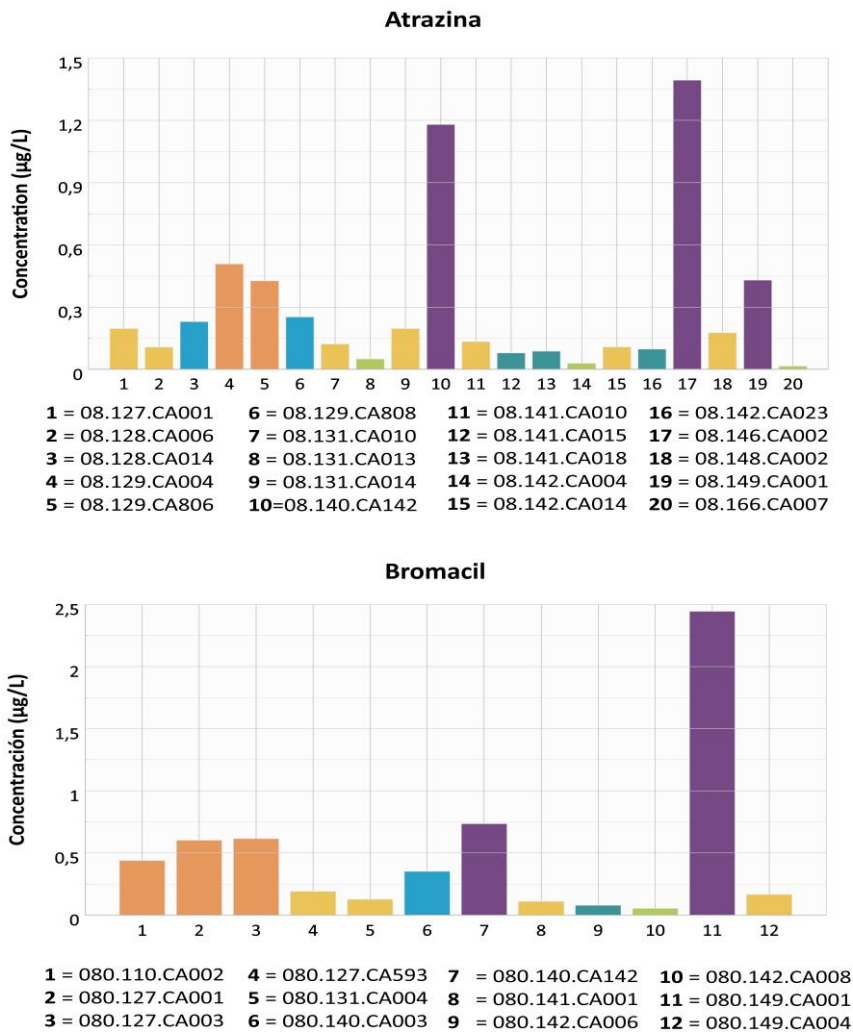


Figura 26. Valores máximos simulados de Atrazina y Bromacil

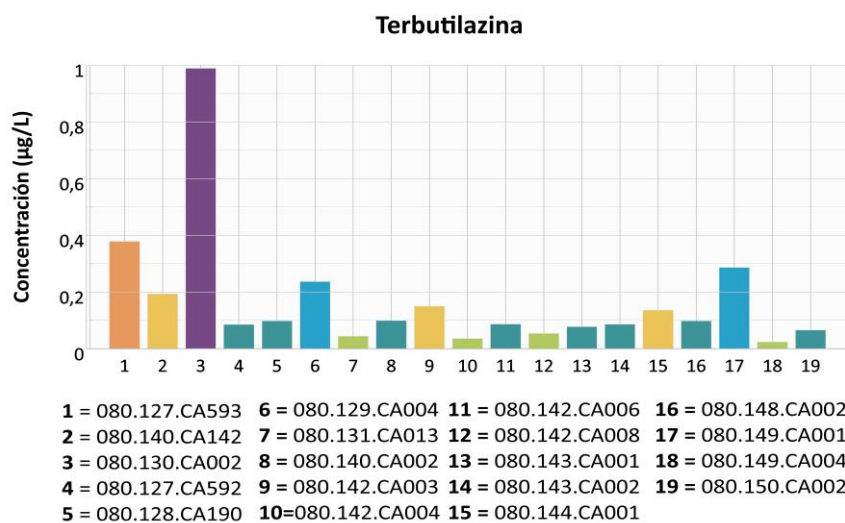
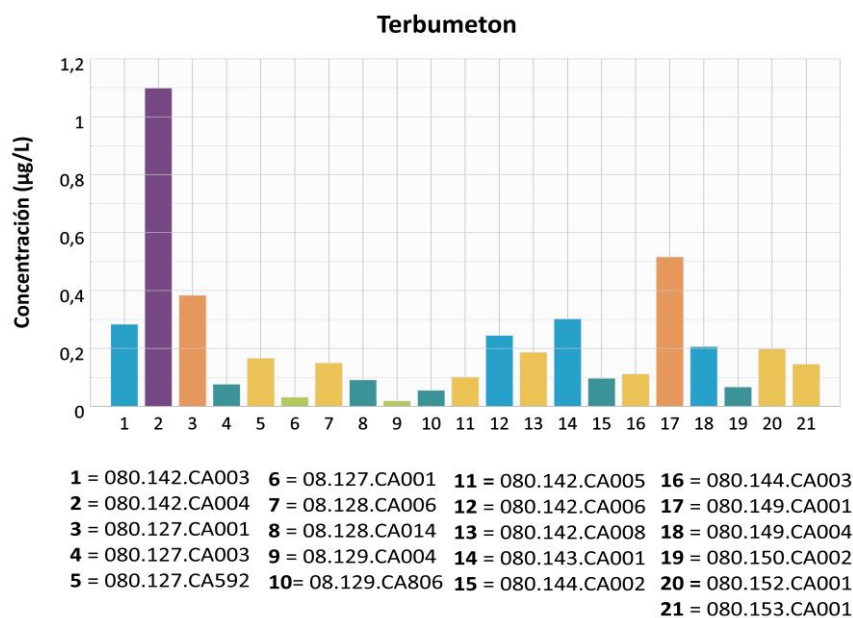


Figura 27. Valores máximos simulados de Terbumeton y Terbutilazina

Analizando los valores máximos de la Terbutilazina se aprecia que no son tan elevados como los de los demás pesticidas analizados. Los valores máximos de la Terbutilazina oscilan entre 0 µg/L y 0.30 µg/L, exceptuando el valor máximo de concentración del pozo 080.130.CA002 que es de 0.9894 µg/L, pero en la mayoría de los pozos, las concentraciones se encuentran por abajo del valor máximo permitido de 0.10 µg/L. Es más,

cada año que pasa se puede apreciar que existe un descenso de las concentraciones de la Terbutilazina en las aguas subterráneas de la DHJ.

Los valores máximos de concentración del Terbumeton y Atrazina muestran una tendencia muy dispersa en las concentraciones máximas de los pozos analizados, por lo que estos pesticidas aún siguen siendo utilizados en la DHJ.

Como es de esperar, los pesticidas que más contaminan los pozos de la DHJ son la Atrazina y el Terbumeton y con tendencia a permanecer en las aguas subterráneas debido a que en los años simulados, aún se registraron valores considerables superiores a 1 µg/L.

4.5. Tratamiento espacial de la concentración de los pesticidas

A partir de las curvas de concentración obtenidas, se construyeron una serie de mapas para la evaluación de la contaminación de forma distribuida sobre el dominio de la DHJ. Este trabajo ha creado diferentes mapas en forma de imágenes ráster relacionadas con el nivel de concentración de pesticidas en el agua subterránea. Se propuso un enfoque geoestadístico basado en la generación y el análisis de múltiples imágenes de la realidad modelizada. El conjunto de mapas que evaluaron la contaminación de pesticidas son:

- Mapas estimados por krigeado ordinario.
- Mapas de medidas de incertidumbre local.
- Mapas de riesgo de zonas contaminadas.

En primer lugar, comenzamos por realizar mapas en base a estimaciones a través del krigeado ordinario. Las variables representadas en estos mapas estimados son la concentración máxima para cada año, y los valores medios y máximos absolutos durante el periodo de simulación. Seguidamente, generamos un ensamble de 100 simulaciones de la variable de concentración máxima mediante simulación gaussiana secuencial (Gómez-Hernández y Journel, 1993) utilizando la interfaz S-GeMS. Esta variable, son los datos máximos simulados que representan la peor situación posible, es decir, de lo que sucedería si todas las concentraciones máximas se dieran al mismo tiempo en todas las localizaciones. A partir de este ensamble se obtienen mapas con medidas de incertidumbre local y mapas de zonas contaminadas. En síntesis este proceso incluye la evaluación de estimaciones óptimas, medidas de incertidumbre local (varianzas del krigeado, varianzas condicionales, rangos intercuantiles) y delimitación de mapas de áreas contaminadas (Goovaerts, 1997).

Se tiene datos de la concentración máxima anual, y los valores medios y máximos absolutos durante el periodo de simulación de cada pesticida. Estos valores simulados en

PRZM5 fueron introducidos a la interfaz en el S-GeMS. La muestra en el caso de los valores máximos absolutos se encuentra espacialmente distribuida hacia la zona central costera de la DHJ, tal como se muestra en la Figura 28.

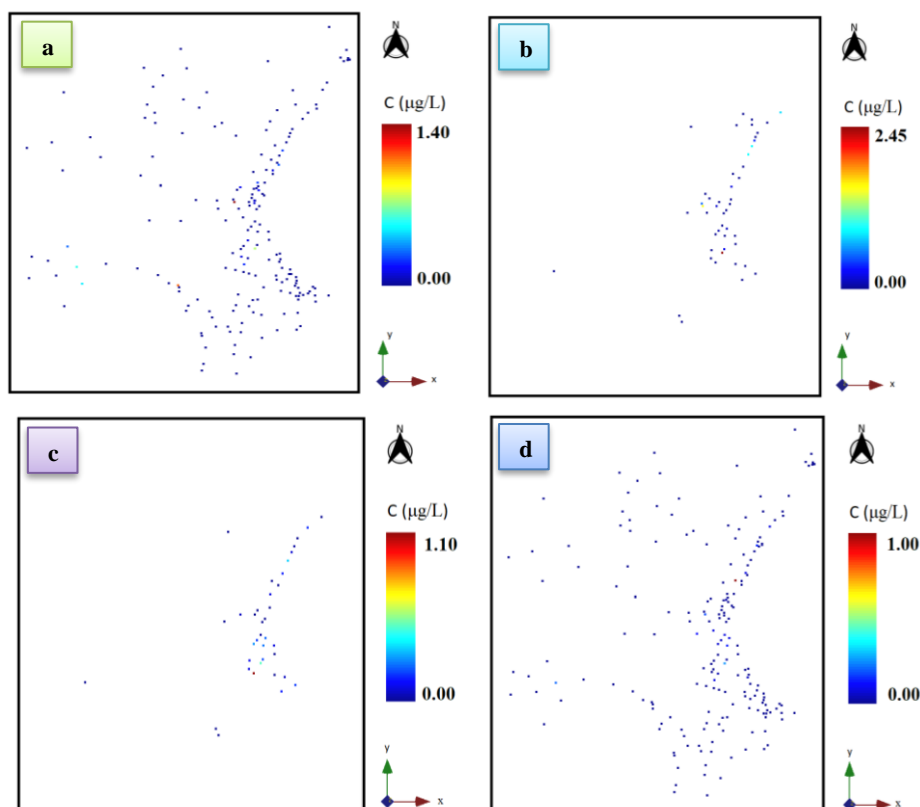


Figura 28 Distribución de la concentración máxima absoluta a) Atrazina, b) Bromacil, c) Terbumeton y d) Terbutilazina en cada pozo de la DHJ

Para obtener los campos resultantes de cada una de las variables de cada pesticida. Se requiere de la construcción del modelo de variograma. Los datos del variograma para cada conjunto de datos analizado, cuyo resumen se presentan en las Tablas 11, 12, 13 y 14. Luego de construido el modelo y aplicado el krigado ordinario, se obtuvieron los mapas estimados de cada pesticida que responde o está condicionado a los datos proporcionados.

A continuación, se describen los mapas estimados por krigado de las concentraciones máximas absolutas y anuales de los pesticidas considerados clave en el periodo de simulación.

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Tabla 11 Resumen de parámetros del modelo anisotrópico para la Atrazina

Año	Efecto pepita	Contribución	Ángulo	Rango Mínimo	Rango Máximo	Modelo
2006	0.10	0.84	-60	47250	57750	Exponencial
2007	0.10	1.02	-60	49875	63000	Exponencial
2008	0.10	0.90	-60	84000	110250	Esférico
2009	0.10	0.90	-60	81375	99750	Esférico
2010	0.10	1.00	-60	78750	91875	Esférico
2011	0.10	0.92	-60	63000	84000	Esférico
2012	0.10	0.90	-60	39375	49875	Exponencial
2013	0.10	0.81	-60	42000	52500	Esférico
2014	0.10	0.98	-60	44625	49875	Esférico
2015	0.10	0.90	-60	52500	65625	Esférico
2016	0.15	0.85	-60	44625	60375	Esférico
2017	0.10	0.90	-60	78750	78750	Exponencial
2018	0.10	0.90	-60	57750	84000	Esférico
C (Medias)	0.10	0.96	-60	52500	91875	Esférico
C(Máximas)	0.10	0.92	-60	26250	36750	Esférico

Tabla 12 Resumen de parámetros del modelo anisotrópico para la Bromacil

Año	Efecto pepita	Contribución	Ángulo	Rango Mínimo	Rango Máximo	Modelo
2006	0.10	0.65	-60	65625	73500	Exponencial
2007	0.10	0.68	-60	60375	60375	Exponencial
2008	0.10	0.80	-60	42000	47250	Exponencial
2009	0.15	0.86	-60	44625	49875	Exponencial
2010	0.10	0.80	-60	42000	47250	Exponencial
2011	0.20	0.78	-60	52500	60375	Exponencial
2012	0.10	0.76	-60	44625	49875	Exponencial
2013	0.15	0.85	-60	65625	73500	Exponencial
2014	0.10	0.78	-60	42000	47250	Exponencial
2015	0.10	0.90	-60	42000	47250	Esférico
2016	0.10	0.70	-60	65625	73500	Esférico
2017	0.10	0.94	-60	57750	65625	Esférico
2018	0.10	0.75	-60	28875	39375	Esférico
C (Medias)	0.10	0.55	-60	52500	70875	Exponencial
C(Máximas)	0.10	0.80	-60	23625	28875	Esférico

Tabla 13 Resumen de parámetros del modelo anisotrópico para la Terbumeton

Año	Efecto pepita	Contribución	Ángulo	Rango Mínimo	Rango Máximo	Modelo
2006	0.10	0.72	-60	42000	57750	Exponencial
2007	0.10	0.92	-60	57750	68250	Exponencial
2008	0.10	0.80	-60	89250	99750	Exponencial
2009	0.10	0.50	-60	52500	63000	Exponencial
2010	0.10	0.85	-60	52500	63000	Exponencial
2011	0.10	0.70	-60	70875	70875	Esférico
2012	0.10	0.75	-60	57750	60375	Esférico
2013	0.15	0.75	-60	63000	65625	Esférico
2014	0.10	0.82	-60	78750	84000	Esférico
2015	0.10	0.79	-60	63000	70875	Esférico
2016	0.10	0.65	-60	57750	73500	Esférico
2017	0.10	0.84	-60	36750	39375	Esférico
2018	0.10	0.50	-60	36750	39375	Exponencial
C (Medias)	0.10	0.85	-60	23625	26250	Esférico
C(Máximas)	0.10	0.80	-60	70875	89250	Esférico

Tabla 14 Resumen de parámetros del modelo anisotrópico para la Terbutilazina

Año	Efecto pepita	Contribución	Ángulo	Rango Mínimo	Rango Máximo	Modelo
2006	0.10	0.90	-60	55125	60375	Exponencial
2007	0.10	0.80	-60	94500	102375	Exponencial
2008	0.10	0.86	-60	73500	78750	Exponencial
2009	0.10	0.90	-60	94500	107625	Esférico
2010	0.10	0.90	-60	128625	147000	Esférico
2011	0.10	0.92	-60	44625	49875	Esférico
2012	0.10	0.90	-60	52500	57750	Esférico
2013	0.10	0.91	-60	76125	84000	Esférico
2014	0.10	0.84	-60	60375	65625	Esférico
2015	0.10	0.95	-60	52500	57750	Exponencial
2016	0.10	0.80	-60	60375	60375	Esférico
2017	0.10	0.80	-60	81375	86625	Exponencial
2018	0.10	0.88	-60	63000	78750	Exponencial
C (Medias)	0.10	0.96	-60	91875	99750	Esférico
C(Máximas)	0.10	0.96	-60	34125	42000	Esférico

4.5.1. Mapas de la concentración estimada de la Atrazina

Los mapas de las Figuras 29 y 30, muestran los resultados de la aplicación de krigeado ordinario a las concentraciones de Atrazina.

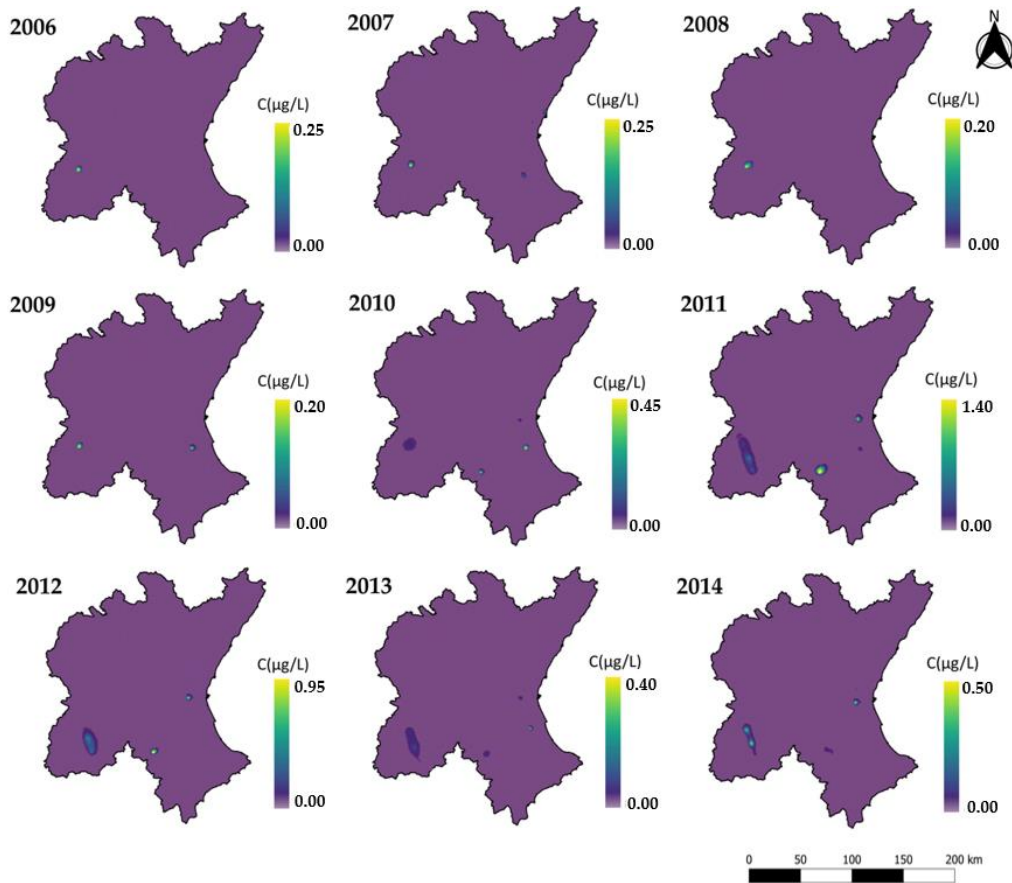


Figura 29. Mapas de la concentración de Atrazina (2006-2014) estimados por krigeado ordinario

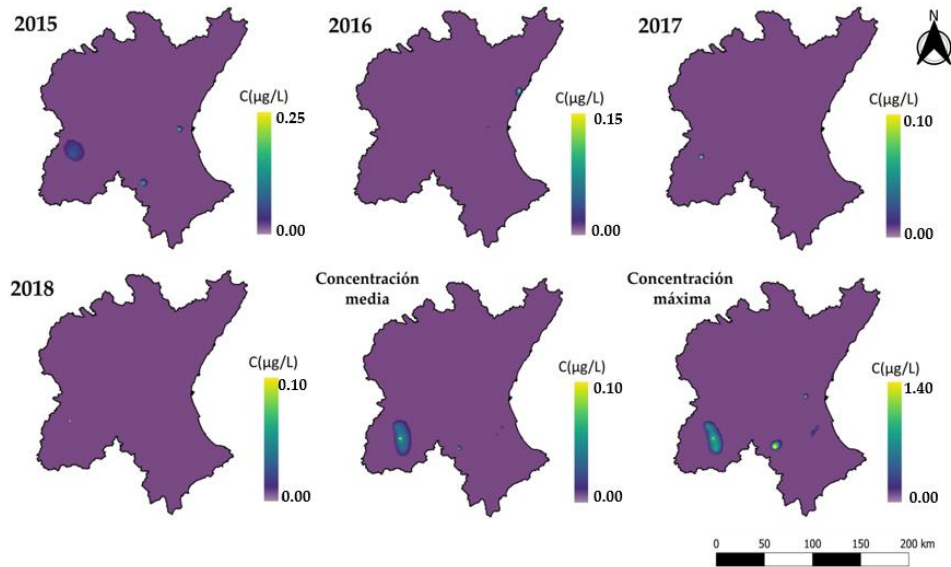


Figura 30. Mapas de la concentración de Atrazina (2015-2018), media y máxima estimados por riego ordinario

En los mapas anuales se observa la evolución de un penacho de contaminación, que se inicia en el año 2007 con una concentración de $0.2534 \mu\text{g/L}$. Conforme pasan los años este penacho aumenta su valor de concentración hasta alcanzar un valor máximo de $0.4304 \mu\text{g/L}$ en el año 2012. La ubicación de este penacho de contaminación afecta al sistema de acuíferos de la Mancha Oriental que está localizado en el extremo este de la DHJ. Seguramente los valores elevados de concentraciones de Atrazina en estas aguas subterráneas se remontan a algunos años atrás. Menchen et al. (2017) analizó las concentraciones observadas de pesticidas en dicha masa durante el periodo 2001-2003 para tener una mejor perspectiva de la evolución temporal de los pesticidas. En su trabajo se construyeron mapas de concentración de pesticidas a partir de datos muestreados y fue también la Atrazina el pesticida más encontrado en dicho acuífero. La presencia de este pesticida se debe a la existencia de amplias zonas de cultivos en regadío (cereales, vid y maíz). De hecho, la presencia en la zona de esta agricultura intensiva de cultivos que consumen grandes cantidades de agua fue decisiva para que el acuífero fuera calificado como sobreexplotado. Además cerca de este acuífero se encuentra la masa de agua subterránea Almansa que registró valores altos de concentración de Atrazina por varios años, el valor máximo registrado fue de $1.3936 \mu\text{g/L}$ en el año 2011. En los últimos años se están modificando las alternativas de cultivos, transformándose estas superficies hacia una agricultura más extensiva.

4.5.2. Mapas de la concentración estimada del Bromacil

Los niveles de concentración del Bromacil son altos, en general y sobre todo en las zonas costeras (Figura 31 y Figura 32). Conviene apuntar que la mayor parte de las zonas afectadas tienen valores de concentración superiores de 1.00 $\mu\text{g/L}$. La Plana de Castellón está situada en la costa oriental de la DHJ y es uno de los acuíferos con mayores concentraciones de Bromacil, con valores entre 0.40 y 0.50 $\mu\text{g/L}$, que pueden observarse en el mapa anual de 2015. Este acuífero es muy somero, por lo que las lluvias y los retornos de riego hacen que el pesticida alcance de forma muy rápida el acuífero.

Debido a la importancia de este acuífero y los altos valores de concentración de pesticida y otros contaminantes que se registran, diversos autores lo han estudiado, a lo largo de los años. Beltran et al. (1993) realizaron un estudio experimental, recogieron muestras de solución del suelo a varias profundidades para determinar la presencia y el movimiento de varios pesticidas (Dicofol, Tetradifon, Dimetoato, Fenitrotión, Metidatió) a través de la zona no saturada. Pitarch et al. (2016) mostraron el seguimiento exhaustivo de los contaminantes orgánicos como lo son los pesticidas, productos farmacéuticos, medicamentos, drogas de abuso, UV-filters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) a lo largo de 2011, 2012 y 2013. Durante esos años, se encontraron diez compuestos en concentraciones superiores a 0.1 $\mu\text{g/L}$. La mayoría de ellos eran pesticidas y metabolitos, un hecho que ilustra que la principal fuente de contaminación parecen ser las actividades agrícolas de esta zona.

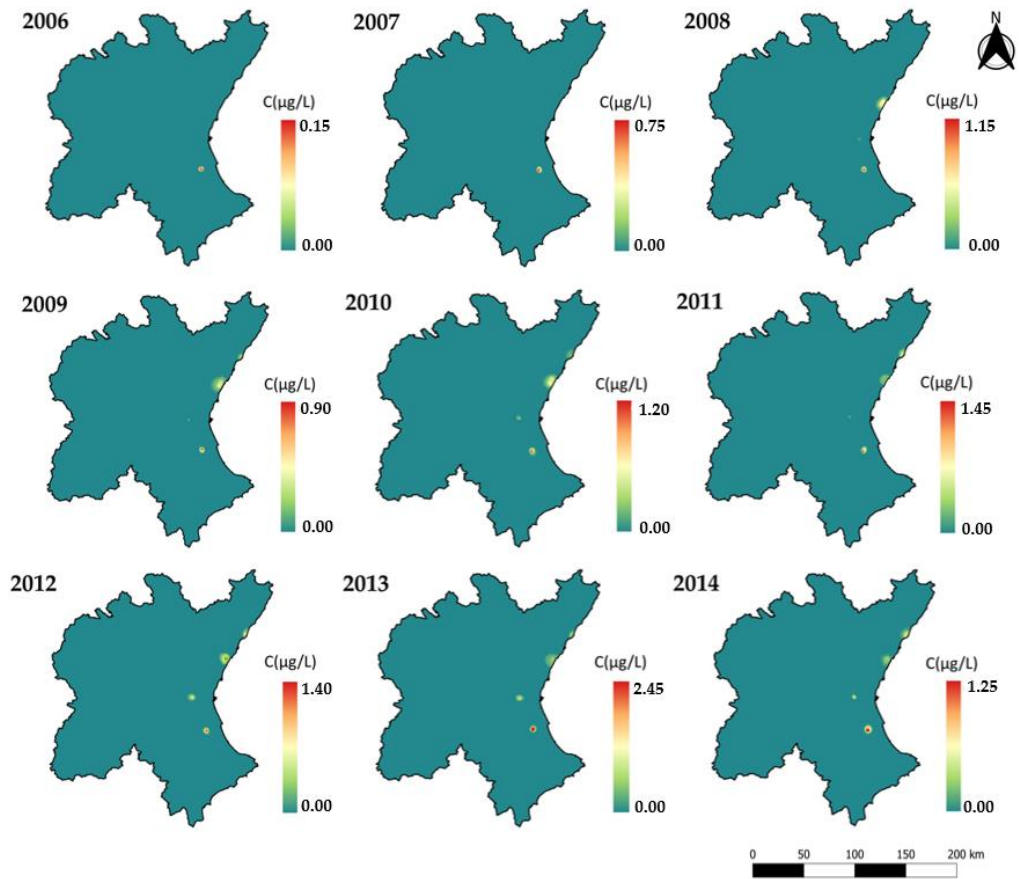


Figura 31. Mapas de la concentración de Bromacil (2006-2014) estimados por krigeado ordinario

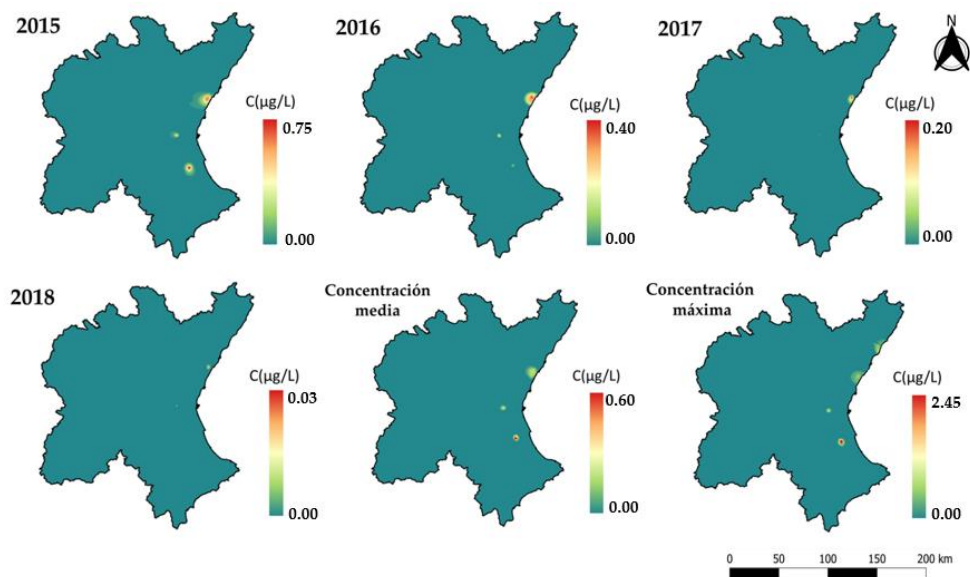


Figura 32. Mapas de la concentración de Bromacil (2015-2018), media y máxima estimados por kri-gado ordinario

4.5.3. Mapas de la concentración estimada de la Terbutilazina

Los mapas con las concentraciones de Terbutilazina se representan en las Figuras 33 y 34. Se aprecia que el acuífero de la Plana de Valencia Sur es el más afectado por este contaminante. A través de los años las concentraciones de la Terbutilazina aumentan para finalmente estabilizarse.

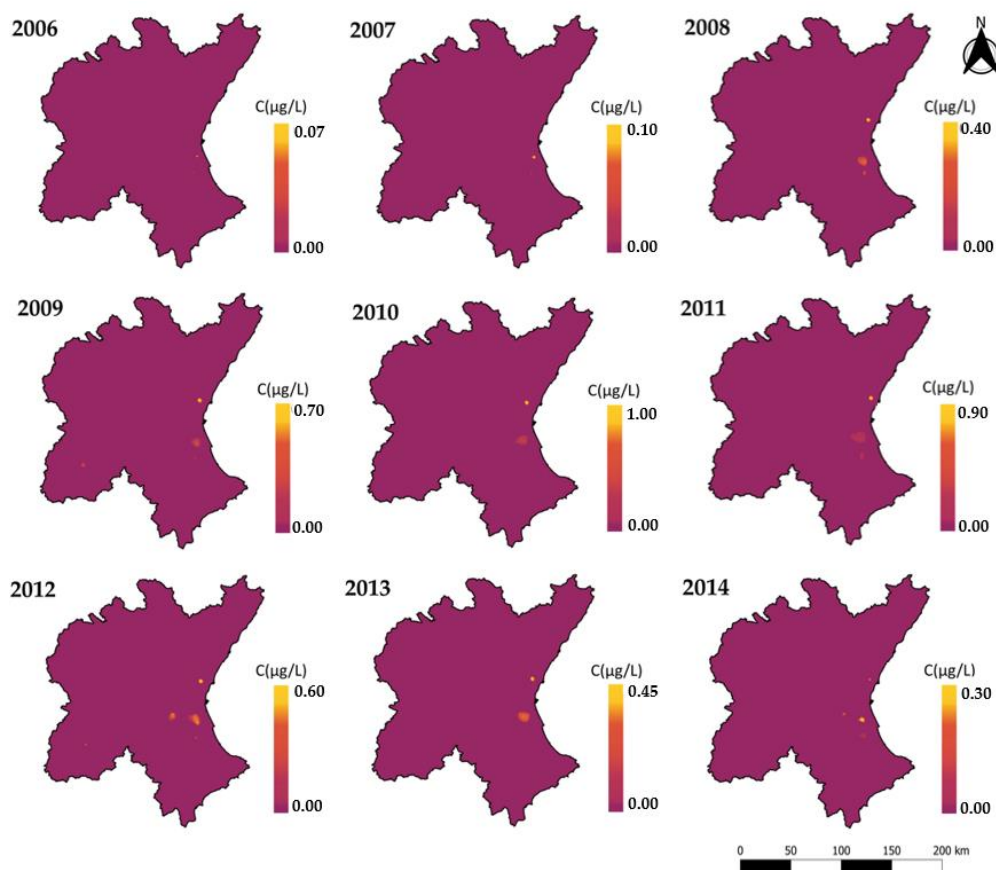


Figura 33. Mapas de la concentración de Terbutilazina (2015-2018), media y máxima estimados por krigeado ordinario

Las concentraciones máximas de Terbutilazina se registraron en el año 2010 con un valor cercano a 1.00 µg/L. La aparición de la Terbutilazina en la campaña de otoño de 2011 se podría justificar dado que en esa época este producto estaba autorizado y se utilizaba en la agricultura. Presenta facilidad para transformarse en otros metabolitos, de entre los cuales la Desetil-Terbutilazina es uno de los más comunes, además sus características fisicoquímicas ponen de manifiesto que su “lixiviación es probable” (índice GUS de 3,07).

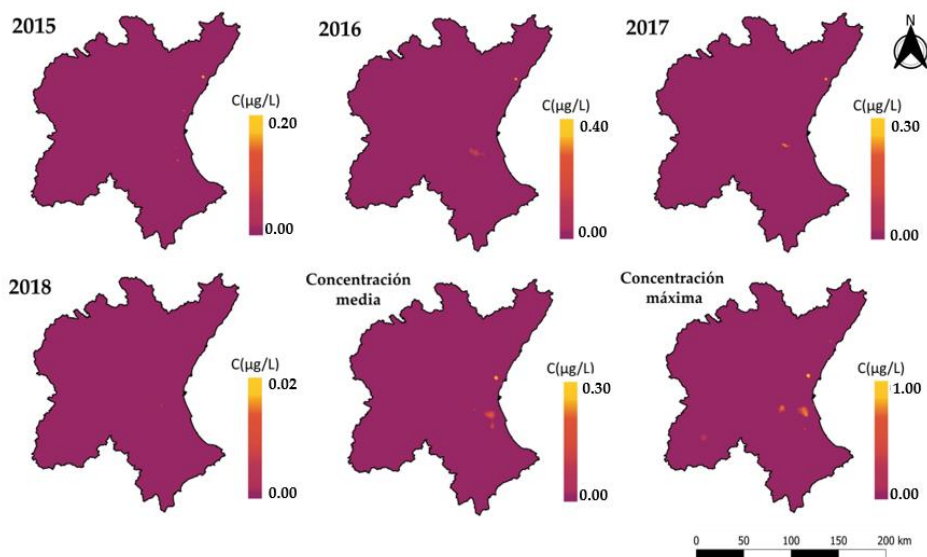


Figura 34. Mapas de la concentración de Terbutilazina (2006-2014) estimados por krigeado ordinario

Actualmente, es un pesticida que está regulado por las autoridades europeas por lo que solo quedan algunas posibles causas de aparición: la primera relacionada con su uso excesivo en la zona, la segunda vinculada a un error analítico, pues se conoce que este compuesto tiene el mismo peso molecular que la Desetil-Terbutilazina, el tiempo de transferencia del suelo a las aguas subterráneas, los procesos de removilización desde la zona no saturada, y la nula o escasa degradación en la zona saturada. La Terbutilazina aún no está considerada un contaminante prioritario en el ámbito del medio natural. Sin embargo, está considerado un pesticida emergente debido a su persistencia en las aguas subterráneas. Por esta razón, varios países de Europa se han preocupado por el estudio y comportamiento del mismo en las aguas subterráneas. Por ejemplo, Bozzo et al. (2013) identificaron las tendencias espaciales y temporales de la contaminación de la Terbutilazina y su metabolito en los sistemas de aguas subterráneas de la región de Lombardía (Norte de Italia). Asimismo, en Francia Baran et al. (2021) estudiaron la presencia de la Terbutilazina en las aguas subterráneas varios años después de su retirada del mercado.

4.5.4. Mapas de la concentración estimada del Terbumeton

Por último, se presentan los mapas estimados de la contaminación de las aguas subterráneas por el Terbumeton (Figura 35 y Figura 36). Se detecta ampliamente un penacho de contaminación afectando a las masas de agua subterráneas de La Plana de Valencia Sur y Sierra de las Agujas, es decir, en la zona centro-sur de la DHJ. Esta zona costera

presenta altas concentraciones de pesticida, con valores que oscilan alrededor de los 0.50 $\mu\text{g/L}$ y con fuertes subidas de concentración en los meses de grandes lluvias, ya que se produce un lavado del suelo y un aumento de la cantidad de Terbumeton que alcanza a los acuíferos.

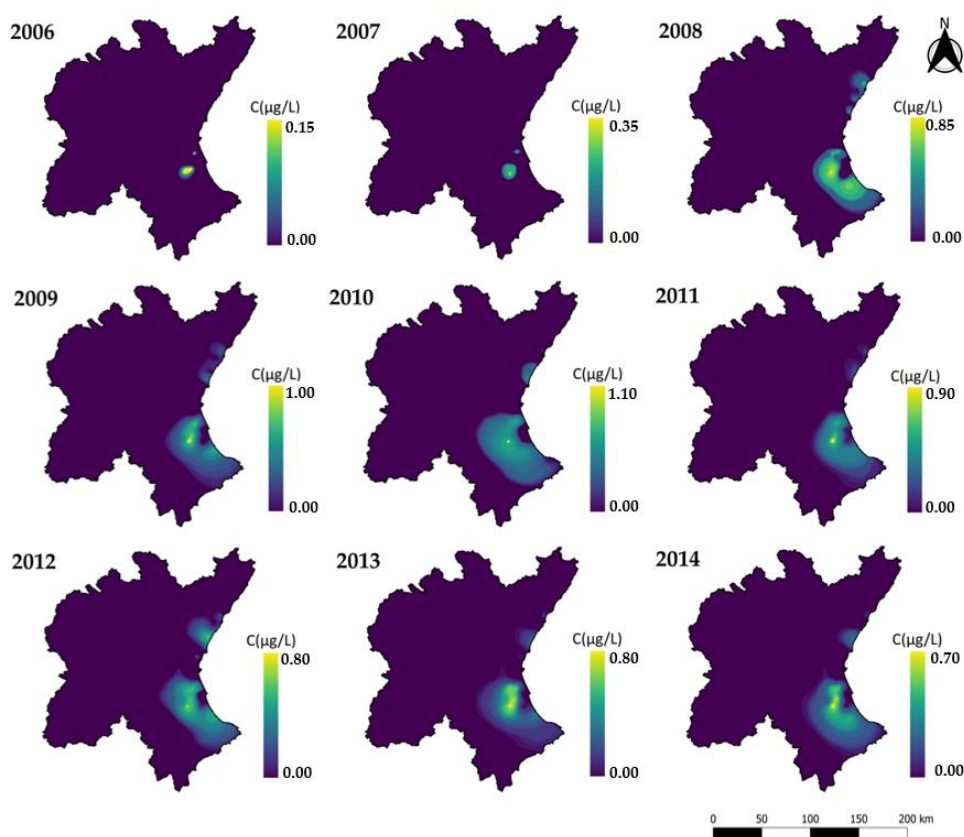


Figura 35. Mapas de la concentración de Terbumeton (2006-2014), media y máxima estimados por krigado ordinario

En este análisis, observamos que el Terbumeton es el pesticida que más contamina a las aguas subterráneas, cuenta con un potencial de lixiviación elevado y un tiempo de persistencia alto en las aguas subterráneas, se puede admitir que este compuesto tiene una vida extensa, probablemente superior a la teórica. Podemos ver que muestra un patrón espacial similar al mapa de estimación de la Terbutilazina, ya que es una zona con una gran actividad agrícola en la DHJ.

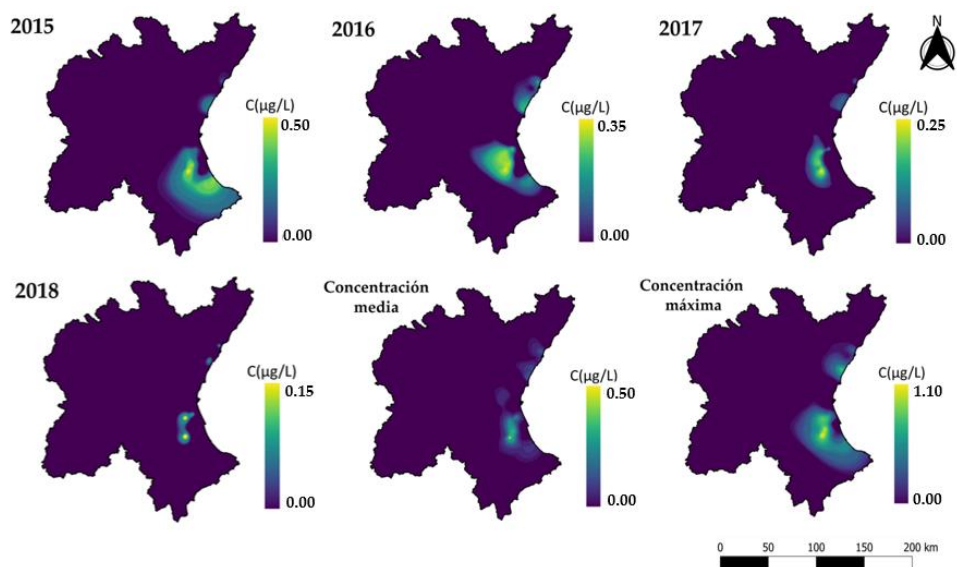


Figura 36. Mapas de la concentración de Terbutometon (2006-2014) estimados por krigeado ordinario

El Terbutometon fue probablemente el pesticida más empleado en la DHJ durante varios años hasta que fue prohibido, por el reglamento 2076/2002. Por ello llama la atención que este pesticida se siga detectando no sólo a las aguas subterráneas, sino también en las aguas superficiales. El penacho de contaminación se encuentra cerca del Parque Natural de la Albufera, por lo cual la presencia de este pesticida podría deberse a los aportes de agua subterránea a la Albufera, así como a los procesos de movilización de escorrentía y erosión. Según Calvo et al. (2021) se encontraron residuos de Terbutometon en los hábitats acuáticos del Parque Natural de la Albufera.

4.6. Mapas con medidas de incertidumbre de pesticidas

A partir del ensamble generado por simulación gaussiana secuencial se pueden obtener algunas medidas de incertidumbre local de las concentraciones de los pesticidas. Las medidas de incertidumbre local evaluadas fueron: la varianza condicional y el rango intercuartil. Ambos estadísticos se calculan utilizando el programa de postprocesado de simulaciones disponible en S-GeMS. Los mapas resultantes para cada pesticida pueden verse en las Figuras 37, 38, 39 y 40 respectivamente.

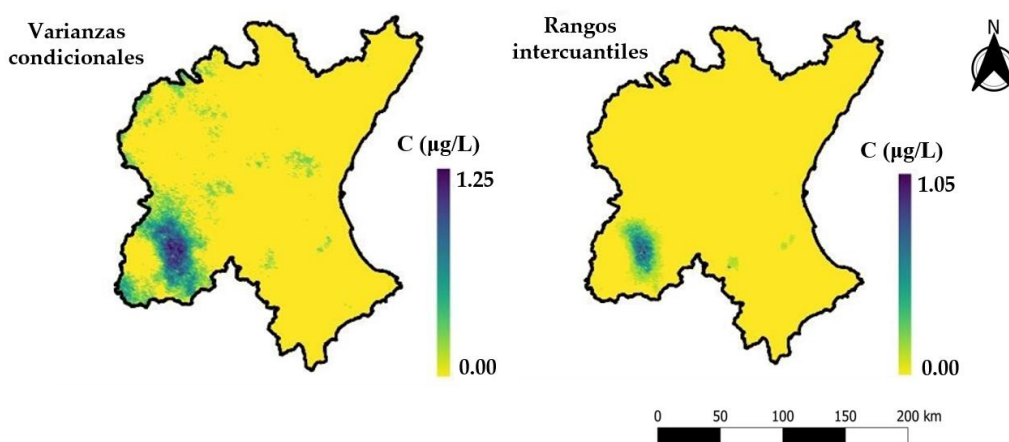


Figura 37. Mapas de medidas de incertidumbre local para la Atrazina.

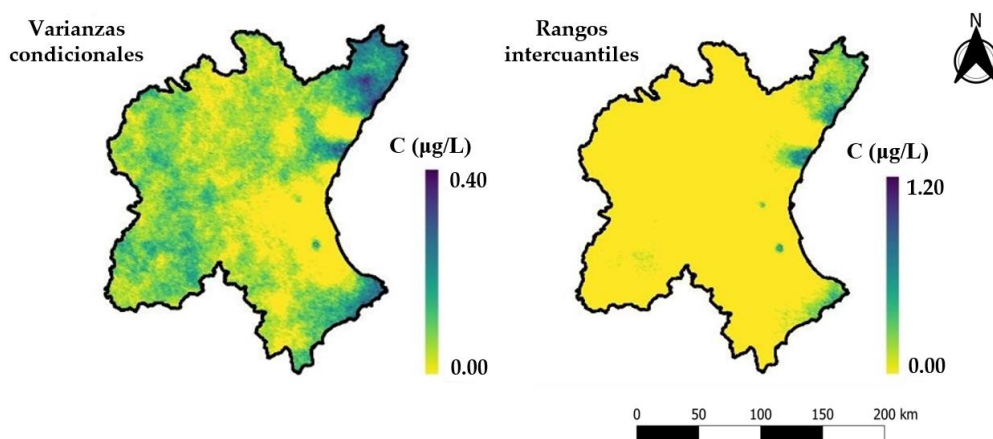


Figura 38. Mapas de medidas de incertidumbre local para el Bromacil.

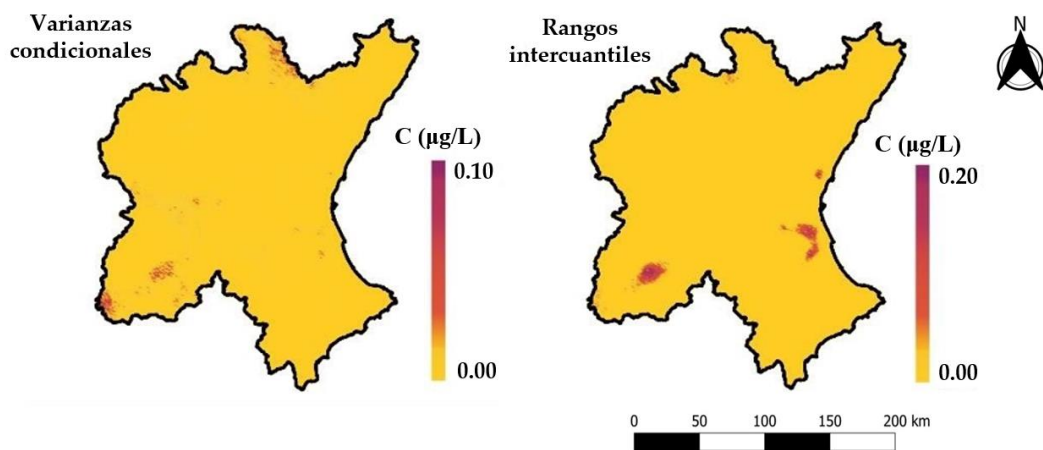


Figura 39. Mapas de medidas de incertidumbre local para la Terbutilazina.

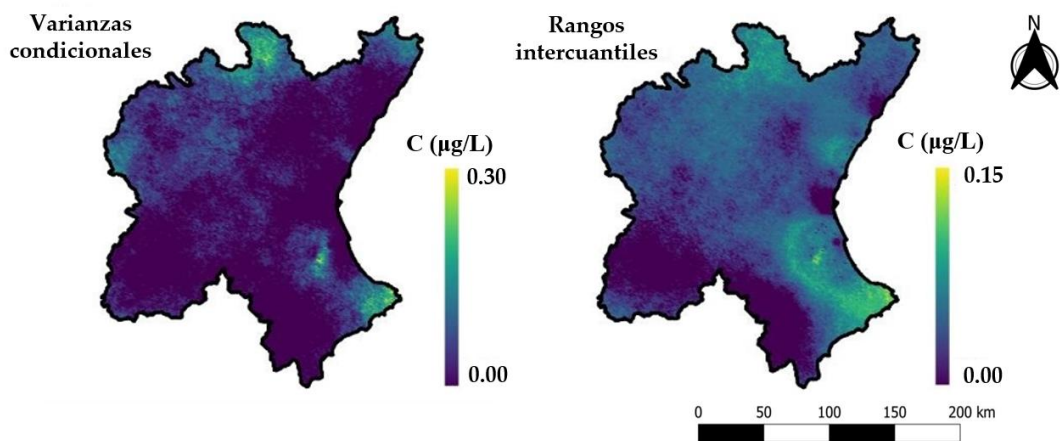


Figura 40. Mapas de medidas de incertidumbre local para el Terbumeton

4.7 Generación de mapas de riesgo de zonas contaminadas por pesticidas

En este apartado se muestra como generar tres tipos de mapas que pueden ser considerados como indicadores del riesgo de contaminación de la zona estudiada. En primer lugar se genera el mapa de la probabilidad de superar en cada localización el valor umbral de 0.10 µg/L (MCP).

Los mapas de probabilidad de excedencia del umbral crítico z_k se generan leyendo cada distribución de probabilidad local con el mismo valor del atributo, en este caso 0.10 µg/L como la siguiente ecuación 4.10:

$$I_1(u; c_k) = Prob\{C(u) > c_k\} = Prob\{C(u) > 0.10 \mu\text{g/L}\} \quad (4.10)$$

En segundo lugar se generan dos imágenes binarias según los siguientes criterios:

$$I_2(u; c_k) \begin{cases} \text{no contaminada si } P(u; c_k) \leq P_{exp}(c_k) = P(0.10 \mu\text{g/L}) \\ \text{contaminada si } P(u; c_k) > P_{exp}(c_k) = P(0.10 \mu\text{g/L}) \end{cases} \quad (4.11)$$

y

$$I_3(u; c_k) \begin{cases} \text{no contaminada si } c_m(u) < c_k = 0.10 \mu\text{g/L} \\ \text{contaminada si } c_m(u) \geq c_k = 0.10 \mu\text{g/L} \end{cases} \quad (4.12)$$

El indicador 2 surge de comparar la probabilidad obtenida en la primera imagen con la probabilidad experimental de superar el umbral crítico. Mientras que el indicador 3 se obtiene comparando el valor medio en cada localización con el propio umbral.

Desde el punto de vista de la gestión, los mapas que representan la delimitación de áreas contaminadas son de especial interés ya que permiten al gestor planificar acciones de remediación o recuperación del suelo y aguas subterráneas contaminadas.

Este tipo de imágenes rasterizadas, denominadas imágenes binarias, pueden ser útiles a la hora de caracterizar un espacio contaminado. Una imagen binaria sólo incluye dos valores que corresponden a la presencia o ausencia de un determinado nivel de concentración de un contaminante, en este caso de un pesticida.

El mapa de probabilidad de Atrazina de superar el criterio de $0.10 \mu\text{g/L}$ se muestra en la parte superior en la Figura 41. Si nos fijamos en la escala, veremos que esta varía entre 0 y 1.0. Las zonas azules, mostrando probabilidades superiores al 60%, muestran las masas de aguas subterráneas donde el riesgo de contaminación es alto. En el análisis encontramos que el 15.38% de las aguas subterráneas está en algún riesgo de contaminación por Atrazina. Específicamente se muestra que el 24.77% (1600 km²) de la masa de agua subterránea Mancha Oriental presenta un alto riesgo de contaminación por pesticida. Mientras que los dos criterios para obtener mapas de clasificación conducen a clasificaciones que coinciden con el mapa de probabilidades.

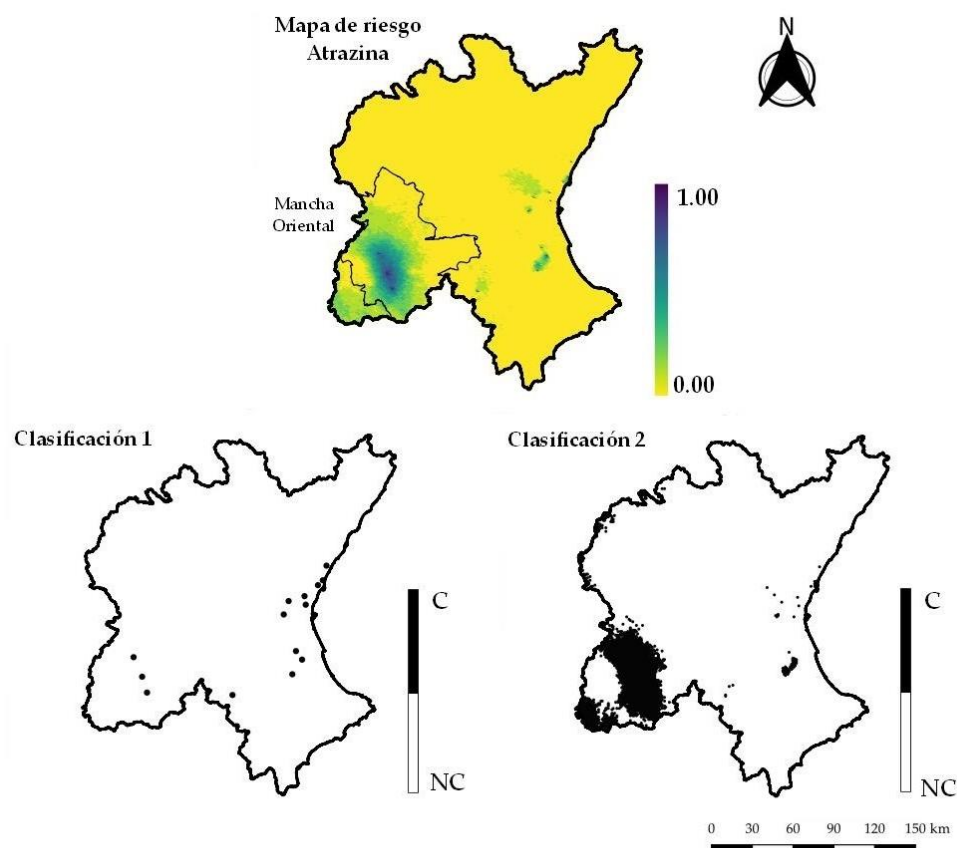


Figura 41. Mapas de riesgo y clasificación de Atrazina
(C=Contaminado, NC=No Contaminado)

Las tres masas de agua subterránea con alto riesgo de superar el criterio de $0.10 \mu\text{g/L}$ por Bromacil están situados en el occidente de la DHJ como se muestra en la Figura 42. Siendo la Plana de Castellón la más afectada con el 33.53% de su superficie, seguida por la masa de agua de la Sierra de las Agujas y la Plana de Valencia, tal y como se puede mostrar en los mapas de Clasificación I y II.

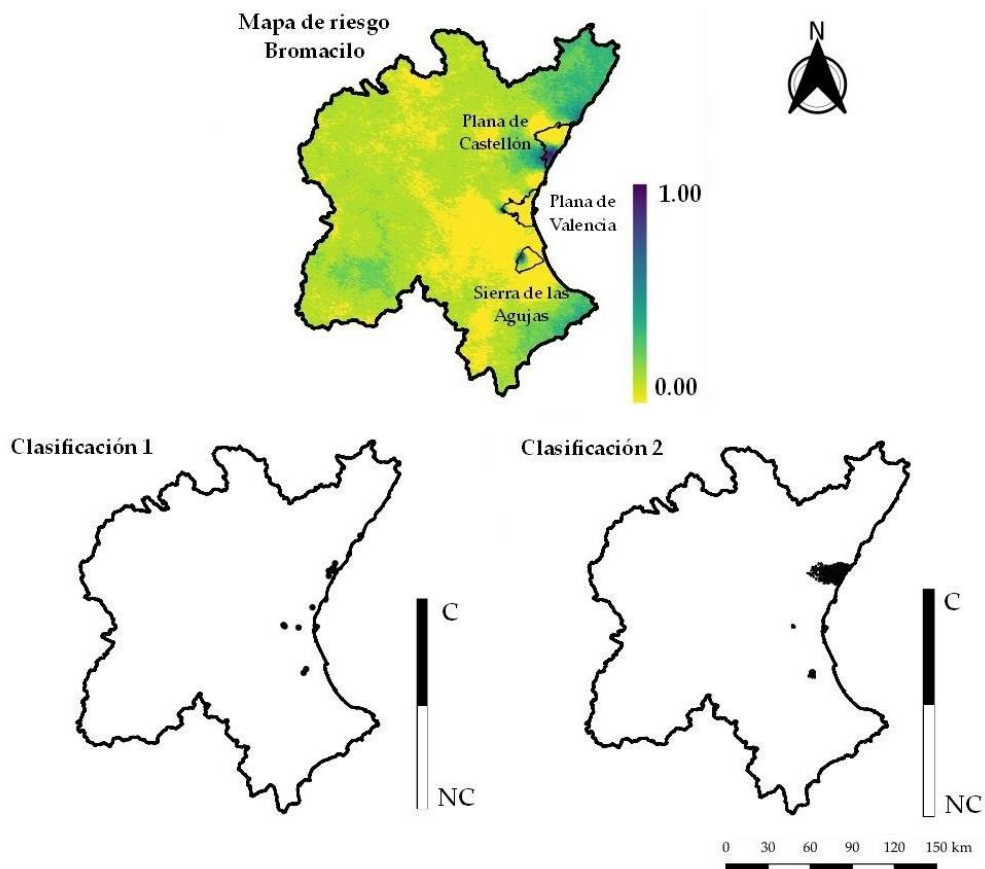


Figura 42. Mapas de riesgo y clasificación de Bromacil (C=Contaminado, NC=No Contaminado)

En la Figura 43 se muestra la probabilidad de la Terbutilazina de superar el criterio de $0.10 \mu\text{g/L}$ en la DHJ. La probabilidad de superar dicho umbral es del 0.0233 en toda la DHJ. Aunque el riesgo de contaminación por Terbutilazina es bajo, actualmente se siguen encontrando residuos de este pesticida en las aguas subterráneas, Fonseca et al. (2019) analizó en laboratorio que la Terbutilazina superaba el valor de $0.10 \mu\text{g/L}$ en 2 de las 11 muestras de agua subterránea. Si nos enfocamos en las zonas rojas de nuestro estudio, mostrando probabilidades superiores al 60% de contaminación, las masas de agua subterránea afectadas son Medio Palancia, Plana de Valencia y la Mancha Oriental, coincide que estas dos últimas son las mismas masas de aguas que estudiaron Fonseca et al. (2019) lo que indica un riesgo de contaminación alto.

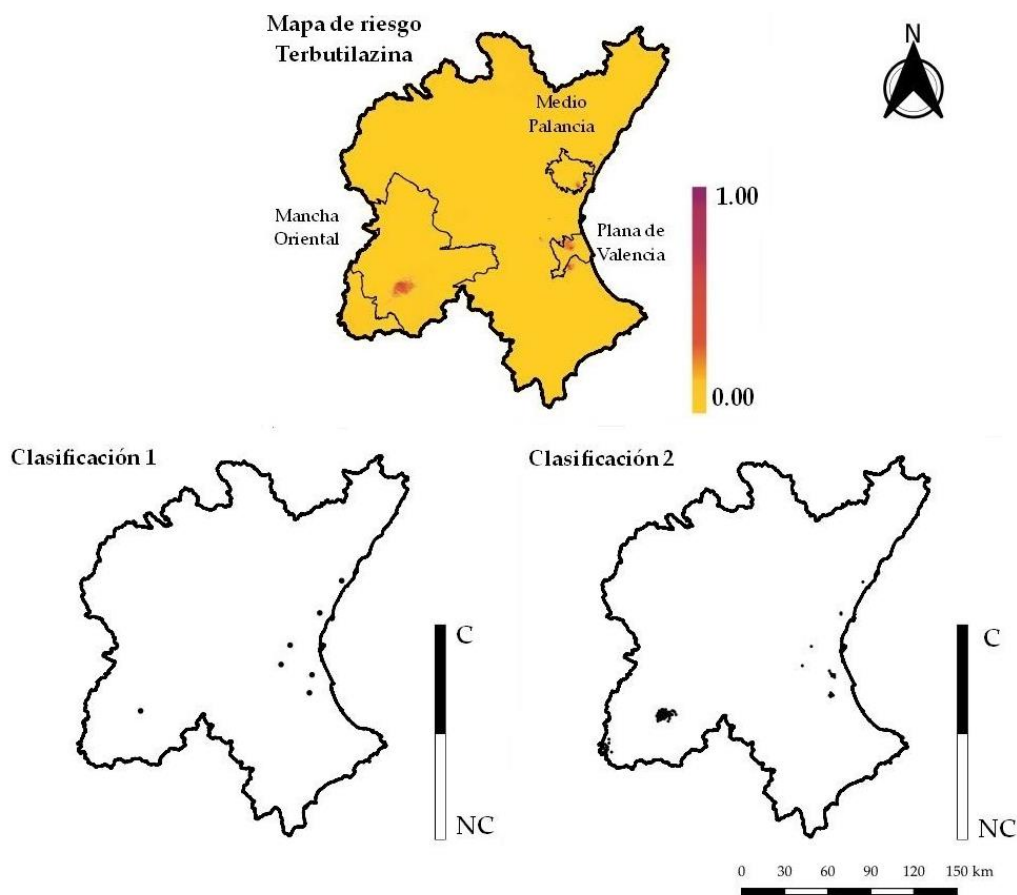


Figura 43. Mapas de riesgo y clasificación de Terbutilazina (C=Contaminado, NC=No Contaminado)

Como se ha dicho anteriormente, los pesticidas pueden ser transportados a las aguas subterráneas a través de la escorrentía y la infiltración, provocando la contaminación de las masas de agua subterráneas y reduciendo así la utilidad de los recursos hídricos. Al cartografiar el riesgo del Terbumeton (Figura 44) se encontró un amplio penacho de contaminación de Terbumeton que afecta al menos 8 masas de agua subterránea de la DHJ. De las cuales se descubrió que 6 no se han analizado, o estudiado por contaminación de cualquier pesticida. Asimismo en el análisis encontramos que el 17.04% de las aguas subterráneas está en algún riesgo de contaminación por Terbumeton y la probabilidad de 0.0858 de superar el umbral de 0.10 µg/L. Es el pesticida con mayor afectación a la DHJ.

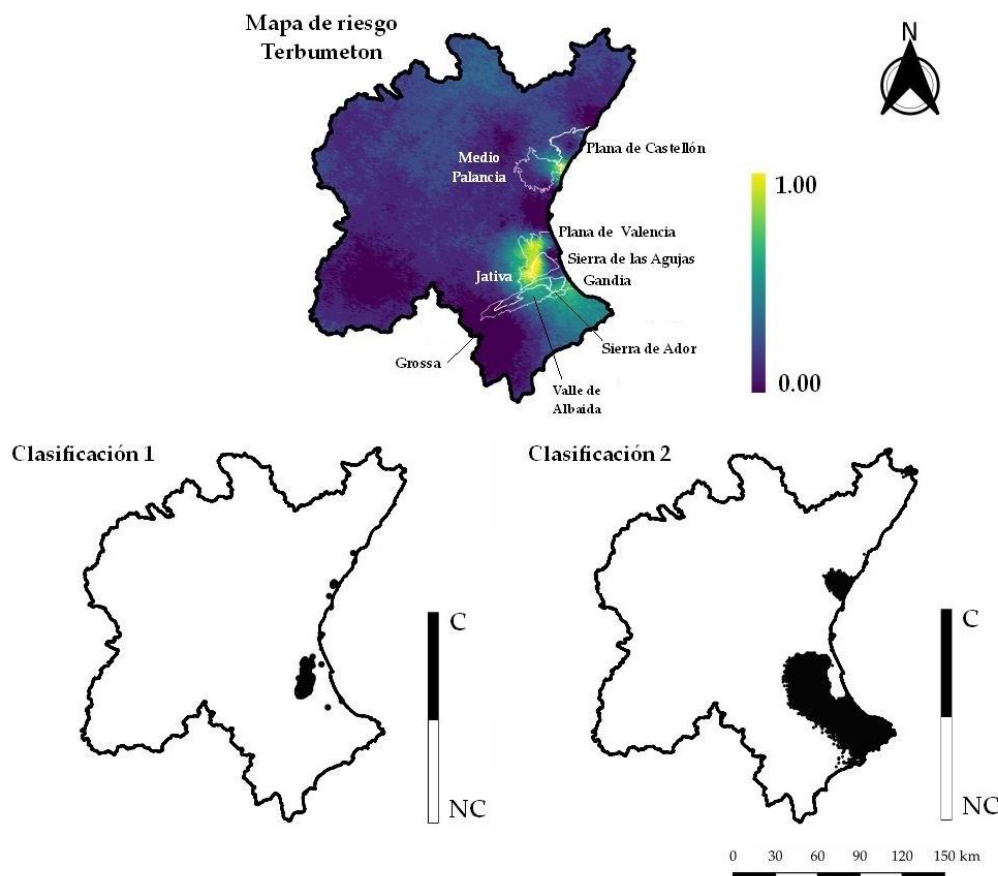


Figura 44. Mapas de riesgo y clasificación de Terbumeton (C=Contaminado, NC=No Contaminado)

5. Conclusiones

En la presente tesis doctoral se ha realizado una evaluación de las concentraciones de cinco pesticidas: Atrazina, Bromacil, Terbutilazina, Desetil-Terbutilazina y Terbumeton, existentes en las masas de agua subterránea de la DHJ (España) utilizando el modelo matemático PRZM5 bajo la interfaz PWC. Las simulaciones del modelo se basaron en el uso de pesticidas y datos hidrometeorológicos medidos desde 2006 hasta 2018.

En la mayoría de los casos, las concentraciones simuladas superaron el valor máximo permitido vigente en España ($0.10 \mu\text{g/L}$), lo que demuestra que la DHJ está sometida al uso de pesticidas procedentes de aplicaciones agrícolas y que actualmente, en algunas zonas, presenta un alto riesgo de contaminación.

En este trabajo se ha recopilado una gran cantidad de información y se han desarrollado herramientas específicas para facilitar la modelización matemática de los pesticidas en las masas de agua subterránea. La información original que se ha producido durante el desarrollo de este trabajo incluye:

- (i) Un conjunto de bases de datos sobre el clima, el suelo y la fenología de los cultivos según los parámetros requeridos por el modelo.
- (ii) Datos relacionados con las dimensiones y las características fisicoquímicas de las masas de agua subterráneas de la DHJ.
- (iii) Datos relacionados con las características fisicoquímicas del pesticida que se va a modelar.
- (iv) Datos sobre la cantidad de pesticida (kg/ha) aplicada al suelo y
- (v) Un conjunto de mapas para evaluar la contaminación por pesticidas de forma distribuida.

La simulación matemática de 9 masas de agua subterránea con concentraciones que superaban el valor máximo permitido de 0.1 $\mu\text{g}/\text{l}$ se presentó en el capítulo 3. Las simulaciones realizadas indicaron que la cantidad de pesticida aplicado al suelo es uno de los parámetros más relevantes en la simulación de la concentración de pesticidas en las aguas subterráneas. La calibración de este parámetro se realizó de forma manual. Los resultados de la simulación indican que las concentraciones de pesticidas dependen en gran medida de otros parámetros, como el coeficiente de adsorción del suelo, la vida media del pesticida en el suelo y los parámetros relacionados con la aplicación del pesticida.

Además de las simulaciones matemáticas, se comparó la influencia de la profundidad de cada acuífero, el tipo de suelo, las características hidrometeorológicas, y el índice de persistencia de los pesticidas en las aguas subterráneas con las concentraciones simuladas en cada masa de agua subterránea. Los resultados obtenidos indicaron que las concentraciones mayores de pesticida se encontraban en acuíferos de menor profundidad y permeabilidad alta. Esta relación no puede ser generalizable ya que depende también del tipo de suelo. En suelos arenosos el pesticida se movilizaba más rápido que en suelos arcillosos.

Los resultados obtenidos dependen del pesticida analizado. Se observó que la Atrazina tiene un índice alto de persistencia en las aguas subterráneas, mientras que para la Terbutilazina se observó que actualmente se registran valores bajos de concentración, hasta disiparse. El comportamiento de la Desetil-Terbutilazina fue considerado el más difícil de reproducir, posiblemente por tratarse de un metabolito. La evolución del Terbumeton en las aguas subterráneas permitió demostrar el efecto de las diferentes precipitaciones, es decir, en lluvias más intensas el pesticida se movilizaba más rápido, aumentando la cantidad de Terbumeton que llega al acuífero.

Se empleó una métrica compuesta (la eficiencia de Nash-Sutcliffe y el indicador PBIAS) para garantizar una evaluación sólida y completa del rendimiento del modelo. También se realizó una evaluación del impacto ambiental. Este estudio no sólo es valioso para facilitar una comprensión más profunda de los procesos hidrológicos que ocurren en los campos agrícolas, sino que también ayuda a mejorar la confianza en las predicciones de las concentraciones de pesticidas en las aguas subterráneas.

En el capítulo 4 se generaron los archivos necesarios para facilitar la ejecución de PRZM5, y simular 72 pozos de la DHJ, de los cuales 16 pozos ya han sido analizados en el capítulo 3. El criterio para seleccionar los pozos fue el de aquellos en los que no se cumplan los umbrales establecidos en la normativa. También, como ya se ha dicho, se podría trabajar con pozos donde la cantidad de información registrada sea la adecuada para una buena modelación, aunque no se hayan superado los umbrales de la normativa.

Por automatización se generaron las 56 simulaciones en diversas masas de agua subterránea. Luego de la simulación de una aplicación anual al suelo de cada uno de los pesticidas, se realizó un análisis con los resultados de las concentraciones que permitió agruparlos en tres niveles. Se consideró que, los valores de concentración de pesticidas simulados mayores a 0.4 µg/l aparecen en el primer nivel crítico, y además en el segundo nivel medio se recogieron los valores simulados de la concentración del pesticida en un rango de 0.1 µg/l a 0.4 µg/l, en contraste, los valores con menor concentración son pozos que nunca superan el valor del umbral permitido y se encuentran en el nivel bajo de concentraciones simuladas de pesticida de las aguas subterráneas.

Finalmente, con la información derivada de las curvas de concentración se construyeron una serie de mapas para evaluar la contaminación de forma distribuida, fueron los siguientes:

1. Mapas de estimadores por krigeado ordinario de la concentración de pesticida.
2. Mapas con medidas de incertidumbre local.
3. Mapas de zonas contaminadas.

Las variables representadas en estos mapas estimados son la concentración máxima para cada año, y los valores medios y máximos absolutos durante el periodo de simulación. El mapa estimador del Bromacil fue considerado el peor en términos puntales de contaminación del agua subterránea, ya que presentó las mayores concentraciones de pesticida en un acuífero. Mientras que los mapas estimadores del Terbumeton fue el pesticida que más contaminó a los acuíferos, posiblemente fue el pesticida más empleado durante varios años.

El mapa de probabilidad de la Atrazina demostró que el acuífero de la Mancha Oriental presenta un alto riesgo de contaminación de Atrazina, mientras que el mapa de riesgo de Bromacil identificó el acuífero de Castellón como el más afectado por este pesticida. En el caso de los mapas de riesgo de la Terbutilazina la probabilidad de superar el umbral es bajo, por lo cual es un pesticida que no tiene un impacto alto en las aguas subterráneas, a diferencia de los mapas de riesgo del Terbumeton, donde los resultados mostraron un riesgo alto de contaminación detectando nuevas zonas de contaminación que no se habían analizado, o estudiado por contaminación de cualquier pesticida.

6. Líneas futuras de investigación

A partir de la mejora de las redes de medida de la calidad de los suelos y el agua, sería deseable la incorporación de nuevas medidas de los parámetros necesarios en este tipo de modelación. Durante el desarrollo de esta investigación se ha visto claramente la escasez de datos en el ámbito de la contaminación por pesticidas, lo cual, claramente, afecta los resultados obtenidos. Por tanto, la primera acción futura debería ser la intensificación de la recopilación de información en campo.

Aunque en este trabajo se ha hecho algún ejercicio de análisis de sensibilidad, correspondería analizar más parámetros como es el caso de la vida media de hidrólisis, la vida media en el suelo y el coeficiente de adsorción.

Sería interesante proceder a la modelación de los pesticidas con otros modelos disponibles para contrastar resultados y conclusiones, por ejemplo HYDRUS o SUTRA.

Otra de las líneas de investigación es la integración a los resultados del modelo desarrollado, de las afecciones al sistema superficial en aquellos casos que sea necesario, utilizando la componente superficial (código VVWM) de la interfaz PWC.

Finalmente, otra línea futura a desarrollar es la realización de simulaciones predictivas basadas en escenarios de exposición ambiental bajo el cambio climático, los cuales seguramente afectarán a los procesos de persistencia, destino y transporte de pesticidas en las aguas subterráneas.

7. Contribuciones científicas

Artículos Científicos

Pérez-Indoval, Ricardo; Rodrigo-Ilarri, Javier; Cassiraga, Eduardo; Rodrigo-Clavero, María-Elena. (2022) **PWC-based evaluation of groundwater pesticide pollution in the Júcar River Basin**. Science of The Total Environment (847)1 - 13.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157386>

Pérez-Indoval, Ricardo; Rodrigo-Ilarri, Javier; Cassiraga, Eduardo; Rodrigo-Clavero, María-Elena. (2021) **Numerical Modeling of Groundwater Pollution by Chlorpyrifos, Bromacil and Terbutylazine. Application to the Buñol-Cheste Aquifer (Spain)**. International Journal of Environmental research and Public Health (Online), 7 (18), 1 - 21.

<https://doi.org/10.3390/ijerph18073511>

Congresos nacionales e internacionales

Pérez-Indoval, Ricardo; Cassiraga, Eduardo; Rodrigo-Ilarri, Javier (2022). *¿Se pueden evaluar las concentraciones de pesticidas en aguas subterráneas, el impacto en su calidad y medio ambiente?* EN *IAHR México Young Professionals Network 2022*. Online.

Pérez-Indoval, Ricardo; Cassiraga, Eduardo; Rodrigo-Illarri, Javier (2022). *¿Qué hace un raro como yo en las aguas subterráneas?* EN *IAHR Spain Young Professionals Network 2022*. Online.

Pérez-Indoval, Ricardo; Cassiraga, Eduardo; Rodrigo-Illarri, Javier (2021). *Identificación y evaluación de pesticidas en las aguas subterráneas en la Demarcación Hidrográfica del Júcar*. EN *IV Seminario de Investigación UPMWater*. Madrid, España.

Pérez-Indoval, Ricardo; Cassiraga, Eduardo; Rodrigo-Illarri, Javier (2021). *El agua invisible una realidad bajo tus pies*. EN *XXIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica (México 2021)*. Online.

Pérez-Indoval, Ricardo; Cassiraga, Eduardo; Rodrigo-Illarri, Javier (2021). *Assessment of groundwater contamination by pesticides using the PRZM-GW model in Júcar River Basin (Spain)*. EN *2nd IAHR Young Professionals Congress*. (1 - 2). Online: International Association for Hydro-Environment Engineering and Research - IAHR.

Pérez-Indoval, Ricardo; Cassiraga, Eduardo; Rodrigo-Illarri, Javier (2021). *¿Dónde está el agua de mi castillo?* EN *2nd Jo.in Hydrocafe*. Online.

Pérez-Indoval, Ricardo; Cassiraga, Eduardo; Rodrigo-Illarri, Javier (2021). *Evaluación de la contaminación por pesticidas en las aguas subterráneas de la Demarcación Hidrográfica del Júcar*. EN *XV Congreso Nacional del Medio Ambiente (CONAMA 2020)*. Madrid, España: Fundación CONAMA.

Pérez-Indoval, Ricardo; Cassiraga, Eduardo; Rodrigo-Illarri, Javier (2021). *Simulación matemática de la contaminación de las aguas subterráneas por pesticidas en la Demarcación Hidrográfica del Júcar (DHJ)*. EN *III Congreso Ibérico de las Aguas Subterráneas (CIAS 2021)*. Valencia, España: Asociación Internacional de Hidrogeólogos - Grupo Español.

Pérez-Indoval, Ricardo; Rodrigo-Illarri, Javier; Cassiraga, Eduardo (2021). *Assessment of groundwater contamination by chlorpyrifos using the PWC model in Valencia Region (Spain)*. EN *European Geosciences Union. General Assembly 2021*. Online.

Pérez-Indoval, Ricardo; Cassiraga, Eduardo; Rodrigo-Illarri, Javier (2020). *Modelling fate and transport of pesticides: the case study of the contamination in Valencia aquifers*. EN *European Geosciences Union. General Assembly 2020*. Online.

Pérez-Indoval, Ricardo; Cassiraga, Eduardo; Rodrigo-Illarri, Javier (2020). *Estudio de la Contaminación de Pesticidas en las Masas de Agua Subterránea de la Demarcación*

Hidrográfrica del Júcar. EN ***XI Congreso ibérico de Gestión y Planificación del Agua***. (1260 - 1270). Online: Fundación Nueva Cultura del Agua.

Pérez-Indoval, Ricardo; Cassiraga, Eduardo; Rodrigo-Illarri, Javier (2020). ***Modeling and transport of pesticides in the aquifers of Valencia (Spain)***. EN ***9º Simposio de becarios CONACyT en Europa***. Online.

8. Referencias

- Aboufirassi, M., Mariño, M.A., 1984. Cokriging of aquifer transmissivities from field measurements of transmissivity and specific capacity. *J. Int. Assoc. Math. Geol.* 16, 19–35. <https://doi.org/10.1007/BF01036238>
- Aislabie, J., 1995. A review of bacterial-degradation of pesticides. *Aust. J. Soil Res.*
- Akbar, S., Sultan, S., 2016. Soil bacteria showing a potential of chlorpyrifos degradation and plant growth enhancement. *Brazilian J. Microbiol.* 47, 563–570. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bjm.2016.04.009>
- Aktar, M.W., Sengupta, D., Chowdhury, A., 2009. Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdiscip. Toxicol.* 2, 1–12. <https://doi.org/10.2478/v10102-009-0001-7>
- Alemaw, B.F., Shemang, E.M., Chaoka, T.R., 2004. Assessment of groundwater pollution vulnerability and modelling of the Kanye Wellfield in SE Botswana—a GIS approach. *Phys. Chem. Earth, Parts A/B/C* 29, 1125–1128. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pce.2004.09.026>
- Álvarez, P.M., Quiñones, D.H., Terrones, I., Rey, A., Beltrán, F.J., 2016. Insights into the removal of terbuthylazine from aqueous solution by several treatment methods. *Water Res.* 98, 334–343. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.04.026>
- Andrea, M.F.D., Letourneau, G., Rousseau, A.N., Brodeur, J.C., 2020. Sensitivity analysis of the Pesticide in Water Calculator model for applications in the Pampa region of Argentina. *Sci. Total Environ.* 698, 11. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.134232>

- Andreu, V., Picó, Y., 2004a. Determination of pesticides and their degradation products in soil: critical review and comparison of methods. *TrAC Trends Anal. Chem.* 23, 772–789. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.trac.2004.07.008>
- Andreu, V., Picó, Y., 2004b. Determination of pesticides and their degradation products in soil: Critical review and comparison of methods. *TrAC - Trends Anal. Chem.* 23, 772–789. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2004.07.008>
- Arias-Estévez, M., López Periago, E., Martínez Carballo, E., Simal Gándara, J., Mejuto, J.C., García Río, L., 2007. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agric. Ecosyst. Environ.* 14. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.agee.2007.07.011>
- Arias-Estévez, M., Soto-González, B., López Periago, E., Cancho-Grande, B., Simal-Gándara, J., 2005. Atrazine Sorption Dynamics in Acid-Surface Soils. *Environ. Contam. Toxicol.* 264–271. <https://doi.org/DOI:10.1007/s00128-005-0747-3>
- Arráez-Román, D., Segura-Carretero, A., Cruces-Blanco, C., Fernández-Gutiérrez, A., 2004. Determination of aldicarb, carbofuran and some of their main metabolites in groundwater by application of micellar electrokinetic capillary chromatography with diode-array detection and solid-phase extraction. *Pest Manag. Sci.* 60, 675–679. <https://doi.org/10.1002/ps.851>
- Asli, M., Marcotte, D., 1995. Comparison of approaches to spatial estimation in a bivariate context. *Mathematical Geology* 27, pp. 641–658.
- Audus, L.J., 1949. The biological detoxication of 2: 4-dichlorophenoxyacetic acid in soil. *Plant Soil* 2, 31–36. <https://doi.org/10.1007/BF01344145>
- Baran, N., Surdyk, N., Auterives, C., 2021. Pesticides in groundwater at a national scale (France): Impact of regulations, molecular properties, uses, hydrogeology and climatic conditions. *Sci. Total Environ.* 791, 148137. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148137>
- Bardossy, A., Bogardi, I., Kelly, W.E., 1986. Geostatistical analysis of geoelectric estimates for specific capacity. *J. Hydrol.* 84, 81–95. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-1694\(86\)90045-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-1694(86)90045-4)
- Baxter, J., Cummings, S., 2008. The degradation of the herbicide bromoxynil and its impact on bacterial diversity in a top soil. *J. Appl. Microbiol.* 104, 1605–1616. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2007.03709.x>
- Belenguer, V., Martínez-Capel, F., Masiá, A., Picó, Y., 2014. Patterns of presence and concentration of pesticides in fish and waters of the Júcar River (Eastern Spain). *J. Hazard. Mater.* 265, 271–279. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.jhazmat.2013.11.016>
- Belmonte Vega, A., Garrido Frenich, A., Martínez Vidal, J.L., 2005. Monitoring of pesticides in agricultural water and soil samples from Andalusia by liquid chromatography coupled to mass spectrometry. *Anal. Chim. Acta* 538, 117–127.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.aca.2005.02.003>

- Beltman, W.H.J., Ter Horst, M.M.S., Adriaanse, P.I., De Jong, A., 2006. Manual of FOCUS_TOXSWA version 2.2.1.
- Beltran, J., Hernandez, F., Morell, I., Navarrete, P., Aroca, E., 1993. Analysis of several pesticides along the unsaturated zone in an experimental citrus grove of Castellon (Spain). *Sci. Total Environ.* 132, 243–257. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0048-9697\(93\)90135-S](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0048-9697(93)90135-S)
- Bennett, N.D., Croke, B.F.W., Guariso, G., Guillaume, J.H.A., Hamilton, S.H., Jakeman, A.J., Marsili-libelli, S., Newham, L.T.H., Norton, J.P., Perrin, C., Pierce, S.A., Robson, B., Seppelt, R., Voinov, A.A., Fath, B.D., Andreassian, V., 2013. Characterising performance of environmental models. *Environ. Model. Softw.* 40, 20. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.envsoft.2012.09.011>
- Benotti, M.J., Brownawell, B.J., 2009. Microbial degradation of pharmaceuticals in estuarine and coastal seawater. *Environ. Pollut.* 157, 994–1002. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.10.009>
- Börner, H., 1994. *Pesticides in Ground and Surface Water*, 1st ed. Springer Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-642-79104-8>
- Bottoni, P., Grenni, P., Lucentini, L., Caracciolo, A.B., 2013. Terbutylazine and other triazines in Italian water resources. *Microchem. J.* 107, 136–142. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2012.06.011>
- Bozzo, S., Azimonti, G., Villa, S., Di Guardo, A., Finizio, A., 2013. Spatial and temporal trend of groundwater contamination from terbutylazine and desethyl-terbutylazine in the Lombardy Region (Italy). *Environ. Sci. Process. Impacts* 15, 366–372. <https://doi.org/10.1039/c2em30536d>
- Brycht, M., Özmen, T., Burnat, B., Kaczmarek, K., Leniart, A., Taştekin, M., Kiliç, E., Skrzypek, S., 2016. Voltammetric behavior, quantitative determination, and corrosion investigation of herbicide bromacil. *J. Electroanal. Chem.* 770, 6–13. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2016.03.028>
- Buerge, I.J., Keller, M., Buser, H.-R., Müller, M.D., Poiger, T., 2011. Saccharin and Other Artificial Sweeteners in Soils: Estimated Inputs from Agriculture and Households, Degradation, and Leaching to Groundwater. *Environ. Sci. Technol.* 45, 615–621. <https://doi.org/10.1021/es1031272>
- Burkhard, N., Guth, J.A., 1981. Rate of volatilisation of pesticides from soil surfaces; comparison of calculated results with those determined in a laboratory model system. *Pestic. Sci.* 12, 37–44. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ps.2780120106>
- Burns, L., Cline, D., 1982. Exposure analysis modeling system (EXAMS): user manual and system documentation., US Environ. ed.

- Burns, L.A., 2004. Exposure Analysis Modeling System (EXAMS): User Manual and System Documentation, United States Environmental Protection Agency. Athens, Georgia.
- Burrows, H.D., Canle L, M., Santaballa, J.A., Steenken, S., 2002. Reaction pathways and mechanisms of photodegradation of pesticides. *J. Photochem. Photobiol. B.* 67, 71–108. [https://doi.org/10.1016/s1011-1344\(02\)00277-4](https://doi.org/10.1016/s1011-1344(02)00277-4)
- Cabeza, Y., Candela, L., Ronen, D., Teijon, G., 2012. Monitoring the occurrence of emerging contaminants in treated wastewater and groundwater between 2008 and 2010 . The Baix Llobregat (Barcelona , Spain). *J. Hazard. Mater.* 239–240, 32–39. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.jhazmat.2012.07.032>
- Calvet, R., 1981. Adsorption-desorption phenomena. In: Interactions between herbicides and soil. Academic Press 1–29.
- Calvo, S., Romo, S., Soria, J., Picó, Y., 2021a. Science of the Total Environment Pesticide contamination in water and sediment of the aquatic systems of the Natural Park of the Albufera of Valencia (Spain) during the rice cultivation period. *Sci. Total Environ.* 774, 145009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145009>
- Calvo, S., Romo, S., Soria, J., Picó, Y., 2021b. Pesticide contamination in water and sediment of the aquatic systems of the Natural Park of the Albufera of Valencia (Spain) during the rice cultivation period. *Sci. Total Environ.* 774, 145009. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145009>
- Carabias-Martínez, R., Rodríguez-Gonzalo, E., Fernández-Laespada, M.E., Calvo-Seronero, L., Sánchez-San Román, F.J., 2003. Evolution over time of the agricultural pollution of waters in an area of Salamanca and Zamora (Spain). *Water Res.* 37, 928–938. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(02\)00366-4](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(02)00366-4)
- Carsel, R., Smith, S., Mulkey, L., Dean, J., Jowise, P., 1984. User’s manual for the pesticide root zone model (PRZM): release 1. USEPA.
- Cassiraga ., E.F., 1999. Incorporación de información blanda para la cuantificación de la incertidumbre: Aplicación a la hidrogeología. Riunet. Universitat Politècnica de València, Valencia (Spain). <https://doi.org/10.4995/Thesis/10251/4503>
- Cassiraga, E.F., Gómez-Hernández, J.J., 1996. Métodos geoestadísticos para la integración de información. <https://www.osti.gov/etdeweb/servlets/purl/378662>.
- Cassiraga, E.F., Gómez-Hernández, J.J., 1994. Relación entre parámetros geofísicos e hidrogeológicos., in: ENRESA.
- Ccancapa, A., Masiá, A., Andreu, V., Picó, Y., 2016a. Spatio-temporal patterns of pesticide residues in the Turia and Júcar Rivers (Spain). *Sci. Total Environ.* 540, 200–210. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.scitotenv.2015.06.063>
- Ccancapa, A., Masiá, A., Navarro-Ortega, A., Picó, Y., 2016b. Pesticides in the Ebro River basin : Occurrence and risk assessment. *Environ. Pollut.* 211, 414–424.

<https://doi.org/DOI:10.1016/j.envpol.2015.12.059>

- Chaplain, V., Mamy, L., Vieublé, L., Mougin, C., Benoit, P., Barriuso, E., Nélieu, S., 2011. Fate of pesticides in soils: Toward an integrated approach of influential factors.
- Chen, F., Ying, G.-G., Kong, L.-X., Wang, L., Zhao, J.-L., Zhou, L.-J., Zhang, L.-J., 2011. Distribution and accumulation of endocrine-disrupting chemicals and pharmaceuticals in wastewater irrigated soils in Hebei, China. *Environ. Pollut.* 159, 1490–1498. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.016>
- Chen, Z., Zou, Y., Wang, J., Li, M., Wen, Y., 2016. Phytotoxicity of chiral herbicide bromacil: Enantioselectivity of photosynthesis in *Arabidopsis thaliana*. *Sci. Total Environ.* 548–549, 139–147. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.046>
- Cheng, H., 1990a. *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts and Modeling.*, Soil Science Society of America.
- Cheng, H., 1990b. *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts, and Modeling.* Madison, WI.
- Cheng, Y., Zhou, J.-Y., Shan, Z.-J., Kong, D., 2007. SCI-GROW Model for Groundwater Risk Assessment of Pesticides. *J. Ecol. Rural Environ.* 23, 78–82.
- CHJ, 2021. Sistema automático de información hidrológica [WWW Document]. URL <http://aps.chj.es/down/html/descargas.html>
- CHJ, 2018. Estudios de Caracterización y Modelación de Procesos de Contaminación por Pesticidas en la Demarcación Hidrográfica del Júcar., Confederación Hidrográfica del Júcar. Valencia, Spain.
- CHJ, 2015. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar, Memoria, Ciclo de Planificación Hidrológica 2015-2021, Confederación Hidrográfica del Júcar. Valencia, Spain.
- Conrad, A., Dedourge, O., Cherrier, R., Couderchet, M., Biagianti, S., 2006. Leaching of terbumeton and terbumeton-desethyl from mini-columns packed with soil aggregates in laboratory conditions. *Chemosphere* 65, 1600–1609. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.03.046>
- Cordell, D., Drangert, J.-O., White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Glob. Environ. Chang.* 19, 292–305. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Covaci, A., Gheorghe, A., Hulea, O., Schepens, P., 2006. Levels and distribution of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in sediments and biota from the Danube Delta, Romania. *Environ. Pollut.* 140, 136–149. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.06.008>
- Cui, G., Lartey-Young, G., Chen, C., Ma, L., 2021. Photodegradation of pesticides using

- compound-specific isotope analysis (CSIA): a review. *RSC Adv.* 11, 25122–25140. <https://doi.org/10.1039/D1RA01658J>
- De Oliveira Kaminski, T., Vieira, E., 2021. Parameterization of a Brazilian scenario in the USEPA Pesticide in Water Calculator tool to estimate the environmental exposure of pesticide in surface waters. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 12. <https://doi.org/doi:10.1002/ieam.456>
- de Paz, J.M., Rubio, J.L., 2006. Application of a GIS-AF/RF model to assess the risk of herbicide leaching in a citrus-growing area of the Valencia Community, Spain. *Sci. Total Environ.* 371, 44–54. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.07.018>
- Dechesne, A., Owsianiak, M., Bazire, A., Grundmann, G.L., Binning, P.J., Smets, B.F., 2010. Biodegradation in a Partially Saturated Sand Matrix: Compounding Effects of Water Content, Bacterial Spatial Distribution, and Motility. *Environ. Sci. Technol.* 44, 2386–2392. <https://doi.org/10.1021/es902760y>
- Dehghani, M., Nasser, S., Hashemi, H., 2013. Study of the bioremediation of atrazine under variable carbon and nitrogen sources by mixed bacterial consortium isolated from corn field soil in Fars Province of Iran. *J. Environ. Public Health* 2013. <https://doi.org/10.1155/2013/973165>
- Del Re, A.A.M., Trevisan, M., 1995. Selection criteria of xenobiotic leaching models in soil. *Eur. J. Agron.* 4, 465–472. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(14\)80098-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1161-0301(14)80098-1)
- Delbari, M., Amiri, M., Motlagh, M.B., 2016. Assessing groundwater quality for irrigation using indicator kriging method. *Appl. Water Sci.* 6, 371–381. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0230-6>
- Desmarteau, D.A., Ritter, A.M., 2014. Sensitivity Analysis of Individual Parameters for Synthetic Pyrethroid Exposure Assessments to Runoff, Erosion, and Drift Entry Routes for the PRZM and AGRO-2014 Models, American Chemical Society. <https://doi.org/DOI:10.1021/bk-2014-1168.ch012>
- Deutsch, C.V., 1991. The relationship between universal kriging, kriging with an external drift, and cokriging. Stanford Center of Reservoir Forecasting (SCRF).
- Di Guardo, A., Gouin, T., MacLeod, M., Scheringer, M., 2018. Environmental fate and exposure models: advances and challenges in 21st century chemical risk assessment. *Environ. Sci. Process. Impacts* 20, 58–71. <https://doi.org/10.1039/C7EM00568G>
- Dickenson, E.R. V, Snyder, S.A., Sedlak, D.L., Drewes, J.E., 2011. Indicator compounds for assessment of wastewater effluent contributions to flow and water quality. *Water Res.* 45, 1199–1212. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.11.012>
- Didoné, E.J., Minella, J.P.G., Tiecher, T., Zanella, R., Prestes, O.D., Evrard, O., 2021. Mobilization and transport of pesticides with runoff and suspended sediment during flooding events in an agricultural catchment of Southern Brazil. *Environ. Sci. Pollut.*

- Res. 28, 39370–39386. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13303-z>
- Doherty, J., 1994. PEST: a unique computer program for model-independent parameter optimisation. *Groundwater/Surface Hydrology Common Interest Papers; Preprints of Papers* 551.
- Drewes, J.E., 2009. Ground Water Replenishment with Recycled Water—Water Quality Improvements during Managed Aquifer Recharge. *Groundwater* 47, 502–505. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2009.00587_5.x
- Dubus, I.G., Beulke, S., Brown, C.D., 2002. Calibration of pesticide leaching models: critical review and guidance for reporting. *Pest Manag. Sci.* 58, 745–758. <https://doi.org/10.1002/ps.526>
- Eckel, W.P., Ross, B., Isensee, R.K., 1993. Pentobarbital Found in Ground Water. *Groundwater* 31, 801–804. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1993.tb00853.x>
- EFSA, 2011. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance terbuthylazine. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2011.1969>
- EFSA, 2006. Special Eurobarometer 238, Wave 64/1 Risk Issues. Brussels.
- Einsiedl, F., Radke, M., Maloszewski, P., 2010. Occurrence and transport of pharmaceuticals in a karst groundwater system affected by domestic wastewater treatment plants. *J. Contam. Hydrol.* 117, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2010.05.008>
- Environmental Spain Ministry, 2009. Royal Decree 1514/2009. BOE. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid, Spain.
- EPA, 2020. EPA: PWC Scenarios and Weather Files for Groundwater assessments [WWW Document]. URL <https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/models-pesticide-risk-assessment> (accessed on April 11, 2022)
- EPA, 2005a. Guidelines for Responsible Pesticide USE. EPA.
- EPA, 2005b. EPA Guidelines for Responsible Pesticide Use. EPA:Adelaide, South Australia.
- European Commission, 2011. Commission Implementing Regulation (EU) No 820/2011.
- European Commission, 2003. Review report for the active substance atrazine finalised in the Standing Committee on the Food Chain and Animal Health at its meeting on 3 October 2003 in support of a decision concerning the non-inclusion of atrazine in Annex I of Directive 91/414/EEC a.
- European Commission, 2002. Commission Regulation (EC) No 2076/2002 of 20 November 2002 extending the time period referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC and concerning the non-inclusion of certain active substances in Annex I to that Directive and the withdrawal.

- Fantke, P., Charles, R., Alencastro, L.F. de, Friedrich, R., Jolliet, O., 2011. Plant uptake of pesticides and human health: Dynamic modeling of residues in wheat and ingestion intake. *Chemosphere* 85, 1639–1647. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.08.030>
- FAO, 2022. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) [WWW Document]. URL <https://www.fao.org/faostat/en/?#data/>
- Fenner, K., Canonica, S., Wackett, L.P., Elsner, M., 2013. Evaluating Pesticide Degradation in the Environment: Blind Spots and Emerging Opportunities. *Science* (80-.). 341, 752–758. <https://doi.org/10.1126/science.1236281>
- Fonseca, E., Renau-Pruñonosa, A., Ibáñez, M., Gracia-Lor, E., Estrela, T., Jiménez, S., Pérez-Martín, M.Á., González, F., Hernández, F., Morell, I., 2019. Investigation of pesticides and their transformation products in the Júcar River Hydrographical Basin (Spain) by wide-scope high-resolution mass spectrometry screening. *Environ. Res.* 177, 108570. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108570>
- Fram, M.S., Belitz, K., 2011. Occurrence and concentrations of pharmaceutical compounds in groundwater used for public drinking-water supply in California. *Sci. Total Environ.* 409, 3409–3417. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.053>
- Fry, M., Milians, K., Young, D., Zhong, H., 2014. Surface Water Concentration Calculator User Manual. USEPA /OPP734F14001, Environmental fate and effects division Office of Pesticides.
- García-Santos, G., Scheiber, M., Pilz, J., 2020. Spatial interpolation methods to predict airborne pesticide drift deposits on soils using knapsack sprayers. *Chemosphere* 258, 127231. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127231>
- Garratt, J.A., Capri, E., Trevisan, M., Errera, G., Wilkins, R.M., 2003. Parameterisation, evaluation and comparison of pesticide leaching models to data from a Bologna field site, Italy. *Pest Manag. Sci.* 59, 3–20. <https://doi.org/10.1002/ps.596>
- Garrido, T., Fraile, J., Niñerola, J.M., Figueras, M., Ginebreda, A., Olivella, L., 2000. Survey of Ground Water Pesticide Pollution on Rural Areas of Catalonia (Spain). *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 78, 51–65. <https://doi.org/10.1080/03067310008032692>
- Gawel, A., Seiwert, B., Sühnhholz, S., Schmitt-Jansen, M., Mackenzie, K., 2020. In-situ treatment of herbicide-contaminated groundwater—Feasibility study for the cases atrazine and bromacil using two novel nanoremediation-type materials. *J. Hazard. Mater.* 393, 122470. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122470>
- Glassmeyer, S.T., Furlong, E.T., Kolpin, D.W., Cahill, J.D., Zaugg, S.D., Werner, S.L., Meyer, M.T., Kryak, D.D., 2005. Transport of Chemical and Microbial Compounds from Known Wastewater Discharges: Potential for Use as Indicators of Human Fecal Contamination. *Environ. Sci. Technol.* 39, 5157–5169. <https://doi.org/10.1021/es048120k>

- Goovaerts, P., 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press, New York.
- Graymore, M., Stagnitti, F., Allinson, G., 2001. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems. *Environ. Int.* 26, 483–495. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(01\)00031-9](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(01)00031-9)
- Hader, J.D., Lane, T., Boxall, A.B.A., MacLeod, M., Di Guardo, A., 2022. Enabling forecasts of environmental exposure to chemicals in European agriculture under global change. *Sci. Total Environ.* 840, 156478. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156478>
- Hasset, J.J., Banwart, W.L., Griffin, R.A., 1983. Correlation of compound properties with sorption characteristics of non polar compounds by soils and sediments : concepts and limitations. *Environ. soil wastes* 161–178.
- Heberer, T., Adam, M., 2004. Transport and Attenuation of Pharmaceutical Residues During Artificial Groundwater Replenishment. *Environ. Chem. - Env. CHEM* 1. <https://doi.org/10.1071/EN04008>
- Hernández, F., Marín, J.M., Pozo, Ó.J., Sancho, J. V., López, F.J., Morell, I., 2008a. Pesticide residues and transformation products in groundwater from a Spanish agricultural region on the Mediterranean Coast. *Int. J. Environ.* 88:6, 409–424. <https://doi.org/DOI:10.1080/03067310701724772>
- Hernández, F., Marín, J.M., Pozo, Ó.J., Sancho, J. V., López, F.J., Morell, I., 2008b. Pesticide residues and transformation products in groundwater from a Spanish agricultural region on the Mediterranean Coast. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 88, 409–424. <https://doi.org/10.1080/03067310701724772>
- Herrero-Hernández, E., Pose-Juan, E., Álvarez-Martín, A., Andrades, M.S., Rodríguez-Cruz, M.S., Sánchez-Martín, M.J., 2012. Pesticides and degradation products in groundwaters from a vineyard region: Optimization of a multiresidue method based on SPE and GC-MS. *J. Sep. Sci.* 35, 3492–3500. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/jssc.201200380>
- Hildebrandt, A., Lacorte, S., Barceló, D., 2007. Assessment of priority pesticides, degradation products, and pesticide adjuvants in groundwaters and top soils from agricultural areas of the Ebro river basin. *Anal. Bioanal. Chem.* 387, 1459–1468. <https://doi.org/10.1007/s00216-006-1015-z>
- Hoai, P.M., Ngoc, N.T., Minh, N.H., Viet, P.H., Berg, M., Alder, A.C., Giger, W., 2010. Recent levels of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments of the sewer system in Hanoi, Vietnam. *Environ. Pollut.* 158, 913–920. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.09.018>
- Holden, P., 1986. *Pesticides and Groundwater Quality: issues and problems in four states.*, Bd. Agric. Natl. Acad. Press. Washington, DC.

- Holm, J. V., Ruegge, K., Bjerg, P.L., Christensen, T.H., 1995. Occurrence and Distribution of Pharmaceutical Organic Compounds in the Groundwater Downgradient of a Landfill (Grindsted, Denmark). *Environ. Sci. Technol.* 29, 1415–1420. <https://doi.org/10.1021/es00005a039>
- Houtman, C.J., 2010. Emerging contaminants in surface waters and their relevance for the production of drinking water in Europe. *J. Integr. Environ. Sci.* 7, 271–295. <https://doi.org/10.1080/1943815X.2010.511648>
- IGME, 2021. Mapas geológicos de España [WWW Document]. URL <http://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/Magna50.aspx?language=es> (accessed on April 11, 2022).
- Ippolito, A., Kattwinkel, M., Rasmussen, J.J., Schäfer, R.B., Fornaroli, R., Liess, M., 2015. Modeling global distribution of agricultural insecticides in surface waters. *Environ. Pollut.* 198, 54–60. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.12.016>
- Isaaks, E., Srivastava, R.M., 1989. *An Introduction to Applied Geostatistics*. Oxford University Press, New York.
- Istok, J.D., Smyth, J.D., Flint, A.L., 1993. Multivariate geostatistical analysis of groundwater contamination: A case history. *Groundwater* 31, 63–74. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1993.tb00829.x>
- Jabeen, H., Iqbal, S., Anwar, S., Parales, R.E., 2015. Optimization of profenofos degradation by a novel bacterial consortium PBAC using response surface methodology. *Int. Biodeterior. Biodegradation* 100, 89–97. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.02.022>
- Jaiswal, D.K., Verma, J.P., Yadav, J., 2017. Microbe Induced Degradation of Pesticides in Agricultural Soils BT - Microbe-Induced Degradation of Pesticides, in: Singh, S.N. (Ed.), . Springer International Publishing, Cham, pp. 167–189. https://doi.org/10.1007/978-3-319-45156-5_8
- James, T.K., Lauren, D.R., 1995. Determination of Bromacil in Groundwater and in High Organic Matter Soils. *J. Agric. Food Chem.* 43, 684–690. <https://doi.org/10.1021/jf00051a024>
- Journel, A.G., 1991. *Fundamentals of geostatistics in five lessons*.
- Jurado, A., Vázquez-Suñé, E., Carrera, J., López de Alda, M., Pujades, E., Barceló, D., 2012. Emerging organic contaminants in groundwater in Spain: A review of sources, recent occurrence and fate in a European context. *Sci. Total Environ.* 440, 82–94. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.029>
- Jurina, T., Terzić, S., Ahel, M., Stipičević, S., Kontrec, D., Kurtanjek, Ž., Udiković-Kolić, N., 2014. Catabolism of terbuthylazine by mixed bacterial culture originating from s-triazine-contaminated soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 98, 7223–7232. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-5774-8>

- Kah, M., Beulke, S., Brown, C.D., 2007. Factors influencing degradation of pesticides in soil. *J. Agric. Food Chem.* 55, 4487–4492. <https://doi.org/10.1021/jf0635356>
- Katagi, T., 2004. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer US, New York, NY, New York.
- Katz, B.G., Griffin, D.W., Davis, J.H., 2009. Groundwater quality impacts from the land application of treated municipal wastewater in a large karstic spring basin: Chemical and microbiological indicators. *Sci. Total Environ.* 407, 2872–2886. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.022>
- Khan, S.U., 2016. *Pesticides in the Soil Environment*.
- Köck-schulmeyer, M., Ginebreda, A., González, S., Cortina, J.L., López de Alda, M., Barceló, D., 2012. Analysis of the occurrence and risk assessment of polar pesticides in the Llobregat River Basin (NE Spain). *Chemosphere. Environ. Toxicol. Risk Assess.* 86, 8–16. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.chemosphere.2011.08.034>
- Kuster, M., López de Alda, M.J., Demetrio Raldúa, C.B., Damià, B., 2008. Analysis of 17 polar to semi-polar pesticides in the Ebro river delta during the main growing season of rice by automated on-line solid-phase extraction-liquid chromatography – tandem mass spectrometry. *Talanta. Elsevier* 75, 390–401. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.talanta.2007.11.027>
- Laabs, V., Amelung, W., Pinto, A.A., Wantzen, M., da Silva, C.J., Zech, W., 2002. Pesticides in surface water, sediment, and rainfall of the northeastern Pantanal basin, Brazil. *J. Environ. Qual.* 31, 1636–1648. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.1636>
- Lapworth, D.J., Baran, N., Stuart, M.E., Ward, R.S., 2012. Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence. *Environ. Pollut.* 163, 287–303. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.034>
- Lewis, K.A., Tzilivakis, J., Warner, D.J., Green, A., 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. *Hum.Ecol.Risk Assess* 22, 1050–1064. <https://doi.org/DOI:10.1080/10807039.2015.1133242>
- Li, Y.-F., Scholtz, M.T., Van Heyst, B.J., 2003. Global Gridded Emission Inventories of β -Hexachlorocyclohexane. *Environ. Sci. Technol.* 37, 3493–3498. <https://doi.org/10.1021/es034157d>
- Llamas, M.I., Jiménez-Gavilán, P., Luque-Espinar, J.A., Benavente-Herrera, J., Candela, L., Sanmiguel-Martí, M., Rambla-Nebot, J., Aranda-Mares, J.L., Vadillo-Pérez, I., 2022. Hydrogeological, hydrodynamic and anthropogenic factors affecting the spread of pharmaceuticals and pesticides in water resources of the Granada plain (Spain). *J. Hydrol.* 610, 127791. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127791>
- Loague, Keith, Abrams, R.H., Davis, S.N., Nguyen, A., Stewart, I.T., 1998. A case study simulation of DBCP groundwater contamination in Fresno County, California 2.

- Transport in the saturated subsurface. *J. Contam. Hydrol.* 29, 137–163. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(97\)00026-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-7722(97)00026-0)
- Loague, K., Lloyd, D., Nguyen, A., Davis, S.N., Abrams, R.H., 1998. A case study simulation of DBCP groundwater contamination in Fresno County, California 1. Leaching through the unsaturated subsurface. *J. Contam. Hydrol.* 29, 109–136. [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(97\)00027-2](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(97)00027-2)
- Loos, R., Locoro, G., Comero, S., Contini, S., Schwesig, D., Werres, F., Balsaa, P., Gans, O., Weiss, S., Blaha, L., Bolchi, M., Gawlik, B.M., 2010. Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water. *Water Res.* 44, 4115–4126. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.05.032>
- López-Blanco, M.C., Cancho-Grande, B., Simal-Gándara, J., López Periago, E., Arias-Estévez, M., 2005. Transport of Commercial Endosulfan through a Column of Aggregated Vineyard Soil by a Water Flux Simulating Field Conditions. *Agric. food Chem.* 53, 6738–6743. <https://doi.org/DOI:10.1021/jf050545i>
- López-Pérez, G.C., Arias-Estévez, M., López Periago, E., Soto-González, B., Cancho-Grande, B., Simal-Gándara, J., 2006. Dynamics of Pesticides in Potato Crops. *J. Agric. Food Chem.* 54, 1797–1803. <https://doi.org/DOI:10.1021/jf0525737>
- López-Roldán, P., de Alda, M.L., Barceló, D., 2004. Simultaneous determination of selected endocrine disrupters (pesticides, phenols and phthalates) in water by in-field solid-phase extraction (SPE) using the prototype PROFEXS followed by on-line SPE (PROSPEKT) and analysis by liquid chromatography-atmosph. <https://doi.org/10.1007/s00216-003-2187-4>
- Luo, Y., Spurlock, F., Deng, X., Gill, S., Goh, K., 2011. Use-Exposure Relationships of Pesticides for Aquatic Risk Assessment. *PLoS One* 6, 10. <https://doi.org/DOI:10.1371/journal.pone.0018234>
- Ma, Q., Hook, J.E., Wauchope, R.D., Dowler, C.C., Jhonson, A.W., Davis, J.G., Gascho, G.J., Truman, C.C., Sumner, H.R., Chandler, L.D., 2000. GLEAMS, Opus, PRZM2 β , and PRZM3 Simulations Compared with Measured Atrazine Runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 2070–2079. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6462070x>
- Ma, Q., Hook, J.E., Wauchope, R.D., Dowler, C.C., Johnson, A.W., Davis, J.G., Gascho, G.J., Truman, C.C., Sumner, H.R., Chandler, L.D., 1999. Division s-6—soil & water management & conservation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 2070–2079.
- Maggi, F., la Cecilia, D., Tang, F.H.M., McBratney, A., 2020. The global environmental hazard of glyphosate use. *Sci. Total Environ.* 717, 137167. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137167>
- Manjarres-López, D.P., Andrades, M.S., Sánchez-González, S., Rodríguez-Cruz, M.S., Sánchez-Martín, M.J., Herrero-Hernández, E., 2021. Assessment of pesticide residues in waters and soils of a vineyard region and its temporal evolution. *Environ. Pollut.* 284, 117463. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117463>

- Masiá, A., Campo, J., Vázquez-Roig, P., Blasco, C., Picó, Y., 2013. Screening of currently used pesticides in water, sediments and biota of the Guadalquivir River Basin (Spain). *J. Hazard. Mater.* 263, 95–104. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.jhazmat.2013.09.035>
- Menchen, A., De las Heras, J., Gómez Alday, J.J., 2017a. Pesticide contamination in groundwater bodies in the Júcar River European Union Pilot Basin (SE Spain). *Environ. Monit. Assess.* 18. <https://doi.org/DOI:10.1007/s10661-017-5827-4>
- Menchen, A., Heras, J.D. las, Alday, J.J.G., 2017b. Pesticide contamination in groundwater bodies in the Júcar River European Union Pilot Basin (SE Spain). *Environ. Monit. Assess.* 189, 146. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5827-4>
- Miglioranza, K.S.B., González Sagrario, M. de los A., Aizpún de Moreno, J.E., Moreno, V.J., Escalante, A.H., Osterrieth, M.L., 2002. Agricultural soil as a potential source of input of organochlorine pesticides into a nearby pond. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 9, 250–256. <https://doi.org/10.1007/BF02987499>
- Miller, C.T., Weber, W.J.J., 1984. Modeling organic contaminant partitioning in groundwater systems. *Groundwater* 584–592.
- Mosquin, P.L., Aldworth, J., Chen, W., 2016. Kriging Models Predicting Atrazine Concentrations in Surface Water Draining Agricultural Watersheds. *J. Environ. Qual.* 45, 1680–1687. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.10.0544>
- Muñoz-Pardo, J. f., García, R., 1989. Estimation of the transmissivity of the Santiago aquifer, Chile, using different geostatistical methods., in: *Groundwater Management: Quantify and Quality (Proceedings of the Benidorm Symposium)*. IAHS Publ. No. 188, pp. 77–84.
- Musolff, A., Leschik, S., Möder, M., Strauch, G., Reinstorf, F., Schirmer, M., 2009. Temporal and spatial patterns of micropollutants in urban receiving waters. *Environ. Pollut.* 157, 3069–3077. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.037>
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models. Part I-A Discussion of principles. *J. Hydrol.* 10, 282–290.
- Noshadi, M., Amin, S., Maleki, N., 2002. Measuring Atrazine Degradation and PRZM-2 Testing Under Two Water Regimes. *Irrig. Drain. Syst.* 16, 183–199. <https://doi.org/10.1023/A:1021265310372>
- Nowak, K.M., Miltner, A., Gehre, M., Schäffer, A., Kästner, M., 2011. Formation and Fate of Bound Residues from Microbial Biomass during 2,4-D Degradation in Soil. *Environ. Sci. Technol.* 45, 999–1006. <https://doi.org/10.1021/es103097f>
- NRCS, 1986. *Urban Hydrology for Small Watersheds TR-55*.
- Oriol, R., Brillas, E., Cabot, P.L., Cortina, J.L., Sirés, I., 2021. Paired electrochemical removal of nitrate and terbuthylazine pesticide from groundwater using mesh electrodes. *Electrochim. Acta* 383, 138354.

- <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2021.138354>
- Padovani, L., Trevisan, M., Capri, E., 2004. A calculation procedure to assess potential environmental risk of pesticides at the farm level. *Ecol. Indic.* 4, 111–123. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2004.01.002>
- Pal, A., Gin, K.Y.-H., Lin, A.Y.-C., Reinhard, M., 2010. Impacts of emerging organic contaminants on freshwater resources: Review of recent occurrences, sources, fate and effects. *Sci. Total Environ.* 408, 6062–6069. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.09.026>
- Pascual Aguilar, J.A., Andreu, V., Campo, J., Picó, Y., Masiá, A., 2017. Pesticide occurrence in the waters of Júcar River, Spain from different farming landscapes. *Sci. Total Environ.* 607–608, 752–760. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.176>
- Pennell, K.D., Hornsby, A.G., Jessup, R.E., Rao, P.S.C., 1990. Evaluation of Five Simulation Models for Predicting Aldicarb and Bromide Behavior Under Field Conditions. *Water Resour. Res.* 26, 2679–2693. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/WR026i011p02679>
- Pérez-Indoval, R., Rodrigo-Illarri, J., Cassiraga, E., Rodrigo-Clavero, M.E., 2021. Numerical Modeling of Groundwater Pollution by Chlorpyrifos, Bromacil and Terbutylazine. Application to the Buñol-Cheste aquifer (Spain). *Int. J. Environ. Res. Public Health* 18. <https://doi.org/DOI:10.3390/ijerph18073511>
- Pérez-Lucas, G., Vela, N., Aatik, A. El, Navarro, S., 2018. Environmental Risk of Groundwater Pollution by Pesticide Leaching through the Soil Profile, in: Larramendy, M., Soloneski, S. (Eds.), . IntechOpen, Rijeka, p. Ch. 3. <https://doi.org/10.5772/intechopen.82418>
- Pitarch, E., Cervera, M.I., Portolés, T., Ibáñez, M., Barreda, M., Renau-Pruñonosa, A., Morell, I., López, F., Albarrán, F., Hernández, F., 2016a. Comprehensive monitoring of organic micro-pollutants in surface and groundwater in the surrounding of a solid-waste treatment plant of Castellón, Spain. *Sci. Total Environ.* 548–549, 211–220. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.scitotenv.2015.12.166>
- Pitarch, E., Cervera, M.I., Portolés, T., Ibáñez, M., Barreda, M., Renau-Pruñonosa, A., Morell, I., López, F., Albarrán, F., Hernández, F., 2016b. Comprehensive monitoring of organic micro-pollutants in surface and groundwater in the surrounding of a solid-waste treatment plant of Castellón, Spain. *Sci. Total Environ.* 548–549, 211–220. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.166>
- Portolés, T., Mol, J.G.J., Sancho, J. V, Hernández, F., 2014. Use of electron ionization and atmospheric pressure chemical ionization in gas chromatography coupled to time-of-flight mass spectrometry for screening and identification of organic pollutants in waters. *J. Chromatogr. A* 1339, 145–153. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chroma.2014.03.001>
- Postigo, C., Ginebreda, A., Barbieri, M.V., Barceló, D., Martín-Alonso, J., de la Cal, A.,

- Boleda, M.R., Otero, N., Carrey, R., Solà, V., Queralt, E., Isla, E., Casanovas, A., Frances, G., López de Alda, M., 2021. Investigative monitoring of pesticide and nitrogen pollution sources in a complex multi-stressed catchment: The lower Llobregat River basin case study (Barcelona, Spain). *Sci. Total Environ.* 755, 142377. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142377>
- Postigo, C., López de Alda, M.J., Barceló, D., Ginebreda, A., Garrido, T., Fraile, J., 2010a. Analysis and occurrence of selected medium to highly polar pesticides in groundwater of Catalonia (NE Spain): An approach based on on-line solid phase extraction–liquid chromatography–electrospray-tandem mass spectrometry detection. *J. Hydrol.* 383, 83–92. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.07.036>
- Postigo, C., López de Alda, M.J., Barceló, D., Ginebreda, A., Garrido, T., Fraile, J., 2010b. Analysis and occurrence of selected medium to highly polar pesticides in groundwater of Catalonia (NE Spain): An approach based on on-line solid phase extraction – liquid chromatography – electrospray-tandem mass spectrometry detection. *J. Hydrol.* 383, 83–92. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.jhydrol.2009.07.036>
- Quintana, J., de la Cal, A., Boleda, M.R., 2019. Monitoring the complex occurrence of pesticides in the Llobregat basin, natural and drinking waters in Barcelona metropolitan area (Catalonia, NE Spain) by a validated multi-residue online analytical method. *Sci. Total Environ.* 692, 952–965. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.317>
- Ramya, S.L., Venkatesan, T., Srinivasa Murthy, K., Jalali, S.K., Verghese, A., 2016. Detection of carboxylesterase and esterase activity in culturable gut bacterial flora isolated from diamondback moth, *Plutella xylostella* (Linnaeus), from India and its possible role in indoxacarb degradation. *Brazilian J. Microbiol.* 47, 327–336. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.bjm.2016.01.012>
- Ravi, V., Johnson, J.A., 1992. PESTAN: Pesticide Analytical Model Version 4.0 User's Guide. Washington, D. C.
- Remy, N., 2005. S-GeMS: The Stanford Geostatistical Modeling Software: A Tool for New Algorithms Development BT - Geostatistics Banff 2004, in: Leuangthong, O., Deutsch, C. V (Eds.), . Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 865–871. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-3610-1_89
- Rial Otero, R., Cancho-Grande, B., Arias-Estévez, M., López Periago, E., Simal Gándara, J., 2003. Procedure for the Measurement of Soil Inputs of Plant-Protection Agents Washed off through Vineyard Canopy by Rainfall. *J. Agric. Food Chem.* 51, 5041–5046. <https://doi.org/DOI:10.1021/jf034417a>
- Rodrigo-Illari, J., Rodrigo-Clavero, M.-E., Cassiraga, E., Ballesteros-Almonacid, L., 2020a. Assessment of Groundwater Contamination by Terbutylazine Using Vadose Zone Numerical Models. Case Study of Valencia Province (Spain). *Int. J. Environ. Res. Public Health.* <https://doi.org/10.3390/ijerph17093280>

- Rodrigo-Illari, J., Rodrigo-Clavero, M.E., Cassiraga, E., Ballesteros-Almonacid, L., 2020b. Assessment of groundwater contamination by terbuthylazine using vadose zone numerical models. Case study of valencia province (spain). *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17. <https://doi.org/10.3390/ijerph17093280>
- Rostami, S., Jafari, S., Moeini, Z., Jaskulak, M., Keshtgar, L., Badeenezhad, A., Azhdarpoor, A., Rostami, M., Zorena, K., Dehghani, M., 2021. Current methods and technologies for degradation of atrazine in contaminated soil and water: A review. *Environ. Technol. Innov.* 24, 102019. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102019>
- Rousis, N.I., Bade, R., Bijlsma, L., Zuccato, E., Sancho, J. V., Hernandez, F., Castiglioni, S., 2017. Monitoring a large number of pesticides and transformation products in water samples from Spain and Italy. *Environ. Res.* 156, 31–38. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.envres.2017.03.013>
- Sánchez-Camazano, M., Lorenzo, L.F., Sánchez-Martín, M.J., 2005. Atrazine and Alachlor Inputs to Surface and Ground Waters in Irrigated Corn Cultivation Areas of Castilla-Leon Region, Spain. *Environ. Monit. Assess.* 105, 11–24. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-2814-y>
- Sancho Ávila, J.M., Riesco Martín, J., Jiménez Alonso, C., Sánchez de Cos Escuin, M.C., Montero Cadalso, J., López Bartolomé, M., 2012. Atlas de Radiación Solar en España utilizando datos del SAF de Clima de EUMETSAT. Agencia Estatal de Meteorología, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, Spain.
- Shore, L.S., Shemesh, M., 2003. Naturally produced steroid hormones and their release into the environment. *Pure and Applied Chemistry* 75, 1859–1871. <https://doi.org/doi:10.1351/pac200375111859>
- Silva, V., Mol, H.G.J., Zomer, P., Tienstra, M., Ritsema, C.J., Geissen, V., 2019. Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded. *Sci. Total Environ.* 653, 1532–1545. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441>
- Šimůnek, J., Genuchten, M., Šejna, M., 2018. The HYDRUS software package for simulating the two- and three-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated porous media.
- Sinnathamby, S., Minucci, J.M., Denton, D.L., Raimondo, S.M., Oliver, L., Yuan, Y., Young, D.F., Hook, J., Pitchford, A.M., Waits, E., Purucker, S.T., 2020. A sensitivity analysis of pesticide concentrations in California Central Valley vernal pools. *Environ. Pollut.* 257, 10. <https://doi.org/DOI:10.1016/j.envpol.2019.113486>
- Sondhia, S., Choudhury, P., Sharma, A.R., 2019. *Herbicide Residue Research in India*. Springer US, Singapore.
- Stara, A., Zuskova, E., Kouba, A., Velisek, J., 2016. Effects of terbuthylazine-desethyl, a terbuthylazine degradation product, on red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Sci. Total Environ.* 566–567, 733–740. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.113>

- Stehle, S., Schulz, R., 2015. Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 5750–5755. <https://doi.org/10.1073/pnas.1500232112>
- Stipičević, S., Galzina, N., Udiković-Kolić, N., Jurina, T., Mendaš, G., Dvorščak, M., Petrić, I., Barić, K., Drevenkar, V., 2015. Distribution of terbuthylazine and atrazine residues in crop-cultivated soil: The effect of herbicide application rate on herbicide persistence. *Geoderma* 259–260, 300–309. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.06.018>
- Stork, A., Witte, R., Führ, F., 1994. A wind tunnel for measuring the gaseous losses of environmental chemicals from the soil/plant system under field-like conditions. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 1, 234–245. <https://doi.org/10.1007/BF02986536>
- Swartz, C.H., Reddy, S., Benotti, M.J., Yin, H., Barber, L.B., Brownawell, B.J., Rudel, R.A., 2006. Steroid Estrogens, Nonylphenol Ethoxylate Metabolites, and Other Wastewater Contaminants in Groundwater Affected by a Residential Septic System on Cape Cod, MA. *Environ. Sci. Technol.* 40, 4894–4902. <https://doi.org/10.1021/es052595+>
- Tang, F.H.M., Lenzen, M., McBratney, A., Maggi, F., 2021. Risk of pesticide pollution at the global scale. *Nat. Geosci.* 14, 206–210. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00712-5>
- Tasca, A.L., Puccini, M., Fletcher, A., 2018. Terbuthylazine and desethylterbuthylazine: Recent occurrence, mobility and removal techniques. *Chemosphere* 202, 94–104. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.091>
- Taylor, A.W., Spencer, W.F., 1990. Volatilization and Vapor Transport Processes, in: *Pesticides in the Soil Environment: Processes, Impacts and Modeling*, SSSA Book Series. pp. 213–269. <https://doi.org/https://doi.org/10.2136/sssabookser2.c7>
- Teijon, G., Candela, L., Tamoh, K., Molina-Díaz, A., Fernández-Alba, A.R., 2010. Occurrence of emerging contaminants, priority substances (2008/105/CE) and heavy metals in treated wastewater and groundwater at Depurbaix facility (Barcelona, Spain). *Sci. Total Environ.* 408, 3584–3595. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.04.041>
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D’Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D., Swackhamer, D., 2001. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science* (80-.). 292, 281–284. <https://doi.org/10.1126/science.1057544>
- Trevisan, M., Errera, G., Capri, E., Padovani, L., Del Re, A.A.M., 1999. Environmental potential risk indicator for pesticides. *Reus al., Comp. Environ. Risk Indic. Pestic. Eur. CAPER Proj. Cent. Agric. Environ. Utrecht, Netherlands.*
- Trevisan, M., Errera, G., Goerlitz, G., Remy, B., Sweeney, P., 2000. Modelling ethoprophos and bentazone fate in a sandy humic soil with primary pesticide fate model PRZM-2. *Agric. Water Manag.* 44, 317–335. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378->

3774(99)00098-0

- US EPA, 2014. List of Priority Pollutants.
- USEPA, U.S.E.P.A., 2007. Tier I rice model—version 1.0—guidance for estimating pesticide concentrations in rice paddies. [WWW Document]. URL <https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/tieri-%0Arice-model-version-10-guidance-estimating>
- Van den Berg, E., Tiktak, A., Boesten, J., Van der Linden, T., 2016. PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems.
- van den Berg, F., Kubiak, R., Benjey, W.G., Majewski, M.S., Yates, S.R., Reeves, G.L., Smelt, J.H., van der Linden, A.M.A., 1999. Emission of Pesticides into the Air. *Water. Air. Soil Pollut.* 115, 195–218. <https://doi.org/10.1023/A:1005234329622>
- Vanclouster, M., Boesten, J., Tiktak, A., Jarvis, N., Kroes, J.G., Muñoz-Carpena, R., Clothier, B., Green, S., 2004. On the use of unsaturated flow and transport models in nutrient and pesticide management, in: *Unsaturated-Zone Modeling: Progress, Challenges and Applications*. pp. 331–360.
- Vaz, S., 2019. *Sustainable Agrochemistry. A Compendium of Technologies*. Brasilia, Brazil. <https://doi.org/DOI:10.1007/978-3-030-17891-8>
- Verma, J.P., Jaiswal, D.K., Sagar, R., 2014. Pesticide relevance and their microbial degradation: a-state-of-art. *Rev. Environ. Sci. Bio/Technology* 13, 429–466. <https://doi.org/10.1007/s11157-014-9341-7>
- Verstraeten, I.M., Fetterman, G.S., Meyer, M.J., Bullen, T., Sebree, S.K., 2005. Use of tracers and isotopes to evaluate vulnerability of water in domestic wells to septic waste. *Gr. Water Monit. Remediat.* 25, 107–117. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.2005.0015.x>
- Voss, C.I., Provost, A.M., 2002. *A Model for Saturated-Unsaturated Variable-Density Ground-Water Flow with Solute or Energy Transpor*. Reston.
- Walker, A., Jurado-Expósito, M., Bending, G.D., Smith, V.J.R., 2001. Spatial variability in the degradation of isoproturon in soil. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(00\)00092-0](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(00)00092-0)
- Wang, H., Lin, K., Hou, Z., Richardson, B., Gan, J., 2010. Sorption of the herbicide terbuthylazine in two New Zealand forest soils amended with biosolids and biochars. *J. Soils Sediments* 10, 283–289. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0111-z>
- Watanabe, N., Bergamaschi, B.A., Loftin, K.A., Meyer, M.T., Harter, T., 2010. Use and Environmental Occurrence of Antibiotics in Freestall Dairy Farms with Manured Forage Fields. *Environ. Sci. Technol.* 44, 6591–6600. <https://doi.org/10.1021/es100834s>
- Whang, J.M., Schomburg, C.J., Glotfelty, D.E., Taylor, A.W., 1993. Volatilization of

- Fonofos, Chlorpyrifos, and Atrazine from Conventional and No-Till Surface Soils in the Field. *J. Environ. Qual.* 22, 173–180. <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq1993.00472425002200010023x>
- Whitacre, D., 2014. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer Cham. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-319-03777-6>
- Williams, J.R., 1975. *Sediment Yield Prediction with Universal Equation Using Runoff Energy Factor*. Oxford, Mississippi.
- Worrall, F., Fernandez-Perez, M., Johnson, A.C., Flores-Cesperedes, F., Gonzalez-Pradas, E., 2001. Limitations on the role of incorporated organic matter in reducing pesticide leaching. *J. Contam. Hydrol.* 49, 241–262. [https://doi.org/10.1016/s0169-7722\(00\)00197-2](https://doi.org/10.1016/s0169-7722(00)00197-2)
- Yao, J.-J., Hoffmann, M.R., Gao, N.-Y., Zhang, Z., Li, L., 2011. Sonolytic degradation of dimethoate: Kinetics, mechanisms and toxic intermediates controlling. *Water Res.* 45, 5886–5894. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.042>
- Ye, X., Dong, F., Lei, X., 2018. *Microbial Resources and Ecology - Microbial Degradation of Pesticides*. *Nat. Resour. Conserv. Res.* 1.
- Young, D., 2016. *Pesticide in Water Calculator User Manual for Versions 1.50 and 1.52*, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Young, D.F., 2020. U.S. Environmental Protection Agency Model for Estimating Pesticides in Surface Water, in: Goh, K.S., Gan, J., Young, D.F., Luo, Y. (Eds.), *Pesticides in Surface Water: Monitoring, Modeling, Risk Assessment, and Managemen*. Oxford University Press, pp. 309–331.
- Young, D. F., 2016. *Pesticide in Water Calculator User Manual for Versions 1.50 and 1.52*. Washington, D. C.
- Young, Dirk F, 2016. *Pesticide in Water Calculator User Manual for Versions 1.50 and 1.52*. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Young, D.F., 2013. *Pesticides in Flooded Applications Model (PFAM): Conceptualization , Development , Evaluation , and User Guide*, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Young, D.F., Fry, M.M., 2020. *PRZM5 A Model for Predicting Pesticides in Runoff, Erosion, and Leachate Revision B*. Washington, D. C.
- Young, D.F., Fry, M.M., 2016. *PRZM5 A Model for Predicting Pesticides in Runoff , Erosion , and Leachate Revision A*, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Yu, H., Liu, Y., Shu, X., Fang, H., Sun, X., Pan, Y., Ma, L., 2020. Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies on the adsorption of atrazine in soils of the water fluctuation

zone in the Three-Gorges Reservoir. *Environ. Sci. Eur.* 32.
<https://doi.org/10.1186/s12302-020-00303-y>

Zambito Marsala, R., Capri, E., Russo, E., Bisagni, M., Colla, R., Lucini, L., Gallo, A., Suci, N.A., 2020. First evaluation of pesticides occurrence in groundwater of Tidone Valley, an area with intensive viticulture. *Sci. Total Environ.* 736, 139730.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139730>

9. Anexos

Tabla S1. Rango de valores utilizados en la modelización para describir la cantidad de pesticida en las masas de agua en la DHJ. Parámetros en la pestaña " *Applications* " del PWC.

Masa de agua subterránea de Plana de Castellón						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo Cap del Terme (1)</i>			
			Bromacil			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	-	Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/05/2008	0.20	01/05/2013	0.15
			01/06/2008	0.30	01/06/2013	0.20
			01/07/2008	0.60	01/07/2013	1.60
			01/08/2008	0.50	01/08/2013	0.50
				1.60		2.45
			01/05/2009	0.20	01/05/2014	2.20
			01/06/2009	0.60	01/06/2014	0.90
			01/07/2009	0.60	01/07/2014	1.20
			01/08/2009	0.60	01/08/2014	0.00
				2.00		4.30
			01/05/2010	0.20	01/05/2015	0.20
			01/06/2010	0.60	01/06/2015	0.60
			01/07/2010	0.80	01/07/2015	0.80
			01/08/2010	0.90	01/08/2015	0.90
				2.50		2.50
			01/05/2011	0.20	01/05/2016	0.20
			01/06/2011	0.60	01/06/2016	0.60
			01/07/2011	1.20	01/07/2016	0.80
			01/08/2011	1.40	01/08/2016	0.90
				3.40		2.50
01/05/2012	0.30	01/05/2017	0.20			
01/06/2012	0.40	01/06/2017	0.60			
01/07/2012	0.80	01/07/2017	0.80			
01/08/2012	1.30	01/08/2017	0.90			

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha	2.80	2.50
----------------------------------	-------	-------------	-------------

Masa de agua subterránea de Oropesa-Torreblanca

Parámetro	Unidades	<i>Pozo Pedrera (2)</i>			
		Bromacil			
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	Número de aplicaciones			
	Kg/ha	01/04/2009	0.00	01/04/2012	0.25
		01/05/2009	0.00	10/05/2012	0.10
		05/06/2009	0.32	05/06/2012	0.10
		10/07/2009	0.23	01/07/2012	0.30
			0.55		0.75
		01/04/2010	0.80	05/04/2013	0.480
		10/05/2010	1.60	10/05/2013	0.30
		05/06/2010	0.52	05/06/2013	0.70
		01/07/2010	0.45	01/07/2013	0.80
			3.37		2.28
		01/04/2011	0.25	01/03/2014	1.20
		10/05/2011	0.40	05/04/2014	0.40
		05/06/2011	0.50	05/06/2014	0.40
		01/07/2011	0.45	01/07/2014	0.60
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha		1.60		2.60

Masa de agua subterránea de Buñol Ceste					
Parámetro	Unidades	<i>Pozo Llano de Cuarte (3)</i>			
		Bromacil			
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	Número de aplicaciones			
		01/04/2009	0.800	01/04/2014	2.000
		01/05/2009	0.800	01/05/2014	2.500
		01/06/2009	0.200	01/06/2014	1.300
			1.800		5.800
		01/04/2010	1.200	01/04/2015	1.000
		01/05/2010	0.500	01/05/2015	1.600
		01/06/2010	1.200	01/06/2015	0.900
			2.900		3.500
		01/04/2011	0.500	01/04/2016	3.000
		01/05/2011	1.000	01/05/2016	1.600
		01/06/2011	1.500	01/06/2016	1.600
			3.000		6.200
		01/04/2012	0.800	01/04/2017	1.800
		01/05/2012	1.200	01/05/2017	1.600
		01/06/2012	0.500	01/06/2017	1.600
			2.500		5.000
		01/04/2013	0.800		
		01/05/2013	2.500		
		01/06/2013	2.500		
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha		5.800		

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea de Sierra de las Agujas					
Parámetro	Unidades	<i>Pozo Gandia (4)</i>			
		Bromacil			
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	Número de aplicaciones			
		01/04/2006	0.20	01/04/2012	0.20
		01/05/2006	0.20	01/05/2012	0.20
		01/06/2006	0.20	01/06/2012	0.10
		01/07/2006	0.20	01/07/2012	0.76
			0.80		1.26
		01/04/2007	0.10	01/04/2013	0.20
		01/05/2007	0.05	01/05/2013	0.10
		01/06/2007	0.12	01/06/2013	0.10
		01/07/2007	0.21	01/07/2013	0.10
			0.48		0.50
		01/04/2008	0.00	01/04/2014	0.20
		01/05/2008	0.05	01/05/2014	0.20
		01/06/2008	0.10	01/06/2014	0.18
		01/07/2008	0.05	01/07/2014	0.18
			0.20		0.76
		01/04/2009	0.10	01/04/2015	0.08
		01/05/2009	0.20	01/05/2015	0.10
		01/06/2009	0.10	01/06/2015	0.01
		01/07/2009	0.20	01/07/2015	0.05
			0.60		0.24
		01/04/2010	0.10	01/03/2016	0.32
		01/05/2010	0.20	01/05/2016	0.14
		01/06/2010	0.20	01/06/2016	0.14
		01/07/2010	0.30	01/07/2016	0.09
			0.80		0.69
		01/04/2011	0.15		

		01/05/2011	0.15
		01/06/2011	0.15
		01/07/2011	0.30
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha		0.75

Masa de agua subterránea de Mancha Oriental

Parámetro	Unidades	<i>Pozo Rafael Martin Sierra (5)</i>			
		Atrazina			
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	Número de aplicaciones			
		05/03/2011	0.40	01/06/2013	2.30
		30/04/2011	0.30	01/04/2013	0.72
		30/05/2011	0.40	01/05/2013	2.10
		30/06/2011	1.00	25/07/2013	0.60
			2.10		5.72
		05/03/2012	2.50	01/02/2014	3.20
		30/04/2012	1.40	01/03/2014	3.20
		30/05/2012	0.80		6.40
		30/06/2012	0.40		
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha		5.10		

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea de Sierra de las Agujas					
Parámetro	Unidades	<i>Pozo de Gandia (6)</i>			
		Atrazina			
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	Número de aplicaciones			
		01/04/2009	0.10	01/04/2014	0.10
		01/05/2009	0.10	01/05/2014	0.10
		01/06/2009	0.10	01/06/2014	0.10
			0.30		0.30
		01/04/2010	0.10	01/04/2015	0.10
		01/05/2010	0.10	01/05/2015	0.10
		01/06/2010	0.10	01/06/2015	0.10
			0.30		0.30
		01/04/2011	0.06	01/04/2016	0.10
		01/05/2011	0.06	01/05/2016	0.10
		01/06/2011	0.06	01/06/2016	0.10
			0.18		0.30
		01/04/2012	0.10	01/04/2017	0.10
		01/05/2012	0.10	01/05/2017	0.10
		01/06/2012	0.10	01/06/2017	0.10
			0.30		0.30
		01/04/2013	0.10		
		01/05/2013	0.10		
		01/06/2013	0.10		
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha		0.30		

Masa de agua subterránea de Almanza					
Parámetro	Unidades	<i>Pozo de Los Rosales (7)</i>			
		Atrazina			
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	Número de aplicaciones			
		01/05/2009	0.20	01/05/2012	0.50
		01/06/2009	0.10	01/06/2012	0.50
		01/08/2009	0.10		1.00
			0.40	01/04/2013	0.05
		01/04/2010	1.00	01/05/2013	0.10
		01/05/2010	0.60	01/06/2013	0.10
		01/06/2010	0.20		0.25
		01/08/2010	0.30	01/05/2014	0.20
			2.10	01/06/2014	0.10
		01/05/2011	1.30	01/08/2014	0.20
		01/06/2011	0.40		0.50
		01/08/2011	2.10		
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha		3.80		

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea de Buñol Cheste					
Parámetro	Unidades	<i>Pozo Llano de Cuarte (8)</i>			
		Atrazina			
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	Número de aplicaciones			
		10/04/2009	0.10	01/03/2014	0.30
		05/05/2009	0.10	05/05/2014	0.20
		10/06/2009	0.00	10/06/2014	0.00
		01/07/2009	0.10	01/07/2014	0.45
			0.30		0.95
		10/04/2010	0.05	01/04/2015	0.00
		05/05/2010	0.20	01/05/2015	0.00
		10/06/2010	0.10	01/06/2015	0.00
		01/07/2010	0.00	01/07/2015	1.60
			0.35		1.60
		10/04/2011	0.10	01/04/2016	1.20
		05/05/2011	0.10	05/05/2016	0.00
		10/06/2011	0.20	10/06/2016	0.00
		01/07/2011	0.20	01/07/2016	0.00
			0.60		1.20
		01/04/2012	0.70	01/04/2017	0.00
		05/05/2012	0.15	01/05/2017	0.00
		10/06/2012	0.00	01/06/2017	0.00
		01/07/2012	0.00	01/07/2017	1.60
			0.85		1.60
		01/04/2013	0.00	01/04/2018	0.00
		01/05/2013	0.00	01/05/2018	0.00
		01/06/2013	0.00	01/06/2018	0.00
		01/07/2013	0.00	01/10/2018	0.03
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha		0.00		0.03

Masa de agua subterránea de Plana de Castellón					
Parámetro	Unidades	<i>Pozo Cap del Terme (9)</i>			
		Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	Número de aplicaciones			
		01/04/2009	0.30	01/04/2013	0.80
		01/05/2009	0.22	01/05/2013	0.60
		10/06/2009	0.60	01/06/2013	0.70
		01/07/2009	0.30	01/07/2013	0.60
		01/08/2009	0.60	01/08/2013	0.44
			2.02		3.14
		01/04/2010	1.20	01/04/2014	0.20
		01/05/2010	0.62	01/05/2014	0.20
		10/06/2010	0.80	10/06/2014	0.20
		01/07/2010	0.60	01/07/2014	0.20
		01/08/2010	0.52	01/08/2014	0.20
			3.74	01/09/2014	0.80
		01/04/2011	0.95		1.80
		01/05/2011	1.50	01/05/2015	0.30
		10/06/2011	0.60	10/06/2015	0.30
		01/07/2011	0.90	01/07/2015	0.20
		01/08/2011	0.40	01/08/2015	0.40
			4.35		1.20
		01/04/2012	0.32	01/04/2016	0.20
		01/05/2012	1.50	01/05/2016	1.60
		10/06/2012	0.80	10/06/2016	0.90
		01/07/2012	0.40	01/07/2016	1.20
		01/08/2012	0.80	01/08/2016	0.70
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha		3.82		4.60

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea de Buñol Ceste					
Parámetro	Unidades	<i>Pozo Llano de Cuarte (10)</i>			
		Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	Número de aplicaciones			
		10/04/2009	0.10	10/04/2014	0.40
		10/05/2009	0.10	10/05/2014	0.40
			0.20		0.80
		10/04/2010	0.10	10/04/2015	0.10
		10/05/2010	0.10	10/05/2015	0.10
			0.20		0.20
		10/04/2011	0.10	10/04/2016	0.30
		10/05/2011	0.30	10/05/2016	0.30
		01/08/2011	1.00		0.60
			1.40	10/04/2017	0.10
		10/04/2012	0.10	10/05/2017	0.10
			0.10		0.20
		10/05/2013	0.25		
		01/06/2013	0.35		
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha		0.60		

Masa de agua subterránea de Medio Palencia					
Parámetro	Unidades	<i>Pozo Maladicha (11)</i>			
		Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	Número de aplicaciones			
		10/04/2008	0.40	01/04/2011	0.30
		01/05/2008	0.20	01/05/2011	0.10
		01/06/2008	0.40	01/06/2011	0.30
		01/07/2008	0.45	01/07/2011	0.35
		01/08/2008	0.70	01/08/2011	0.60
			2.15		1.65
		10/04/2009	0.30	10/04/2012	0.30
		01/05/2009	0.10	01/05/2012	0.10
		01/06/2009	0.20	01/06/2012	0.30
		01/07/2009	0.25	01/07/2012	0.35
		01/08/2009	0.60	01/08/2012	0.60
			1.45		1.65
		10/04/2010	0.30	10/04/2013	0.30
		01/05/2010	2.80	01/05/2013	0.10
		01/06/2010	0.30	01/06/2013	0.30
		01/07/2010	0.35	01/07/2013	0.35
		01/08/2010	0.75	01/08/2013	0.60
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha		4.50		1.65

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea de Lira Casinos					
Parámetro	Unidades	<i>Pozo San Antonio (12)</i>			
		Desetil-Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	Número de aplicaciones			
		01/04/2012	0.20	10/02/2014	0.30
		01/05/2012	0.20	01/04/2014	1.30
		10/06/2012	0.18	01/05/2014	1.00
		10/07/2012	0.09	10/06/2014	0.20
			0.67	10/07/2014	0.20
		01/04/2013	0.65		2.70
		01/05/2013	1.50		
		01/06/2013	0.90		
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha		3.05		

Masa de agua subterránea de Plana Sur de Valencia							
Parámetro	Unidades	<i>Pozo Algadins (13)</i>					
		Desetil-Terbutilazina					
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal					
		Número de aplicaciones					
		01/04/2009	0.50	01/04/2013	0.55		
		01/05/2009	0.50	01/05/2013	1.25		
		01/06/2009	1.20	01/09/2013	1.50		
		01/07/2009	0.10	01/07/2013	1.00		
			2.30		4.30		
		01/04/2010	0.50	01/03/2014	1.00		
		01/05/2010	0.40	01/04/2014	0.40		
		01/06/2010	0.60	01/06/2014	1.20		
		01/07/2010	0.60	01/07/2014	1.20		
			2.10		3.80		
		01/04/2011	0.70	01/04/2015	0.40		
		01/05/2011	0.30	01/05/2015	0.80		
		01/06/2011	0.80	01/06/2015	0.80		
		01/07/2011	0.60	01/07/2015	0.40		
			2.40		2.40		
		01/04/2012	0.70	01/04/2016	0.70		
		01/05/2012	0.60	01/05/2016	0.80		
		01/06/2012	0.80	01/06/2016	0.80		
		01/07/2012	0.60	01/07/2016	0.60		
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha		2.70		2.90		

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea de Sierra de las Agujas					
Parámetro	Unidades	<i>Pozo Gandia (14)</i>			
		Desetil-Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal			
		Número de aplicaciones			
		01/04/2006	0.20	01/04/2011	0.32
		10/05/2006	0.20	10/05/2011	0.40
		10/06/2006	0.20	10/06/2011	0.40
		25/07/2006	0.80	25/07/2011	1.60
		01/09/2006	0.20	01/09/2011	0.40
			1.60		3.12
		01/04/2007	0.10	01/04/2012	0.18
		10/05/2007	0.20	10/05/2012	0.10
		10/06/2007	0.20	10/06/2012	0.10
		25/07/2007	0.30	25/07/2012	0.40
		01/09/2007	0.10	01/09/2012	0.10
			0.90		0.88
		01/04/2008	0.32	01/04/2013	0.52
		10/05/2008	0.20	10/05/2013	0.40
		10/06/2008	0.20	10/06/2013	0.40
		25/07/2008	0.80	10/07/2013	1.20
		01/09/2008	0.20	10/08/2013	2.00
			1.72		4.52
		01/04/2009	0.16	01/05/2014	0.00
		10/05/2009	0.20	10/06/2014	0.20
		10/06/2009	0.15	25/07/2014	0.80
		25/07/2009	0.10	01/09/2014	0.20
		01/09/2009	0.05		1.20
			0.66	16/02/2015	0.55
		01/04/2010	0.30	10/05/2015	0.15
		10/05/2010	0.80	10/06/2015	0.20

		10/06/2010	0.20	25/07/2015	0.80
		25/07/2010	0.80	01/09/2015	0.18
		01/09/2010	1.20		1.88
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha		3.30		

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea de Plana Sur de Valencia					
Parámetro	Unidades	<i>Pozo Algadins (15)</i>			
		Terbumeton			
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal			
		Número de aplicaciones			
		01/04/2009	0.20	01/04/2012	0.40
		01/05/2009	0.30	01/05/2012	0.60
		01/06/2009	0.20	01/06/2012	1.00
		01/07/2009	0.10	01/07/2012	1.00
			0.80		3.00
		01/04/2010	0.20	01/04/2013	0.87
		01/05/2010	0.60	01/05/2013	0.87
		01/06/2010	0.80	01/06/2013	1.20
		01/07/2010	0.80	01/07/2013	2.40
			2.40		5.34
		01/04/2011	0.60	10/02/2014	4.50
		01/05/2011	0.60	10/03/2014	3.40
		01/06/2011	0.60	01/06/2014	1.00
01/07/2011	0.60	01/07/2014	0.50		
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha	2.40	9.40		

Masa de agua subterránea de Plana Sur de Valencia					
Parámetro	Unidades	<i>Pozo Las Salinas (16)</i>			
		Terbumeton			
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal			
		Número de aplicaciones			
		01/04/2006	0.74	01/04/2012	0.74
		01/05/2006	0.60	01/05/2012	0.60
		01/06/2006	0.50	01/06/2012	0.50
		01/07/2006	0.50	01/07/2012	0.50
		01/08/2006	0.35	01/08/2012	0.35
		01/09/2006	0.50	01/09/2012	0.50
			3.19		3.19
		01/04/2007	0.74	01/04/2013	0.74
		01/05/2007	0.60	01/05/2013	0.60
		01/06/2007	0.50	01/06/2013	0.50
		01/07/2007	0.50	01/07/2013	0.50
		01/08/2007	0.35	01/08/2013	0.35
		01/09/2007	0.50	01/09/2013	0.50
			3.19		3.19
		01/04/2008	0.74	01/04/2014	0.74
		01/05/2008	0.60	01/05/2014	0.60
		01/06/2008	0.50	01/06/2014	0.50
		01/07/2008	0.50	01/07/2014	0.50
		01/08/2008	0.35	01/08/2014	0.35
		01/09/2008	0.50	01/09/2014	0.50
			3.19		3.19
		01/04/2009	0.74	01/04/2015	0.74
		01/05/2009	0.60	01/05/2015	0.60
		01/06/2009	0.50	01/06/2015	0.50
		01/07/2009	0.50	01/07/2015	0.50
		01/08/2009	0.35	01/08/2015	0.35
		01/09/2009	0.50	01/09/2015	0.50

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

		3.19		3.19
		01/04/2010 0.74	01/04/2016 0.74	
		01/05/2010 0.60	01/05/2016 0.60	
		01/06/2010 0.50	01/06/2016 0.50	
		01/07/2010 0.50	01/07/2016 0.50	
		01/08/2010 0.35	01/08/2016 0.35	
		01/09/2010 0.50	01/09/2016 0.50	
		3.19		3.19
		01/04/2011 0.74		
		01/05/2011 0.60		
		01/06/2011 0.50		
		01/07/2011 0.50		
		01/08/2011 0.35		
		01/09/2011 0.50		
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha	3.19		

Masa de agua subterránea de Plana de Castellón						
Parámetro	Unidades	<i>Pozo Cañars (17)</i>				
		Atrazina				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/05/2008	0.05	01/05/2013	0.05
			01/06/2008	0.15	01/06/2013	0.15
			01/07/2008	0.05	01/07/2013	0.05
			01/08/2008	0.10	01/08/2013	0.10
			01/09/2008	0.10	01/09/2013	0.10
				0.45		0.45
			01/05/2009	0.05	01/05/2014	0.05
			01/06/2009	0.15	01/06/2014	0.15
			01/07/2009	0.05	01/07/2014	0.05
			01/08/2009	0.10	01/08/2014	0.10
			01/09/2009	0.10	01/09/2014	0.10
				0.45		0.45
			01/05/2010	0.05	01/05/2015	0.05
			01/06/2010	0.15	01/06/2015	0.15
			01/07/2010	0.05	01/07/2015	0.05
			01/08/2010	0.10	01/08/2015	0.10
			01/09/2010	0.10	01/09/2015	0.10
				0.45		0.45
			01/05/2011	0.05	01/05/2016	0.05
			01/06/2011	0.15	01/06/2016	0.15
			01/07/2011	0.05	01/07/2016	0.05
			01/08/2011	0.10	01/08/2016	0.10
			01/09/2011	0.10	01/09/2016	0.10
				0.45		0.45
			01/05/2012	0.05	01/05/2017	0.05
			01/06/2012	0.15	01/06/2017	0.15

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

		01/07/2012	0.05	01/07/2017	0.05
		01/08/2012	0.10	01/08/2017	0.10
		01/09/2012	0.10	01/09/2017	0.10
			0.45		0.45
				01/05/2018	0.05
				01/06/2018	0.15
				01/07/2018	0.05
				01/08/2018	0.10
				01/09/2018	0.10
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha				0.45

Masa de agua subterránea de Plana de Sagunto						
Parámetro	Unidades	<i>Pozo de Sagunto (18)</i>				
		Atrazina				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.10	01/04/2013	0.10
			01/06/2008	0.10	01/06/2013	0.10
			01/07/2008	0.10	01/07/2013	0.10
			01/08/2008	0.10	01/08/2013	0.10
			01/09/2008	0.00	01/09/2013	0.00
				0.40		0.40
			01/04/2009	0.10	01/04/2014	0.10
			01/06/2009	0.10	01/06/2014	0.10
			01/07/2009	0.10	01/07/2014	0.10
			01/08/2009	0.10	01/08/2014	0.10
			01/09/2009	0.00	01/09/2014	0.00
				0.40		0.40
			01/04/2010	0.10	01/04/2015	0.10
			01/06/2010	0.10	01/06/2015	0.10
			01/07/2010	0.10	01/07/2015	0.10
			01/08/2010	0.10	01/08/2015	0.10
			01/09/2010	0.00	01/09/2015	0.00
				0.40		0.40
			01/04/2011	0.10	01/04/2016	0.10
			01/06/2011	0.10	01/06/2016	0.10
			01/07/2011	0.10	01/07/2016	0.10
			01/08/2011	0.10	01/08/2016	0.10
			01/09/2011	0.00	01/09/2016	0.00
				0.40		0.40
			01/04/2012	0.10	01/04/2017	0.10
			01/06/2012	0.10	01/06/2017	0.10
			01/07/2012	0.10	01/07/2017	0.10

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

		01/08/2012	0.10	01/08/2017	0.10
Cantidad de		01/09/2012	0.00	01/09/2017	0.00
pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.40		0.40

Masa de agua subterránea de Plana de Sagunto						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Corino (19)</i>			
			Atrazina			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	Número de aplicaciones			
			01/03/2008	0.03	01/03/2013	0.03
			01/06/2008	0.00	01/06/2013	0.00
			01/07/2008	0.03	01/07/2013	0.03
			01/08/2008	0.03	01/08/2013	0.03
			01/09/2008	0.02	01/09/2013	0.02
				0.11		0.11
			01/03/2009	0.03	01/03/2014	0.03
			01/06/2009	0.00	01/06/2014	0.00
			01/07/2009	0.03	01/07/2014	0.03
			01/08/2009	0.03	01/08/2014	0.03
			01/09/2009	0.02	01/09/2014	0.02
				0.11		0.11
			01/03/2010	0.03	01/03/2015	0.03
			01/06/2010	0.00	01/06/2015	0.00
			01/07/2010	0.03	01/07/2015	0.03
			01/08/2010	0.03	01/08/2015	0.03
			01/09/2010	0.02	01/09/2015	0.02
				0.11		0.11
			01/03/2011	0.03	01/03/2016	0.03
			01/06/2011	0.00	01/06/2016	0.00
			01/07/2011	0.03	01/07/2016	0.03
			01/08/2011	0.03	01/08/2016	0.03
			01/09/2011	0.02	01/09/2016	0.02
				0.11		0.11
			01/03/2012	0.03	01/03/2017	0.03
			01/06/2012	0.00	01/06/2017	0.00
			01/07/2012	0.03	01/07/2017	0.03

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

		01/08/2012	0.03	01/08/2017	0.03
		01/09/2012	0.02	01/09/2017	0.02
			0.11		0.11
				01/03/2018	0.03
				01/06/2018	0.00
				01/07/2018	0.03
				01/08/2018	0.03
				01/09/2018	0.02
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha				0.11

Masa de agua subterránea de Mancha Oriental						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Aguas Nuevas (20)</i>			
			Atrazina			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2010	0.20	01/04/2012	0.50
			01/05/2010	0.40	01/05/2012	0.50
				0.60		1.00
			01/09/2011	2.50	01/05/2013	2.30
			01/03/2011	0.50	01/06/2013	1.20
			01/04/2011	0.50		3.50
			01/05/2011	0.50	01/03/2014	0.50
			01/06/2011	0.50	01/04/2014	1.00
Cantidad de pesticida (total)		Kg/ha		4.50	01/05/2014	1.00
						2.50

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea de Mancha Oriental						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo Casco Urbano (21)</i>			
			Atrazina			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/03/2006	0.50	01/03/2011	0.50
			01/04/2006	0.50	01/04/2011	0.50
			01/05/2006	0.50	01/05/2011	0.50
			01/06/2006	0.50	10/06/2011	2.60
				2.00		4.10
			01/03/2007	0.20	01/03/2012	0.00
			01/04/2007	0.20	01/04/2012	0.20
			01/05/2007	0.20	01/05/2012	0.20
			01/06/2007	0.20	01/06/2012	0.20
				0.80		0.60
			01/03/2008	0.10	01/03/2013	0.20
			01/04/2008	0.10	01/04/2013	0.20
			01/05/2008	0.10	01/05/2013	0.20
			01/06/2008	0.10	01/06/2013	0.20
				0.40		0.80
			01/03/2009	0.50	01/03/2014	0.50
			01/04/2009	0.50	01/04/2014	0.50
			01/05/2009	0.50	01/05/2014	0.50
			01/06/2009	0.50	01/06/2014	0.50
				2.00		2.00
01/03/2010	0.50	01/03/2015	0.50			
01/04/2010	0.50	01/04/2015	0.50			
01/05/2010	0.50	01/05/2015	0.50			
Cantidad de pesticida (total)		Kg/ha	01/06/2010	0.50	01/06/2015	0.50
				2.00		2.00

Masa de agua subterránea Liria-Casinos						
Parámetro	Unidades	Pozo Hydra S.A. (22)				
		Atrazina				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.03	01/04/2011	0.03
			01/05/2006	0.01	01/05/2011	0.01
			01/06/2006	0.03	01/06/2011	0.03
			01/07/2006	0.03	01/07/2011	0.03
				0.10		0.10
			01/04/2007	0.03	01/04/2012	0.03
			01/05/2007	0.01	01/05/2012	0.01
			01/06/2007	0.03	01/06/2012	0.03
			01/07/2007	0.03	01/07/2012	0.03
				0.10		0.10
			01/04/2008	0.03	01/04/2013	0.03
			01/05/2008	0.01	01/05/2013	0.01
			01/06/2008	0.03	01/06/2013	0.03
			01/07/2008	0.03	01/07/2013	0.03
				0.10		0.10
			01/04/2009	0.03	01/04/2014	0.03
			01/05/2009	0.01	01/05/2014	0.01
			01/06/2009	0.03	01/06/2014	0.03
			01/07/2009	0.03	01/07/2014	0.03
				0.10		0.10
01/04/2010	0.03	01/04/2015	0.03			
01/05/2010	0.01	01/05/2015	0.01			
01/06/2010	0.03	01/06/2015	0.03			
01/07/2010	0.03	01/07/2015	0.03			
	0.10		0.10			
			01/04/2016	0.03		

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

		01/05/2016	0.01
		01/06/2016	0.03
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha	01/07/2016	0.03
			0.10

Masa de agua subterránea Liria-Casinos						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de la Pedrereta (23)</i>			
			Atrazina			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
			Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.03	01/04/2009	0.03
			01/05/2006	0.01	01/05/2009	0.01
			01/06/2006	0.03	01/06/2009	0.03
			01/07/2006	0.03	01/07/2009	0.03
				0.10		0.10
			01/04/2007	0.03	01/04/2010	0.03
			01/05/2007	0.01	01/05/2010	0.01
			01/06/2007	0.03	01/06/2010	0.03
			01/07/2007	0.03	01/07/2010	0.03
				0.10		0.10
			01/04/2008	0.03		
			01/05/2008	0.01		
			01/06/2008	0.03		
Cantidad de pesticida (total)		Kg/ha	01/07/2008	0.03		
				0.10		

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Liria-Casinos						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de la Pedrera (24)</i>			
			Atrazina			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.10	01/04/2011	0.10
			01/06/2006	0.05	01/05/2011	0.05
			01/09/2006	0.05	01/06/2011	0.05
				0.20		0.20
			01/04/2007	0.10	01/04/2012	0.10
			01/06/2007	0.05	01/06/2012	0.05
			01/09/2007	0.05	01/09/2012	0.05
				0.20		0.20
			01/04/2008	0.10	01/04/2013	0.10
			01/06/2008	0.05	01/06/2013	0.05
			01/09/2008	0.05	01/09/2013	0.05
				0.20		0.20
			01/04/2009	0.10	01/04/2014	0.10
			01/06/2009	0.05	01/06/2014	0.05
			01/09/2009	0.05	01/09/2014	0.05
				0.20		0.20
			01/04/2010	0.10	01/04/2015	0.10
			01/06/2010	0.05	01/06/2015	0.05
			01/09/2010	0.05	01/09/2015	0.05
				0.20		0.20
Cantidad de pesticida (total)		Kg/ha			01/04/2016	0.10
					01/06/2016	0.05
					01/09/2016	0.05
						0.20

Masa de agua subterránea de Plana de Valencia Norte						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo San Isidro (25)</i>			
			Atrazina			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
			Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.00	01/04/2009	0.00
			01/05/2006	0.15	01/05/2009	0.15
			01/06/2006	0.05	01/06/2009	0.05
			01/07/2006	0.10	01/07/2009	0.10
				0.30		0.30
			01/04/2007	0.00	01/04/2010	0.00
			01/05/2007	0.15	01/05/2010	0.15
			01/06/2007	0.05	01/06/2010	0.05
			01/07/2007	0.10	01/07/2010	0.10
				0.30		0.30
			01/04/2008	0.00		
			01/05/2008	0.15		
			01/06/2008	0.05		
Cantidad de pesticida (total)		Kg/ha	01/07/2008	0.10		
				0.30		

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea de Plana de Valencia Norte						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Cervantes (26)</i>			
			Atrazina			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.03	01/04/2011	0.03
			01/05/2006	0.02	01/05/2011	0.02
			01/06/2006	0.02	01/06/2011	0.02
			01/07/2006	0.03	01/07/2011	0.03
				0.10		0.10
			01/04/2007	0.03	01/04/2012	0.03
			01/05/2007	0.02	01/05/2012	0.02
			01/06/2007	0.02	01/06/2012	0.02
			01/07/2007	0.03	01/07/2012	0.03
				0.10		0.10
			01/04/2008	0.03	01/04/2013	0.03
			01/05/2008	0.02	01/05/2013	0.02
			01/06/2008	0.02	01/06/2013	0.02
			01/07/2008	0.03	01/07/2013	0.03
				0.10		0.10
			01/04/2009	0.03	01/04/2014	0.03
			01/05/2009	0.02	01/05/2014	0.02
			01/06/2009	0.02	01/06/2014	0.02
			01/07/2009	0.03	01/07/2014	0.03
				0.10		0.10
01/04/2010	0.03	01/04/2015	0.03			
01/05/2010	0.02	01/05/2015	0.02			
01/06/2010	0.02	01/06/2015	0.02			
01/07/2010	0.03	01/07/2015	0.03			
	0.10		0.10			
			01/04/2016	0.03		

		01/05/2016	0.02
		01/06/2016	0.02
		01/07/2016	0.03
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.10

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea de Plana de Valencia Norte						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo Finca la Foya (27)</i>			
			Atrazina			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.01	01/04/2011	0.01
			01/05/2006	0.03	01/05/2011	0.03
			01/06/2006	0.02	01/06/2011	0.02
			01/07/2006	0.03	01/07/2011	0.03
				0.09		0.09
			01/04/2007	0.01	01/04/2012	0.01
			01/05/2007	0.03	01/05/2012	0.03
			01/06/2007	0.02	01/06/2012	0.02
			01/07/2007	0.03	01/07/2012	0.03
				0.09		0.09
			01/04/2008	0.01	01/04/2013	0.01
			01/05/2008	0.03	01/05/2013	0.03
			01/06/2008	0.02	01/06/2013	0.02
			01/07/2008	0.03	01/07/2013	0.03
				0.09		0.09
			01/04/2009	0.01	01/04/2014	0.01
			01/05/2009	0.03	01/05/2014	0.03
			01/06/2009	0.02	01/06/2014	0.02
			01/07/2009	0.03	01/07/2014	0.03
				0.09		0.09
			01/04/2010	0.01	01/04/2015	0.01
			01/05/2010	0.03	01/05/2015	0.03
			01/06/2010	0.02	01/06/2015	0.02
			01/07/2010	0.03	01/07/2015	0.03
				0.09		0.09
					01/04/2016	0.01

Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha	01/05/2016	0.03
		01/06/2016	0.02
		01/07/2016	0.03
			0.09

Masa de agua subterránea de Plana de Valencia Sur

Parámetro	Unidades	<i>Pozo de las Salinas (28)</i>				
		Atrazina				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y can- tidad de pes- ticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.03	01/04/2008	0.02
			01/05/2006	0.03	01/05/2008	0.00
			01/06/2006	0.01	01/06/2008	0.00
			01/07/2006	0.00	01/07/2008	0.04
				0.07		0.06
			01/04/2007	0.00	01/01/2009	0.01
			01/05/2007	0.03	01/05/2009	0.03
			01/06/2007	0.01	01/06/2009	0.01
			01/07/2007	0.00	01/07/2009	0.00
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.04		0.05	

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea de Plana de Valencia Sur						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo 080.142.CA014 (29)</i>			
			Atrazina			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/05/2008	0.05	01/05/2013	0.05
			01/06/2008	0.15	01/06/2013	0.15
			01/07/2008	0.05	01/07/2013	0.05
			01/08/2008	0.10	01/08/2013	0.10
			01/09/2008	0.10	01/09/2013	0.10
				0.45		0.45
			01/05/2009	0.05	01/05/2014	0.05
			01/06/2009	0.15	01/06/2014	0.15
			01/07/2009	0.05	01/07/2014	0.05
			01/08/2009	0.10	01/08/2014	0.10
			01/09/2009	0.10	01/09/2014	0.10
				0.45		0.45
			01/05/2010	0.05	01/05/2015	0.05
			01/06/2010	0.15	01/06/2015	0.15
			01/07/2010	0.05	01/07/2015	0.05
			01/08/2010	0.10	01/08/2015	0.10
			01/09/2010	0.10	01/09/2015	0.10
				0.45		0.45
			01/05/2011	0.05	01/05/2016	0.05
			01/06/2011	0.15	01/06/2016	0.15
01/07/2011	0.05	01/07/2016	0.05			
01/08/2011	0.10	01/08/2016	0.10			
01/09/2011	0.10	01/09/2016	0.10			
	0.45		0.45			
01/05/2012	0.05					
01/06/2012	0.15					

		01/07/2012	0.05
		01/08/2012	0.10
		01/09/2012	0.10
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.45

Masa de agua subterránea de Plana de Valencia Sur

Parámetro	Unidades	<i>Pozo del Ayuntamiento (30)</i>				
		Atrazina				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y can- tidad de pes- ticida	Año	Kg/ha				
			01/04/2006	0.03	01/04/2013	0.03
			01/05/2006	0.03	01/05/2013	0.03
			01/06/2006	0.00	01/06/2013	0.00
			01/07/2006	0.03	01/07/2013	0.03
				0.09		0.09
			01/04/2007	0.03	01/04/2014	0.03
			01/05/2007	0.03	01/05/2014	0.03
			01/06/2007	0.00	01/06/2014	0.00
			01/07/2007	0.03	01/07/2014	0.03
				0.09		0.09
			01/04/2008	0.03	01/04/2015	0.03
			01/05/2008	0.03	01/05/2015	0.03
			01/06/2008	0.00	01/06/2015	0.00
			01/07/2008	0.03	01/07/2015	0.03
				0.09		0.09
			01/04/2009	0.03	01/04/2016	0.03
			01/05/2009	0.03	01/05/2016	0.03
			01/06/2009	0.00	01/06/2016	0.00
			01/07/2009	0.03	01/07/2016	0.03
				0.09		0.09

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

		01/04/2010	0.03	01/04/2017	0.03
		01/05/2010	0.03	01/05/2017	0.03
		01/06/2010	0.00	01/06/2017	0.00
		01/07/2010	0.03	01/07/2017	0.03
			0.09		0.09
		01/05/2011	0.03	01/04/2018	0.03
		01/06/2011	0.03	01/05/2018	0.03
		01/07/2011	0.00	01/06/2018	0.00
		01/08/2011	0.03	01/07/2018	0.03
			0.09		0.09
		01/04/2012	0.03		
		01/05/2012	0.03		
		01/06/2012	0.00		
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha	01/07/2012	0.03		
			0.09		

Masa de agua subterránea Játiva						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo Polideportivo (31)</i>			
			Atrazina			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
			Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.02	01/04/2012	0.00
			01/07/2006	0.05	01/07/2012	0.05
				0.07		0.05
			01/04/2007	0.02	01/04/2013	0.02
			01/07/2007	0.01	01/07/2013	0.04
				0.03		0.06
			01/04/2008	0.02	01/04/2014	0.02
			01/07/2008	0.02	01/07/2014	0.05
				0.04		0.07
			01/04/2009	0.02	01/04/2015	0.02
			01/07/2009	0.02	01/07/2015	0.05
				0.04		0.07
			01/04/2010	0.02	01/04/2016	0.02
			01/07/2010	0.05	01/07/2016	0.05
			0.07		0.07	
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha		01/04/2011	0.02		
			01/07/2011	0.05		
			0.07			

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea de Bernia						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo del Ayuntamiento (32)</i>			
			Atrazina			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.04	01/04/2012	0.04
			01/05/2006	0.03	01/05/2012	0.03
			01/06/2006	0.04	01/06/2012	0.04
			01/07/2006	0.04	01/07/2012	0.04
				0.15		0.15
			01/04/2007	0.04	01/04/2013	0.04
			01/05/2007	0.03	01/05/2013	0.03
			01/06/2007	0.04	01/06/2013	0.04
			01/07/2007	0.04	01/07/2013	0.04
				0.15		0.15
			01/04/2008	0.04	01/04/2014	0.04
			01/05/2008	0.03	01/05/2014	0.03
			01/06/2008	0.04	01/06/2014	0.04
			01/07/2008	0.04	01/07/2014	0.04
				0.15		0.15
			01/04/2009	0.04	01/04/2015	0.04
			01/05/2009	0.03	01/05/2015	0.03
			01/06/2009	0.04	01/06/2015	0.04
			01/07/2009	0.04	01/07/2015	0.04
				0.15		0.15
			01/04/2010	0.04	01/04/2016	0.04
			01/05/2010	0.03	01/05/2016	0.03
			01/06/2010	0.04	01/06/2016	0.04
			01/07/2010	0.04	01/07/2016	0.04
				0.15		0.15
			01/05/2011	0.04	01/04/2017	0.04

		01/06/2011	0.03	01/05/2017	0.03
		01/07/2011	0.04	01/06/2017	0.04
		01/08/2011	0.04	01/07/2017	0.04
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.15		0.15

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea de Plana de Castellón						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo Cañars (33)</i>			
			Bromacil			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.00	01/04/2013	0.10
			01/05/2008	0.10	01/05/2013	0.05
			10/06/2008	0.10	10/06/2013	0.10
			01/07/2008	0.15	01/07/2013	0.20
			01/08/2008	0.10	01/08/2013	0.35
				0.45		0.80
			01/04/2009	0.15	01/04/2014	0.60
			01/05/2009	0.10	01/05/2014	0.20
			10/06/2009	0.30	10/06/2014	0.20
			01/07/2009	0.15	01/07/2014	0.15
			01/08/2009	0.30	01/08/2014	0.30
				0.45		1.45
			01/04/2010	0.10	01/04/2015	0.05
			01/05/2010	0.10	05/05/2015	0.10
			10/06/2010	0.20	10/06/2015	0.15
			01/07/2010	0.15	01/07/2015	0.15
			01/08/2010	0.10	01/08/2015	0.30
				0.65		0.75
			01/04/2011	0.00	01/04/2016	0.15
			01/05/2011	0.00	01/05/2016	0.10
			10/06/2011	0.00	10/06/2016	0.30
			01/07/2011	0.00	01/07/2016	0.15
			01/08/2011	0.00	01/08/2016	0.30
				0.00		1.00
			01/04/2012	0.30		
			01/05/2012	0.20		

		10/06/2012	0.30
		01/07/2012	0.15
		01/08/2012	0.20
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		1.15

Masa de agua subterránea de Plana de Castellón

Parámetro	Unidades	<i>Pozo No. 1 (34)</i>				
		Bromacil				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y can- tidad de pes- ticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.10	01/04/2013	0.20
			01/05/2008	0.20	01/05/2013	0.15
			01/06/2008	0.20	01/06/2013	0.40
			01/07/2008	0.20	01/07/2013	0.90
			01/08/2008	0.30	01/08/2013	0.80
				1.00		2.45
			01/04/2009	0.20	01/04/2014	1.20
			01/05/2009	0.30	01/05/2014	0.60
			01/06/2009	0.20	01/06/2014	0.80
			01/07/2009	0.60	01/07/2014	0.60
			01/08/2009	0.40	01/08/2014	0.40
				1.70		3.60
			01/04/2010	0.10	01/04/2015	0.20
			01/05/2010	0.10	01/05/2015	0.30
			01/06/2010	0.20	01/06/2015	0.20
			01/07/2010	0.30	01/07/2015	0.60
			01/08/2010	0.40	01/08/2015	0.40
				1.10		1.70
			01/04/2011	0.20	01/04/2016	0.20
			01/05/2011	0.30	01/05/2016	0.30

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

		01/06/2011	0.20	01/06/2016	0.20
		01/07/2011	0.20	01/07/2016	0.60
		01/08/2011	0.20	01/08/2016	0.40
			1.10		1.70
		01/04/2012	0.60		
		01/05/2012	0.40		
		01/06/2012	0.35		
		01/07/2012	0.60		
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha	01/08/2012	0.80		
			2.75		

Masa de agua subterránea Liria Casinos						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo San Antonio (35)</i>			
			Bromacil			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
			Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/05/2008	0.00	01/05/2013	0.10
			01/06/2008	0.01	01/06/2013	0.10
				0.01		0.20
			01/05/2009	0.05	01/05/2014	0.02
			01/06/2009	0.05	01/06/2014	0.05
				0.10		0.07
			01/05/2010	0.01	01/05/2015	0.00
			01/06/2010	0.02	01/06/2015	0.00
				0.03		0.00
			01/05/2011	0.00	01/05/2016	0.05
			01/06/2011	0.00	01/06/2016	0.05
				0.00		0.10
			01/05/2012	0.05	01/05/2017	0.10
			01/06/2012	0.05	01/06/2017	0.10
Cantidad de pesticida (total)		Kg/ha		0.10		0.20

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea de Buñol Cheste						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo San Alvaro (36)</i>			
			Bromacil			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.05	01/04/2013	0.05
			01/05/2008	0.05	01/05/2013	0.15
			01/06/2008	0.05	01/06/2013	0.10
			01/07/2008	0.10	01/07/2013	0.30
				0.25		0.60
			01/04/2009	0.05	01/04/2014	0.05
			01/05/2009	0.15	01/05/2014	0.15
			01/06/2009	0.10	01/06/2014	0.10
			01/07/2009	0.30	01/07/2014	0.30
				0.60		0.60
			01/04/2010	0.05	01/04/2015	0.05
			01/05/2010	0.15	01/05/2015	0.15
			01/06/2010	0.10	01/06/2015	0.10
			01/07/2010	0.30	01/07/2015	0.30
				0.60		0.60
			01/04/2011	0.05	01/04/2016	0.05
			01/05/2011	0.15	01/05/2016	0.15
			01/06/2011	0.10	01/06/2016	0.10
				0.30	01/07/2016	0.30
			01/01/2012	0.70		0.60
01/04/2012	0.30	01/04/2017	0.05			
01/05/2012	0.20	01/05/2017	0.15			
01/06/2012	0.40	01/06/2017	0.10			
01/07/2012	0.80	01/07/2017	0.30			
	2.40		0.60			
		01/04/2018	0.00			

Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha	01/05/2018	0.00
		01/06/2018	0.00
		01/07/2018	0.00
			0.00

Masa de agua subterránea de Plana de Valencia Norte

Parámetro	Unidades	<i>Pozo de Bovalar No.10 (37)</i>				
		Bromacil				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.05	01/04/2013	0.05
			01/05/2008	0.05	01/05/2013	0.05
			01/06/2008	0.10	01/06/2013	0.10
			01/07/2008	0.05	01/07/2013	0.05
			01/08/2008	0.05	01/08/2013	0.05
				0.30		0.30
			01/04/2009	0.05	01/04/2014	0.05
			01/05/2009	0.05	01/05/2014	0.05
			01/06/2009	0.10	01/06/2014	0.10
			01/07/2009	0.05	01/07/2014	0.05
			01/08/2009	0.05	01/08/2014	0.05
				0.30		0.30
			01/04/2010	0.05	01/04/2015	0.05
			01/05/2010	0.05	01/05/2015	0.05
			01/06/2010	0.10	01/06/2015	0.10
			01/07/2010	0.05	01/07/2015	0.05
			01/08/2010	0.05	01/08/2015	0.05
				0.30		0.30
			01/04/2011	0.05	01/04/2016	0.05
			01/05/2011	0.05	01/05/2016	0.05

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

		01/06/2011	0.10	01/06/2016	0.10
		01/07/2011	0.05	01/07/2016	0.05
		01/08/2011	0.05	01/08/2016	0.05
			0.30		0.30
		01/04/2012	0.05		
		01/05/2012	0.05		
		01/06/2012	0.10		
		01/07/2012	0.05		
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha	01/08/2012	0.05		
			0.30		

Masa de agua subterránea de Plana de Valencia Sur

Parámetro	Unidades	<i>Pozo de Font Barret (38)</i>				
		Bromacil				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y can- tidad de pes- ticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.05	01/04/2012	0.05
			01/05/2006	0.05	01/05/2012	0.05
			01/06/2006	0.05	01/06/2012	0.05
			01/07/2006	0.05	01/07/2012	0.06
				0.20		0.21
			01/04/2007	0.02	01/04/2013	0.01
			01/05/2007	0.02	01/05/2013	0.02
			01/06/2007	0.03	01/06/2013	0.02
			01/07/2007	0.03	01/07/2013	0.02
				0.10		0.07
		01/04/2008	0.00	01/04/2014	0.20	

		01/05/2008	0.00	01/05/2014	0.15
		01/06/2008	0.00	01/06/2014	0.05
		01/07/2008	0.00	01/07/2014	0.05
			0.00		0.45
		01/04/2009	0.05	01/04/2015	0.05
		01/05/2009	0.05	01/05/2015	0.05
		01/06/2009	0.05	01/06/2015	0.05
		01/07/2009	0.05	01/07/2015	0.05
			0.20		0.20
		01/04/2010	0.03	01/04/2016	0.05
		01/05/2010	0.03	01/05/2016	0.05
		01/06/2010	0.03	01/06/2016	0.05
		01/07/2010	0.03	01/07/2016	0.05
			0.12		0.20
		01/04/2011	0.02		
		01/05/2011	0.02		
		01/06/2011	0.04		
		01/07/2011	0.08		
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.16		

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea de Plana de Valencia Sur						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de la Concepción (39)</i>			
			Bromacil			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	-	Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.05	01/04/2012	0.05
			01/05/2006	0.05	01/05/2012	0.05
			01/06/2006	0.05	01/06/2012	0.05
			01/07/2006	0.05	01/07/2012	0.06
				0.20		0.21
			01/04/2007	0.02	01/04/2013	0.08
			01/05/2007	0.02	01/05/2013	0.05
			01/06/2007	0.03	01/06/2013	0.40
			01/07/2007	0.03	01/07/2013	0.70
				0.10		1.23
			01/04/2008	0.00	01/04/2014	0.70
			01/05/2008	0.02	01/05/2014	0.50
			01/06/2008	0.00	01/06/2014	0.20
			01/07/2008	0.00	01/07/2014	0.20
				0.02		1.60
			01/04/2009	0.05	01/04/2015	0.20
			01/05/2009	0.05	01/05/2015	0.20
			01/06/2009	0.05	01/06/2015	0.20
			01/07/2009	0.05	01/07/2015	0.20
				0.20		0.80
01/04/2010	0.04	01/04/2016	0.20			
01/05/2010	0.04	01/05/2016	0.20			
01/06/2010	0.03	01/06/2016	0.20			
01/07/2010	0.03	01/07/2016	0.20			
	0.14		0.80			
01/04/2011	0.02					

		01/05/2011	0.02
		01/06/2011	0.04
		01/07/2011	0.08
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.16

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Sierra de las Agujas						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo No. 1 (40)</i>			
			Bromacil			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.30	01/04/2012	0.30
			01/05/2006	0.10	01/05/2012	0.10
			01/06/2006	0.60	01/06/2012	0.60
			01/07/2006	0.30	01/07/2012	0.30
				1.30		1.30
			01/04/2007	0.30	01/04/2013	0.30
			01/05/2007	0.10	01/05/2013	0.40
			01/06/2007	0.60	01/06/2013	0.50
			01/07/2007	0.30	01/07/2013	0.50
				1.30		1.70
			01/04/2008	0.30	01/04/2014	1.30
			01/05/2008	0.10	01/05/2014	0.70
			01/06/2008	0.60	01/06/2014	0.60
			01/07/2008	0.30	01/07/2014	0.20
				1.30		2.80
			01/04/2009	0.30	01/04/2015	0.30
			01/05/2009	0.10	01/05/2015	0.40
			01/06/2009	0.60	01/06/2015	0.30
			01/07/2009	0.30	01/07/2015	0.20
				1.30		1.20
01/04/2010	0.30	01/04/2016	0.20			
01/05/2010	0.10	01/05/2016	0.30			
01/06/2010	0.30	01/06/2016	0.00			
01/07/2010	0.20	01/07/2016	0.00			
	0.90		0.50			
01/04/2011	0.30					

		01/05/2011	0.10
		01/06/2011	0.60
Cantidad de		01/07/2011	0.30
pesticida (to-	Kg/ha		1.30
tal)			

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Plana de Castellón						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Cañars (41)</i>			
			Terbumeton			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/05/2010	0.15	01/02/2014	1.00
			01/06/2010	0.15	01/06/2014	0.25
			01/07/2010	0.20	01/07/2014	0.20
			01/08/2010	0.15	01/08/2014	0.15
			01/09/2010	0.30	01/09/2014	1.30
				0.95		2.90
			01/05/2011	0.15	01/05/2015	0.15
			01/06/2011	0.15	01/06/2015	0.15
			01/07/2011	0.20	01/07/2015	0.20
			01/08/2011	0.15	01/08/2015	0.15
			01/09/2011	0.40	01/09/2015	0.40
				1.05		1.05
			01/05/2012	0.10	01/05/2016	0.15
			01/06/2012	0.15	01/06/2016	0.15
			01/07/2012	0.05	01/07/2016	0.20
			01/08/2012	0.10	01/08/2016	0.15
			01/09/2012	1.20	01/09/2016	0.30
				1.60		0.95
			01/05/2013	0.20	01/05/2017	0.15
			01/06/2013	0.20	01/06/2017	0.15
01/07/2013	0.30	01/07/2017	0.20			
01/08/2013	0.50	01/08/2017	0.15			
01/09/2013	0.20	01/09/2017	0.30			
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha		1.40		0.95	

Masa de agua subterránea Plana de Castellón						
Parámetro	Unidades	<i>Pozo No.1 (42)</i>				
		Terbumeton				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.10	01/04/2013	0.05
			01/05/2008	0.10	01/05/2013	0.10
			01/06/2008	0.10	01/06/2013	0.10
			01/07/2008	0.10	01/07/2013	0.20
			01/08/2008	0.10	01/08/2013	0.10
				0.50		0.55
			01/04/2009	0.10	01/04/2014	0.60
			01/05/2009	0.10	01/05/2014	0.60
			01/06/2009	0.10	01/06/2014	0.30
			01/07/2009	0.10	01/07/2014	0.30
			01/08/2009	0.10	01/08/2014	0.20
				0.50		2.00
			01/04/2010	0.10	01/04/2015	0.20
			01/05/2010	0.10	01/05/2015	0.10
			01/06/2010	0.10	01/06/2015	0.20
			01/07/2010	0.10	01/07/2015	0.20
			01/08/2010	0.10	01/08/2015	0.20
				0.50		0.90
			01/04/2011	0.10	01/04/2016	0.10
			01/05/2011	0.10	01/05/2016	0.10
			01/06/2011	0.10	01/06/2016	0.10
			01/07/2011	0.10	01/07/2016	0.10
			01/08/2011	0.10	01/08/2016	0.10
				0.50		0.50
			01/04/2012	0.10		
			01/05/2012	0.10		
			01/06/2012	0.10		

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

		01/07/2012	0.10
Cantidad de		01/08/2012	0.10
pesticida (to-	Kg/ha		0.50
tal)			

Masa de agua subterránea Plana de Castellón						
Parámetro	Unidades	<i>Pozo de la fuente de la Reina (43)</i>				
		Terbumeton				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.10	01/04/2013	0.22
			01/05/2008	0.10	01/05/2013	0.20
			01/06/2008	0.10	01/06/2013	0.20
			01/07/2008	0.10	01/07/2013	0.20
			01/08/2008	0.10	01/08/2013	0.20
				0.50		1.02
			01/04/2009	0.10	01/04/2014	0.50
			01/05/2009	0.10	01/05/2014	0.20
			01/06/2009	0.10	01/06/2014	0.10
			01/07/2009	0.10	01/07/2014	0.10
			01/08/2009	0.10	01/08/2014	0.10
				0.50		1.00
			01/04/2010	0.05	01/04/2015	0.10
			01/05/2010	0.05	01/05/2015	0.10
			01/06/2010	0.05	01/06/2015	0.10
			01/07/2010	0.05	01/07/2015	0.10
			01/08/2010	0.05	01/08/2015	0.10
				0.25		0.50
			01/04/2011	0.10	01/04/2016	0.10
			01/05/2011	0.10	01/05/2016	0.10
			01/06/2011	0.10	01/06/2016	0.10
			01/07/2011	0.10	01/07/2016	0.10
			01/08/2011	0.10	01/08/2016	0.10
				0.50		0.50
			01/04/2012	0.20	01/04/2017	0.10
			01/05/2012	0.20	01/05/2017	0.10
			01/06/2012	0.20	01/06/2017	0.10

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha	01/07/2012	0.20	01/07/2017	0.10
		01/08/2012	0.20	01/08/2017	0.10
			1.00		0.50

Masa de agua subterránea Plana de Castellón						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Cap del Terme (44)</i>			
			Terbumeton			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
			Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.04	01/04/2013	0.04
			01/05/2008	0.03	01/05/2013	0.03
			10/06/2008	0.03	10/06/2013	0.03
			01/07/2008	0.05	01/07/2013	0.05
			01/08/2008	0.04	01/08/2013	0.04
				0.19		0.19
			01/04/2009	0.04	01/04/2014	0.04
			01/05/2009	0.03	01/05/2014	0.03
			10/06/2009	0.03	10/06/2014	0.03
			01/07/2009	0.05	01/07/2014	0.05
			01/08/2009	0.04	01/08/2014	0.04
				0.19		0.19
			01/04/2010	0.04	01/04/2015	0.04
			01/05/2010	0.03	01/05/2015	0.03
			10/06/2010	0.03	10/06/2015	0.03
			01/07/2010	0.05	01/07/2015	0.05
			01/08/2010	0.04	01/08/2015	0.04
				0.19		0.19
			01/04/2011	0.04	01/04/2016	0.04
			01/05/2011	0.03	01/05/2016	0.03
			10/06/2011	0.03	10/06/2016	0.03
			01/07/2011	0.05	01/07/2016	0.05
			01/08/2011	0.04	01/08/2016	0.04
				0.19		0.19
			01/04/2012	0.04	01/04/2017	0.04
			01/05/2012	0.03	01/05/2017	0.03
			10/06/2012	0.03	10/06/2017	0.03

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha	01/07/2012	0.05	01/07/2017	0.05
		01/08/2012	0.04	01/08/2017	0.04
			0.19		0.19

Masa de agua subterránea Plana de Sagunto						
Parámetro	Unidades	<i>Pozo de Realengo (45)</i>				
		Terbumeton				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2007	0.05	01/04/2012	0.05
			01/05/2007	0.05	01/05/2012	0.05
			01/06/2007	0.05	01/06/2012	0.05
			01/07/2007	0.05	01/07/2012	0.05
			01/08/2007	0.05	01/08/2012	0.05
				0.25		0.25
			01/04/2008	0.05	01/04/2013	0.12
			01/05/2008	0.05	01/05/2013	0.10
			01/06/2008	0.05	01/06/2013	0.15
			01/07/2008	0.05	01/07/2013	0.10
			01/08/2008	0.05	01/08/2013	0.10
				0.25		0.57
			01/04/2009	0.05	01/04/2014	0.10
			01/05/2009	0.05	01/05/2014	0.10
			01/06/2009	0.05	01/06/2014	0.10
			01/07/2009	0.05	01/07/2014	0.10
			01/08/2009	0.05	01/08/2014	0.10
				0.25		0.50
			01/04/2010	0.05	01/04/2015	0.10
			01/05/2010	0.05	01/05/2015	0.10
			01/06/2010	0.05	01/06/2015	0.10
			01/07/2010	0.05	01/07/2015	0.10
			01/08/2010	0.05	01/08/2015	0.10
				0.25		0.50
			01/04/2011	0.05	01/04/2016	0.10
			01/05/2011	0.05	01/05/2016	0.10
			01/06/2011	0.05	01/06/2016	0.10

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

		01/07/2011	0.05	01/07/2016	0.10
Cantidad de		01/08/2011	0.05	01/08/2016	0.10
pesticida (to-	Kg/ha		0.25		0.50
tal)					

Masa de agua subterránea Plana de Castellón						
Parámetro	Unidades	<i>Pozo de San Antonio (46)</i>				
		Terbumeton				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha				
			01/05/2008	0.00	01/05/2013	0.20
			01/06/2008	0.01	01/06/2013	0.20
				0.01	01/07/2013	0.05
			01/05/2009	0.05	01/08/2013	0.10
			01/06/2009	0.05		0.55
				0.10	01/05/2014	0.03
			01/05/2010	0.01	01/06/2014	0.04
			01/06/2010	0.02		0.07
				0.03	01/05/2015	0.00
			01/05/2011	0.00	01/06/2015	0.00
			01/06/2011	0.00		0.00
				0.00	01/05/2016	0.00
			01/05/2012	0.05	01/06/2016	0.00
			01/06/2012	0.06		0.00
				0.11	01/05/2017	0.00
Cantidad de pesticida (total)		Kg/ha			01/06/2017	0.00
						0.00

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Buñol Cheste						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo La Purisima (47)</i>			
			Terbumeton			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	-	Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2007	0.30	01/04/2012	0.50
			01/05/2007	0.30	01/05/2012	0.50
			01/06/2007	0.30	01/06/2012	0.50
			01/07/2007	0.30	01/07/2012	0.50
			01/08/2007	0.30	01/09/2012	0.50
				1.50		2.50
			01/04/2008	0.30	01/04/2013	2.00
			01/05/2008	0.30	01/05/2013	0.80
			01/06/2008	0.30	01/06/2013	4.20
			01/07/2008	0.30	01/07/2013	0.80
			01/08/2008	0.30	01/08/2013	0.80
				1.50		8.60
			01/04/2009	0.30	01/04/2014	0.30
			01/05/2009	0.30	01/05/2014	0.30
			01/06/2009	0.30	01/06/2014	0.30
			01/07/2009	0.30	01/07/2014	0.30
			01/08/2009	0.30	01/08/2014	0.30
				1.50		1.50
			01/04/2010	0.30	01/04/2015	0.30
			01/05/2010	0.30	01/05/2015	0.30
01/06/2010	0.30	01/06/2015	0.30			
01/07/2010	0.30	01/07/2015	0.30			
01/08/2010	0.30	01/08/2015	0.30			
	1.50		1.50			
01/04/2011	0.30	01/04/2016	0.30			
01/05/2011	0.30	01/05/2016	0.30			

		01/06/2011	0.30	01/06/2016	0.30
		01/07/2011	0.30	01/07/2016	0.30
Cantidad de		10/11/2011	2.00	01/08/2016	0.30
pesticida (to-	Kg/ha		3.20		1.50
tal)					

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Buñol Cheste						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo Llano de Cuarte (48)</i>			
			Terbumeton			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	10/04/2009	0.03	10/04/2012	0.02
			05/05/2009	0.03	05/05/2012	0.02
			10/06/2009	0.03	10/06/2012	0.02
			01/07/2009	0.03	01/07/2012	0.02
				0.12		0.08
			10/04/2010	0.02	10/04/2013	0.01
			05/05/2010	0.02	05/05/2013	0.02
			10/06/2010	0.02	10/06/2013	0.02
			01/07/2010	0.02	01/07/2013	0.02
				0.08		0.07
			10/04/2011	0.01	10/04/2014	0.02
			05/05/2011	0.01	05/05/2014	0.02
			10/06/2011	0.02	10/06/2014	0.02
			01/07/2011	0.02	01/07/2014	0.01
				0.06		0.07
					10/04/2015	0.01
		05/05/2015	0.01			
		10/06/2015	0.00			
		01/07/2015	0.02			
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha					0.04

Masa de agua subterránea Plana de Valencia Sur						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de los Santos (49)</i>			
			Terbumeton			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
			Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.04	01/01/2012	0.15
			01/05/2008	0.04	01/05/2012	0.15
			01/06/2008	0.03	01/06/2012	0.15
			01/07/2008	0.04	01/07/2012	0.10
				0.15		0.55
			01/04/2009	0.10	01/04/2013	0.05
			01/05/2009	0.10	01/05/2013	0.15
			01/06/2009	0.10	01/06/2013	0.15
			01/07/2009	0.10	01/07/2013	0.30
				0.40		0.65
			01/04/2010	0.10	10/03/2014	1.40
			01/05/2010	0.10	10/04/2014	0.50
			01/06/2010	0.10	10/05/2014	0.30
			01/07/2010	0.10	01/06/2014	0.20
				0.40	01/07/2014	0.10
			01/04/2011	0.10		2.50
			01/05/2011	0.10		
01/06/2011	0.10					
Cantidad de pesticida (total)		01/07/2011	0.10			
			0.40			

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Plana de Valencia Sur						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Font-Barret (50)</i>			
			Terbumeton			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	-	Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.04	01/04/2012	0.05
			01/05/2006	0.04	01/05/2012	0.05
			01/06/2006	0.04	01/06/2012	0.05
			01/07/2006	0.04	01/07/2012	0.05
				0.16		0.20
			01/04/2007	0.02	01/04/2013	0.07
			01/05/2007	0.02	01/05/2013	0.08
			01/06/2007	0.03	01/06/2013	0.20
			01/07/2007	0.03	01/07/2013	0.40
				0.10		0.75
			01/04/2008	0.00	01/04/2014	0.80
			01/05/2008	0.00	01/05/2014	0.80
			01/06/2008	0.00	01/06/2014	0.40
			01/07/2008	0.00	01/07/2014	0.10
				0.00		2.10
			01/04/2009	0.05	01/04/2015	0.05
			01/05/2009	0.05	01/05/2015	0.05
			01/06/2009	0.05	01/06/2015	0.05
			01/07/2009	0.05	01/07/2015	0.05
				0.20		0.20
01/04/2010	0.05	01/04/2016	0.05			
01/05/2010	0.05	01/05/2016	0.05			
01/06/2010	0.05	01/06/2016	0.05			
01/07/2010	0.05	01/07/2016	0.05			
	0.20		0.20			
01/04/2011	0.05					

		01/05/2011	0.05
		01/06/2011	0.04
		01/07/2011	0.05
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.19

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Plana de Valencia Sur						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de la Concepción (51)</i>			
			Terbumeton			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	-	Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.05	01/04/2012	0.20
			01/05/2006	0.05	01/05/2012	0.30
			01/06/2006	0.05	01/06/2012	0.30
			01/07/2006	0.05	01/07/2012	0.20
				0.20		1.00
			01/04/2007	0.10	01/04/2013	0.26
			01/05/2007	0.10	01/05/2013	0.50
			01/06/2007	0.10	01/06/2013	0.70
			01/07/2007	0.10		1.46
				0.40	05/03/2014	2.00
			01/04/2008	0.05	05/04/2014	0.50
			01/05/2008	0.05	01/05/2014	0.60
			01/06/2008	0.05	01/06/2014	0.20
			01/07/2008	0.05	01/07/2014	0.20
				0.20		1.50
			01/04/2009	0.10	01/04/2015	0.20
			01/05/2009	0.10	01/05/2015	0.20
			01/06/2009	0.10	01/06/2015	0.20
			01/07/2009	0.10	01/07/2015	0.20
				0.40		0.80
			01/04/2010	0.15	01/04/2016	0.20
			01/05/2010	0.15	01/05/2016	0.20
			01/06/2010	0.15	01/06/2016	0.20
			01/07/2010	0.15	01/07/2016	0.20
				0.60		0.80
			01/04/2011	0.20		

		01/05/2011	0.20
		01/06/2011	0.15
Cantidad de		01/07/2011	0.15
pesticida (to-	Kg/ha		0.70
tal)			

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea La Contienda						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Montesol (52)</i>			
			Terbumeton			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.05	01/04/2013	0.70
			01/05/2008	0.05	01/05/2013	0.40
			01/06/2008	0.05	01/06/2013	0.40
			01/07/2008	0.05	01/07/2013	0.40
			01/08/2008	0.05	01/08/2013	0.40
				0.25		2.30
			01/04/2009	0.10	01/04/2014	0.70
			01/05/2009	0.10	01/05/2014	0.40
			01/06/2009	0.10	01/06/2014	0.40
			01/07/2009	0.10	01/07/2014	0.40
			01/08/2009	0.10	01/08/2014	0.30
				0.50		2.20
			01/04/2010	0.05	01/04/2015	0.10
			01/05/2010	0.05	01/05/2015	0.10
			01/06/2010	0.05	01/06/2015	0.10
			01/07/2010	0.05	01/07/2015	0.10
			01/08/2010	0.20	01/08/2015	0.10
				0.40		0.50
			01/04/2011	0.15	01/04/2016	0.10
			01/05/2011	0.15	01/05/2016	0.10
			01/06/2011	0.15	01/06/2016	0.10
			01/07/2011	0.15	01/07/2016	0.10
			01/08/2011	0.15	01/08/2016	0.10
				0.75		0.50
			01/04/2012	0.05	01/04/2017	0.00
			01/05/2012	0.05	01/05/2017	0.00

		01/06/2012	0.05	01/06/2017	0.00
		01/07/2012	0.05	01/07/2017	0.00
		01/08/2012	0.05	01/08/2017	0.00
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.25		0.00

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea La Contienda						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Bateria de Gavarda (53)</i>			
			Terbumeton			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	-	Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.10	01/04/2012	0.10
			01/05/2006	0.10	01/05/2012	0.10
			01/06/2006	0.10	01/06/2012	0.10
			01/07/2006	0.10	01/07/2012	0.10
				0.40		0.40
			01/04/2007	0.05	01/04/2013	0.10
			01/05/2007	0.10	01/05/2013	0.10
			01/06/2007	0.10	01/06/2013	0.10
			01/07/2007	0.05	01/07/2013	0.10
				0.30		0.40
			01/04/2008	0.05	01/04/2014	0.50
			01/05/2008	0.00	01/05/2014	0.10
			01/06/2008	0.10	01/06/2014	0.10
			01/07/2008	0.10	01/07/2014	0.10
				0.25		0.80
			01/04/2009	0.10	01/04/2015	0.10
			01/05/2009	0.10	01/05/2015	0.10
			01/06/2009	0.10	01/06/2015	0.10
			01/07/2009	0.10	01/07/2015	0.10
				0.40		0.40
01/04/2010	0.10	01/04/2016	0.10			
01/05/2010	0.10	01/05/2016	0.10			
01/06/2010	0.10	01/06/2016	0.10			
01/07/2010	0.10	01/07/2016	0.10			
	0.40		0.40			
01/04/2011	0.10					

		01/05/2011	0.10
		01/06/2011	0.10
		01/07/2011	0.10
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.40

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea La Contienda						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Massalavés (54)</i>			
			Terbumeton			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.05	01/04/2012	0.10
			01/05/2006	0.05	01/05/2012	0.10
			01/06/2006	0.05	01/06/2012	0.10
			01/07/2006	0.05	01/07/2012	0.10
				0.20		0.40
			01/04/2007	0.03	01/04/2013	0.04
			01/05/2007	0.05	01/05/2013	0.05
			01/06/2007	0.05	01/06/2013	0.25
			01/07/2007	0.05	01/07/2013	0.05
				0.18		0.39
			01/04/2008	0.04	01/04/2014	0.75
			01/05/2008	0.00	01/05/2014	0.20
			01/06/2008	0.05	01/06/2014	0.10
			01/07/2008	0.05	01/07/2014	0.10
				0.14		1.15
			01/04/2009	0.10	01/04/2015	0.10
			01/05/2009	0.10	01/05/2015	0.10
			01/06/2009	0.10	01/06/2015	0.10
			01/07/2009	0.10	01/07/2015	0.10
				0.40		0.40
			01/04/2010	0.05	01/04/2016	0.10
			01/05/2010	0.05	01/05/2016	0.10
			01/06/2010	0.05	01/06/2016	0.10
			01/07/2010	0.05	01/07/2016	0.10
				0.20		0.40
			01/04/2011	0.05		

		01/05/2011	0.05
		01/06/2011	0.05
		01/07/2011	0.05
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.20

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Sierra de las Agujas						
Parámetro	Unidades	<i>Pozo de Gandía (55)</i>				
		Terbumeton				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.10	01/04/2011	0.05
			10/05/2006	0.10	10/05/2011	0.10
			10/06/2006	0.10	10/06/2011	0.20
			25/07/2006	0.10	25/07/2011	0.30
			01/09/2006	0.10	01/09/2011	0.30
				0.50		0.95
			01/04/2007	0.05	01/04/2012	0.20
			10/05/2007	0.05	10/05/2012	0.30
			10/06/2007	0.05	10/06/2012	0.10
			25/07/2007	0.05	25/07/2012	0.00
			01/09/2007	0.00	01/09/2012	0.00
				0.20		0.60
			01/04/2008	0.05	01/04/2013	0.27
			10/05/2008	0.05	10/05/2013	0.40
			10/06/2008	0.05	10/06/2013	0.40
			25/07/2008	0.05	25/07/2013	0.60
			01/09/2008	0.05	01/09/2013	0.60
				0.25		2.27
			01/04/2009	0.05	01/03/2014	0.80
			10/05/2009	0.05	10/05/2014	0.30
10/06/2009	0.00	10/06/2014	0.20			
25/07/2009	0.00	25/07/2014	0.10			
01/09/2009	0.00	01/09/2014	0.10			
	0.10		1.50			
01/04/2010	0.01					
10/05/2010	0.02					

		10/06/2010	0.02
		25/07/2010	0.02
		01/09/2010	0.02
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.09

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Sierra de las Agujas						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo No. 1 (56)</i>			
			Terbumeton			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	-	Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	10/04/2006	0.30	10/04/2011	0.30
			10/05/2006	0.10	10/05/2011	0.10
			10/06/2006	0.60	10/06/2011	0.60
			10/07/2006	0.30	10/07/2011	0.30
				1.30		1.30
			10/04/2007	0.30	10/04/2012	0.60
			10/05/2007	0.10	10/05/2012	0.20
			10/06/2007	0.60	10/06/2012	0.90
			10/07/2007	0.30	10/07/2012	0.80
				1.30		2.50
			10/04/2008	0.30	10/04/2013	1.00
			10/05/2008	0.10	10/05/2013	1.00
			10/06/2008	0.60	10/06/2013	0.80
			10/07/2008	0.30	10/07/2013	0.90
				1.30		3.70
			10/04/2009	0.30	10/04/2014	2.40
			10/05/2009	0.10	10/05/2014	1.40
			10/06/2009	0.60	10/06/2014	0.90
			10/07/2009	0.30	10/07/2014	0.40
				1.30		5.10
10/04/2010	0.30	10/04/2015	0.30			
10/05/2010	0.10	10/05/2015	0.40			
10/06/2010	0.30	10/06/2015	0.30			
10/07/2010	0.20	10/07/2015	0.20			
	0.90		1.20			
			10/04/2016	0.20		

		10/05/2016	0.30
		10/06/2016	0.00
		10/07/2016	0.00
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.50

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Barig						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de la Galera (57)</i>			
			Terbumeton			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	-	Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.04	01/04/2013	0.05
			01/05/2008	0.04	01/05/2013	0.05
			01/06/2008	0.04	01/06/2013	0.05
			01/07/2008	0.04	01/07/2013	0.05
			01/08/2008	0.04	01/08/2013	0.05
				0.20		0.25
			01/04/2009	0.05	01/04/2014	0.90
			01/05/2009	0.05	01/05/2014	0.20
			01/06/2009	0.05	01/06/2014	0.10
			01/07/2009	0.05	01/07/2014	0.05
			01/08/2009	0.05	01/08/2014	0.05
				0.25		1.30
			01/04/2010	0.05	01/04/2015	0.05
			01/05/2010	0.05	01/05/2015	0.05
			01/06/2010	0.05	01/06/2015	0.05
			01/07/2010	0.05	01/07/2015	0.05
			01/08/2010	0.05	01/08/2015	0.05
				0.25		0.25
			01/04/2011	0.02	01/04/2016	0.02
			01/05/2011	0.02	01/05/2016	0.02
01/06/2011	0.02	01/06/2016	0.02			
01/07/2011	0.02	01/07/2016	0.00			
01/08/2011	0.02	01/08/2016	0.00			
	0.10		0.06			
01/04/2012	0.10					
01/05/2012	0.10					

		01/06/2012	0.10
		01/07/2012	0.20
		01/08/2012	0.20
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.70

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Plana de Gandía						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de cuatro vientos (58)</i>			
			Terbumeton			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	-	Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/05/2008	0.00	01/05/2013	0.05
			01/06/2008	0.00	01/06/2013	0.05
			01/07/2008	0.05	01/07/2013	0.08
			01/08/2008	0.05	01/08/2013	0.00
			01/09/2008	0.00	01/09/2013	0.00
				0.10		0.18
			01/05/2009	0.05	01/05/2014	0.05
			01/06/2009	0.05	01/06/2014	0.05
			01/07/2009	0.05	01/07/2014	0.05
			01/08/2009	0.05	01/08/2014	0.05
			01/09/2009	0.00	01/09/2014	0.00
				0.20		0.20
			01/05/2010	0.05	01/05/2015	0.04
			01/06/2010	0.05	01/06/2015	0.04
			01/07/2010	0.05	01/07/2015	0.04
			01/08/2010	0.05	01/08/2015	0.03
			01/09/2010	0.00	01/09/2015	0.00
				0.20		0.15
			01/05/2011	0.03	01/05/2016	0.00
			01/06/2011	0.04	01/06/2016	0.00
01/07/2011	0.04	01/07/2016	0.00			
01/08/2011	0.04	01/08/2016	0.00			
01/09/2011	0.00	01/09/2016	0.00			
	0.15		0.00			
01/05/2012	0.05					
01/06/2012	0.05					

		01/07/2012	0.05
		01/08/2012	0.05
		01/09/2012	0.00
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.20

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Marchuquera - Falconera						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo deMurtar (59)</i>			
			Terbumeton			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	-	Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.04	01/04/2013	0.10
			01/05/2008	0.04	01/05/2013	0.10
			01/06/2008	0.06	01/06/2013	0.10
			01/07/2008	0.08	01/07/2013	0.10
			01/08/2008	0.10	01/08/2013	0.60
				0.32	01/09/2013	0.40
			01/04/2009	0.10		1.40
			01/05/2009	0.10	10/03/2014	0.70
			01/06/2009	0.10	01/06/2014	0.20
			01/07/2009	0.10	01/07/2014	0.10
			01/08/2009	0.10	01/08/2014	0.10
				0.50		1.10
			01/04/2010	0.20	01/04/2015	0.20
			01/05/2010	0.20	01/05/2015	0.10
			01/06/2010	0.20	01/06/2015	0.10
			01/07/2010	0.20	01/07/2015	0.10
			01/08/2010	0.10	01/08/2015	0.20
				0.90		0.70
			01/04/2011	0.10		
			01/05/2011	0.10		
01/06/2011	0.10					
01/07/2011	0.10					
01/08/2011	0.10					
	0.50					
01/04/2012	0.10					
01/05/2012	0.10					

		01/06/2012	0.10
		01/07/2012	0.10
		01/08/2012	0.10
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.50

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Plana de Castellón						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Fuente de la Reina (60)</i>			
			Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.10	01/04/2013	0.02
			01/05/2008	0.10	01/05/2013	0.05
			01/06/2008	0.10	01/06/2013	0.05
			01/07/2008	0.10	01/07/2013	0.05
			01/08/2008	0.10	01/08/2013	0.05
				0.50		0.22
			01/04/2009	0.10	01/04/2014	0.10
			01/05/2009	0.10	01/05/2014	0.10
			01/06/2009	0.10	01/06/2014	0.10
			01/07/2009	0.10	01/07/2014	0.10
			01/08/2009	0.10	01/08/2014	0.10
				0.50		0.50
			01/04/2010	0.05	01/04/2015	0.10
			01/05/2010	0.05	01/05/2015	0.10
			01/06/2010	0.05	01/06/2015	0.10
			01/07/2010	0.05	01/07/2015	0.10
			01/08/2010	0.05	01/08/2015	0.10
				0.25		0.50
			01/04/2011	0.10	01/04/2016	0.10
			01/05/2011	0.10	01/05/2016	0.10
			01/06/2011	0.10	01/06/2016	0.10
			01/07/2011	0.10	01/07/2016	0.10
			01/08/2011	0.10	01/08/2016	0.10
				0.50		0.50
			01/04/2012	0.05	01/04/2017	0.10
			01/05/2012	0.05	01/05/2017	0.10

Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha	01/06/2012	0.05	01/06/2017	0.10
		01/07/2012	0.05	01/07/2017	0.10
		01/08/2012	0.05	01/08/2017	0.10
			0.25		0.50

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Plana de Sagunto						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Realengo (61)</i>			
			Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.05	01/04/2013	0.12
			01/05/2008	0.05	01/05/2013	0.10
			01/06/2008	0.05	01/06/2013	0.15
			01/07/2008	0.05	01/07/2013	0.10
			01/08/2008	0.05	01/08/2013	0.10
				0.25		0.57
			01/04/2009	0.05	01/04/2014	0.10
			01/05/2009	0.05	01/05/2014	0.10
			01/06/2009	0.05	01/06/2014	0.10
			01/07/2009	0.05	01/07/2014	0.10
			01/08/2009	0.05	01/08/2014	0.10
				0.25		0.50
			01/04/2010	0.05	01/04/2015	0.10
			01/05/2010	0.05	01/05/2015	0.10
			01/06/2010	0.05	01/06/2015	0.10
			01/07/2010	0.05	01/07/2015	0.10
			01/08/2010	0.05	01/08/2015	0.10
				0.25		0.50
			01/04/2011	0.05	01/04/2016	0.10
			01/05/2011	0.05	01/05/2016	0.10
01/06/2011	0.05	01/06/2016	0.10			
01/07/2011	0.05	01/07/2016	0.10			
01/08/2011	0.05	01/08/2016	0.10			
	0.25		0.50			
01/04/2012	0.05	01/04/2017	0.05			
01/05/2012	0.05	01/05/2017	0.05			

		01/06/2012	0.05	01/06/2017	0.05
		01/07/2012	0.05	01/07/2017	0.05
		01/08/2012	0.05	01/08/2017	0.05
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.25		0.25

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Mancha Oriental						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Rafael Martin Sierra (62)</i>			
			Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/03/2009	0.10	01/02/2012	0.40
			01/04/2009	0.10	01/03/2012	0.60
			01/05/2009	0.10	30/04/2012	0.05
			01/06/2009	0.10	30/05/2012	0.05
				0.40	30/05/2012	0.05
			01/03/2010	0.05	30/06/2012	0.00
			01/04/2010	0.05		1.15
			01/05/2010	0.05	01/04/2013	0.05
			01/06/2010	0.05	01/05/2013	0.05
				0.20	01/06/2013	0.05
			01/02/2011	0.00	30/12/2013	0.05
			05/03/2011	0.10		0.20
			30/04/2011	0.10	01/02/2014	0.20
30/05/2011	0.10	01/03/2014	0.20			
Cantidad de pesticida (total)		Kg/ha	30/06/2011	0.10		0.40
				0.40		

Masa de agua subterránea Liria Casinos						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de la Pedrereta (63)</i>			
			Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
			Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.03	01/04/2011	0.03
			01/05/2006	0.02	01/05/2011	0.01
			01/06/2006	0.03	01/06/2011	0.03
			01/07/2006	0.07	01/07/2011	0.03
				0.15		0.10
			01/04/2007	0.03	01/04/2012	0.03
			01/05/2007	0.02	01/05/2012	0.01
			01/06/2007	0.03	01/06/2012	0.03
			01/07/2007	0.03	01/07/2012	0.03
				0.11		0.10
			01/04/2008	0.03	01/04/2013	0.03
			01/05/2008	0.01	01/05/2013	0.01
			01/06/2008	0.03	01/06/2013	0.03
			01/07/2008	0.03	01/07/2013	0.03
				0.10		0.10
			01/01/2009	0.05	01/04/2014	0.03
			01/05/2009	0.01	01/05/2014	0.01
			01/06/2009	0.03	01/06/2014	0.03
			01/07/2009	0.03	01/07/2014	0.03
				0.12		0.10
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha	01/04/2010	0.03			
		01/05/2010	0.01			
		01/06/2010	0.03			
		01/07/2010	0.03			
			0.10			

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Buñol Cheste						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de La Purisima (64)</i>			
			Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
			Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2007	0.30	01/04/2012	0.30
			01/05/2007	0.30	01/05/2012	0.30
			01/06/2007	0.30	01/06/2012	0.30
			01/07/2007	0.30	01/07/2012	0.30
			01/08/2007	0.30	01/08/2012	0.30
				1.50		1.50
			01/04/2008	0.30	01/04/2013	0.30
			01/05/2008	0.30	01/05/2013	0.30
			01/06/2008	0.30	01/06/2013	0.30
			01/07/2008	0.30	01/07/2013	0.30
			01/08/2008	0.30	01/08/2013	0.30
				1.50		1.50
			01/04/2009	0.30	01/04/2014	0.30
			01/05/2009	0.30	01/05/2014	0.30
			01/06/2009	0.30	01/06/2014	0.30
			01/07/2009	0.30	01/07/2014	0.30
			01/08/2009	0.30	01/08/2014	0.30
				1.50		1.50
			01/04/2010	0.30	01/04/2015	0.30
			01/05/2010	0.30	01/05/2015	0.30
01/06/2010	0.30	01/06/2015	0.30			
01/07/2010	0.30	01/07/2015	0.30			
01/08/2010	0.30	01/08/2015	0.30			
	1.50		1.50			
01/04/2011	0.30	01/04/2016	0.30			
01/05/2011	0.30	01/05/2016	0.30			

		01/06/2011	0.30	01/06/2016	0.30
		01/07/2011	0.30	01/07/2016	0.30
Cantidad de		10/11/2011	5.70	01/08/2016	0.30
pesticida (to-	Kg/ha		6.90		1.50
tal)					

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Plana de Valencia Sur						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Algardins (65)</i>			
			Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.10	01/01/2012	0.60
			01/05/2008	0.10	01/05/2012	0.40
			01/06/2008	0.10	01/06/2012	0.50
			01/07/2008	0.20	01/07/2012	0.40
				0.50		1.90
			01/04/2009	0.20	01/04/2013	0.05
			01/05/2009	0.30	01/05/2013	0.15
			01/06/2009	0.50	01/06/2013	0.20
			01/07/2009	0.50	01/07/2013	0.40
				1.50		0.80
			01/04/2010	0.20	10/03/2014	0.80
			01/05/2010	0.30	10/05/2014	0.60
			01/06/2010	0.40	01/06/2014	0.40
			01/07/2010	0.40	01/07/2014	0.50
	1.30		2.30			
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha	01/04/2011	0.20			
		01/05/2011	0.20			
		01/06/2011	0.20			
		01/07/2011	0.25			
			0.85			

Masa de agua subterránea Plana de Valencia Sur						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de las Salinas (66)</i>			
			Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
			Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.03	01/04/2011	0.02
			01/05/2006	0.03	01/05/2011	0.02
			01/06/2006	0.01	01/06/2011	0.02
			01/07/2006	0.00	01/07/2011	0.02
				0.07		0.08
			01/04/2007	0.00	01/04/2012	0.02
			01/05/2007	0.03	01/05/2012	0.02
			01/06/2007	0.01	01/06/2012	0.02
			01/07/2007	0.00	01/07/2012	0.00
				0.04		0.06
			01/04/2008	0.05	01/04/2013	0.06
			01/05/2008	0.00	01/05/2013	0.04
			01/06/2008	0.00	01/06/2013	0.02
			01/07/2008	0.04	01/07/2013	0.10
				0.09		0.22
			01/04/2009	0.01	01/04/2014	1.10
			01/05/2009	0.03	01/05/2014	0.05
			01/06/2009	0.01	01/06/2014	0.02
			01/07/2009	0.00	01/07/2014	0.02
				0.05		1.19
Cantidad de pesticida (total)	Kg/ha	01/04/2010	0.02			
		01/05/2010	0.02			
		01/06/2010	0.02			
		01/07/2010	0.02			
			0.08			

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Plana de Valencia Sur						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Font Barret (67)</i>			
			Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	-	Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.04	01/04/2012	0.03
			01/05/2006	0.04	01/05/2012	0.03
			01/06/2006	0.04	01/06/2012	0.03
			01/07/2006	0.04	01/07/2012	0.03
				0.16		0.12
			01/04/2007	0.02	01/04/2013	0.04
			01/05/2007	0.02	01/05/2013	0.04
			01/06/2007	0.03	01/06/2013	0.02
			01/07/2007	0.03	01/07/2013	0.25
				0.10		0.35
			01/04/2008	0.00	01/03/2014	0.30
			01/05/2008	0.00	01/04/2014	0.25
			01/06/2008	0.00	01/06/2014	0.05
			01/07/2008	0.00	01/07/2014	0.05
				0.00		0.65
			01/04/2009	0.05	01/04/2015	0.05
			01/05/2009	0.05	01/05/2015	0.05
			01/06/2009	0.05	01/06/2015	0.05
			01/07/2009	0.05	01/07/2015	0.05
				0.20		0.20
01/04/2010	0.03	01/04/2016	0.05			
01/05/2010	0.03	01/05/2016	0.05			
01/06/2010	0.03	01/06/2016	0.05			
01/07/2010	0.03	01/07/2016	0.05			
	0.12		0.20			
01/04/2011	0.02					

		01/05/2011	0.02
		01/06/2011	0.04
		01/07/2011	0.05
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.13

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Plana de Valencia Sur						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de La Concepción (68)</i>			
			Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	-	Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.05	01/04/2012	0.05
			01/05/2006	0.05	01/05/2012	0.05
			01/06/2006	0.05	01/06/2012	0.05
			01/07/2006	0.05	01/07/2012	0.06
				0.20		0.21
			01/04/2007	0.02	01/04/2013	0.12
			01/05/2007	0.02	01/05/2013	0.10
			01/06/2007	0.03		0.22
			01/07/2007	0.03	05/02/2014	0.40
				0.10	05/03/2014	1.20
			01/04/2008	0.00	01/04/2014	0.80
			01/05/2008	0.02	01/05/2014	0.50
			01/06/2008	0.00	01/06/2014	0.20
			01/07/2008	0.00	01/07/2014	0.05
				0.02		1.55
			01/04/2009	0.05	01/04/2015	0.20
			01/05/2009	0.05	01/05/2015	0.20
			01/06/2009	0.05	01/06/2015	0.20
			01/07/2009	0.05	01/07/2015	0.20
				0.20		0.80
			01/04/2010	0.04	01/04/2016	0.20
			01/05/2010	0.04	01/05/2016	0.20
			01/06/2010	0.03	01/06/2016	0.20
			01/07/2010	0.03	01/07/2016	0.20
				0.14		0.80
			01/04/2011	0.02		

		01/05/2011	0.02
		01/06/2011	0.04
		01/07/2011	0.08
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.16

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea La Contienda						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Montesol (69)</i>			
			Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	-	Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.05	01/04/2013	0.02
			01/05/2008	0.05	01/05/2013	0.05
			01/06/2008	0.05	01/06/2013	0.05
			01/07/2008	0.05	01/07/2013	0.05
			01/08/2008	0.05	01/08/2013	0.30
				0.25		0.47
			01/04/2009	0.10	01/03/2014	0.90
			01/05/2009	0.10	01/05/2014	0.30
			01/06/2009	0.10	01/06/2014	0.30
			01/07/2009	0.10	01/07/2014	0.30
			01/08/2009	0.10	01/08/2014	0.20
				0.50		2.00
			01/04/2010	0.05	01/04/2015	0.10
			01/05/2010	0.05	01/05/2015	0.10
			01/06/2010	0.05	01/06/2015	0.10
			01/07/2010	0.05	01/07/2015	0.10
			01/08/2010	0.20	01/08/2015	0.10
				0.40		0.50
			01/04/2011	0.20	01/04/2016	0.10
			01/05/2011	0.20	01/05/2016	0.10
01/06/2011	0.20	01/06/2016	0.10			
01/07/2011	0.30	01/07/2016	0.10			
01/08/2011	0.80	01/08/2016	0.10			
	1.70		0.50			
01/04/2012	0.05	01/04/2017	0.10			
01/05/2012	0.05	01/05/2017	0.10			

		01/06/2012	0.05	01/06/2017	0.10
		01/07/2012	0.05	01/07/2017	0.10
		01/08/2012	0.05	01/08/2017	0.10
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.25		0.50

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea La Contienda						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo San Miguel (70)</i>			
			Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	-	Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.20	01/04/2013	0.02
			01/05/2008	0.20	01/05/2013	0.05
			01/06/2008	0.20	01/06/2013	0.05
			01/07/2008	0.20	01/07/2013	0.05
			01/08/2008	0.20	01/08/2013	0.30
				1.00		0.47
			01/04/2009	0.10	01/03/2014	0.90
			01/05/2009	0.10	01/05/2014	0.30
			01/06/2009	0.10	01/06/2014	0.30
			01/07/2009	0.10	01/07/2014	0.30
			01/08/2009	0.10	01/08/2014	0.20
				0.50		2.00
			01/04/2010	0.10	01/04/2015	0.10
			01/05/2010	0.10	01/05/2015	0.10
			01/06/2010	0.10	01/06/2015	0.10
			01/07/2010	0.10	01/07/2015	0.10
			01/08/2010	0.20	01/08/2015	0.10
				0.60		0.50
			01/04/2011	0.20	01/04/2016	0.10
			01/05/2011	0.20	01/05/2016	0.10
01/06/2011	0.50	01/06/2016	0.10			
01/07/2011	0.90	01/07/2016	0.10			
01/08/2011	1.20	01/08/2016	0.10			
	3.00		0.50			
01/04/2012	0.10	01/04/2017	0.10			
01/05/2012	0.10	01/05/2017	0.10			

		01/06/2012	0.10	01/06/2017	0.10
		01/07/2012	0.10	01/07/2017	0.10
		01/08/2012	0.10	01/08/2017	0.10
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		0.50		0.50

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Sierra del Ave						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo de Reunión (71)</i>			
			Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-	-	Sobre la cobertura vegetal			
	-	-	Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.04	01/04/2013	0.05
			01/05/2008	0.04	01/05/2013	0.05
			01/06/2008	0.04	01/06/2013	0.05
			01/07/2008	0.04	01/07/2013	0.05
			01/08/2008	0.04	01/08/2013	0.05
				0.20		0.25
			01/04/2009	0.05	01/04/2014	0.10
			01/05/2009	0.05	01/05/2014	0.10
			01/06/2009	0.05	01/06/2014	0.10
			01/07/2009	0.05	01/07/2014	0.10
			01/08/2009	0.05	01/08/2014	0.10
				0.25		0.50
			01/04/2010	0.03	01/04/2015	0.05
			01/05/2010	0.03	01/05/2015	0.05
			01/06/2010	0.03	01/06/2015	0.05
			01/07/2010	0.03	01/07/2015	0.05
			01/08/2010	0.03	01/08/2015	0.05
				0.15		0.25
			01/04/2011	0.03	01/04/2016	0.10
			01/05/2011	0.03	01/05/2016	0.10
01/06/2011	0.03	01/06/2016	0.10			
01/07/2011	0.03	01/07/2016	0.10			
01/08/2011	0.10	01/08/2016	0.10			
01/09/2011	0.50		0.50			
	0.72	01/04/2017	0.10			
01/01/2012	0.80	01/05/2017	0.10			

		01/02/2012	0.30	01/06/2017	0.10
		01/07/2012	0.05	01/07/2017	0.10
		01/08/2012	0.05	01/08/2017	0.10
Cantidad de pesticida (to- tal)	Kg/ha		1.20		0.50

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Masa de agua subterránea Jativa						
Parámetro	Unidades		<i>Pozo Polideportivo (72)</i>			
			Terbutilazina			
Métodos de aplicación	-		Sobre la cobertura vegetal			
	-		Número de aplicaciones			
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.05	01/03/2012	0.80
			01/07/2006	0.05	01/04/2012	0.00
				0.10	01/06/2012	0.05
			01/04/2007	0.05	01/07/2012	0.05
			01/07/2007	0.05		0.90
				0.25	01/04/2013	0.10
			01/04/2008	0.05	01/05/2013	0.10
			01/07/2008	0.05	01/06/2013	0.10
				0.10	01/07/2013	0.10
			01/04/2009	0.05		0.40
			01/07/2009	0.05	01/04/2014	0.10
				0.10	01/05/2014	0.10
			01/04/2010	0.05	01/06/2014	0.10
			01/07/2010	0.05	01/07/2014	0.10
				0.10		0.40
01/04/2011	0.05	01/04/2015	0.10			
01/07/2011	0.05	01/05/2015	0.10			
	0.10	01/06/2015	0.10			
Cantidad de pesticida (total)		Kg/ha			01/07/2015	0.10
						0.40

Masa de agua subterránea Sierra de las Agujas						
Parámetro	Unidades	<i>Pozo de Gandía (73)</i>				
		Terbutilazina				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2006	0.10	01/04/2011	0.05
			10/05/2006	0.10	10/05/2011	0.10
			10/06/2006	0.10	10/06/2011	0.20
			25/07/2006	0.10	25/07/2011	0.50
			01/09/2006	0.10	01/09/2011	0.70
				0.50		1.55
			01/04/2007	0.05	01/04/2012	0.20
			10/05/2007	0.05	10/05/2012	0.30
			10/06/2007	0.05	10/06/2012	0.10
			25/07/2007	0.05	25/07/2012	0.00
			01/09/2007	0.00	01/09/2012	0.00
				0.20		0.60
			01/04/2008	0.05	01/04/2013	0.04
			10/05/2008	0.05	10/05/2013	0.04
			10/06/2008	0.05	10/06/2013	0.08
			25/07/2008	0.05	25/07/2013	0.16
			01/09/2008	0.05	01/09/2013	0.10
				0.25		0.42
			01/04/2009	0.05	01/04/2014	0.10
			10/05/2009	0.05	10/05/2014	0.00
			10/06/2009	0.00	10/06/2014	0.20
			25/07/2009	0.00	25/07/2014	0.10
			01/09/2009	0.00	01/09/2014	0.10
				0.10		0.50
			01/04/2010	0.01		
			10/05/2010	0.02		
			10/06/2010	0.02		

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

		25/07/2010	0.02
Cantidad de		01/09/2010	0.02
pesticida (to-	Kg/ha		0.09
tal)			

Masa de agua subterránea Sierra de las Agujas						
Parámetro	Unidades	<i>Pozo No.1 (74)</i>				
		Terbutilazina				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	10/04/2006	0.10	10/04/2012	0.05
			10/05/2006	0.10	10/05/2012	0.05
			10/06/2006	0.30	10/06/2012	0.10
			10/07/2006	0.10	10/07/2012	0.10
				0.60		0.30
			10/04/2007	0.10	10/04/2013	0.20
			10/05/2007	0.10	10/05/2013	0.20
			10/06/2007	0.10	10/06/2013	0.20
			10/07/2007	0.10	10/08/2013	0.15
				0.40		0.75
			10/04/2008	0.05	10/04/2014	0.65
			10/05/2008	0.05	10/05/2014	0.45
			10/06/2008	0.10	10/06/2014	0.20
			10/07/2008	0.10	10/07/2014	0.20
				0.30		1.50
			10/04/2009	0.10	10/04/2015	0.30
			10/05/2009	0.10	10/05/2015	0.20
			10/06/2009	0.10	10/06/2015	0.10
			10/07/2009	0.10	10/07/2015	0.10
				0.40		0.70
			10/04/2010	0.02	10/04/2016	0.20
			10/05/2010	0.03	10/05/2016	0.10
			10/06/2010	0.03	10/06/2016	0.00
			10/07/2010	0.03	10/07/2016	0.00
				0.11		0.30
			10/04/2011	0.05		
			10/05/2011	0.05		

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

		10/06/2011	0.05
Cantidad de		10/07/2011	0.05
pesticida (to-	Kg/ha		0.20
tal)			

Masa de agua subterránea Barig						
Parámetro	Unidades	<i>Pozo de La Galera I (75)</i>				
		Terbutilazina				
Métodos de aplicación	-	Sobre la cobertura vegetal				
	-	Número de aplicaciones				
Fecha y cantidad de pesticida	Año	Kg/ha	01/04/2008	0.02	01/04/2012	0.20
			01/05/2008	0.02	01/05/2012	0.20
			01/06/2008	0.02	01/06/2012	0.20
			01/07/2008	0.02	01/07/2012	0.70
			01/08/2008	0.02	01/08/2012	0.70
				0.10		2.00
			01/04/2009	0.05	01/04/2013	0.02
			01/05/2009	0.05	01/05/2013	0.02
			01/06/2009	0.05	01/06/2013	0.02
			01/07/2009	0.05	01/07/2013	0.02
			01/08/2009	0.05	01/08/2013	0.02
				0.25		0.10
			01/04/2010	0.04	01/04/2014	0.05
			01/05/2010	0.04	01/05/2014	0.05
			01/06/2010	0.04	01/06/2014	0.05
			01/07/2010	0.04	01/07/2014	0.05
			01/08/2010	0.04	01/08/2014	0.05
				0.20		0.25
			01/04/2011	0.02	01/04/2015	0.05
			01/05/2011	0.02	01/05/2015	0.05
			01/06/2011	0.02	01/06/2015	0.05
			01/07/2011	0.02	01/07/2015	0.05
			01/08/2011	0.02	01/08/2015	0.05
				0.10		0.25
					01/04/2016	0.04
					01/05/2016	0.05
					01/06/2016	0.05

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

		01/07/2016	0.05
Cantidad de		01/08/2016	0.05
pesticida (to-	Kg/ha		0.24
tal)			

Tabla S2. Capas de suelo. Valores de los diferentes parámetros que describen el perfil del suelo de cada agua subterránea. Parámetros en la pestaña " *Crop/land*" del PWC

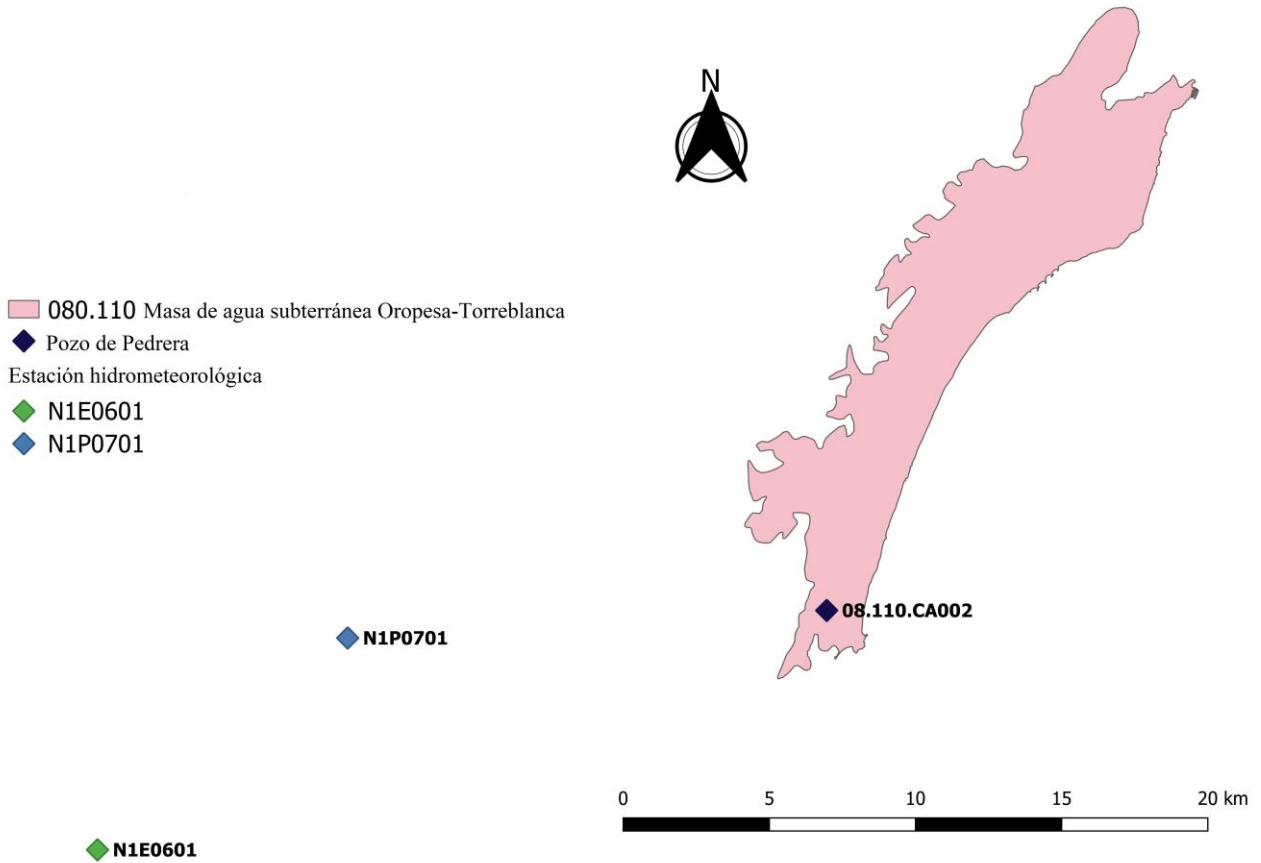
Parámetro	Unidad	Oropesa-Torreblanca							
		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8
Horizonte		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8
Espesor	cm	10	10	20	20	20	20	700	100
Densidad	g/cm ³	1.78	1.78	1.75	1.66	1.74	1.69	1.65	1.25
Max. Cap.		0.21	0.21	0.28	0.31	0.31	0.32	0.31	0.34
Min. Cap.		0.04	0.04	0.14	0.15	0.21	0.21	0.19	0.24
Carbono Org.	%	0.61	0.61	0.19	0.09	0.05	0.04	0.14	0.12
N		10	1	1	1	1	1	8	2
Arena	%	76	75	55	57	55	56	60	35
Arcilla	%	2.4	2.4	20	22	29	31	28	65
		Plana de Castellon							
Horizonte		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8
Espesor	cm	10	10	20	20	20	20	2700	100
Densidad	g/cm ³	1.30	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25
Max. Cap.		0.318	0.339	0.339	0.339	0.339	0.339	0.339	0.339
Min. Cap.		0.197	0.239	0.239	0.239	0.239	0.239	0.239	0.239
Carbono Org.	%	0.26	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12
N		10	1	1	1	1	1	10	2
Arena	%	40	35	35	35	35	35	35	35
Arcilla	%	60	65	65	65	65	65	65	65
		Mancha Oriental							
Horizonte		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8
Espesor	cm	10	10	20	20	20	20	300	100
Densidad	g/cm ³	1.30	1.30	1.27	1.27	1.25	1.25	1.27	1.50
Max. Cap.		0.318	0.318	0.339	0.339	0.366	0.366	0.339	0.254
Min. Cap.		0.197	0.197	0.239	0.239	0.227	0.227	0.290	0.064
Carbono Org.	%	0.26	0.26	0.21	0.21	0.25	0.22	0.06	0.18
N		10	1	1	1	1	1	4	2
Arena	%	40	40	45	45	55	54	53	55
Arcilla	%	60	60	65	65	20	19.9	19.4	3.7
		Medio Palencia							
Horizonte		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8
Espesor	cm	10	10	20	20	20	20	2400	100
Densidad	g/cm ³	1.77	1.77	1.78	1.67	1.67	1.65	1.67	1.67
Max. Cap.		0.25	0.25	0.28	0.31	0.31	0.31	0.33	0.33
Min. Cap.		0.064	0.064	0.105	0.190	0.189	0.173	0.207	0.207
Carbono Org.	%	0.75	0.75	0.25	0.25	0.25	0.25	0.13	0.16

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

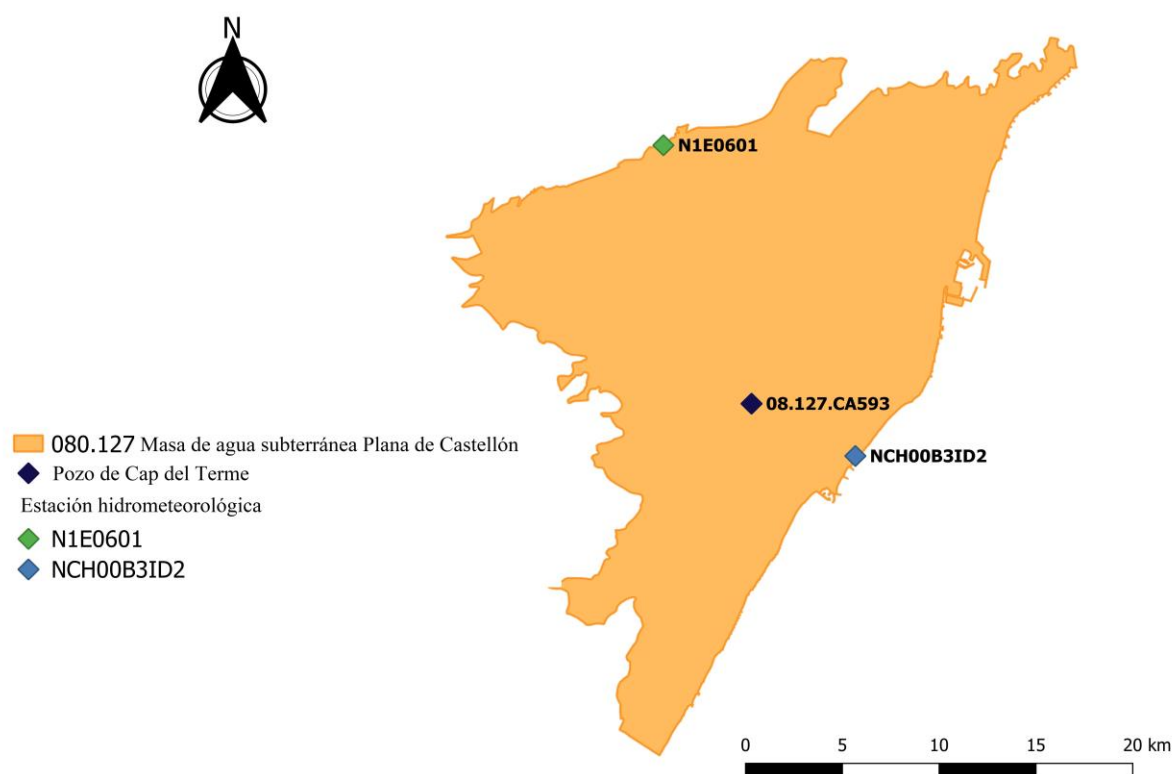
N		10	1	1	1	1	1	1	2
Arena	%	66	66	67	55	55	54	53	53
Arcilla	%	3.7	3.7	12.2	21.5	19.9	19.9	19.4	20
Horizonte									
Lira Casinos									
Horizonte		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8
Espesor	cm	10	10	20	20	20	20	200	100
Densidad	g/cm ³	1.3	1.38	1.38	1.40	1.35	1.35	1.38	1.38
Max. Cap.		0.30	0.25	0.25	0.33	0.27	0.34	0.33	0.33
Min. Cap.		0.14	0.16	0.16	0.20	0.21	0.21	0.21	0.21
Carbono Org.	%	0.14	0.14	0.14	0.14	0.13	0.14	0.10	0.15
N		10	1	1	1	1	1	4	2
Arena	%	40	40	40	40	40	40	40	40
Arcilla	%	45	45	45	45	45	45	45	15
Buñol-Cheste									
Horizonte		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8
Espesor	cm	10	10	20	20	20	20	500	100
Densidad	g/cm ³	1.30	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25	1.27
Max. Cap.		0.318	0.339	0.339	0.339	0.339	0.339	0.207	0.329
Min. Cap.		0.197	0.239	0.239	0.239	0.239	0.239	0.095	0.095
Carbono Org.	%	0.26	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.14	0.13
N		10	1	1	1	1	1	10	2
Arena	%	40	35	35	35	35	35	80	80
Arcilla	%	60	65	65	65	65	65	20	20
Plana Sur de Valencia CA003									
Horizonte		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8
Espesor	cm	10	10	20	20	20	20	1800	100
Densidad	g/cm ³	1.28	1.27	1.27	1.25	1.30	1.30	1.29	1.30
Max. Cap.		0.258	0.262	0.265	0.275	0.280	0.280	0.330	0.330
Min. Cap.		0.078	0.080	0.100	0.100	0.125	0.125	0.133	0.133
Carbono Org.	%	0.21	0.21	0.22	0.22	0.22	0.23	0.10	0.13
N		10	1	1	1	1	1	10	2
Arena	%	40	40	40	40	38	38	40	85
Arcilla	%	12	12	10	10	15	15	15	15
Plana Sur de Valencia CA004									
Horizonte		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8
Espesor	cm	10	10	20	20	20	20	1400	100
Densidad	g/cm ³	1.35	1.38	1.38	1.45	1.40	1.40	1.42	1.42
Max. Cap.		0.100	0.100	0.120	0.100	0.120	0.120	0.105	0.105
Min. Cap.		0.040	0.045	0.050	0.050	0.052	0.052	0.055	0.055
Carbono Org.	%	0.71	0.71	0.75	0.75	0.80	0.83	0.78	0.71

N		10	1	1	1	1	1	1	2
Arena	%	75	70	70	74	78	78	85	85
Arcilla	%	12	10	10	14	10	10	15	15
Almanza									
Horizonte		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8
Espesor	cm	10	10	20	20	20	20	2600	100
Densidad	g/cm ³	1.30	1.30	1.25	1.25	1.32	1.32	1.25	1.28
Max. Cap.		0.304	0.308	0.327	0.327	0.288	0.288	0.366	0.366
Min. Cap.		0.138	0.140	0.180	0.180	0.125	0.120	0.215	0.215
Carbono Org.	%	0.22	0.22	0.20	0.20	0.23	0.23	0.10	0.15
N		10	1	1	1	1	1	10	2
Arena	%	15	10	10	12	15	15	15	15
Arcilla	%	30	30	30	30	25	25	30	25
Sierra de las Agujas									
Horizonte		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8
Espesor	cm	10	10	20	20	20	20	200	100
Densidad	g/cm ³	1.3	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25	1.25	1.24
Max. Cap.		0.318	0.339	0.339	0.339	0.339	0.339	0.207	0.207
Min. Cap.		0.197	0.239	0.239	0.239	0.239	0.239	0.095	0.095
Carbono Org.	%	0.26	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.56	0.12
N		10	1	1	1	1	1	8	2
Arena	%	40	35	35	35	35	35	80	80
Arcilla	%	60	65	65	65	65	65	20	20

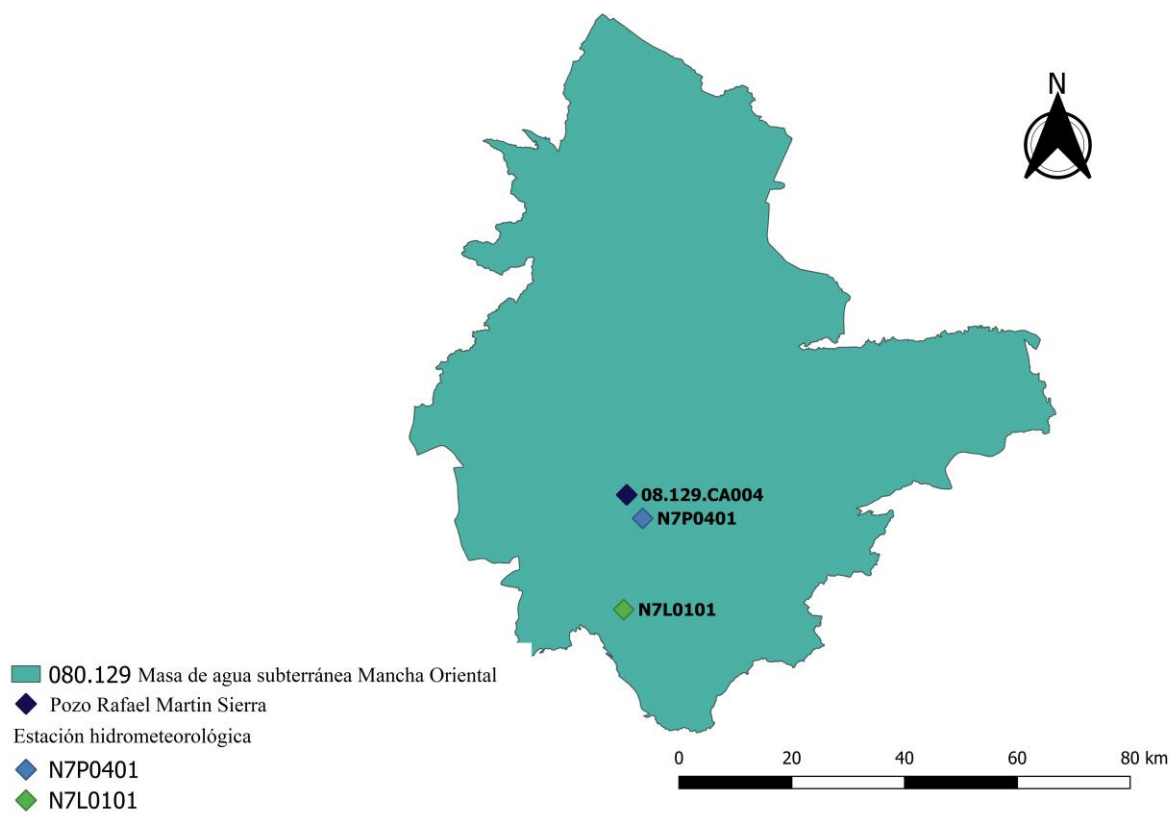
Figura S1. Ubicación de las estaciones hidrometeorológicas y de los pozos simulados



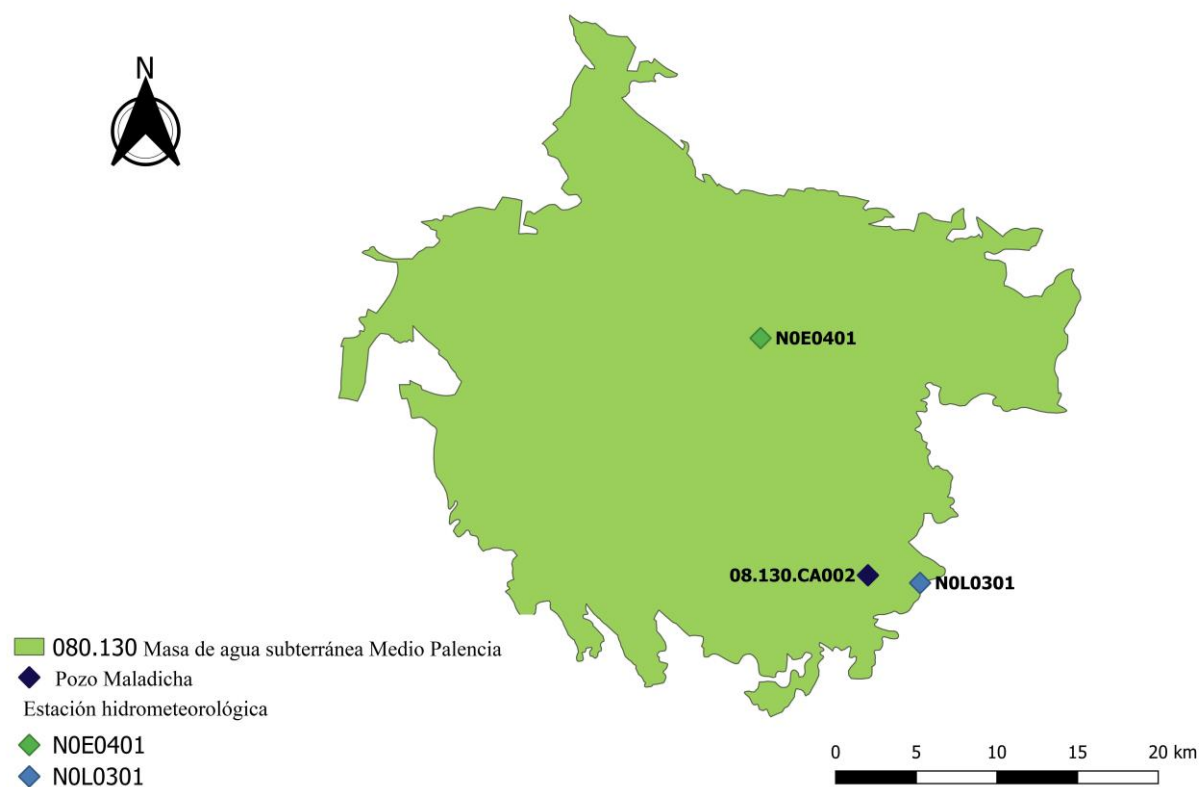
(a)



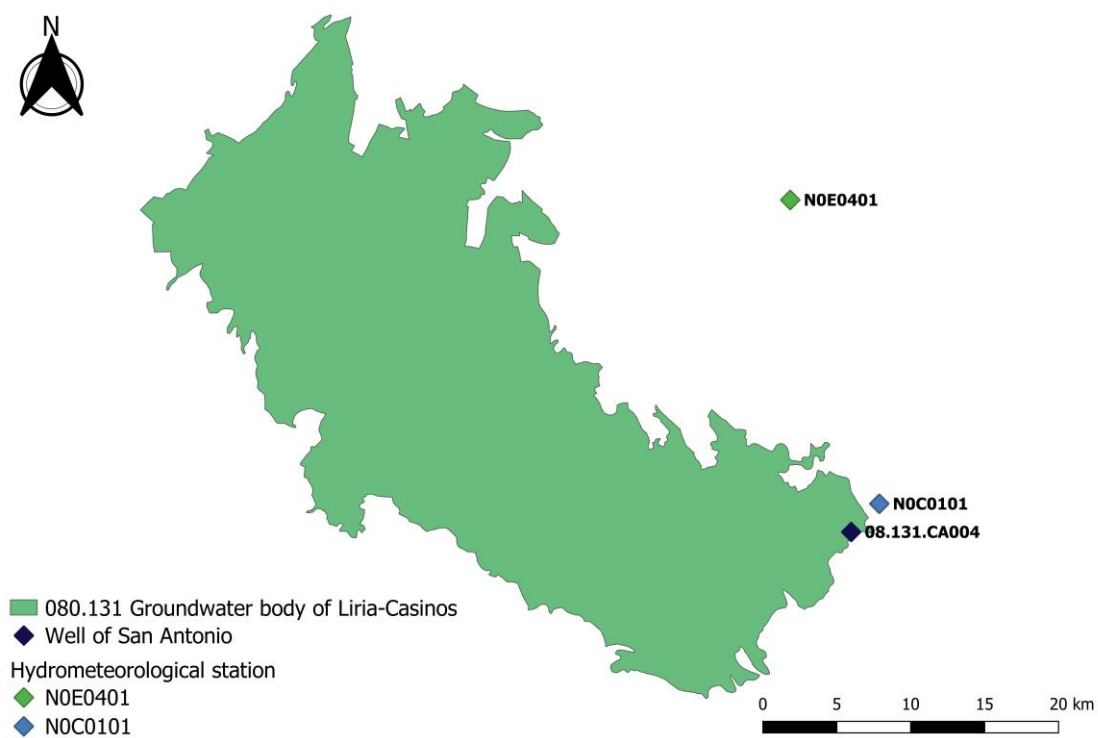
(b)



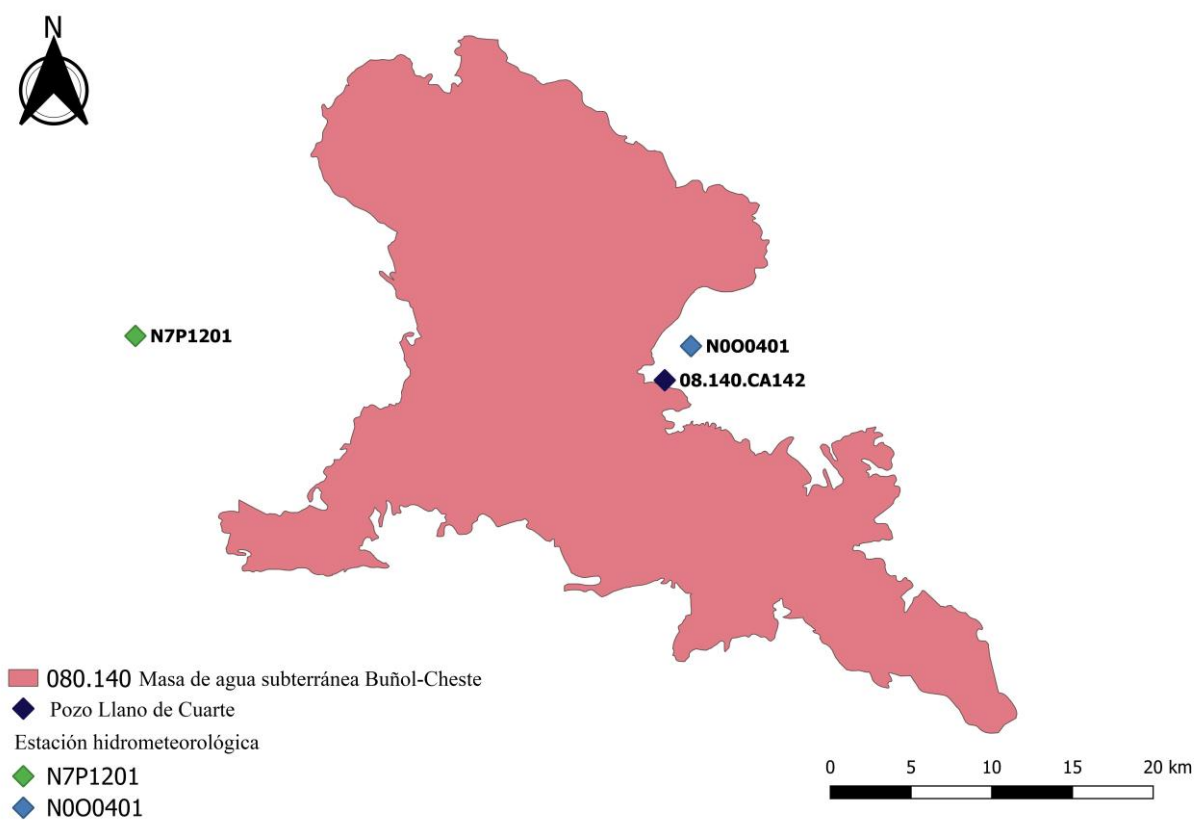
(c)



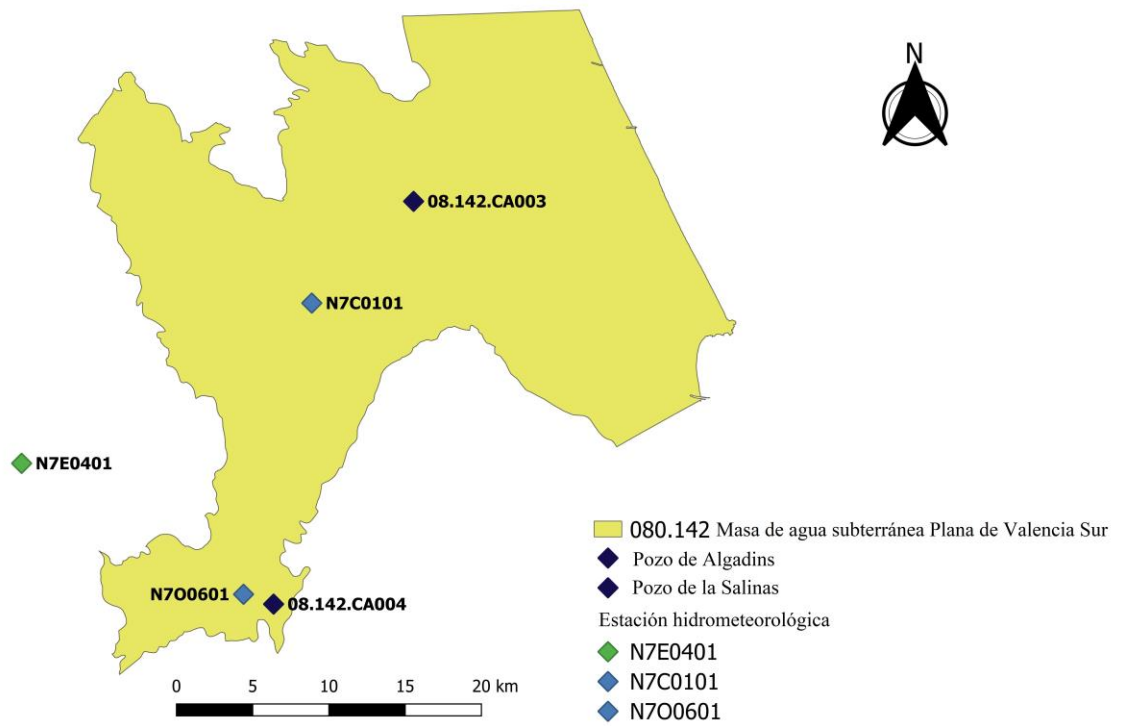
(d)



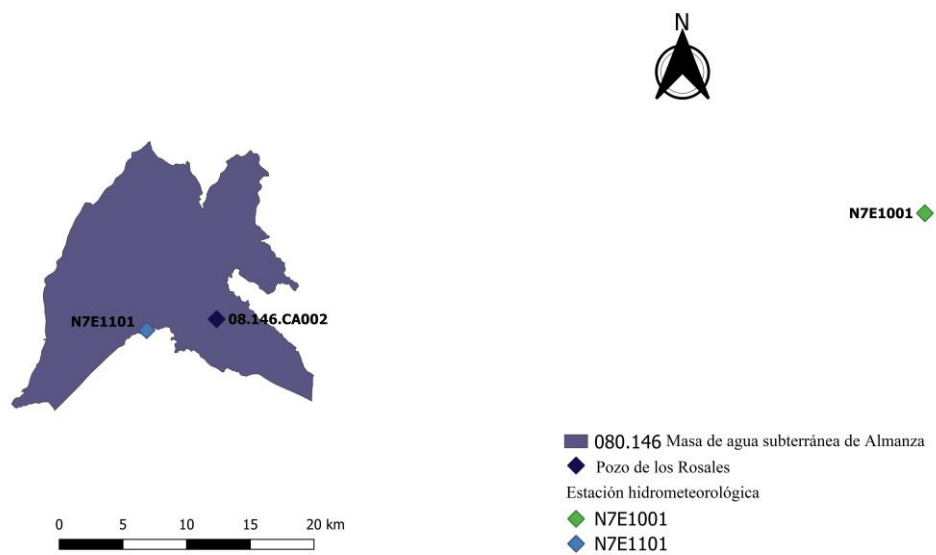
(e)



(f)



(g)



(h)

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

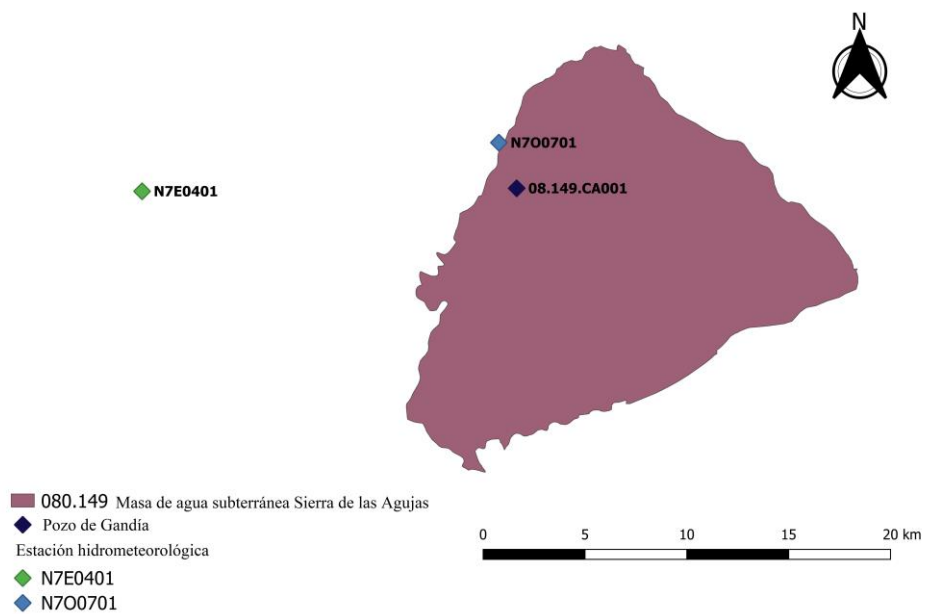


Tabla S3. Valores de las concentraciones observadas y simuladas

Pozo	Pesticida	Concentración observada	Concentración simulada	Diferencia	Concentración máxima	NSE	PBIAS	
Pedrera 08.110.CA002	Bromacil	22/05/2013	0.18	0.18	0.00	0.4380	0.9276	8.00
		26/05/2014	0.07	0.05	0.02			
Cap del Terme 080.127.CA593	Bromacil	12/04/2012	0.11	0.11	0.00	0.1913	0.1964	13.95
		18/10/2012	0.08	0.05	0.03			
		10/06/2013	0.10	0.10	0.00			
		30/09/2013	0.08	0.08	0.00			
		11/06/2014	0.06	0.03	0.03			
Cap del Terme 080.127.CA593	Terbutilazina	17/10/2011	0.07	0.03	0.04	0.3789	0.6525	39.18
		12/04/2012	0.07	0.07	0.00			
		10/06/2013	0.09	0.10	- 0.01			
		30/09/2013	0.10	0.03	0.07			
		11/06/2014	0.05	0.00	0.05			
		05/03/2015	0.07	0.04	0.03			
		22/10/2015	0.02	0.01	0.01			
		05/04/2016	0.03	0.02	0.01			
10/04/2017	0.11	0.07	0.04					
Rafael Martin Sierra 080.129.CA004	Atrazina	24/04/2012	0.24	0.24	0.00	0.5083	0.9441	10.59
		11/06/2013	0.12	0.12	0.00			
		25/09/2013	0.03	0.02	0.01			
		21/05/2014	0.04	0.00	0.04			
Maladicha 080.130.CA002	Terbutilazina	16/05/2008	0.03	0.03	0.00	0.9894	0.9336	7.15
		12/03/2010	0.52	0.57	- 0.05			
		03/03/2011	0.90	0.75	0.15			
San Antonio 080.131.CA004	Desetil-Terbutilazina	04/06/2013	0.12	0.12	0.00	0.4872	-86.00	29.41
		10/10/2013	0.11	0.08	0.03			
		12/06/2014	0.11	0.04	0.07			

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

Llano de Cuarte 08.140.CA142	Atrazina	07/03/2012	0.23	0.15	0.08	1.1802	0.1773	20.92
		30/05/2013	0.09	0.10	-0.01			
		03/10/2013	0.09	0.02	0.07			
		28/05/2014	0.09	0.00	0.09			
		31/03/2015	0.15	0.18	-0.03			
		21/10/2015	0.07	0.13	-0.06			
		06/04/2016	0.36	0.16	0.20			
		10/11/2016	0.26	0.33	-0.07			
		16/11/2017	0.09	0.05	0.04			
04/12/2018	0.10	0.09	0.01					
Llano de Cuarte 08.140.CA142	Bromacil	07/03/2012	0.06	0.04	0.02	0.7356	-0.3523	34.15
		25/10/2012	0.22	0.23	-0.01			
		28/05/2014	0.13	0.00	0.13			
Llano de Cuarte 08.140.CA142	Terbutilazina	07/03/2012	0.09	0.06	0.03	0.1937	0.5612	18.92
		30/05/2013	0.03	0.04	-0.01			
		03/10/2013	0.03	0.02	0.01			
Algadins 08.142.CA003	Desetil-Terbutilazina	17/06/2013	0.11	0.13	-0.02	0.1978	-59.00	36.36
		08/10/2013	0.12	0.02	0.10			
		12/06/2014	0.10	0.06	0.04			
	Terbumeton	17/06/2013	0.21	0.23	-0.02	0.2838	0.6044	7.69
		08/10/2013	0.11	0.09	0.02			
		12/06/2014	0.20	0.16	0.04			
Las Salinas 08.142.CA004	Terbumeton	29/05/2013	0.90	0.81	0.09	1.0989	0.8180	3.15
		01/10/2013	0.72	0.73	-0.01			
		14/05/2014	0.60	0.61	-0.01			
Los Rosales 08.146.CA002	Atrazina	06/10/2010	0.11	0.11	0.00	1.3936	0.9351	13.34
		09/11/2011	0.38	0.31	0.07			
		13/06/2013	0.05	0.04	0.01			

		24/09/2013	0.04	0.04	0.00			
Gandía 08.149.CA001	Atrazina	14/11/2011	0.20	0.21	-0.01	0.4304	0.9883	3.57
		29/05/2013	0.40	0.39	0.01			
		01/10/2013	0.18	0.16	0.02			
		14/05/2014	0.06	0.05	0.01			
	Bromacil	29/05/2013	1.00	0.77	0.23	2.4449	0.9080	6.77
		01/10/2013	1.60	1.38	0.22			
		14/05/2014	0.80	0.84	-0.04			
		16/04/2015	0.23	0.39	-0.16			
		12/04/2016	0.17	0.16	0.01			
	Desetil-Terbutilazina	29/05/2013	0.22	0.24	-0.02	1.1434	0.5415	33.83
		01/10/2013	0.24	0.06	0.18			
		14/05/2014	0.18	0.00	0.18			
		16/04/2015	0.33	0.32	0.01			
		16/11/2015	0.10	0.09	0.01			

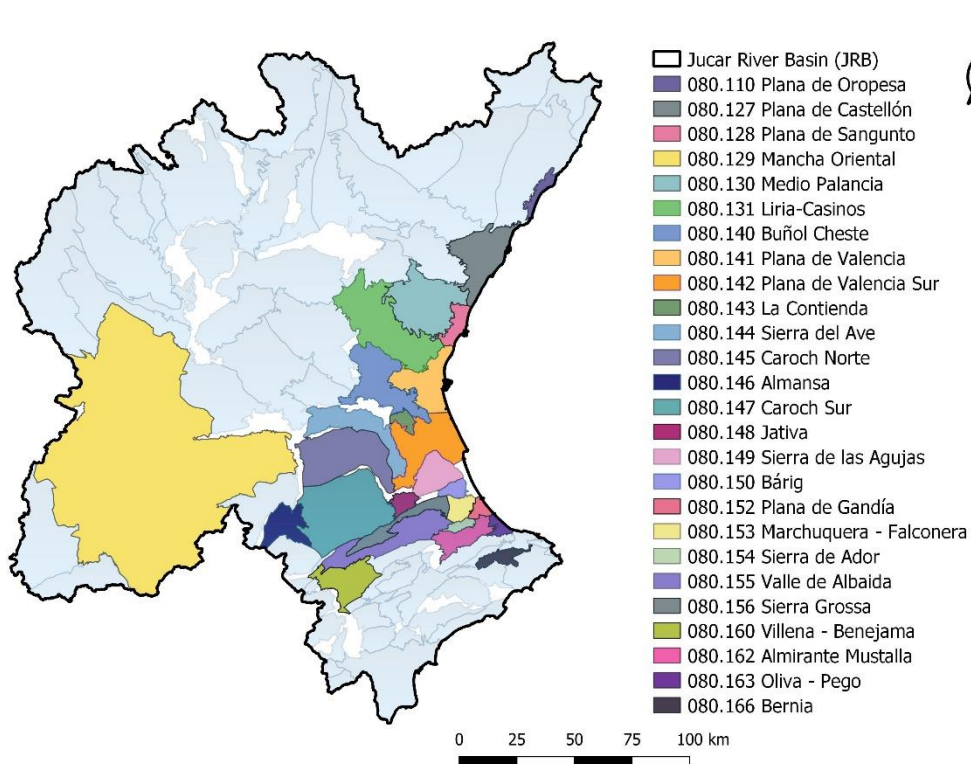


Figura S2. Mapa de las masas de agua subterránea afectadas por pesticidas de la DHJ

S3. Proceso de la automatización de las simulaciones con SENSAN

El modelo conceptual que implementa la USEPA (United States Environmental Protection Agency) es una herramienta llamada PWC (Pesticide in Water Calculator), consta de tres componentes principales: PRZM5 (Pesticide Root Zone Model) un modelo de aguas subterráneas, VVWM (Variable Volume Waterbody Model) un modelo de cuerpo de agua y una interfaz de usuario que facilita el procesamiento previo y posterior de la entrada y datos resultantes. El modelo VVWM no se utilizó en esta investigación. Las simulaciones para cada uno de los pozos se realizaron de forma automática. Para la realización de estas simulaciones se requirió utilizar el programa SENSAN de Pest (Model-Independent Parameter Estimator & Uncertainty Analysis). Es decir, esta automatización requirió generar los archivos necesarios para ejecutar PRZM5 como se muestra en la figura S3. Los archivos de salida de texto, de un componente se convierten, en la entrada para el componente ejecutado posterior.

El proceso de la automatización de las simulaciones con SENSAN es el siguiente:

1. Se generaron archivos de entrada (.txt) con las características fisicoquímicas de cada pesticida, archivos con las características hidrológicas de cada pozo, a los que se asociaron los archivos hidrometeorológicos y archivos con la fenología del cultivo.
2. El usuario ingresa estos archivos a SENSAN, para realizar las simulaciones que se desean realizar.
3. SENSAN crea un archivo de entrada llamado (*przm5.inp*) para cada pozo (Escenarios)
4. PRZM5 lee el cada archivo de salida de SENSAN, ejecuta y crea otro archivo de salida (.zts) y un archivo de errores (*kecho.prn*).
5. Por último, la interfaz PWC lee la salida PRZM5 y la presenta en una forma fácil para el usuario de interpretar y facilitar las evaluaciones.

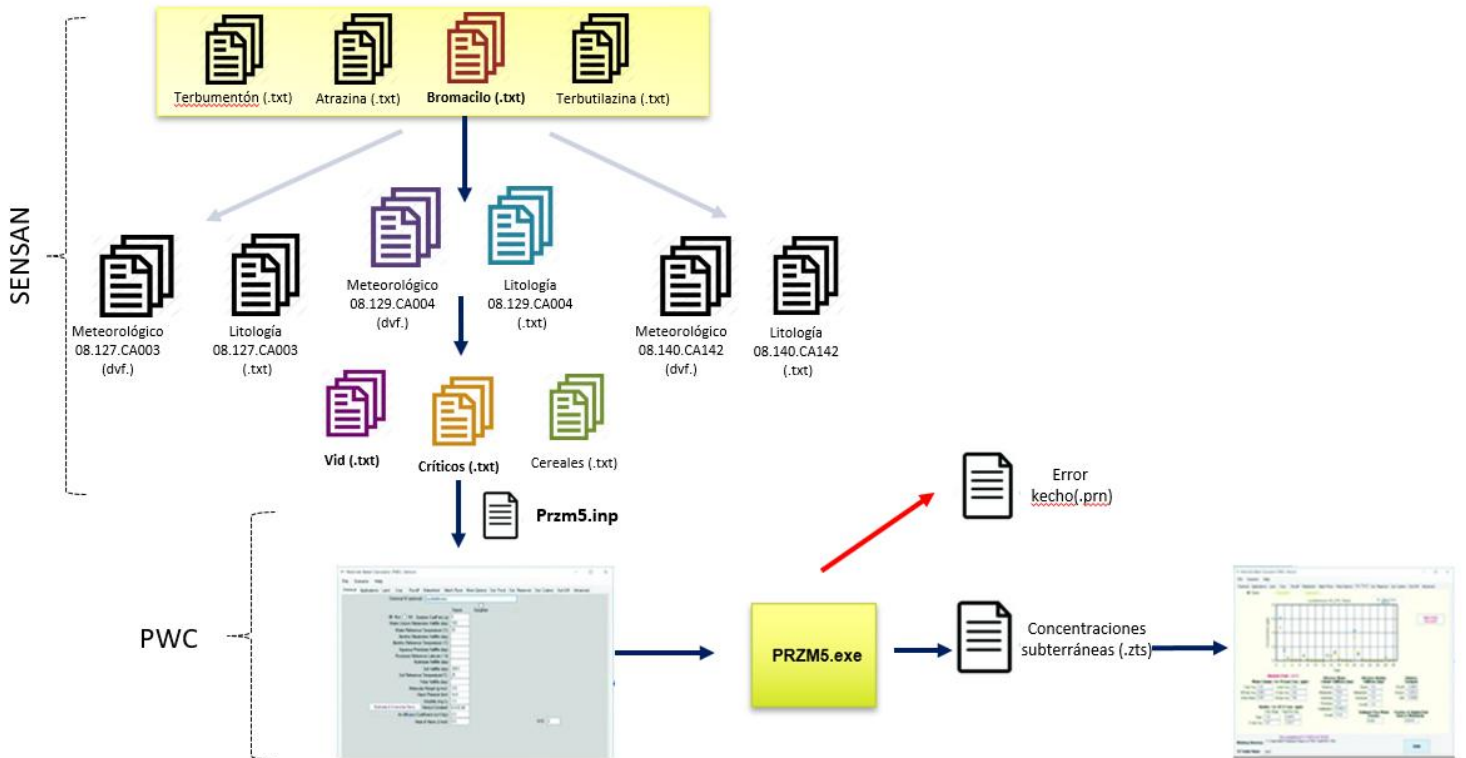


Figura S3. Proceso de la automatización de las simulaciones con SENSAN

Tabla S4. Valores de las concentraciones de Atrazina observadas y simuladas

ID	Pozo	Concentración Observada	Concentración simulada	
080.127.CA001	Cañars	21/01/2003	0.011	S/N
		31/01/2003	0.011	S/N
		25/11/2004	0.007	S/N
		27/03/2007	0.006	S/N
		16/05/2008	0.000	0.011
		18/12/2008	0.005	0.002
		17/10/2011	0.000	0.001
		12/04/2012	0.000	0.000
080.128.CA006	Sagunto	18/06/2002	0.007	S/N
		30/06/2002	0.007	S/N
080.128.CA014	Corinto	20/09/2010	0.000	0.021
		24/10/2011	0.000	0.022
		28/03/2012	0.058	0.031
		19/11/2012	0.000	0.025
080.129.CA004	Rafael Martin Sierra	24/04/2012	0.24	0.24
		11/06/2013	0.12	0.12
		25/09/2013	0.03	0.02
		21/05/2014	0.04	0.02
080.129.CA806	Aguas Nuevas	06/10/2010	0.000	0.007
		09/11/2011	0.210	0.141
		06/11/2012	0.000	0.003

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

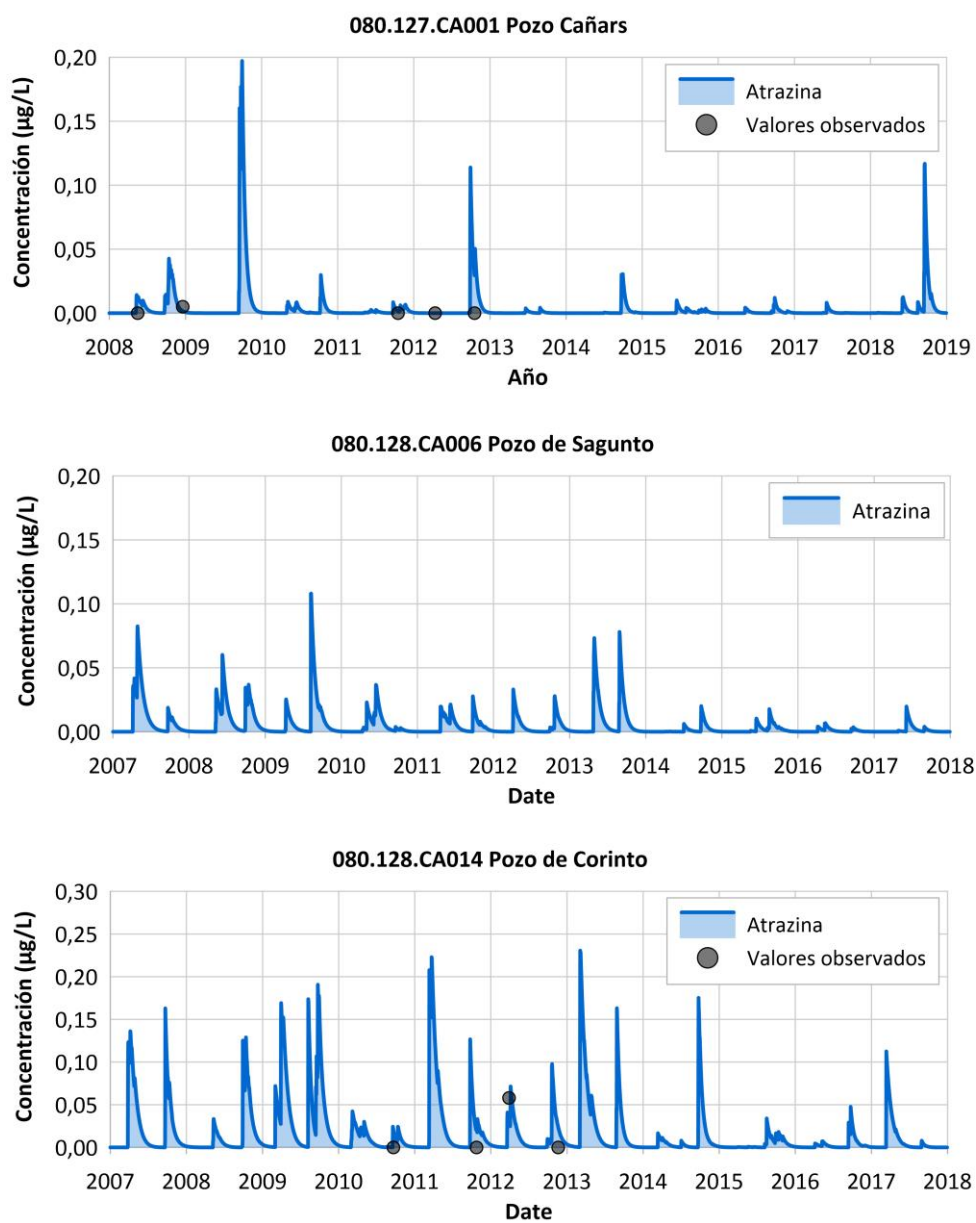
		12/06/2013	0.040	0.054
		26/09/2013	0.040	0.008
		22/05/2014	0.035	0.000
080.129.CA808	Casco Urbano	08/11/2011	0.097	0.060
		25/04/2012	0.000	0.010
		06/11/2012	0.000	0.001
080.131.CA010	Hidra S.A	31/01/2003	0.018	S/N
		18/11/2004	0.007	S/N
080.131.CA013	Pedrereta	05/03/2007	0.009	0.000
		18/04/2008	0.000	0.000
		17/02/2009	0.008	0.000
		15/12/2009	0.000	0.000
080.131.CA014	Pedreira	18/06/2002	0.013	S/N
		30/06/2002	0.013	S/N
080.140.CA142	Llano de Cuarte	07/03/2012	0.230	0.210
		30/05/2013	0.090	0.200
		03/10/2013	0.090	0.090
		28/05/2014	0.090	0.080
		31/03/2015	0.150	0.140
		21/10/2015	0.070	0.040
		06/04/2016	0.360	0.350
		10/11/2016	0.260	0.320
		16/11/2017	0.090	0.090
		04/12/2018	0.100	0.120

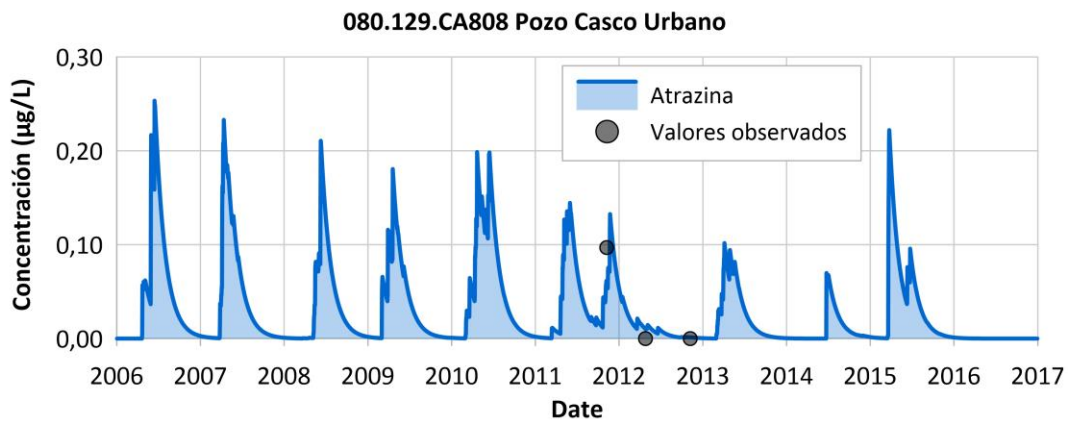
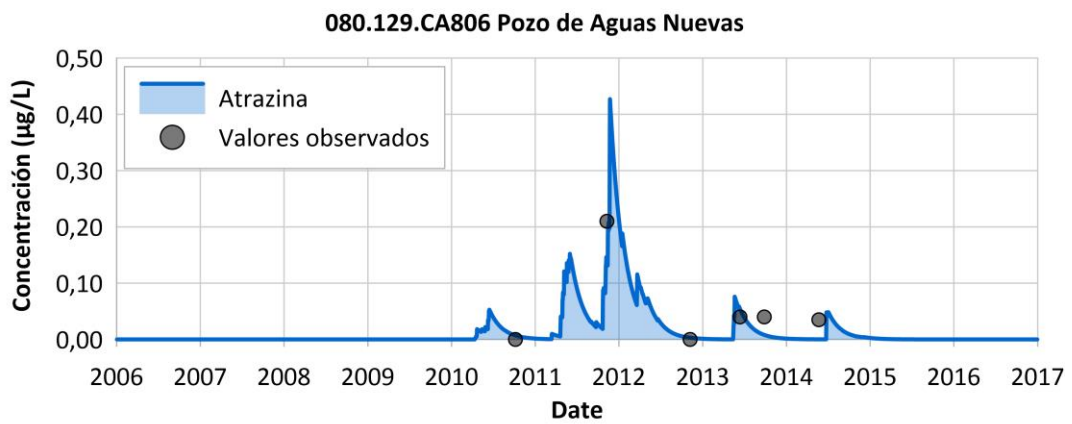
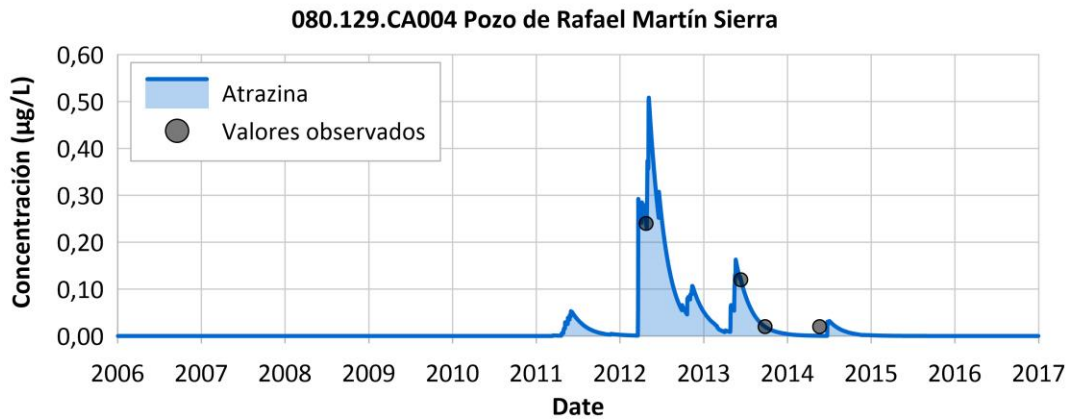
080.141.CA010	San Isidro Pol.19	19/06/2002	0.004	S/N
		30/06/2002	0.004	S/N
080.141.CA015	Cervantes	30/06/2002	0.010	S/N
		02/07/2002	0.010	S/N
080.141.CA018	Finca La Foya	30/06/2002	0.009	S/N
		02/07/2002	0.009	S/N
080.142.CA004	Salinas	25/06/2002	0.014	S/N
		30/06/2002	0.014	S/N
		24/05/2006	0.016	0.004
		08/03/2007	0.016	0.000
		09/04/2008	0.000	0.000
		15/01/2009	0.010	0.022
		03/10/2011	0.000	0.000
		07/05/2012	0.000	0.000
		13/11/2012	0.000	0.000
		29/05/2013	0.000	0.000
		01/10/2013	0.000	0.000
14/05/2014	0.000	0.000		
080.142.CA014	ID: 08.142.CA014	29/05/2006	0.012	0.011
		12/04/2007	0.008	0.014
		18/04/2008	0.000	0.000
		28/01/2009	0.011	0.023
		18/12/2009	0.000	0.001

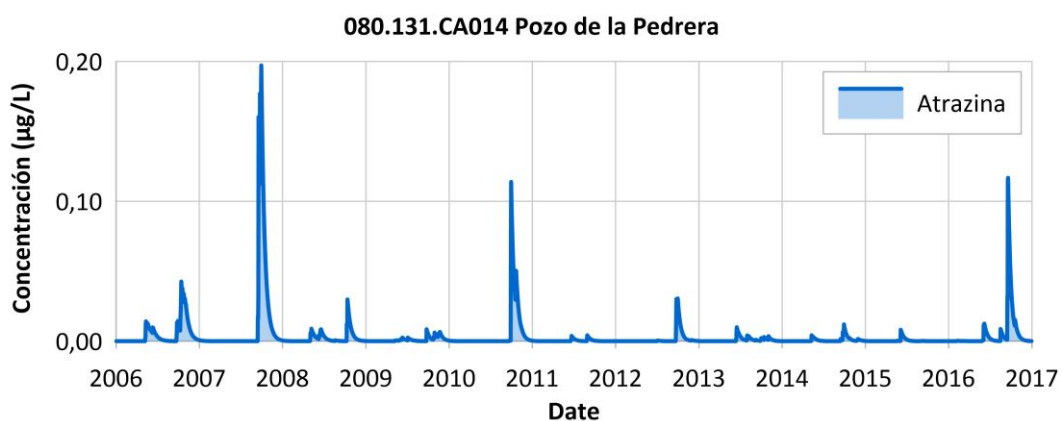
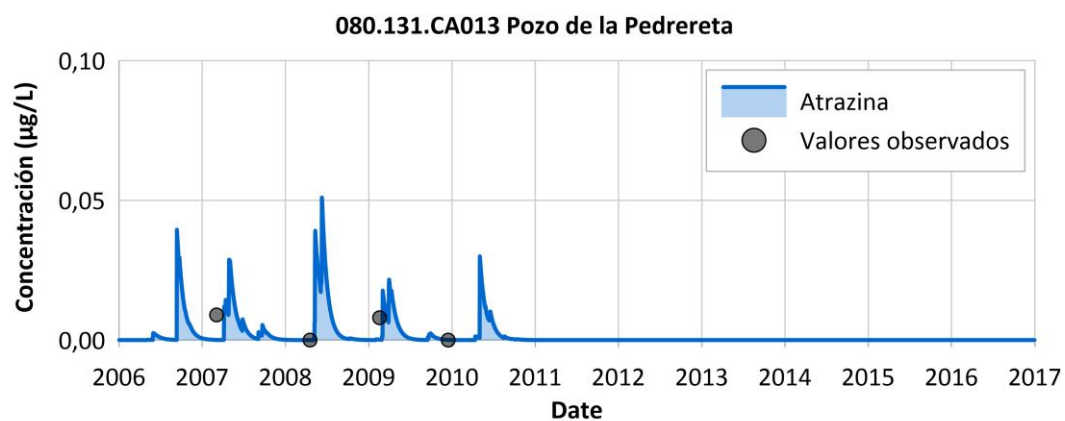
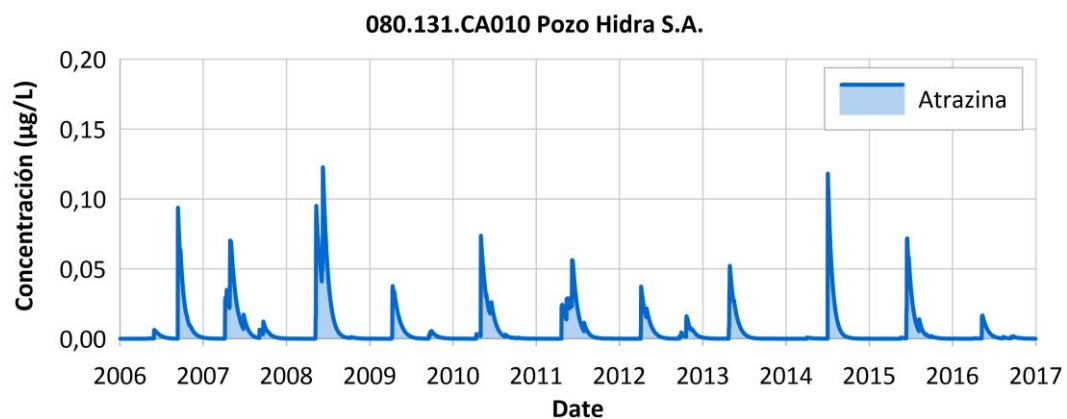
*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

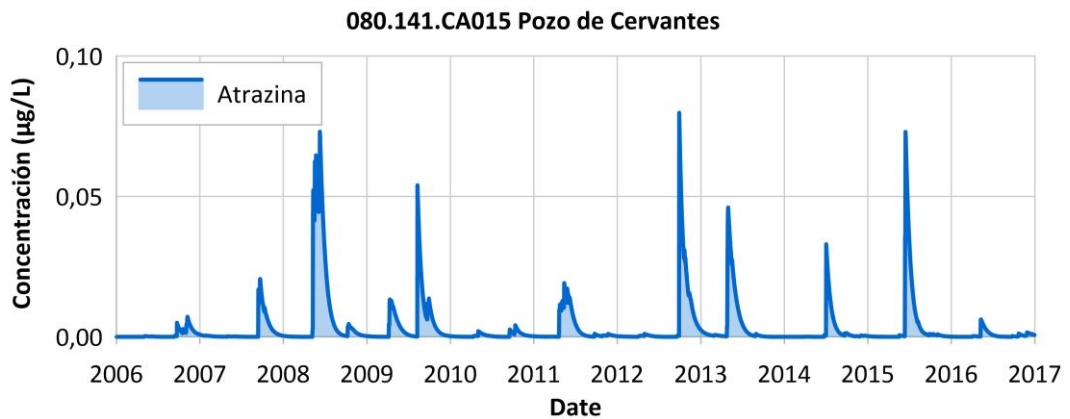
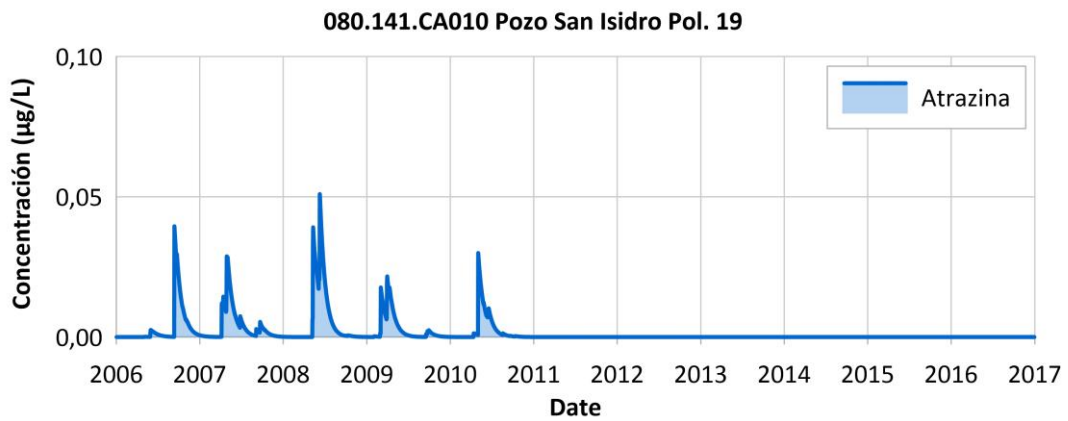
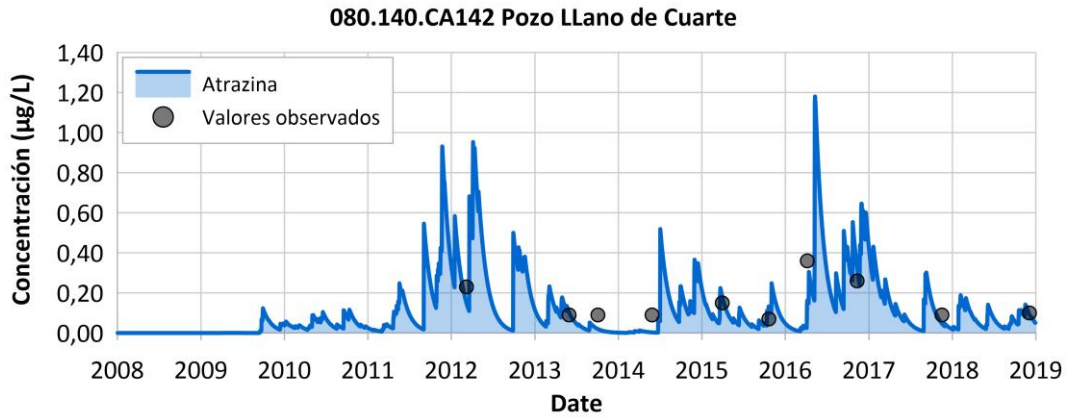
080.142.CA023	Ayuntamiento	25/06/2002	0.003	S/N
		30/06/2002	0.003	S/N
080.146.CA002	Los Rosales	06/10/2010	0.11	0.10
		09/11/2011	0.38	0.36
		13/06/2013	0.05	0.06
		24/09/2013	0.04	0.05
080.148.CA002	Polideportivo	10/03/2010	0.00	0.03
		21/09/2010	0.00	0.02
		01/03/2011	0.00	0.04
		26/09/2011	0.00	0.03
		21/03/2012	0.08	0.08
		13/11/2012	0.00	0.01
080.149.CA001	Gandía	14/11/2011	0.20	0.21
		29/05/2013	0.40	0.40
		01/10/2013	0.18	0.18
		14/05/2014	0.06	0.05
080.166.CA007	Ayuntamiento	20/01/2003	0.004	S/N
		31/01/2003	0.004	S/N

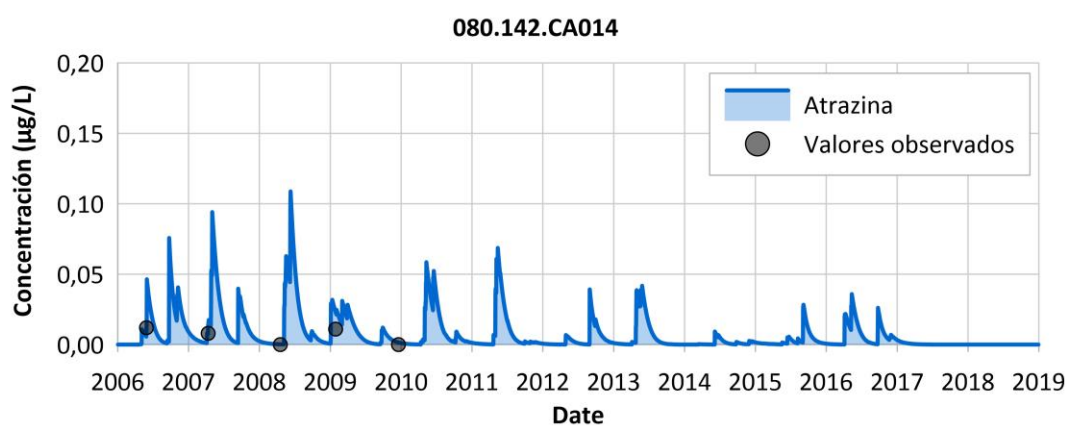
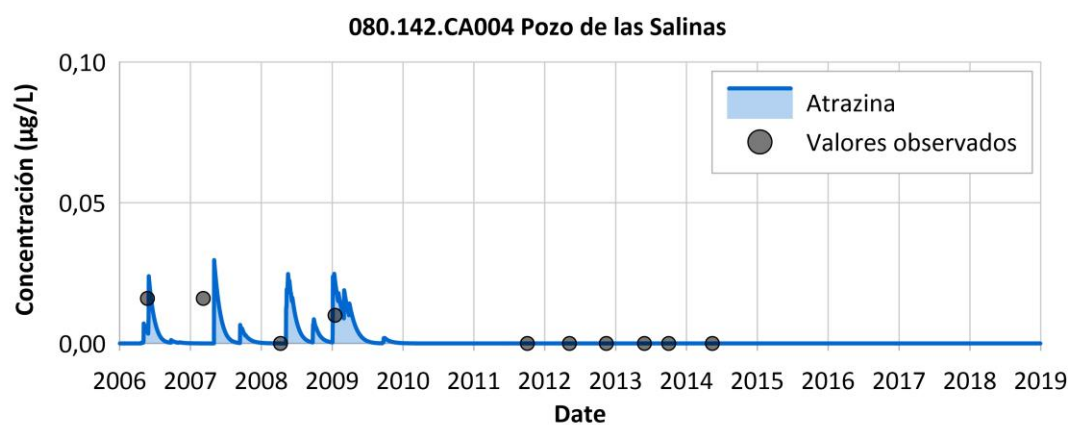
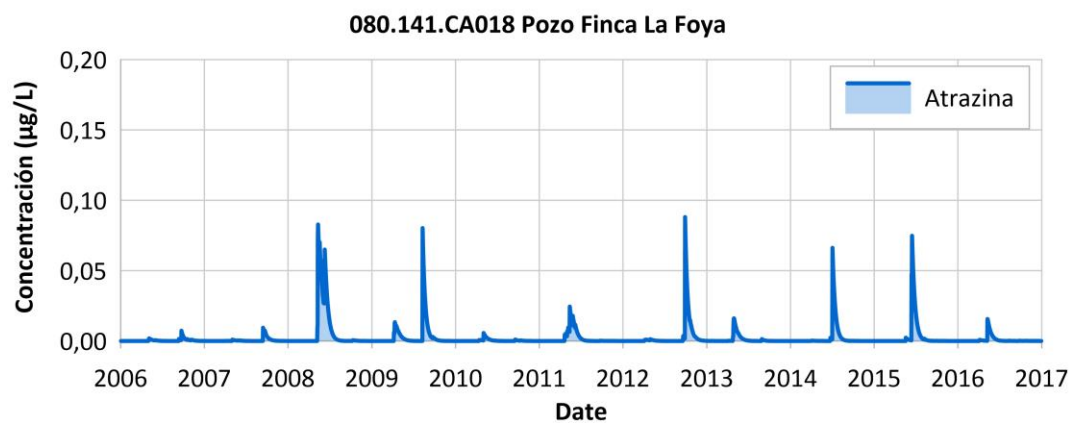
Figura S4. Evolución de la concentración simulada de la Atrazina en los pozos de la DHJ

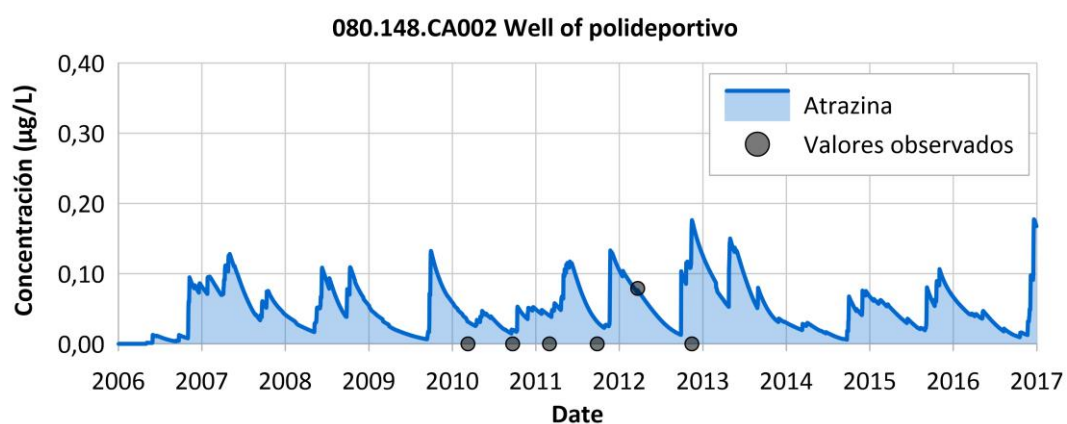
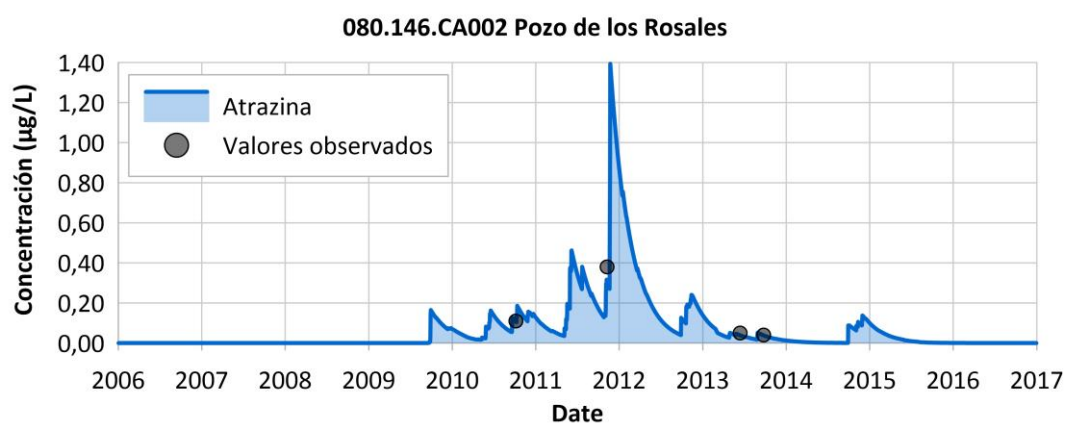
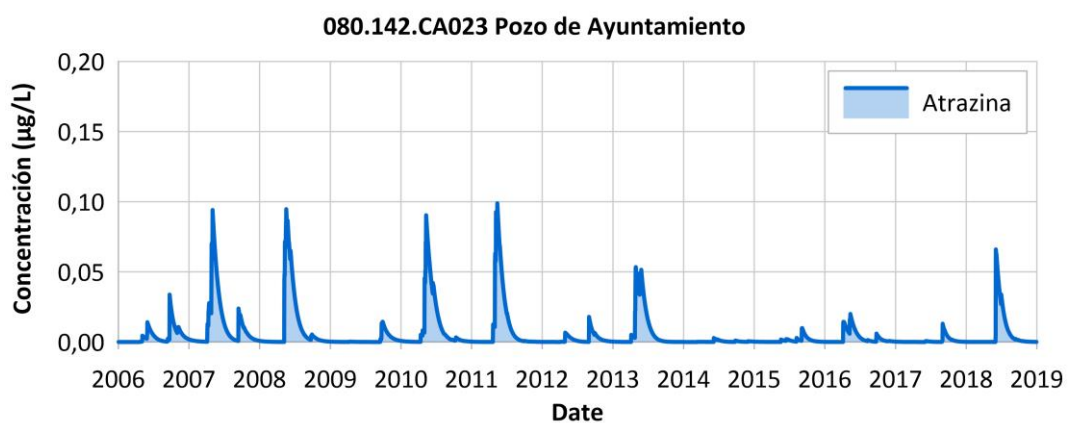












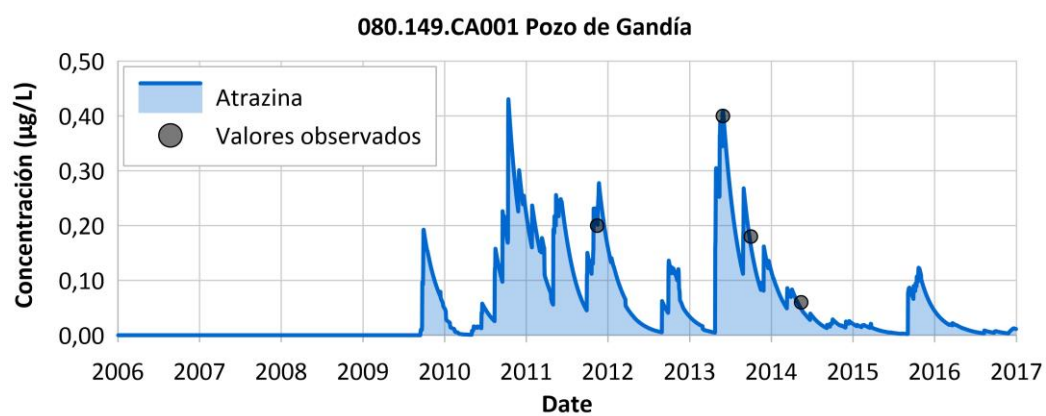


Tabla S5. Valores de las concentraciones de Bromacil observadas y simuladas

ID	Pozo	Concentración Observada		Concentración simulada
080.110.CA002	Pedrera	22/05/2013	0.180	0.180
		26/05/2014	0.070	0.030
080.127.CA001	Cañars	17/10/2011	0.000	0.002
		12/04/2012	0.310	0.168
		18/10/2012	0.170	0.169
		10/06/2013	0.230	0.210
		30/09/2013	0.210	0.212
		11/06/2014	0.180	0.059
080.127.CA003	No.1	12/04/2012	0.460	0.479
		18/10/2012	0.480	0.417
		10/06/2013	0.400	0.385
		30/09/2013	0.500	0.506
		11/06/2014	0.400	0.239
080.127.CA593	Cap del terme	12/04/2012	0.110	0.110
		18/10/2012	0.080	0.070
		10/06/2013	0.100	0.090
		30/09/2013	0.080	0.080
		11/06/2014	0.060	0.040
080.131.CA004	San Antonio	04/06/2013	0.018	0.012
		10/10/2013	0.000	0.004
		12/06/2014	0.021	0.018

080.140.CA003	San Alvaro	13/03/2012	0.130	0.088
		25/10/2012	0.170	0.169
080.140.CA142	Llano de Cuarte	07/03/2012	0.060	0.200
		25/10/2012	0.220	0.190
		28/05/2014	0.130	0.130
080.141.CA001	Bovalar no.10	22/11/2011	0.000	0.025
		22/03/2012	0.000	0.016
		25/10/2012	0.097	0.100
		04/06/2013	0.050	0.067
		10/10/2013	0.000	0.039
		12/06/2014	0.050	0.014
080.142.CA006	Font Barret	17/06/2013	0.017	0.022
		08/10/2013	0.000	0.004
		27/05/2014	0.014	0.006
080.142.CA008	La Concepcion	17/06/2013	0.040	0.038
		08/10/2013	0.000	0.003
		27/05/2014	0.040	0.009
080.149.CA001	Gandía	29/05/2013	1.000	1.030
		01/10/2013	1.600	1.450
		14/05/2014	0.800	0.820
		16/04/2015	0.230	0.330
		12/04/2016	0.170	0.200
080.149.CA004	No.1	29/05/2013	0.160	0.161
		01/10/2013	0.000	0.014

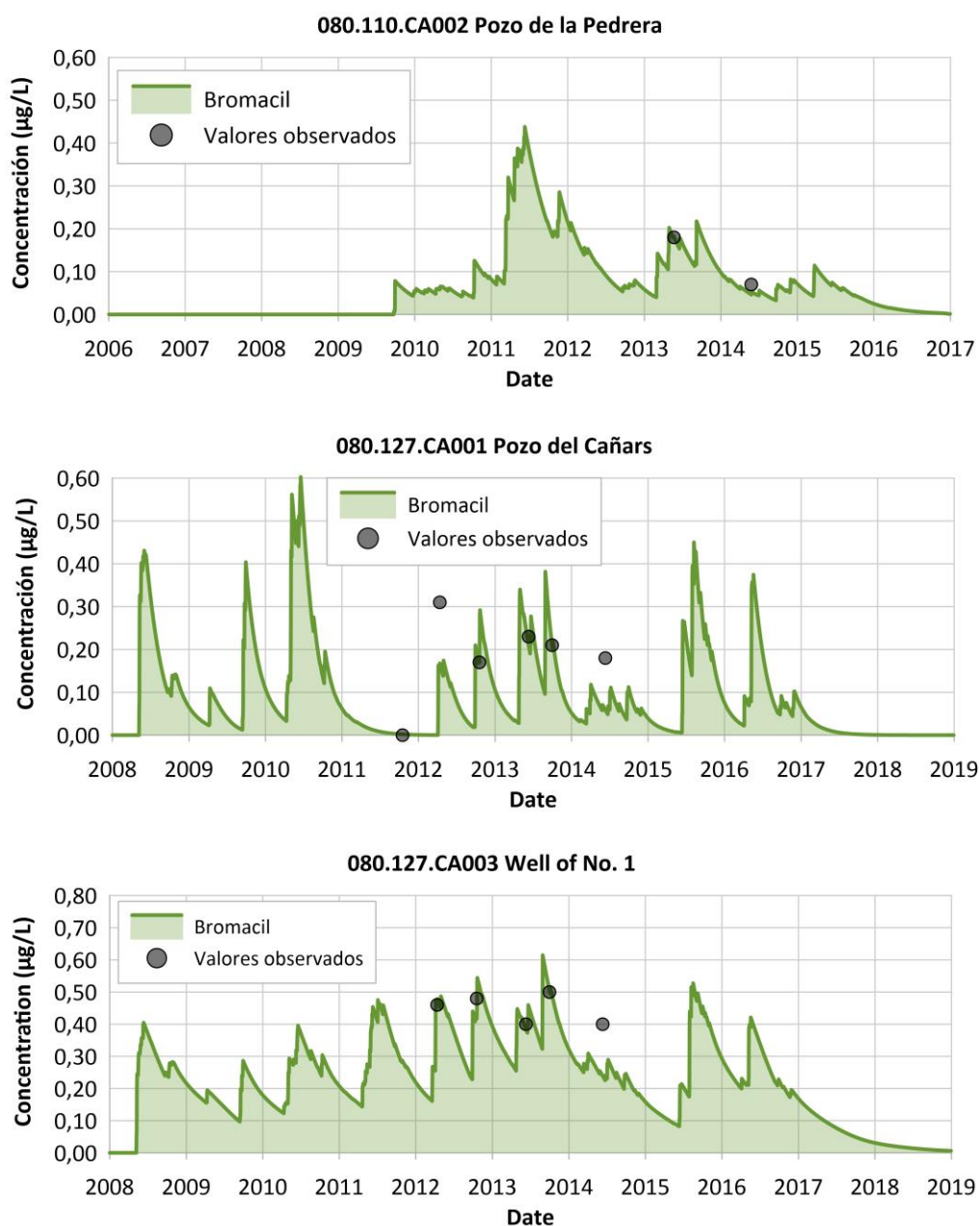
*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

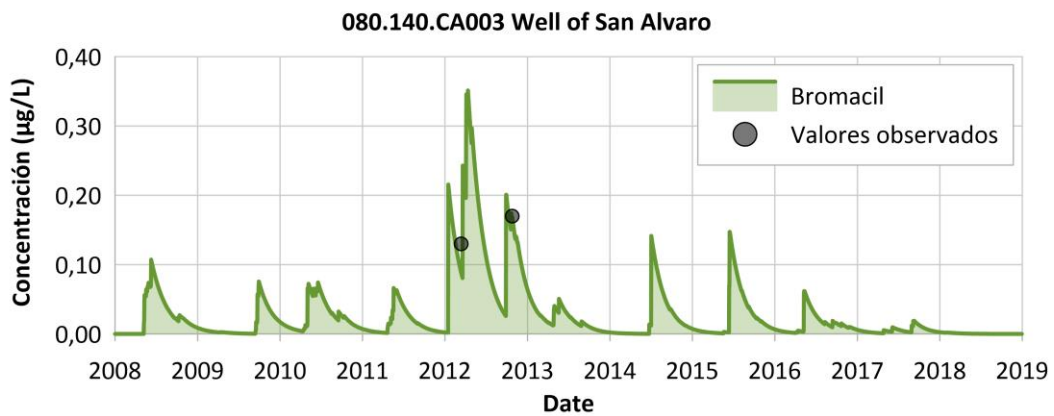
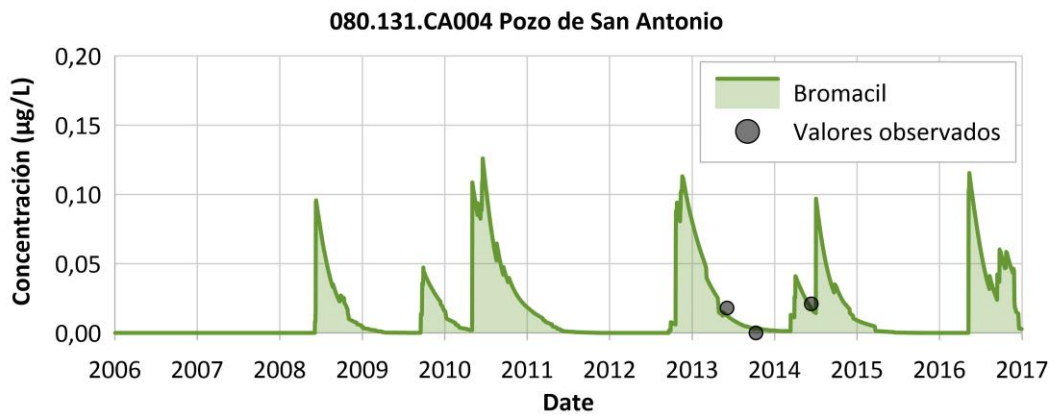
14/05/2014

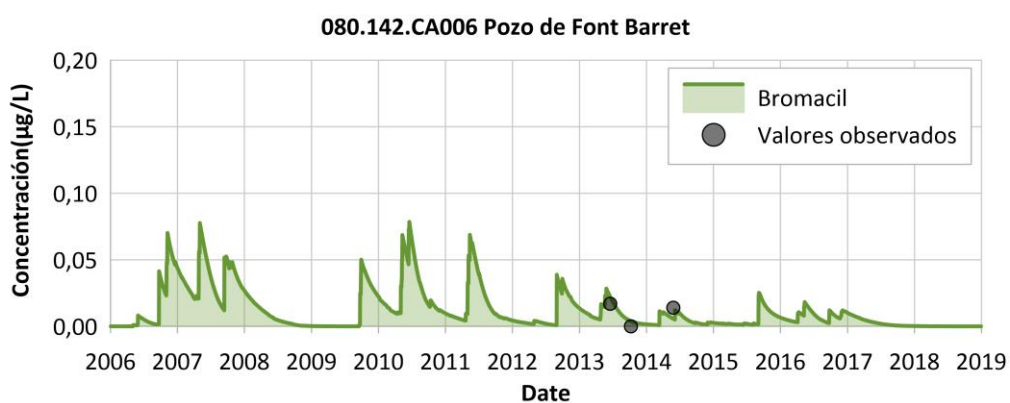
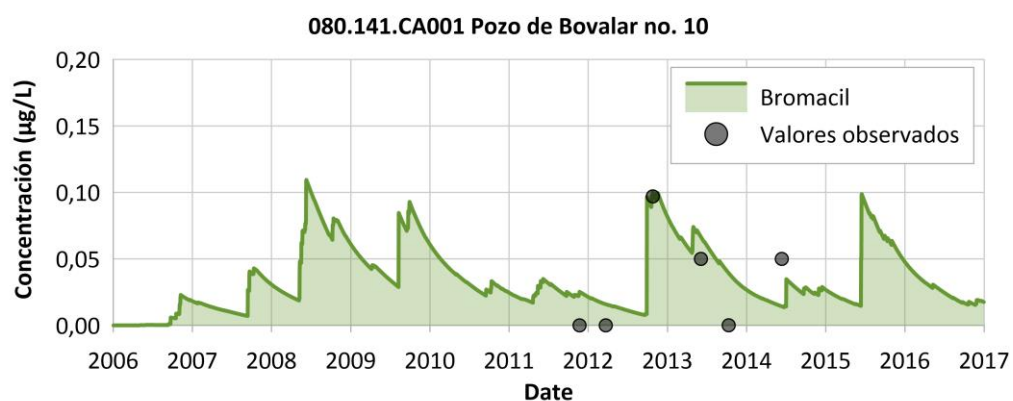
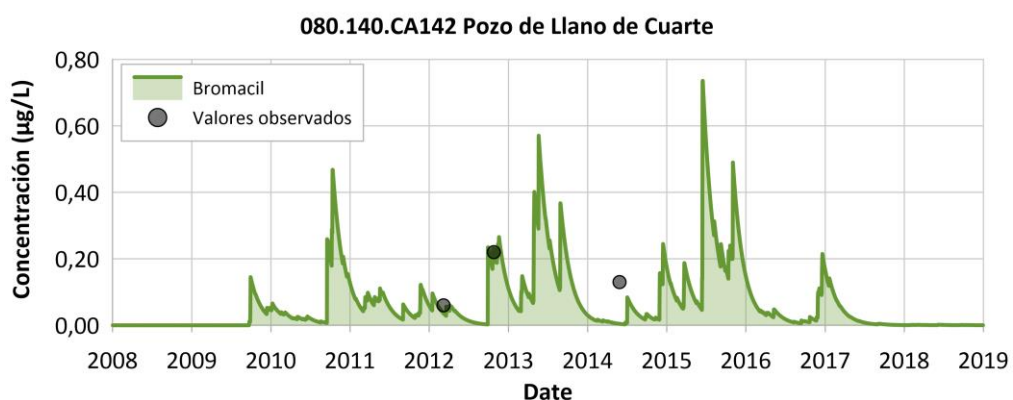
0.130

0.122

Figura S5. Evolución de la concentración simulada del Bromacil en los pozos de la DHJ







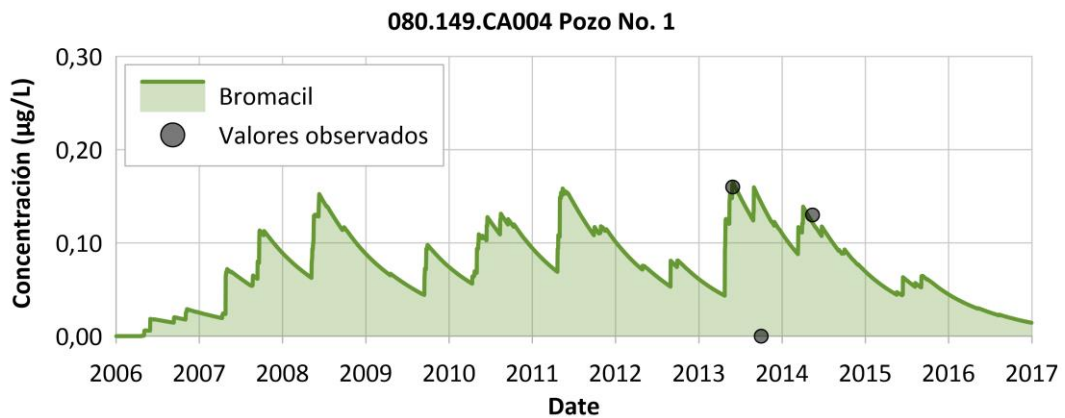
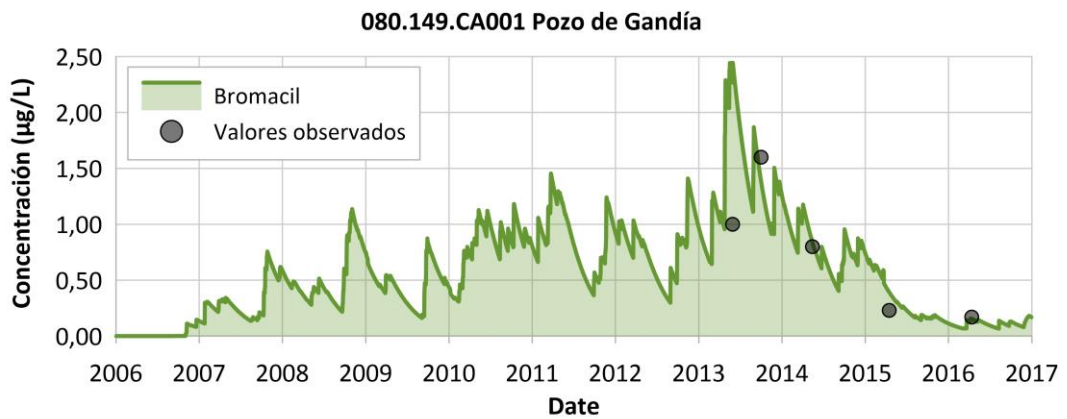
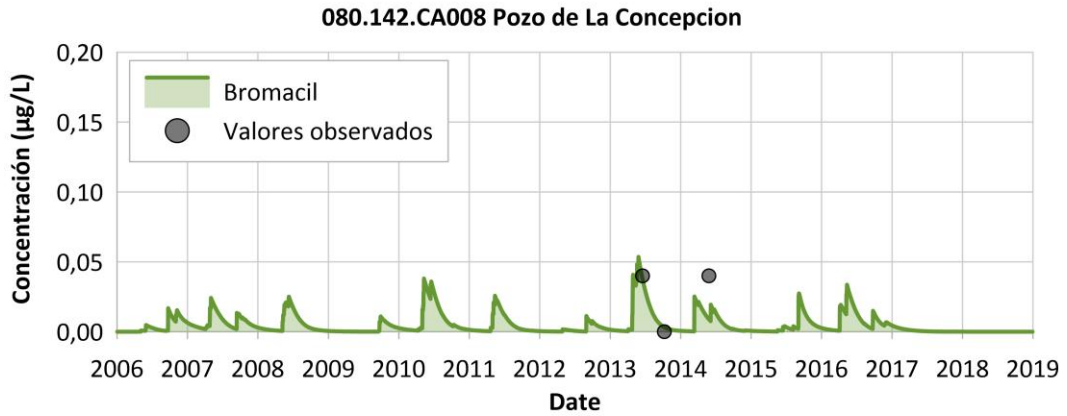


Tabla S6. Valores de las concentraciones de Terbutilazina observadas y simuladas

ID	Pozo	Concentración Observada		Concentración simulada
080.127.CA593	Cap del Terme	17/10/2011	0.070	0.070
		12/04/2012	0.070	0.050
		10/06/2013	0.090	0.100
		30/09/2013	0.100	0.100
		11/06/2014	0.050	0.040
		05/03/2015	0.070	0.050
		22/10/2015	0.020	0.060
		05/04/2016	0.030	0.040
		10/04/2017	0.110	0.110
080.140.CA142	Llano de Cuarte	07/03/2012	0.090	0.080
		30/05/2013	0.030	0.130
		03/10/2013	0.030	0.090
080.130.CA002	Maladicha	16/05/2008	0.030	0.040
		12/03/2010	0.520	0.540
		03/03/2011	0.900	0.850
080.127.CA592	Fuente de la Reina	22/10/2012	0.000	0.012
		23/05/2013	0.011	0.012
		02/10/2013	0.015	0.012
		26/05/2014	0.000	0.003
080.128.CA190	Realengo	19/11/2012	0.000	0.033
		12/06/2014	0.033	0.027

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

080.129.CA004	Rafael Martin Sierra	21/11/2011	0.000	0.017
		24/04/2012	0.140	0.104
		05/11/2012	0.000	0.042
		11/06/2013	0.023	0.034
		25/09/2013	0.000	0.010
		21/05/2014	0.000	0.001
080.131.CA013	Pedrereta	05/03/2007	0.005	0.004
		18/04/2008	0.000	0.000
		17/02/2009	0.005	0.005
080.140.CA002	La Purisima	08/03/2010	0.000	0.000
		22/09/2010	0.000	0.000
		19/04/2011	0.000	0.000
		22/11/2011	0.000	0.100
		21/03/2012	0.310	0.025
		29/10/2012	0.000	0.001
		17/06/2013	0.000	0.004
		08/10/2013	0.000	0.001
		27/05/2014	0.000	0.000
080.142.CA003	Algandins	03/10/2011	0.000	0.010
		13/03/2012	0.055	0.063
		08/11/2012	0.000	0.028
		17/06/2013	0.016	0.024
		08/10/2013	0.017	0.002
		12/06/2014	0.016	0.016
080.142.CA004	Las Salinas	24/05/2006	0.011	0.000
		08/03/2007	0.029	0.000

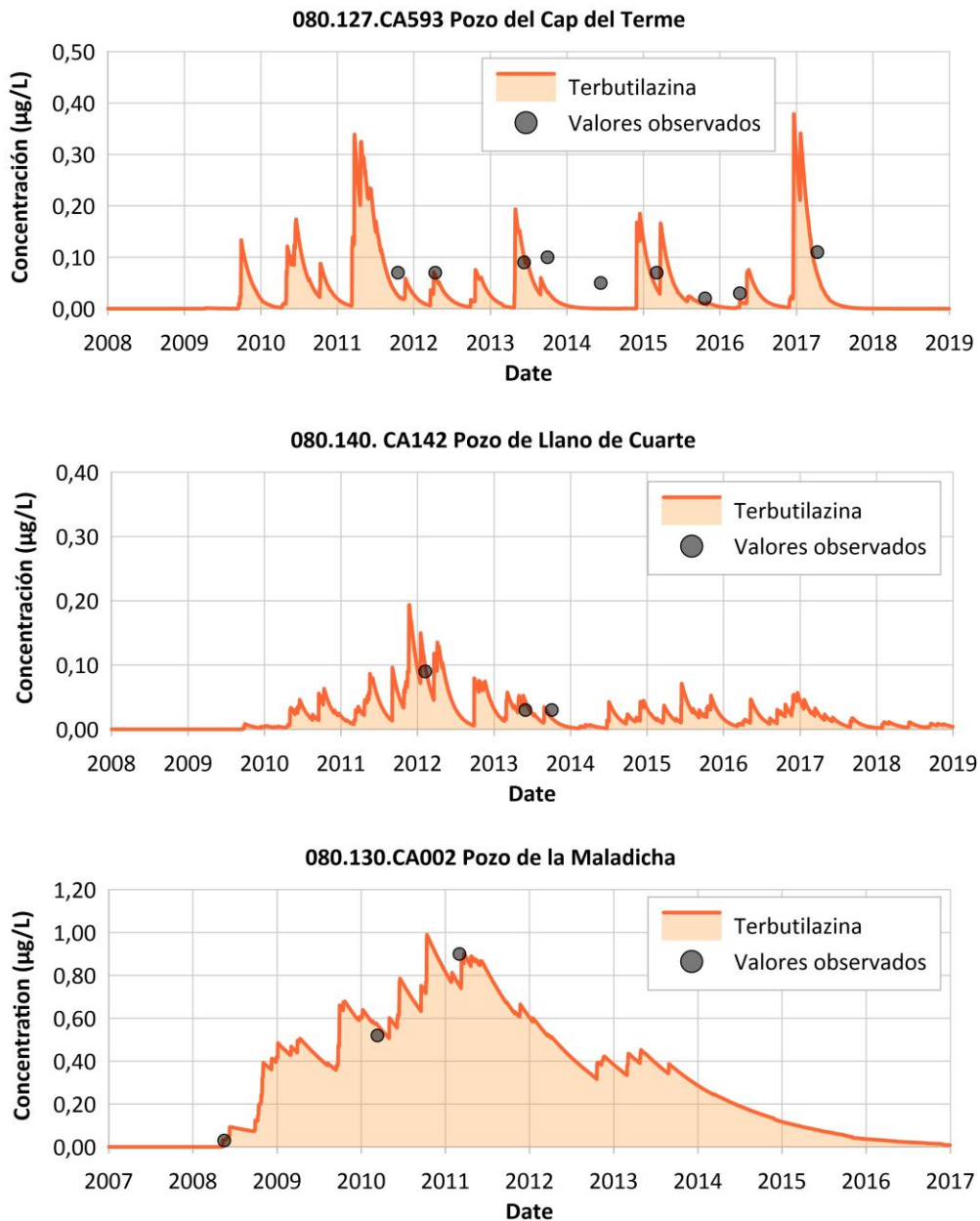
		09/04/2008	0.005	0.000
		15/01/2009	0.027	0.003
		03/10/2011	0.000	0.001
		07/05/2012	0.000	0.000
		13/11/2012	0.000	0.000
		29/05/2013	0.036	0.035
		01/10/2013	0.026	0.003
		14/05/2014	0.011	0.005
080.142.CA006	Font Barret	08/11/2012	0.000	0.010
		17/06/2013	0.012	0.060
		08/10/2013	0.013	0.010
		27/05/2014	0.010	0.006
080.142.CA008	La concepción	07/10/2010	0.000	0.003
		14/11/2011	0.000	0.001
		29/10/2012	0.000	0.004
		17/06/2013	0.013	0.041
		08/10/2013	0.013	0.006
		27/05/2014	0.018	0.007
080.143.CA001	Montesol	07/10/2010	0.000	0.012
		14/11/2011	0.077	0.059
		29/10/2012	0.000	0.029
		17/06/2013	0.012	0.014
		08/10/2013	0.014	0.006
		27/05/2014	0.015	0.012
080.143.CA002	San Miguel	08/03/2010	0.000	0.000
		20/10/2010	0.000	0.000

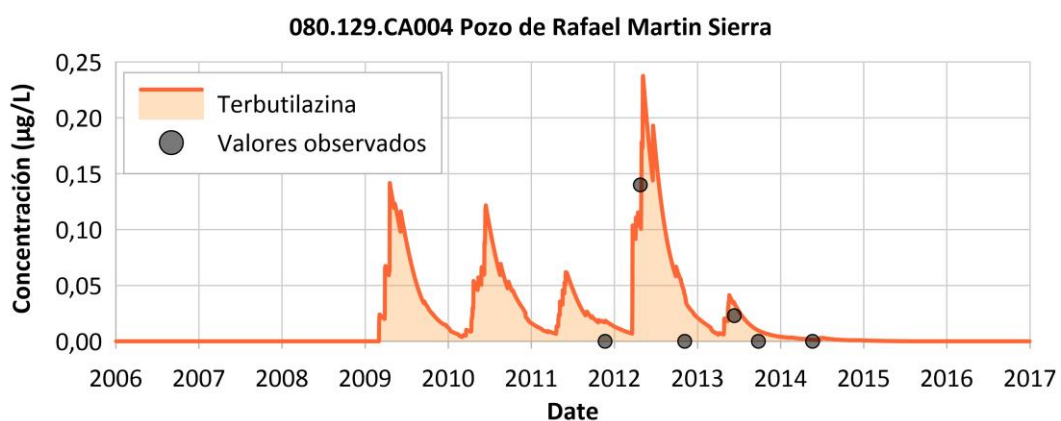
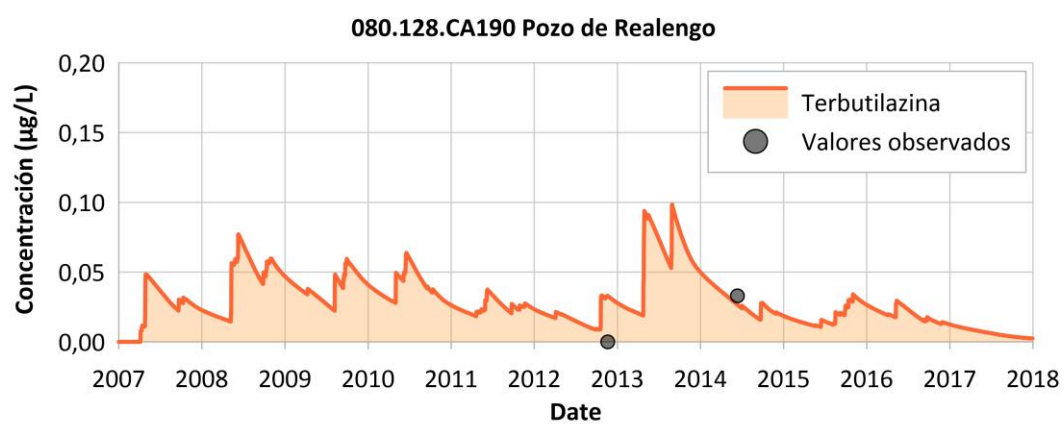
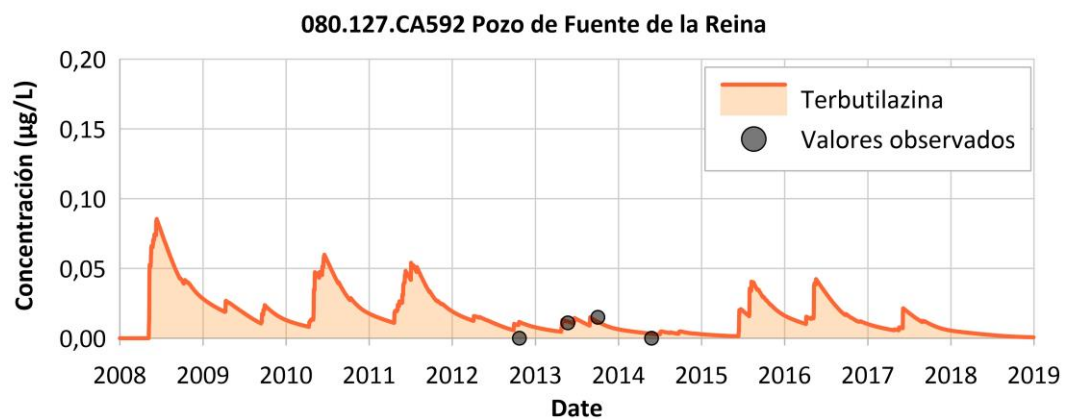
*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

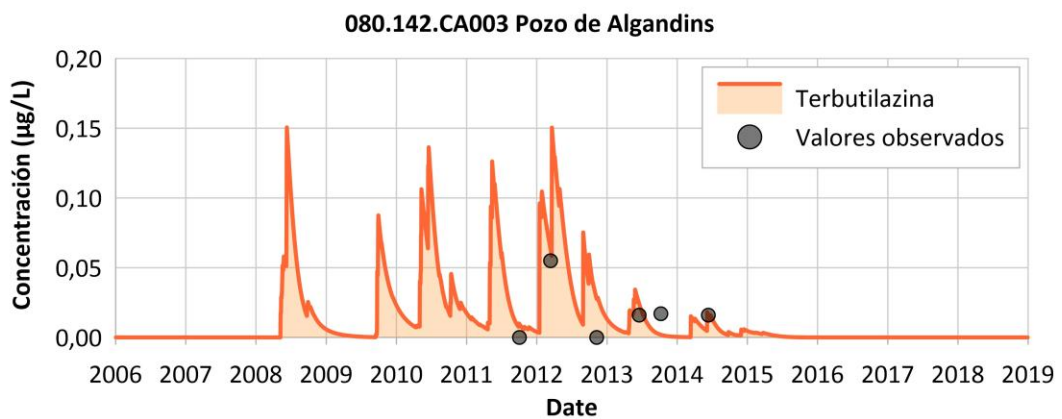
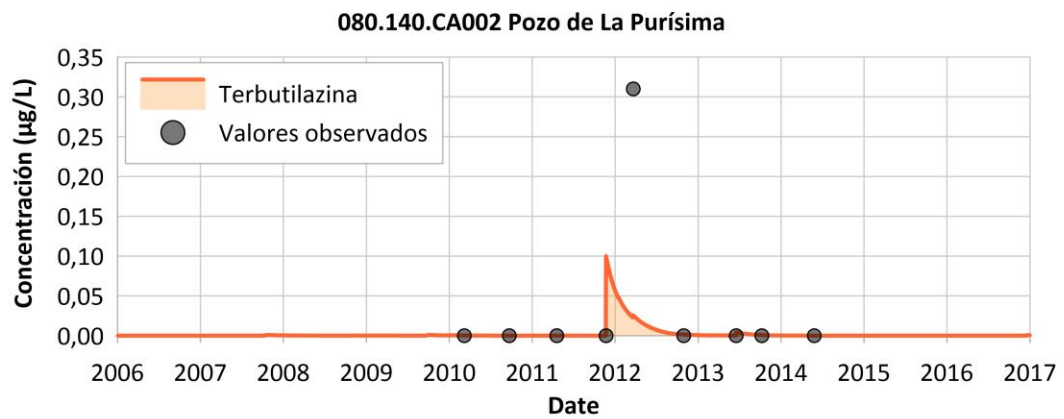
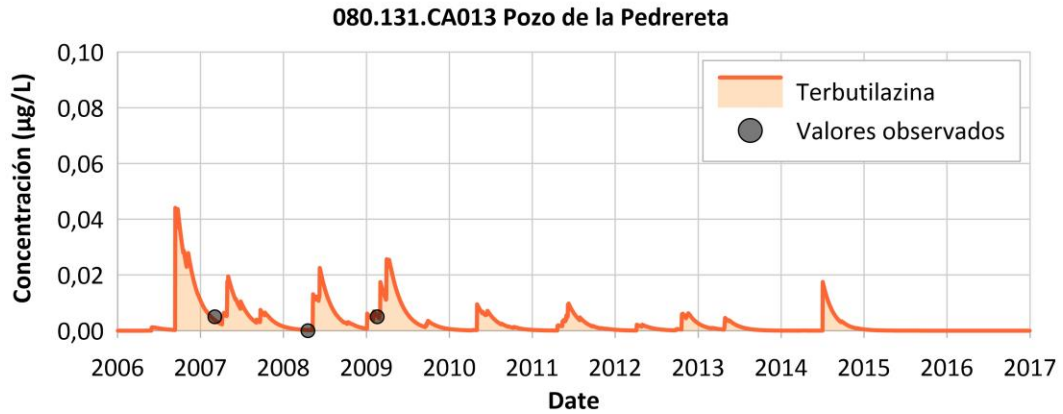
		04/05/2011	0.000	0.000
		29/11/2011	0.120	0.076
080.144.CA001	Reunión	08/03/2010	0.000	0.006
		22/09/2010	0.000	0.010
		04/05/2011	0.000	0.004
		14/11/2011	0.000	0.022
		13/03/2012	0.089	0.056
080.148.CA002	Polideportivo	10/03/2010	0.000	0.002
		21/09/2010	0.000	0.002
		01/03/2011	0.000	0.001
		26/09/2011	0.000	0.003
		21/03/2012	0.098	0.072
		13/11/2012	0.000	0.029
080.149.CA001	Gandía	09/03/2010	0.000	0.008
		28/09/2010	0.000	0.020
		01/03/2011	0.000	0.013
		14/11/2011	0.260	0.253
		07/05/2012	0.130	0.151
		08/11/2012	0.000	0.060
		29/05/2013	0.070	0.072
		01/10/2013	0.070	0.055
		14/05/2014	0.041	0.044
080.149.CA004	No.1	28/09/2010	0.000	0.004
		03/10/2011	0.000	0.004
		08/11/2012	0.000	0.004
		29/05/2013	0.024	0.024

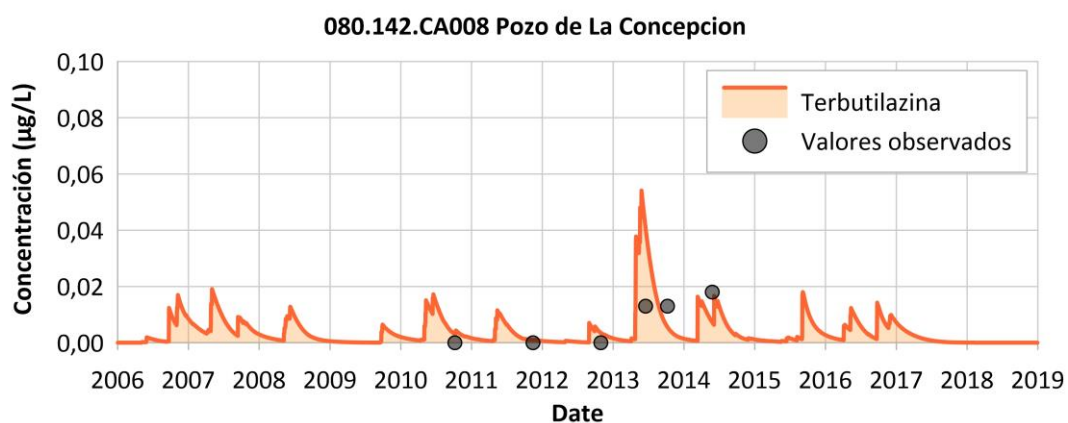
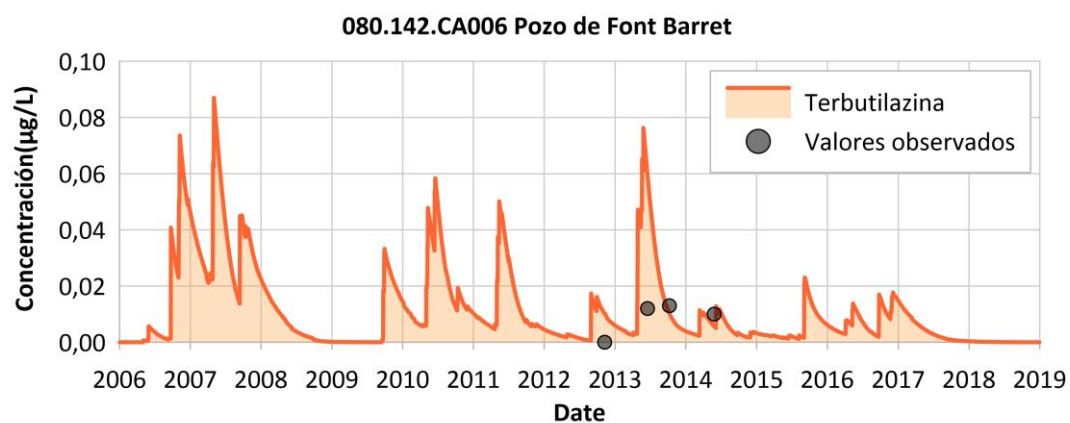
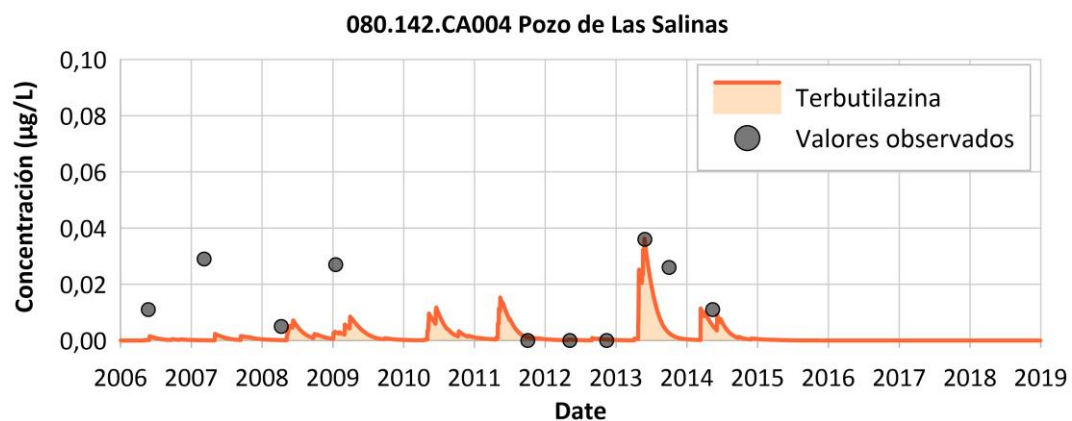
		01/10/2013	0.019	0.018
		14/05/2014	0.015	0.014
080.150.CA002	La Galera I	09/03/2010	0.000	0.000
		19/10/2010	0.000	0.005
		19/04/2011	0.000	0.000
		03/10/2011	0.000	0.004
		27/03/2012	0.000	0.000
		04/10/2012	0.120	0.057
		28/05/2013	0.000	0.009
		16/09/2013	0.000	0.003
		05/05/2014	0.000	0.000

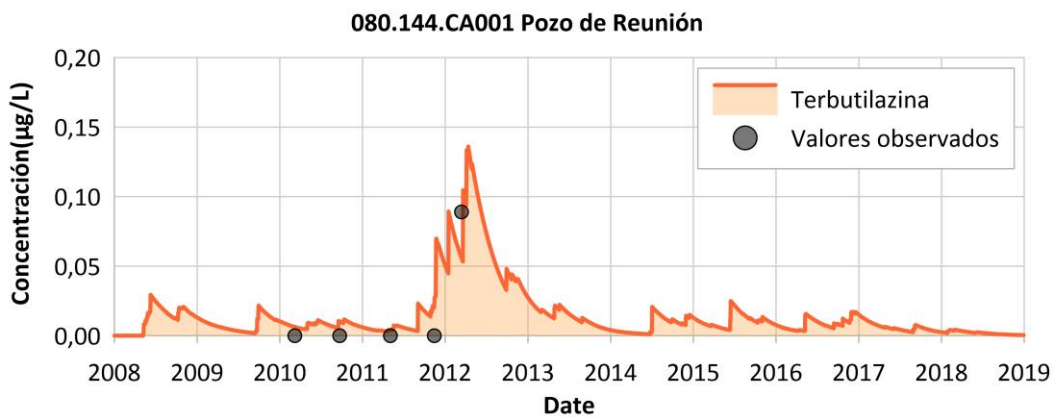
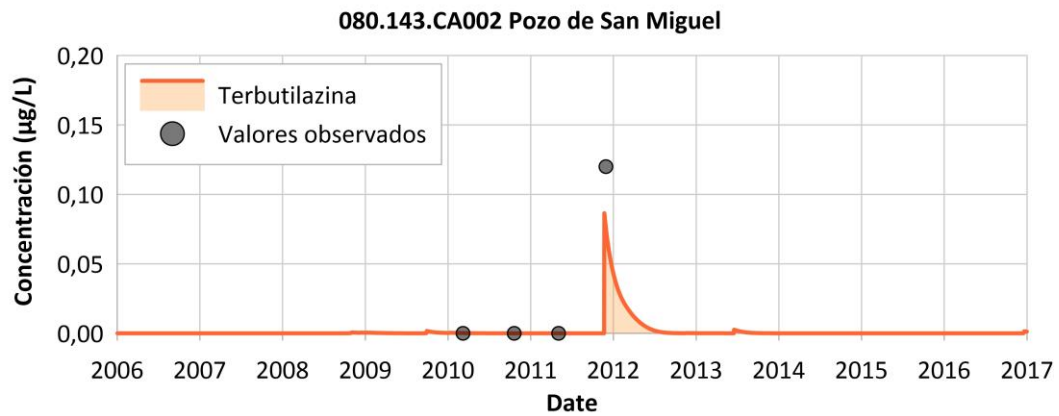
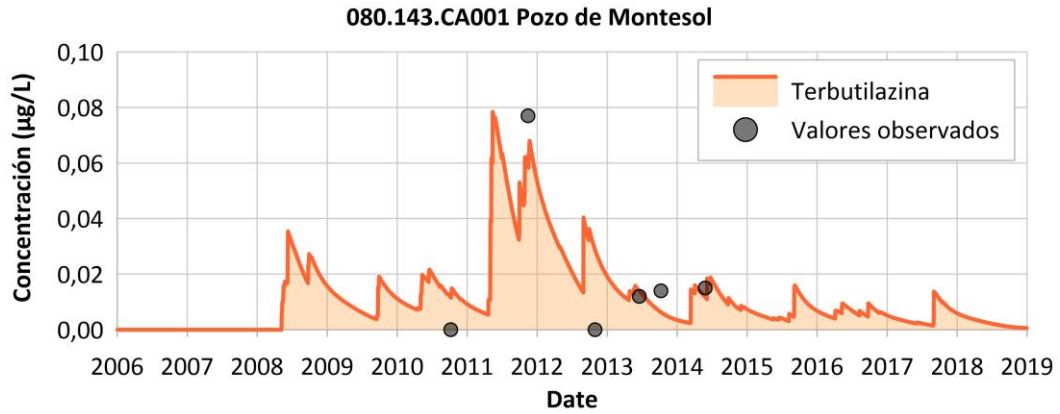
Figura S6. Evolución de la concentración simulada de la Terbutilazina en los pozos de la DHJ

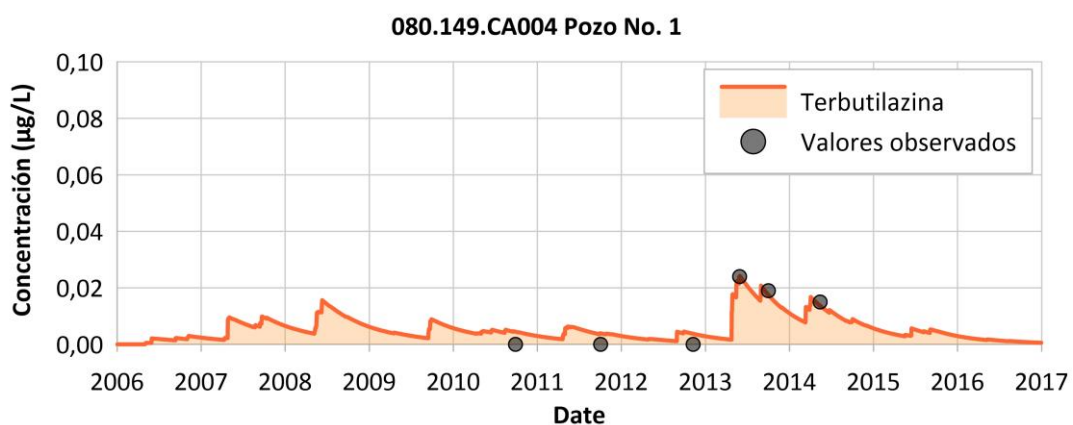
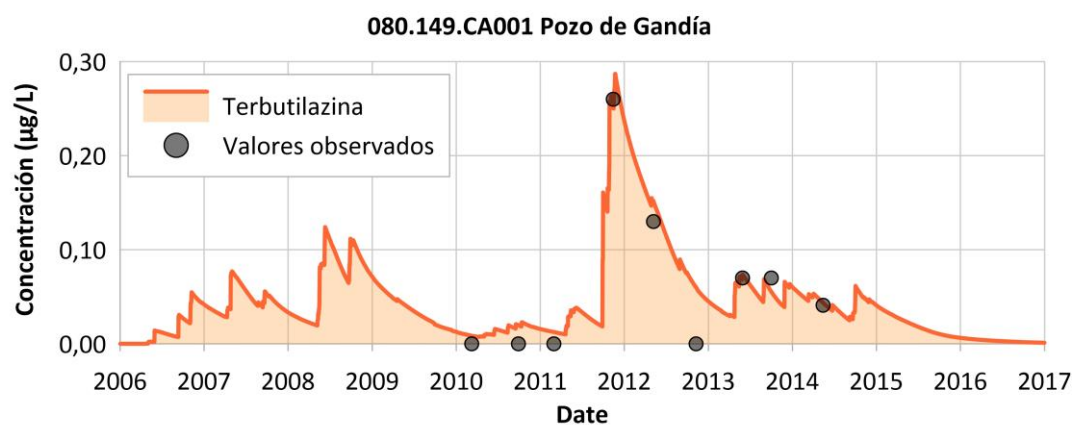
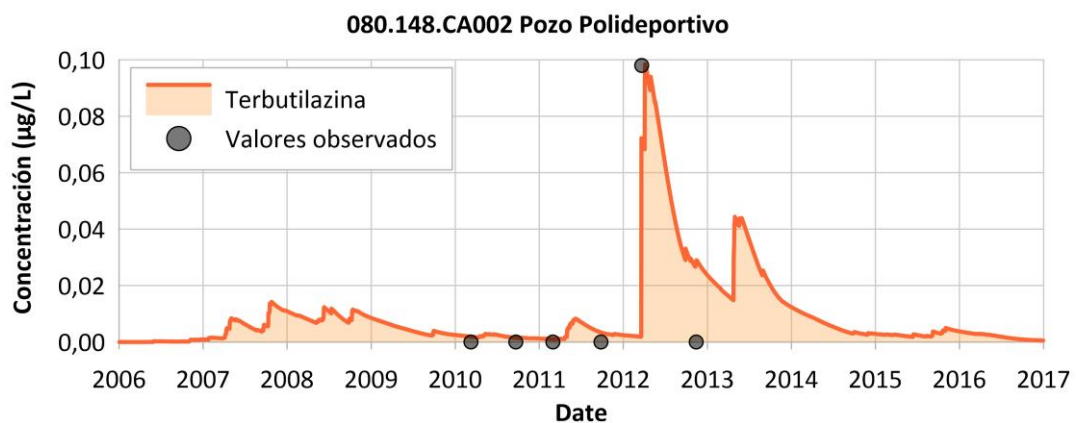












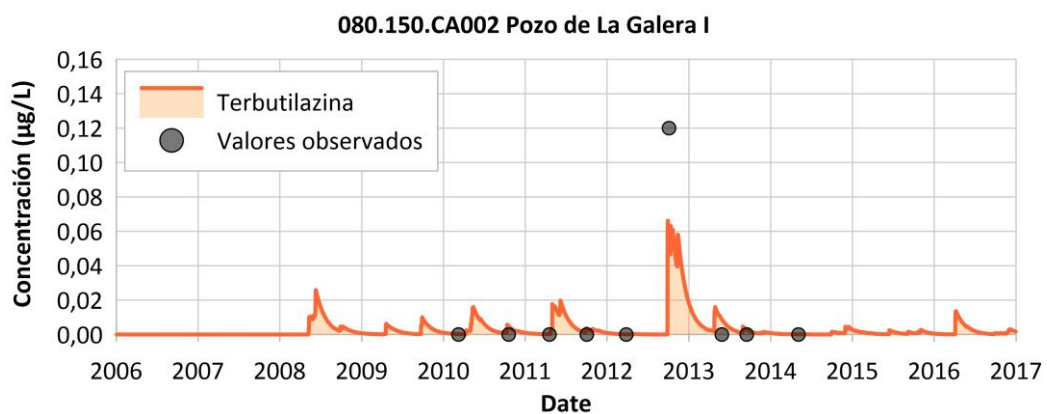


Tabla S7. Valores de las concentraciones de Terbumeton observadas y simuladas

ID	Pozo		Concentración Observada	Concentración simulada
080.142.CA003	Algadins	17/06/2013	0.210	0.210
		08/10/2013	0.110	0.040
		12/06/2014	0.200	0.180
080.142.CA004	Las Salinas	29/05/2013	0.900	0.900
		01/10/2013	0.720	0.770
		14/05/2014	0.600	0.610
080.127.CA001	Cañars	10/06/2013	0.019	0.009
		30/09/2013	0.015	0.019
		11/06/2014	0.012	0.006
080.127.CA003	No. 1	10/06/2013	0.033	0.036
		30/09/2013	0.034	0.034
		11/06/2014	0.025	0.020
080.127.CA592	Fuente de la Reina	23/05/2013	0.160	0.157
		02/10/2013	0.130	0.129
		26/05/2014	0.120	0.069
080.127.CA593	Cap del Terme	10/06/2013	0.016	0.023
		30/09/2013	0.014	0.022
		11/06/2014	0.014	0.012
080.128.CA190	Realengo	12/06/2014	0.090	0.068

*Modelación matemática de pesticidas en las masas de agua subterránea de la
Demarcación Hidrográfica del Júcar*

080.131.CA004	San Antonio	04/06/2013	0.012	0.012
		10/10/2013	0.011	0.005
		12/06/2014	0.011	0.010
080.140.CA002	La Purisima	17/06/2013	0.040	0.019
		08/10/2013	0.040	0.003
080.140.CA142	Llano de Cuarte	28/05/2014	0.021	0.024
080.142.CA005	Los Santos	29/05/2014	0.028	0.018
080.142.CA006	Font-Barret	17/06/2013	0.190	0.224
		08/10/2013	0.200	0.117
		27/05/2014	0.170	0.075
080.142.CA008	La Concepción	17/06/2013	0.170	0.170
		08/10/2013	0.120	0.090
		27/05/2014	0.160	0.046
080.143.CA001	Montesol	27/05/2014	0.170	0.150
080.144.CA002	Bateria de Gavarda	14/05/2014	0.013	0.008
080.144.CA003	Massalavés	17/06/2013	0.050	0.067
		08/10/2013	0.060	0.031
		14/05/2014	0.060	0.027
080.149.CA001	Gandía	29/05/2013	0.500	0.503

		01/10/2013	0.600	0.397
		14/05/2014	0.450	0.402
080.149.CA004	Well No.1	29/05/2013	0.190	0.202
		01/10/2013	0.200	0.182
		14/05/2014	0.180	0.147
080.150.CA002	La Galera	05/05/2014	0.090	0.057
080.152.CA001	Cuatro Vientos	05/05/2014	0.026	0.018
080.153.CA001	Murtar	05/05/2014	0.050	0.046

Figura S7. Evolución de la concentración simulada de la Terbumeton en los pozos de la DHJ

