

UNIVERSITY OF CÓRDOBA
TECHNICAL SCHOOL OF AGRICULTURAL
AND FORESTRY ENGINEERING

DEPARTMENT OF AGRONOMY

Hydraulic Engineering Area

PhD Dissertation

MODELO DE GESTIÓN DE EMBALSE MULTIESCALA CON ANÁLISIS DE INCERTIDUMBRE



PhD Student: Raquel Gómez Beas
Supervisor: María José Polo Gómez
Supervisor: Cristina Aguilar Porro

Córdoba, Diciembre 2014

TITULO: *Modelo de gestión de embalse multiescala con análisis de incertidumbre.*

AUTOR: *Raquel Gomez Beas*

© Edita: Servicio de Publicaciones de la Universidad de Córdoba. 2014
Campus de Rabanales
Ctra. Nacional IV, Km. 396 A
14071 Córdoba

www.uco.es/publicaciones
publicaciones@uco.es



TÍTULO DE LA TESIS: Modelo de gestión de embalse multiescala con análisis de incertidumbre

DOCTORANDO/A: Raquel Gómez Beas

INFORME RAZONADO DEL/DE LOS DIRECTOR/ES DE LA TESIS

(se hará mención a la evolución y desarrollo de la tesis, así como a trabajos y publicaciones derivados de la misma).

María José Polo Gómez y María Cristina Aguilar Porro, profesoras del Departamento de Agronomía de la Universidad de Córdoba, como directoras de la tesis doctoral de la alumna del Programa de Doctorado “Dinámica de Flujos Biogeoquímicos y su Aplicación” Raquel Gómez Beas

INFORMAN,

Que la doctoranda ha cubierto los objetivos propuestos en la tesis y ha abordado el desarrollo de un modelo de gestión de agua en embalses que recoge el modelado semidistribuido de flujo de agua y sustancias en la cuenca vertiente, para su aplicación como herramienta de gestión de agua en embalses en clima mediterráneo. El modelo de gestión propuesto ha sido concebido con un esquema paramétrico en el cual quedan representadas las características singulares de los sistemas estudiados. Elegidos por su representatividad de condiciones usuales en regiones mediterráneas, los resultados obtenidos han permitido contrastar la aplicabilidad del modelo bajo situaciones reales, con la información de partida disponible a nivel de gestión y requiriendo un número de parámetros reducido para su calibración. Esto constituye una gran ventaja para poder no sólo modelar sistemas con escasa información, sino también incluir el análisis de incertidumbre y de riesgo como base para la toma de decisiones en la gestión de un embalse.

Por todo ello, se autoriza la presentación de la tesis doctoral

Córdoba, 14 de noviembre de 2014

Firma del/de los director/es

Fdo.: María José Polo Gómez

Fdo.: María Cristina Aguilar Porro

*A mis padres y a Rubén,
que han hecho este camino conmigo.*

Agradecimientos

A la Agencia Andaluza del Agua por promover y financiar los proyectos “Estudio Piloto para la gestión integral de la Cuenca del Río Guadalfeo” e “Implementación del modelo Guadalfeo y herramientas para su transferencia”, en los que se han enmarcado parte de los desarrollos de este trabajo. A la Universidad de Córdoba y a la empresa Infraestructuras y Ecología S.L. por su financiación en el marco del acuerdo de colaboración: “Modelado de la dinámica de herbicidas en embalse”. Así mismo, agradecer al subsistema CLIMA de la Junta de Andalucía por los datos meteorológicos utilizados en este trabajo, y al Ministerio de Ciencia e Innovación por la financiación del proyecto CGL 2008-03308 “Modulo multiescala de la transferencia de contaminantes desde el suelo al flujo de escorrentía superficial y su transporte” en que se ha desarrollado el modelo de transferencia de sustancias utilizado.

Al Ministerio de Educación, Cultura y Deporte, por la financiación que me permitió realizar la estancia en Alemania durante el desarrollo de la tesis y al ITT de la Universidad de Colonia, por acogerme.

Quiero agradecer a todas aquellas personas que me han ayudado y apoyado, y que forman parte de esta tesis porque sin ellas no hubiera sido posible.

A mis directoras. A María José, por guiarme, por tu paciencia, por la confianza puesta en mí, por la energía y el entusiasmo que transmites y que ha hecho que me cautive este trabajo. A Cristina, por ayudarme, aconsejarme, y por estar ahí en los momentos de estrés, siempre dispuesta a escucharme.

Al Grupo de Dinámica de Flujos Ambientales porque con ellos empecé este camino. A Miguel Ángel Losada, porque fue el primero en confiar en mi y me dio la oportunidad de iniciarme en la investigación. A Antonio Moñino, por el tiempo y el trabajo que me ha dedicado, porque juntos empezamos el modelo y siempre está dispuesto para contestar mis dudas. A mis compañeros del Grupo de Dinámica Fluvial e Hidrología. A los de Granada. A Javi, Tino y Rafa, por la paciencia con que contestan a todas mis preguntas. A los de Córdoba. A Alicia, por sus consejos y toda su ayuda; a Pepa, has sido una inyección de energía en la última fase; y a todos con los que he compartido alguna de las etapas de la tesis. Y especialmente a Elena, con quien he compartido tantos momentos durante estos años; y a Marta, juntas empezamos este camino, juntas lo hemos recorrido y juntas llegamos al final, me encanta que haya sido así. A Eva, me has acompañado y ayudado desde que llegué a Córdoba, has vivido casi todas las etapas de la tesis, y ahora me acompañas en la siguiente aventura, esta tesis tiene mucho de ti. Gracias a las tres por hacer el día a día tan interesante, por el apoyo, por las palabras de ánimo, por escucharme y por vuestra amistad.

Y por último, agradecer a mi familia. A mis padres, por su apoyo y paciencia, por su confianza ciega en mi y por todo su esfuerzo para hacer posible que llegara hasta aquí. A Rubén, por creer en mi, por acompañarme siempre y por su ánimo, apoyo y paciencia en los momentos de desaliento. A mi hermana, a mis sobrinas, y a Rubén junior. Y por supuesto a mi hermano Fernando, porque allá donde estés, sé que estás orgulloso.

Índice general

Resumen	XV
Abstract	XVII
1. Introducción y objetivos	1
1.1. Motivación del trabajo	1
1.2. Antecedentes	4
1.3. Objetivos	7
1.4. Organización de la tesis	7
2. Bases para el desarrollo del modelo de gestión	11
2.1. Desarrollo del modelo	11
2.1.1. Criterios y requisitos	11
2.2. El embalse como volumen de control	13
2.2.1. Balance de agua	15
2.2.2. Balance de herbicidas	18
2.3. Incertidumbre	22
2.4. Descripción de los embalses piloto	23
2.4.1. Embalse de Rules (río Guadalfeo)	24
2.4.2. Embalse del río Víboras	34
3. Development of a management tool for reservoirs in Mediterranean environments based on uncertainty analysis	45
3.1. Introduction	46
3.2. Study area and waters demands	47
3.3. Methods	48

3.3.1.	Model conceptual schemes	48
3.3.2.	Uncertainty analysis	52
3.4.	Results	53
3.4.1.	Water flow in the reservoir	53
3.4.2.	Scenario analysis	56
3.5.	Conclusions	59
4.	Modelado de la dinámica de herbicidas en embalses	61
4.1.	Introducción y objetivos	62
4.2.	Área de estudio y datos de entrada	63
4.3.	Metodología	67
4.3.1.	Modelado hidrológico	67
4.3.2.	Modelado de circulación de herbicidas en la cuenca vertiente al embalse	68
4.3.3.	Estudio analítico del balance de agua y sustancia en el cuerpo del embalse	71
4.3.4.	Implementación numérica	73
4.4.	Resultados	74
4.4.1.	Calibración y resultados	74
4.4.2.	Discusión	78
4.5.	Conclusiones	80
5.	Estudio de la operatividad de sistemas de abastecimiento en clima mediterráneo. Análisis de riesgos	83
5.1.	Introducción y objetivos	84
5.2.	Metodología	86
5.2.1.	Modos de fallo	86
5.2.2.	Restricciones al suministro	89
5.2.3.	Criterios de operación	91
5.3.	Casos de estudio	91
5.3.1.	Embalse del Víboras	92
5.3.2.	Embalse de Rules	102
5.4.	Conclusiones	118

6. Conclusiones y futuras líneas de investigación	121
6.1. Conclusiones	121
6.2. Futuras líneas de investigación	122
6.3. Conclusions	123
6.4. Future research lines	124
A. Caracterización de las cargas efectuadas desde la cuenca del río Víboras al embalse	127
A.1. Fuentes de datos	127
A.1.1. Medidas de campo propias realizadas por Infraeco	127
A.1.2. Redes de monitorización de calidad de las aguas superficiales	128
A.2. Análisis de variables de calidad	129
A.2.1. Evolución a lo largo del tiempo	129
A.2.2. Niveles de herbicidas en el cauce	135
A.2.3. Relación herbicidas con aportaciones y nivel de embalse según datos de la ICA-DMA	144
B. Interpolación de variables en el embalse del Víboras	151
B.1. Introducción	151
C. Análisis de las zonas de mayor aporte de carga de sustancia al embalse del Víboras	169
D. Costes de oportunidad	173

Índice de figuras

2.1. Esquema SISO.	14
2.2. Mapa de situación y red hidrográfica de la cuenca vertiente al embalse de Rules.	24
2.3. Datos de aportaciones diarias ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) frente a precipitación diaria ($\text{mm} \cdot \text{día}^{-1}$).	25
2.4. Temperatura media estacional en el año hidrológico 2007-2008 ($^{\circ}\text{C}$), distribuida por celdas del MDE e interpolada con WiMMed.	26
2.5. Conductividad hidráulica saturada del suelo ($\text{mm} \cdot \text{h}^{-1}$) (Rodríguez, 2009).	27
2.6. Mapa de usos del suelo en la cuenca vertiente al embalse de Rules.	27
2.7. Resultado de la batimetría realizada en el embalse en 2011 con resolución 5 m. Fuente Millares <i>et al.</i> (2012).	28
2.8. Superficie (km^2) en función de la cota (m.s.n.m.).	29
2.9. Mapa de situación y red hidrográfica de la cuenca vertiente al embalse del Víboras.	35
2.10. Acuíferos y manantiales de la cuenca vertiente al río Víboras.	36
2.11. Aportaciones y desembalses diarios al embalse ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) y precipitación media diaria en la cuenca ($\text{mm} \cdot \text{día}^{-1}$) en el periodo de estudio (2005-2009).	37
2.12. Conductividad hidráulica saturada del suelo ($\text{mm} \cdot \text{h}^{-1}$) (Rodríguez, 2009).	37
2.13. Temperatura media estacional en el año hidrológico 2009-2010 ($^{\circ}\text{C}$), distribuida por celdas del MDE e interpolada con WiMMed.	38
2.14. Usos del suelo.	39
2.15. Resultado de la batimetría realizada en el embalse en Abril de 2010 con resolución 0.5 m. Fuente Infraeco (2010).	40
2.16. Curva Cota-Superficie del embalse del Víboras a partir de la batimetría realizada en 2010 por Infraeco (2010)	41

3.1. Situation, Digital Elevation Model and land uses of Guadalfeo river watershed. Urban areas and irrigable areas furnished from Rules reservoir are also shown.	48
3.2. Flow diagram of management model.	51
3.3. Scheme of the procedure followed to derive probability functions for the variables selected.	52
3.4. Simulation results of a 10-yr series.	55
3.5. Functions of probability in a ten-year simulation.	57
4.1. Puntos de control en los que se ha realizado la toma de muestras junto con el resultado de la batimetría realizada en el embalse en abril de 2010 con resolución 0.5 m. Fuente Infraeco (2010).	64
4.2. Medidas de concentración de terbutilazina, C ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), en las tres localizaciones y profundidades de toma de muestras dentro del embalse.	66
4.3. Diagrama de flujo del modelado de herbicidas en embalses.	67
4.4. Caudales medios diarios ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) medidos y simulados, precipitación ($\text{mm}\cdot\text{día}^{-1}$) y escorrentía ($\text{mm}\cdot\text{día}^{-1}$) en el período de estudio (2009-2010), junto con mapa distribuido del tiempo de viaje de cada celda al punto de salida de la cuenca (h).	68
4.5. Evento ficticio incorporado el 8 de diciembre de 2009. Mapas de carga acumulada en la escorrentía, normalizada por la carga total en el punto de entrada al embalse con y sin incorporación de la temperatura del suelo en el cálculo; y temperatura media del suelo ($^{\circ}\text{C}$).	70
4.6. Carga de terbutilazina medida frente a simulada ($\text{g}\cdot\text{día}^{-1}$), y escorrentía ($\text{mm}\cdot\text{día}^{-1}$) en el punto de entrada al embalse.	71
4.7. División en celdas según la sección transversal del embalse del Víboras.	73
4.8. Diagrama de flujo del modelo de embalse.	74
4.9. Valor medio de la concentración de terbutilazina medida en las celdas correspondientes a las tres localizaciones de toma de muestras, y valores simulados por el modelo (C , $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$).	77
4.10. Concentración de terbutilazina medida y simulada en la celda de cola (C , $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), junto a caudal entrante al embalse (Q_{in} , $\text{m}^3\cdot\text{día}^{-1}$) y precipitación ($\text{mm}\cdot\text{día}^{-1}$).	79
4.11. Concentración de terbutilazina medida y simulada en la celda de cabecera (C , $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), junto a caudal desaguado desde el embalse (Q_{out} , $\text{m}^3\cdot\text{día}^{-1}$).	80
5.1. Diagrama de flujo del modelo de gestión.	88

5.2. Sistema de aprovechamiento conjunto de los embalses Quebrajano y Viboras, acuíferos incluidos en el sistema y poblaciones abastecidas.	92
5.3. Resultado del cálculo de sedimentación (azul) y arrastre (naranja) a partir de la batimetría realizada en el embalse en abril de 2010 con resolución 0.5 m. (Infraeco, 2010) y del modelo digital de elevaciones de Andalucía con resolución 10 m.	94
5.4. Funciones de densidad de probabilidad y de distribución del número de días de cierre del suministro urbano (N_{urb}) en la serie de 10 años con y sin inclusión de la pérdida por colmatación.	96
5.5. Funciones de densidad de probabilidad y de distribución del número de días de cierre del suministro caudales ecológicos (N_{eco}) en la serie de 10 años abastecimiento de junio a septiembre y abastecimiento a lo largo de todo el año.	99
5.6. Funciones de densidad de probabilidad y de distribución del número de días de cierre del suministro urbano (N_{urb}) en la serie de 10 años abastecimiento de junio a septiembre y abastecimiento a lo largo de todo el año.	100
5.7. Función de distribución del número de días de cierre del suministro urbano (N_{urb}) en la serie de 10 años, con abastecimiento a lo largo de todo el año y dosis de aplicación calibrada con datos medidos, junto con la reducción a la mitad de la dosis de aplicación en la zona alta de la cuenca.	101
5.8. Situación, Modelo Digital de Elevaciones y usos del suelo de la cuenca del río Guadalfeo. También se muestran las áreas urbanas y de regadío abastecidas desde el embalse Rules.	102
5.9. Resultado del cálculo de sedimentación (azul) y arrastre (naranja) a partir de la batimetría realizada en 2011 con resolución 5 m y el modelo digital de elevaciones de Andalucía con resolución 10 m. Fuente Millares <i>et al.</i> (2012)	106
5.10. Función de densidad de probabilidad del número de días de cierre del suministro de regadío (N_{reg}) en la serie de 10 años con y sin colmatación.	107
5.11. Función de distribución del número de días de cierre del suministro urbano (N_{urb}) en la serie de 10 años.	109
5.12. Funciones de densidad de probabilidad y de distribución del volumen almacenado al final de la serie de 10 años (Vol_{final}) con respecto al volumen correspondiente al Nivel Máximo Normal (Vol_{NMN}).	110
5.13. Funciones de distribución del número de veces (N) que no se cumplen los criterios de garantía de 1 y 2 años en la serie de 10 años, para ambos escenarios.	112

5.14. Funciones de densidad de probabilidad del coste total (C_T) en la serie de 10 años para distintos valores de f	115
5.15. Funciones de densidad de probabilidad y de distribución del precio total (P_T) pagado por el agricultor en la serie de 10 años.	117
A.1. Localización de los puntos de control (Infraeco (2010))	128
A.2. Localización de los puntos de control de la red de monitorización ICA-DMA	129
A.3. Evolución del carbono orgánico total en los puntos de medida a distintas profundidades	130
A.4. Evolución de la concentración de sólidos en suspensión en los puntos de medida a distintas profundidades	131
A.5. Épocas de aplicación de herbicidas en olivar	131
A.6. Evolución de la concentración de AMPA en los puntos de medida a distintas profundidades	132
A.7. Evolución de la concentración de desisopropilatrizona en los puntos de medida a distintas profundidades	132
A.8. Evolución de la concentración de diurón en los puntos de medida a distintas profundidades	133
A.9. Evolución de la concentración de glifosato en los puntos de medida a distintas profundidades	133
A.10. Evolución de la concentración de simazina en los puntos de medida a distintas profundidades	134
A.11. Evolución de la concentración de terbutilazina en los puntos de medida a distintas profundidades	134
A.12. Concentración de sólidos en suspensión frente a caudales de aportaciones en el río Víboras	135
A.13. Concentración de AMPA frente a caudales de aportaciones al embalse en el río Víboras	136
A.14. Concentración de desisopropilatrizona frente a caudales de aportaciones en el río Víboras	136
A.15. Concentración de diurón frente a caudales de aportaciones en el río Víboras	137
A.16. Concentración de glifosato frente a caudales de aportaciones en el río Víboras	137
A.17. Concentración de simazina frente a caudales de aportaciones en el río Víboras	138
A.18. Concentración de terbutilazina frente a caudales de aportaciones en el río Víboras	138

A.19. Concentración de sólidos en suspensión frente a nivel de embalse en el río Víboras	139
A.20. Concentración de AMPA frente a nivel de embalse en el río Víboras . . .	140
A.21. Concentración de desisopropilatrazina frente a nivel de embalse en el río Víboras	140
A.22. Concentración de diurón frente a nivel de embalse en el río Víboras . . .	141
A.23. Concentración de glifosato frente a nivel de embalse en el río Víboras . .	142
A.24. Concentración de simazina frente a nivel de embalse en el río Víboras . .	142
A.25. Concentración de terbutilazina frente a nivel de embalse en el río Víboras	143
A.26. Sólidos en Suspensión frente a aportaciones al embalse con datos de la ICA y DMA	144
A.27. Sólidos en Suspensión frente a aportaciones al embalse con datos de la DMA en la cola	145
A.28. Sólidos en Suspensión frente a aportaciones al embalse con datos de la DMA en la cola	146
A.29. Diurón frente a aportaciones al embalse con datos de la ICA y DMA . .	146
A.30. Simazina frente a aportaciones al embalse con datos de la ICA y DMA .	147
A.31. Terbutilazina frente a aportaciones al embalse con datos de la ICA y DMA	147
A.32. Terbutilazina frente a aportaciones al embalse con datos de la DMA en la cola	148
A.33. Sólidos en suspensión frente a nivel de embalse con datos de la ICA y DMA	148
A.34. Diurón frente a nivel de embalse con datos de la ICA y DMA	149
A.35. Simazina frente a nivel de embalse con datos de la ICA y DMA	149
A.36. Terbutilazina frente a nivel de embalse con datos de la ICA y DMA . . .	150
B.1. Interpolación de temperatura (°C) en el embalse del río Víboras a partir de medidas a distintas profundidades a lo largo del año hidrológico 2009-2010.	152
B.2. Interpolación mediante el método IDW ² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la primera campaña de julio de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua (°C), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).	154

B.3. Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la segunda campaña de julio de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). 155

B.4. Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la primera campaña de agosto de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). 156

B.5. Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la segunda campaña de agosto de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). 157

B.6. Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de septiembre de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). 158

B.7. Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de octubre de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). 159

B.8. Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de noviembre de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). 160

B.9. Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de diciembre de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). 161

B.10. Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de enero de 2010, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). 162

B.11. Interpolación mediante el método IDW ² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de febrero de 2010, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).	163
B.12. Interpolación mediante el método IDW ² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de marzo de 2010, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).	164
B.13. Interpolación mediante el método IDW ² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de abril de 2010, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).	165
B.14. Interpolación mediante el método IDW ² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de mayo de 2010, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).	166
B.15. Interpolación mediante el método IDW ² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de junio de 2010, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).	167
C.1. Evento del 21 de diciembre de 2009. Mapas de carga acumulada en la escorrentía, normalizada por la carga total en el punto de entrada al embalse con y sin incorporación de la temperatura en el cálculo; escorrentía acumulada y temperatura media del suelo.	170
C.2. Evento del 17 de febrero de 2010. Mapas de carga acumulada en la escorrentía, normalizada por la carga total en el punto de entrada al embalse con y sin incorporación de la temperatura en el cálculo; escorrentía acumulada y temperatura media del suelo.	171

Índice de tablas

2.1. Tomas de Abastecimiento.	30
2.2. Tomas de Riego.	30
2.3. Desagüe intermedio, ecológico y toma para central hidroeléctrica.	31
2.4. Distribución anual del volumen de riego.	33
2.5. Distribución anual de los caudales ecológicos mínimos desde el embalse de Rules (fuente Aguilar <i>et al.</i> (2014)).	33
2.6. Distribución mensual de los caudales ecológicos mínimos desde el embalse del Víboras ($\text{hm}^3 \cdot \text{mes}^{-1}$). Fuente Murillo & Navarro (2008).	42
3.1. Types of fit and goodness of fit for each density probability function of the final state of the reservoir compared to its initial state.	56
3.2. Types of fit and goodness of fit for each density probability function of the number of days of closed urban supply intake.	58
4.1. Precipitación (mm), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y escorrentía (mm) en la cuenca vertiente al embalse.	65
4.2. Parámetros descriptores de la aplicación de herbicida (terbutilazina) en la zona de estudio.	65
4.3. Medidas puntuales de concentración de terbutilazina, C ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), en el flujo de entrada al embalse (Infraeco, 2010).	66
4.4. Valor calibrado de los parámetros del modelo.	75
4.5. Errores del ajuste en las tres localizaciones.	76
5.1. Distribución mensual de los caudales ecológicos mínimos (Q_{min}) desde el embalse del Víboras. Fuente Murillo & Navarro (2008).	93
5.2. Escenarios analizados para el embalse del Víboras.	94

5.3.	Valores de percentiles característicos de número de días de cierre medio anual en el uso urbano considerando los 7 criterios de operación y bajo los 4 escenarios analizados en el embalse del Víboras.	102
5.4.	Distribución mensual del caudal de riego (Q_{reg}) para el cultivo tipo seleccionado.	103
5.5.	Distribución mensual de los caudales ecológicos mínimos (Q_{min}) desde el embalse de Rules. Fuente Aguilar <i>et al.</i> (2014).	104
5.6.	Escenarios analizados para el embalse de Rules.	105
5.7.	Tasa de superación del déficit máximo en 10 años en el suministro a regadío desde el embalse de Rules en la simulación de las 500 series estocásticas (T).	111
5.8.	Valores de las variable utilizadas en el análisis de escenarios (N_{reg} , N (criterios 1 y 2 años de garantía), C_T y P_T), en los dos percentiles más significativos de las funciones de distribución, para los criterios de operación y escenarios considerados en el embalse de Rules.	118
D.1.	Valor dual del precio del m^3 de agua suministrada en función del volumen de reserva instantáneo. Fuente Gómez <i>et al.</i> (2002).	174

Resumen

En este trabajo se presenta el desarrollo de un modelo de gestión de agua en embalses que recoge el modelado semidistribuido de flujo de agua y sustancias en la cuenca vertiente, y su aplicación como herramienta de gestión de agua en embalses en clima mediterráneo. La naturaleza de las cuencas en este ambiente hace necesario compatibilizar la gestión del agua almacenada tras los excesos de lluvia y la atención de una amplia red de demandas, que llega a ser considerablemente elevada en determinadas zonas, junto con la prevención de inundaciones y escasez del recurso. Todo ello se ve además agravado ante las previsiones de cambio climático, que parece que afectarán significativamente a este tipo de cuencas. Por otro lado, la garantía en el suministro se puede ver comprometida por episodios de contaminación del agua embalsada.

En un primer paso, el modelo de gestión se desarrolla como un elemento de regulación sobre las aportaciones al embalse y los volúmenes almacenados en el mismo, en base a unos criterios establecidos, y siempre de manera sostenible con los compromisos existentes aguas abajo. Con este fin, se incluyeron en el modelo todas las demandas a satisfacer, a partir de las cuales se define la capacidad de suministro del embalse. El modelo se implementó en el embalse de Rules, en el sur de España, desde el que se satisface una amplia red de demandas (abastecimiento a la población, regadío y producción hidroeléctrica, entre las principales). En su desarrollo se consideraron los ciclos climáticos a los que se encuentra sometida la cuenca, quedando así representada la incertidumbre inherente a los procesos asociados. De esta manera el modelo incorpora los factores que afectan al volumen de agua embalsado a corto, medio y largo plazo, proporcionando datos para la gestión a distintas escalas temporales. Los resultados obtenidos muestran el potencial de la metodología propuesta como herramienta para la toma de decisiones. Con ella los gestores podrán definir los criterios de operación en el embalse al tiempo que les permitirá prever el estado del sistema tras la gestión realizada, así como obtener información sobre la satisfacción de las distintas demandas y el cumplimiento de la garantía de suministro para cada una de ellas.

En un paso más, con el fin de cumplir con los criterios de calidad de agua para el suministro de cada uso, se desarrolló un modelo de calidad del agua en el embalse que describe su funcionamiento interno y la dinámica de la calidad del agua embalsada. En este caso, la implementación del modelo se llevó a cabo en la cuenca vertiente al río Víboras, en Jaén, caracterizada por el predominio del cultivo del olivo que ocupa

el 49% de la superficie de la cuenca, y donde se dispone de medidas de concentración de herbicidas en el agua del embalse, así como a su entrada. Se caracterizó la cuenca vertiente al embalse, y se cuantificó la carga de contaminante producida en la misma, para finalmente modelar el embalse, previo conocimiento de las actividades definidas en el modelo de gestión. De esta manera se obtuvieron valores de concentración semidistribuidos en el cuerpo del embalse, por lo que es posible afirmar que el modelo constituye una herramienta para la previsión y la toma de decisiones, con el fin de asegurar la calidad mínima exigida en el abastecimiento para determinados usos.

Por último, con el fin de mostrar a través de la aplicación del modelo de gestión propuesto la operatividad de sistemas de abastecimiento en clima mediterráneo, se consideraron diversos escenarios de demanda y su gestión en ambos sistemas, el embalse de Rules y el del río Víboras. De esta manera, los gestores podrán seleccionar entre 3 criterios de operación con vistas a optimizar la satisfacción del suministro: minimizar el fallo en el abastecimiento, maximizar el agua almacenada y/o minimizar los costes de oportunidad del sistema. El modelo también admite incorporar restricciones al suministro que afectarán al volumen de agua embalsada y, por tanto, a la capacidad de satisfacción de demandas desde el embalse. Los resultados obtenidos permitieron discriminar criterios de operación demasiado restrictivos que, aunque pretenden mejorar el estado del sistema, disminuyen la operatividad del mismo a largo plazo. Además, el modelo permite planificar la aplicación de sustancias contaminantes en la cuenca vertiente al embalse, paliando así los efectos sobre la calidad del agua almacenada. Unido a todo ello, es posible en último término cuantificar los costes de oportunidad del sistema con vistas al cálculo del riesgo en el fallo en el suministro.

El modelo de gestión propuesto ha sido concebido con un esquema paramétrico en el cual quedan representadas las características singulares de los dos sistemas estudiados. Elegidos por su representatividad de condiciones usuales en regiones mediterráneas, sus resultados han permitido contrastar la aplicabilidad del modelo bajo situaciones reales, con la información de partida disponible a nivel de gestión y requiriendo un número de parámetros reducido para su calibración. Esto constituye una gran ventaja para poder no sólo modelar sistemas con escasa información, sino también incluir el análisis de incertidumbre y de riesgo como base para la toma de decisiones en la gestión de un embalse.

Abstract

The present study shows the development of a model for water management in reservoirs that collects the semi-distributed modelling of water flow and substances in the watershed, and its application as a tool for reservoir water management in Mediterranean climate. The nature of watersheds in this environment makes necessary to combine the management of stored water after the rain excesses and the attention of a wide demands network, which becomes considerably high in certain areas, together with flood prevention and resource scarcity. All of this is further exacerbated with the climate change forecasts, which seems would significantly affect this kind of basins. On the other hand, the supply guarantee can be endangered by episodes of stored water contamination.

In a first step, the management model is developed as a control element on the inflows to the reservoir and the volume stored in the same, based on established criteria, and provided the sustainability with existing commitments downstream. To this end, all demands to meet were included in the model, from which the reservoir supply capacity is defined. The model was implemented in Rules reservoir, in southern Spain, from which a large network of demands is satisfied (urban supply, irrigation and energy production, between the main). In its development, the climate cycles under which the basin is subjected to, were considered, being represented the inherent uncertainty to the associated processes. In this way, the model incorporates the factors that affect the volume of stored water in the short, medium and long term, providing information for the management at different temporal scales. The results show the potential of the proposed methodology as a tool for decision making. With it, managers can define the operating criteria in the reservoir while allowing them to predict the state of the system after the management performed, as well as obtaining information on the fulfillment of the different demands and the compliance with the guarantee of supply for each of them.

In a further step, in order to meet the water quality criteria for supplying each use, a model of water quality in the reservoir that describes its inner behavior and dynamics of the stored water was developed. In this case, the implementation of the model was performed on the Víboras River watershed, in Jaén, characterized by the predominance of olive grove that occupies 49% of the watershed area, and where measurements of herbicide concentration in the water reservoir are available, as well as in its input.

The watershed upstream the reservoir was characterized, and pollutant load produced therein was quantified, for modelling the reservoir finally, with the previous knowledge of the activities defined in the management model. Thus, semi-distributed concentration values were obtained in the reservoir water body, so it is possible to affirm that the model constitutes a tool for forecasting and decision making in order to ensure the minimum quality required for the supply of certain uses.

Finally, in order to show, through the application of the proposed management model, the effectiveness of water supply systems in Mediterranean climate, various scenarios of demand and its management in both systems, Rules and Víboras, were considered. In this way, managers can select from 3 operating criteria in order to optimize the supply satisfaction: minimizing the failure in supplying, maximizing the water stored and/or minimizing the opportunity costs of the system. The model also supports the incorporation of supply constraints that would affect the volume of water in the reservoir and hence, the ability to satisfy all the demands met by it. The results obtained allowed the discrimination of operating criteria too restrictive which, although intended to improve the state of the system, reduce the operability of it in the long term. Furthermore, the model allows to plan the application of pollutants in the watershed upstream the reservoir, mitigating the effects on the quality of stored water. Along with this, ultimately it is possible to quantify the opportunity costs of the system with a view to calculate the risk of failure in the supply.

The proposed management model has been designed with a parametric scheme in which the unique characteristics of the two systems studied are represented. Chosen for their representativeness of usual conditions in Mediterranean regions, their results have allowed contrasting the model applicability under real situations, from the starting information available at management level and requiring a reduced number of parameters for its calibration. This constitutes a great advantage to be able not only to model systems with limited information, but also to include the uncertainty and risk analysis as a basis for decision-making in the management of a reservoir.

Capítulo 1

Introducción y objetivos

1.1. Motivación del trabajo

La disponibilidad de agua en cantidad y calidad es fundamental para el desarrollo de la mayoría de las actividades humanas, económicas y sociales. Sin embargo, se trata de un recurso escaso y, por tanto, debe gestionarse de forma sostenible y compatible con el desarrollo económico, ligado al aumento de la demanda, circunstancia que se verá agravada ante el escenario actual de cambio climático. Dicho aumento de la demanda de agua para consumo humano, regadío y producción de energía consecuencia del aumento de la población, ha llevado a la construcción y explotación de un elevado número de presas. Por un lado, estas infraestructuras constituyen una barrera de protección frente a posibles avenidas, protegiendo a las poblaciones situadas aguas abajo de episodios de circulación de caudales de elevada magnitud y, por tanto, evitando situaciones de inundación en esta zona de la red de drenaje. Para ello, en caso de avenida el gestor ha de tener presente que los caudales liberados desde la presa nunca podrán causar mayores efectos negativos que los que provocaría el propio río en régimen natural, sin la existencia de la presa. Por otro lado, es fundamental compatibilizar la gestión de inundaciones con la necesidad de optimizar el volumen de agua almacenada, con dos objetivos: alcanzar la máxima altura posible de la lámina de agua, con vistas a la producción de energía hidroeléctrica; y disponer de la mayor cantidad posible de recurso que permita el suministro ante posibles episodios de sequía a medio y largo plazo.

En presas de elevada altura, la cantidad de energía acumulada hace que la producción hidroeléctrica cobre un papel relevante. Se trata de una fuente de energía eléctrica renovable y no contaminante, además de compatible con el resto de los usos abastecidos desde el embalse, ya que es un uso no consuntivo. Por todo ello, a la hora de gestionar de forma sostenible los recursos de una presa, se ha de tener presente los requerimientos de producción de esta fuente de energía.

La escasez de agua y la sequía suponen un grave problema que afecta a un cada vez mayor número de personas en toda Europa, cobrando mayor relevancia en las zonas

del sur, como es el caso de Andalucía. En los últimos 30 años el número de personas afectas por la sequía ha aumentado en un 20 %. El aumento de temperatura producido por el cambio climático, así como la variación en el régimen de precipitaciones, está contribuyendo a esta situación de aumento de periodos de sequía.

En este contexto, el 23 de octubre de 2000 se aprueba la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo del Consejo, conocida como Directiva Marco del Agua, que busca "...garantizar el buen estado ecológico de las aguas", y por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Con el fin de cumplir con los objetivos establecidos en esta Directiva, se hace patente la necesidad de una gestión integrada de los recursos hídricos, por lo que cada estado miembro deberá realizar un estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales y subterráneas y hacer un análisis económico del uso del agua, presentando sus Planes Hidrológicos de Cuenca. Estos Planes han de establecer una ordenación y regulación del recurso, así como la aplicación de una serie de medidas, entre otras:

- Fomento de un uso eficaz y sostenible del agua.
- Control de la captación de aguas dulces superficiales y subterráneas, y de embalse de aguas superficiales.
- Protección de inundaciones y avenidas.
- Mitigación y/o minoración de los efectos de las inundaciones y sequías.
- Preservación de la calidad del agua.

En las cuencas con clima mediterráneo, el desarrollo de los Planes Hidrológicos de Cuenca cobra especial relevancia. Se trata de zonas sometidas a una variabilidad hidrológica de carácter extremo a escala anual y estacional, con alternancia de largos periodos sin eventos de precipitación en la época estival, y eventos de aporte de caudal escasos e intensos concentrados en otoño-invierno. Además, en determinadas zonas se une a esta problemática la necesidad de satisfacer una demanda del recurso hídrico muy extensa, con picos que no coinciden con la estación húmeda. En este sentido cabe destacar dos condicionantes que aumentan la dificultad en la satisfacción del suministro: la consideración de los caudales ecológicos como una restricción al uso; y el eminente carácter agrícola de las cuencas mediterráneas, donde el regadío supone el 81.46 % de la demanda en Andalucía (Inventario Regadíos Andalucía, 2003).

Con el fin de paliar el efecto barrera que supone la construcción de una presa en el ecosistema fluvial aguas abajo de la misma, es necesario el establecimiento de un régimen de caudales ecológicos o medioambientales, que, aunque modificado, reproduzca en la medida de lo posible el régimen natural del río. Estos flujos han de ser liberados desde la presa, lo que supone un uso consuntivo que afectará a la disponibilidad del recurso. Además, la actual legislación describe el caudal ecológico como una restricción al volumen almacenado, lo que implica la prioridad de satisfacer esta demanda sobre el

resto de los usos, siempre que la altura de la lámina de agua lo permita técnicamente. Por lo tanto, el volumen necesario para satisfacer el régimen de caudales ecológicos, ha de ser sustraído de la disponibilidad del recurso con vistas a la gestión a corto, medio y largo plazo.

En cuanto a la demanda de agua del uso agrícola en Andalucía, a pesar de las actuaciones de mejora y modernización de los regadíos, que han conseguido una reducción de las dotaciones unitarias, el consumo de agua de este uso no ha dejado de crecer. En los últimos 50 años la superficie de regadío en Andalucía ha llegado a aumentar en más de un 200 % (de 300.000 ha en los años 50, a más de 1.000.000 ha en la actualidad) (CAyP-JA, 2011; Contreras, 2012; Fernández *et al.*, 2010), consecuencia de la mayor eficiencia en el riego obtenida con dichas reformas. Además, en las cuencas agrícolas la lucha contra la vegetación espontánea que compite por el agua y los nutrientes del suelo, ha extendido la aplicación de productos fitosanitarios (herbicidas). Las aguas, tanto superficiales como subterráneas, son el principal medio difusor de los principales contaminantes químicos agrarios. De esta manera, muchas clases de herbicidas son fuertemente adsorbidos por las partículas más finas del suelo y sedimentos, limos y arcillas. Estas partículas son a su vez arrastradas cuando se produce un evento de precipitación por el flujo de escorrentía superficial, provocando así la contaminación de los cauces de agua y embalses aguas abajo. Una vez en el embalse, al producirse cambios en el ecosistema acuático tales como una menor concentración en las capas subyacentes o el desarrollo de condiciones anaerobias, los compuestos químicos se separan de los sedimentos. De este modo, un contaminante adherido al sedimento no está inmediatamente disponible para las plantas acuáticas, pero contribuye a la eutrofización y, por tanto, a la pérdida de calidad a largo plazo. En los últimos años se han observado episodios de concentración elevada de herbicidas en embalses, por lo que, para minimizar el efecto que estas sustancias tienen sobre las calidad del agua, se ha de realizar una gestión adecuada del agua almacenada.

Existe otro aspecto a tener en cuenta a la hora de gestionar tanto la cantidad, como la calidad del agua almacenada: la pérdida de capacidad por colmatación que limita la vida útil del embalse. Este último aspecto resulta especialmente relevante en los ríos de la península ibérica, donde la erosionabilidad de los suelos es elevada, ya que las técnicas empleadas en las zonas agrícolas potencian la pérdida de suelo. En concreto, el olivo es uno de los cultivos más característicos de la región mediterránea, ocupando a menudo suelos marginales y con fuertes pendientes, lo que favorece la pérdida de suelo y, por lo tanto, supone un aumento de las tasas de erosión en dichas áreas (Taguas *et al.*, 2010; Vanwalleghe *et al.*, 2010; Millares *et al.*, 2012; Taguas *et al.*, 2013). Además, esta circunstancia se ve acentuada por las condiciones propias de clima mediterráneo donde, como ya se ha mencionado, la ocurrencia de eventos de escorrentía es irregular. Por todo ello, el arrastre de las partículas del suelo y sedimentos por el flujo de escorrentía superficial se ve favorecido, alcanzando los cauces de agua y embalses aguas abajo, donde son retenidos, constituyendo una pérdida paulatina de su funcionalidad al perder capacidad de almacenamiento en términos de volumen.

El control del arrastre de sedimentos hacia el embalse no sólo ha de hacerse con vistas a mejorar la capacidad de almacenamiento del embalse, sino que además se ha de tener en cuenta con vistas a la calidad. Por un lado, como ya se ha mencionado, los productos aplicados sobre las tierras de cultivo se adhieren a los sedimentos que son arrastrados hasta el embalse, provocando la contaminación de sus aguas. Por otro lado, las partículas más finas de estos sedimentos dan lugar a elevados niveles de turbidez en el embalse, limitando la penetración de la luz solar en la columna de agua, circunstancia que resulta perjudicial a la hora de suministrar agua para cubrir las demandas abastecidas desde el embalse ya que causa problemas para la generación hidroeléctrica y aumenta el coste de tratamiento del agua para consumo humano.

Ante todo lo expuesto, es evidente la necesidad de herramientas de evaluación de criterios de la gestión del embalse, que permitan establecer estrategias de gestión que *“garanticen un uso sostenible del agua basado en la protección a largo plazo de los recursos hídricos disponibles”* tal y como propone la Directiva Marco del Agua.

En dichos modelos, el embalse es entendido como la unidad funcional de almacenamiento de agua, en el cual, más allá de aspectos puramente técnicos y operativos con previsión a corto plazo, se vean reflejados factores que pueden afectar al volumen de agua almacenado a medio y largo plazo, y que conciernen tanto a los ciclos climáticos a los que se encuentra sometida la cuenca, como a los aspectos sociales y económicos de la zona. Así, se establecerá la conexión entre escalas espaciales y temporales globales –precipitación y escorrentía, y locales –hidrograma en la cola del embalse y volumen embalsado, proporcionando datos para la gestión a corto, medio y largo plazo, de la región situada aguas abajo.

En dicha herramienta estarán incluidas todas las demandas a satisfacer, no solo en términos de cantidad, sino también de calidad del agua, de manera que quede ajustada la disponibilidad del recurso a partir de criterios de calidad del agua demandada. Con este fin se describirá el funcionamiento interno del embalse y su influencia sobre la calidad del agua. Para ello, se caracterizarán las cuencas vertientes al embalse para evaluar la carga de contaminante producida por la propia dinámica de la cuenca, y a continuación se modelará el embalse, previo conocimiento de las actividades de gestión en el mismo. Se prestará especial atención a los siguientes aspectos: vías de entrada al embalse; épocas del año con posibles incrementos significativos de niveles de agua y causas que desencadenan estos sucesos extremos. De esta manera se obtendrán valores de concentración distribuidos en el cuerpo del embalse, constituyendo el modelo una herramienta para la previsión y la toma de decisiones, con el fin de asegurar el buen estado ecológico de las aguas.

1.2. Antecedentes

Se han propuesto diversos modelos tanto de la dinámica interna de los flujos de agua, sedimentos y sustancias en el interior del embalse, como de gestión global del mismo en términos de demandas de agua y su planificación. Se trata de herramientas que proveen

a los gestores y técnicos con criterios para la toma de decisiones, basados en la previsión de los volúmenes y calidad del agua almacenada a medio y largo plazo.

En ocasiones se atiende simultáneamente a criterios de cantidad y calidad, usando métodos muy costosos desde el punto de vista computacional, por lo que el horizonte temporal final es corto (Tu *et al.*, 2005). Por ello, con los avances computacionales nuevas teorías y aplicaciones están despertando interés, como los modelos orientados a objetos, modelos autómatas celulares, redes artificiales neuronales, o algoritmos genéticos, usados para la resolución de problemas complejos que incorporan los conceptos de aprendizaje, tolerancia a fallos y adaptación (Labadie, 2004; Kerachian & Karamouz, 2006; Chaves & Kojiri, 2007; Li *et al.*, 2014).

Entre otros, Fisher *et al.* (2002); Draper *et al.* (2004); Jenkins *et al.* (2004); Watkins *et al.* (2004); ? simulan el reparto del agua para los diferentes usos teniendo en cuenta el abastecimiento y la demanda, así como factores tecnológicos, ambientales y económicos desde el punto de vista de la cantidad. Wang *et al.* (2009) proponen un modelo de simulación basado en redes neuronales que tiene en cuenta todas las demandas del embalse, pero que no permite hacer simulaciones futuras, ya que este tipo de redes se basan en series de datos reales. Otros autores proponen enfoques basados en la prioridad de satisfacción del régimen de caudales ecológicos desde la presa. Así, Yin & Yang (2011) tratan de reducir el riesgo de escasez de agua y minimizar los efectos sobre la integridad ecológica del río a través de un enfoque que prioriza los caudales ecológicos sobre el abastecimiento urbano. Wu & Chen (2013) tratan de aunar dicha prioridad con la máxima producción de energía y el mínimo déficit en el abastecimiento de agua. Para ello, utilizan un modelo multi-objetivo mediante el que analizan tres escenarios posibles de operación. Para ilustrar sus resultados, aplican el modelo a un embalse en concreto, en el cual se ha dado históricamente preferencia a mantener el máximo nivel en el embalse que asegure una mayor producción de energía. Sin embargo, en los embalses de Andalucía, y según lo establecido en los Planes Hidrológicos de Cuenca, los usos prioritarios suministrados son abastecimiento urbano y regadío, en este orden, quedando la generación de energía en un segundo plano.

Todos estos autores proponen la gestión en términos de disponibilidad del recurso, pero no incluyen consideraciones referentes a la calidad. Desde que la Directiva Marco de Agua estableciese las directrices para alcanzar el buen estado de las masas de agua para el horizonte del año 2015 y el control en embalses mediante seguimiento de indicadores, este es uno de los aspectos prioritarios. Además, un control efectivo de la gestión del embalse podría contribuir al descenso de aportes contaminantes a las masas de agua situadas aguas abajo de la presa (Park *et al.*, 2014), por lo que la calidad del agua es hoy en día un factor indispensable a tener en cuenta en la gestión. Diversos modelos han surgido para responder a esta necesidad estimando los aportes a embalses y la variación espacio-temporal de la concentración del parámetro asociado (Zhao *et al.*, 2012; Shen *et al.*, 2013), y con ello estrategias de manejo del sistema incluyendo dichas variaciones (Draper *et al.*, 2004; Tu *et al.*, 2005; Sechi & Sulis, 2009; Housh *et al.*, 2012). Cabecinha *et al.* (2009) utilizan una metodología Dinámica-Estocástica para relacionar los cambios

en los usos del suelo en la cuenca vertiente con la calidad de agua en el embalse. Estos autores utilizan un modelo Celular-Autómata combinado con Sistemas de Información Geográfica (*Geographic Information System (GIS)*) para la simulación de escenarios, y proponen una gestión desde el punto de vista del estado ecológico del agua embalsada. Marcé *et al.* (2010) proponen mejorar la calidad del agua en el embalse, así como de los caudales liberados para satisfacer el suministro, a partir de la utilización de las diferentes tomas y desagües situadas a diferentes alturas en el cuerpo de la presa. De esta manera pretenden disminuir, e incluso eliminar la capa anóxica en el fondo del embalse. Para ello, realizan una simulación numérica utilizando el modelo ecológico CAEDYM unido al modelo hidrodinámico DYSREM, a través de los cuales pueden obtener una estimación del contenido de oxígeno hipolimnético. Puesto que la disponibilidad de datos regula el nivel de complejidad de modelado y la cuantificación de la incertidumbre asociada es más sencilla a medida que este disminuye (DePinto *et al.*, 2004), disponer de un modelo capaz de caracterizar la calidad del agua en el embalse a partir de pocos parámetros resulta de gran utilidad.

Además, el modelo de gestión ha de constituir una herramienta de ayuda a la toma de decisiones para los gestores, que a su vez necesitan realizar una cuantificación del riesgo, o lo que es lo mismo, conocer la probabilidad de fallo en la atención de la demanda. La metodología establecida por Jørgensen & Bendoricchio (2001) permite analizar el riesgo por contaminantes químicos asociado a su uso. Dicha metodología incluye la identificación del riesgo (ambiental y humano), el conocimiento de los niveles de concentración, los factores de incertidumbre asociados, fuentes y cantidades de emisión y la concentración ambiental prevista. Campos *et al.* (2013) utilizan simulaciones de Monte Carlo para generar series de caudales entrantes al embalse a partir de una serie histórica para simular la operación del embalse, y analizan la incertidumbre y el riesgo en el abastecimiento. Sin embargo, no incluyen la gestión dinámica sobre las demandas, fijando los desembalses al valor medio del rendimiento del 90 % anual del sistema. Pallottino *et al.* (2005) y Gaivoronski *et al.* (2012) resuelven la toma de decisiones por medio de un análisis de posibles escenarios, y realizando una descripción de la incertidumbre inherente a los procesos climáticos e hidrológicos a los que se encuentra sometido el embalse. Este enfoque se basa en que los modelos deterministas no son adecuados para resolver este tipo de problemas, ya que la mayoría de los parámetros son desconocidos o basados en un futuro incierto. Pulido-Velazquez *et al.* (2008) presentan un modelo hidro-económico con el fin de mejorar la eficiencia en el uso del agua en situación de escasez. El modelo propone una gestión en términos de costes de oportunidad, quedando representada en el mismo la conexión de los flujos superficiales y subterráneos y la variabilidad espacial y temporal de la disponibilidad del recurso. A partir de la estimación del coste que proponen estos autores, y una vez analizada la probabilidad de fallo en el suministro a cada uso, es posible el cálculo del riesgo asociado al sistema de abastecimiento.

1.3. Objetivos

El objetivo último de este trabajo es el desarrollo de un modelo de gestión integral de embalses a distintas escalas temporales basado en análisis de incertidumbre, que permita evaluar y optimizar su operación bajo diversos escenarios de demandas, y que sea aplicable a la escala de gestión disponible. Para llevar a cabo esta gestión, desde el modelo se atenderá de forma conjunta a criterios de cantidad y de calidad del agua, por lo que se ha de disminuir el coste computacional de manera que sea posible una planificación de la gestión no sólo a corto plazo, sino también a medio y largo plazo. Así, el modelo se ha formulado optimizando el número de parámetros necesarios para su operación, permitiendo su aplicación bajo la información usualmente disponible a escala de gestión, no científica. Para ello, se partirá de la estructura desarrollada en Gómez-Beas (2008), que realizó una primera aproximación evaluando el grado de satisfacción de los volúmenes de agua demandados. A partir de sus conclusiones, se plantean los siguiente objetivos específicos:

- Incorporar a los aspectos cuantitativos, aspectos relativos a la calidad del agua suministrada.
- Ampliar los condicionantes inherentes a la gestión del agua embalsada (régimen de caudal ecológicos y pérdida de capacidad por colmatación).
- Analizar la utilidad del modelo en casos piloto diferenciados pero representativos del marco de gestión del agua en cuencas mediterráneas.

Para ello, se ha desarrollado un modelo de cálculo de los aspectos mencionados y se ha analizado la operatividad de los criterios de prioridad existentes en dos embalses piloto: el embalse de Rules, en el río Guadalfeo (Granada), y el embalse del río Víboras (Jaén). Los parámetros definidos en el modelo caracterizan a cada uno de estos embalses piloto. No obstante, es aplicable a cualquier embalses en clima mediterráneo, ya que admite darle un carácter general con sólo variar dichos parámetros.

1.4. Organización de la tesis

En los siguientes capítulos se presenta el modelo de gestión de embalse para el cumplimiento de los objetivos propuestos, siendo la organización del contenido del presente documento como sigue.

En el capítulo 2 se ha incluido una introducción detallada de las bases para la elaboración del modelo de gestión, su base física y su desarrollo conceptual, así como de las zonas piloto seleccionadas para su aplicación, donde se exponen las características de las mismas en todos aquellos aspectos necesarios para su inclusión en el modelo de embalse. El motivo de este capítulo introductorio se debe a que el resto de la tesis se organiza en artículos publicados o en vías de publicación en los que no ha sido posible

incluir una descripción tan extensa de la construcción del modelo y de los casos de estudio.

El capítulo 3 presenta el modelo de gestión de embalse en términos de satisfacción de demandas en el que solamente se han incluido los flujos de agua. El modelo resuelve la ecuación de continuidad en el entorno de una simulación dinámica, suministrando niveles de superficie libre en base a un conjunto de criterios de regulación y demanda, de modo que quedan así establecidas las condiciones de trabajo del sistema, la capacidad de suministro en función de la demanda, y la probabilidad de fallo por incumplimiento de los requerimientos de explotación.

En el capítulo 4 se da el siguiente paso que es la incorporación de los flujos de sustancias en el modelo anterior, en concreto de herbicidas, dada su importancia en cuencas mediterráneas. Para ello en primer lugar se evalúa la carga de contaminante producida por la propia dinámica de la cuenca aplicando un modelo paramétrico distribuido de transferencia de sustancias al flujo de escorrentía superficial desarrollado por Contreras *et al.* (2009), complementado con la inclusión del efecto de la temperatura del suelo propuesta por Gómez-Beas *et al.* (2013). Una vez cuantificada la carga entrante al embalse, se reproducen los procesos que sufren los herbicidas en su interior, calibrando el modelo a partir de los datos proporcionados por Infraeco (2010).

Con el fin de mostrar la operatividad de los sistemas de abastecimiento en cuencas mediterráneas, se ha aplicado el modelo presentado a dos sistemas en este ambiente. En el capítulo 5 se proponen varias alternativas de gestión y se realiza un análisis de escenarios en el que queda incluida la incertidumbre inherente a los procesos naturales, y que permite evaluar dichas alternativas para cualquier periodo o escenario, y donde también se han incluido las restricciones al suministro –caudales medioambientales y pérdida de capacidad por colmatación. Los resultados obtenidos constituyen una base de información aplicable a la gestión de los recursos derivados de la explotación de los embalses, tanto en términos de cantidad, como de calidad del agua. Además, una vez conocida la probabilidad de ocurrencia de fallo en el sistema de abastecimiento, será posible el cálculo del riesgo asociado a partir de la estimación del coste de dicho fallo.

Por último, en el capítulo 6, se resumen las conclusiones obtenidas a través del análisis llevado a cabo en este documento, y se proponen futuras líneas de trabajo en la gestión del agua en ambientes mediterráneos.

Todo ello se completa con una serie de apéndices. En el apéndice A se presentan las series de datos de calidad utilizadas en el desarrollo del modelo y que proceden del seguimiento llevado a cabo por Infraeco (2010) en el periodo comprendido entre julio de 2009 y junio de 2010. Además, se han contrastado estos datos con los obtenidos por la red ICA-DMA, analizando la relación entre ambas series y los caudales de aportación y niveles de agua en el embalse.

En el apéndice B se presentan los resultados de la interpolación de los valores obtenidos por Infraeco (2010) en la sección transversal del embalse del Víboras. Estos resultados han sido utilizados para la calibración realizada en el capítulo 4.

La información presentada en el apéndice C es el resultado de la aplicación del modelo desarrollado en Contreras *et al.* (2009) y Gómez-Beas *et al.* (2013), a partir del cual ha sido posible identificar las zonas de mayor aporte de herbicida al embalse.

Por último, en el apéndice D, se presenta la estimación del coste de oportunidad en el suministro al regadío en el embalse de Rules utilizado en el capítulo 5 como uno de los posibles escenarios analizados, y que ha sido extraído de Gómez *et al.* (2002).

Capítulo 2

Bases para el desarrollo del modelo de gestión

En este capítulo se plantean las bases sobre las que se ha desarrollado el modelo de gestión propuesto y se describen las zonas de estudio en las que se aplica. Se seleccionaron dos embalses piloto, el embalse de Rules en el río Guadalfeo de la provincia de Granada, y el embalse del río Víboras en Jaén, atendiendo a la disponibilidad de información y su representatividad de los aspectos estudiados en cada caso. Se realiza una breve descripción de ambos entornos, justificando su elección, que se completa en capítulos siguientes con la información pertinente. El resto de la tesis se dedica a cada una de estas bases mostrando resultados concretos en cada caso, así como la aplicación final realizada.

2.1. Desarrollo del modelo

2.1.1. Criterios y requisitos

El modelo de embalse se ha concebido como una herramienta de gestión de los recursos hídricos almacenados en el mismo, que pueda ser utilizada por los gestores para regular los flujos salientes del sistemas, y con vistas a mitigar los efectos de las sequías e inundaciones, y a obtener la máxima eficiencia en el sistema de abastecimiento.

El volumen de agua retenido por una presa sufre fluctuaciones temporales a escala estacional, anual e incluso hiperanual, en función de la variabilidad de los agentes meteorológicos, responsables de la generación de caudales de aportación a los embalses. Este punto cobra mayor relevancia en las cuencas mediterráneas, donde en el periodo estival los eventos de precipitación son escasos, siendo con frecuencia la estación húmeda de naturaleza torrencial. De esta manera, los embalses son los encargados de almacenar el agua del otoño-invierno, para evitar episodios de escasez en verano, conciliando la búsqueda del máximo almacenamiento posible en la estación húmeda, con el respeto

de los resguardos necesarios para poder laminar una posible avenida si se produce un evento de precipitación de magnitud considerable. A pesar de que el principal objetivo de la laminación de avenidas es evitar o mitigar inundaciones aguas abajo de la presa, esta, así como la gestión de la sequía, han de realizarse de manera sostenible con el mantenimiento del ecosistema y de la morfología del río aguas abajo de la presa. Para este último fin, el control de sedimentos acumulados en los embalses, así como los problemas de colmatación y toxicidad asociados a los mismos, ha de ser contemplado en el diseño del modelo de gestión.

El modelo de gestión de embalses ha de proporcionar al gestor información sobre estrategias óptimas de caudales salientes desde la presa, a partir de información sobre el estado actual del embalse, representado por la altura de la lámina de agua, y sobre los hidrogramas de entrada actuales y previstos, resultado de la modelización de la cuenca aguas arriba de la presa. La magnitud de los caudales salientes está condicionada a las limitaciones inherentes a las dimensiones y disposición de los órganos de desagüe de la presa, así como al entorno en que se encuentra la misma. Por lo tanto, la gestión ha de estar integrada con el comportamiento de la cuenca, tanto aguas arriba como aguas abajo del embalse, así como por los condicionantes estructurales de la presa.

Pero la gestión de los recursos hídricos y las demandas no ha de hacerse solamente teniendo en cuenta criterios de cantidad de agua, ya que dichas demandas requieren unos requisitos mínimos de calidad en el suministro. Así, una alta salinidad del agua utilizada en el regadío, puede disminuir significativamente la producción agrícola, y en el suministro a poblaciones, son muchas las sustancias cuya presencia no es admisible por encima de una determinada concentración, según establece la legislación. Además, en las cuencas agrícolas, como es el caso de muchas de las cuencas en clima mediterráneo, es habitual la aplicación de herbicidas para luchar contra la vegetación espontánea que compite por el agua y los nutrientes del suelo. Por lo tanto, no es inesperado el hecho de que se hayan producido episodios de contaminación elevada por herbicidas en embalses. Un modelo de gestión de embalses ha de contemplar estos requerimientos, dando información al gestor sobre episodios de contaminación de sus aguas, e incorporando un sistema de alertas que impida el suministro cuando la concentración de sustancias supere los límites establecidos. No obstante, la detección de este tipo de sustancias es complejo, siendo en muchos casos inviable disponer de información sobre concentración de sustancias en tiempo real o, al menos, a la escala temporal en que se está realizando la gestión. Por todo ello, un modelo de gestión a medio y largo plazo debe permitir su implementación a partir de los datos usualmente disponibles, así como la simulación de escenarios actuales y futuros, para que sea un instrumento eficaz en la toma de decisiones.

Por último, su utilización como herramienta de ayuda a la decisión en la planificación a medio y largo plazo debe realizarse con un enfoque probabilístico para poder incorporar el comportamiento estocástico de los agentes climáticos y su efecto en las aportaciones al embalse, así como ser la base para el cálculo de riesgo como variable objetivo en la toma de decisiones. De esta manera, sobre el modelo de gestión ha de

ser posible la implementación de un esquema de pronóstico aleatorio que relacione la probabilidad de ocurrencia de un modo de fallo o una combinación de los mismos, y sus niveles, con la probabilidad de ocurrencia de los agentes forzadores de dichos fallos.

Con todo ello, para el desarrollo del modelo se han adoptado los siguientes criterios:

- Incorporar el balance de agua a escala diaria.
- Incorporar la evolución de herbicidas como uso representativo de la posible restricción al suministro por pérdida de calidad en cuencas mediterráneas.
- Incorporar los criterios de operación del embalse como un elemento sujeto a evaluación en función del objetivo a cumplir.

Estando la estructura y la programación del modelo diseñados bajo los siguientes requisitos:

- Ecuaciones y algoritmos de cálculo que permitan la realización de un número elevado de simulaciones con fines probabilísticos.
- Ecuaciones de balance de masa de agua y herbicida que permitan la ejecución del modelo bajo la información usualmente disponible en el entorno de la gestión de un embalse.

2.2. El embalse como volumen de control

Para el desarrollo del modelo de gestión, se ha asimilado el embalse a un volumen de control variable en el tiempo con una sola entrada y salida. En esta estructura se basan los sistemas SISO (*single input-single output*, SISO) (figura 2.1), que actúan conforme a una dinámica impulso-respuesta, es decir, proporcionan una salida o respuesta para cada entrada o impulso. En este caso, se trata de un sistema en el cual la entrada o impulso viene dada por las series temporales de caudales y de cargas aportadas por la propia dinámica de la cuenca vertiente. La respuesta o salida del sistema será la secuencia de estados del embalse, interpretados como capacidad de almacenamiento instantánea y cantidad de sustancia en el cuerpo del embalse, consecuencia de unas determinadas condiciones de trabajo y demanda. La relación entre ambas señales se obtiene a partir de la aplicación de la ecuación de balance de masa al embalse como volumen de control, el cual se encuentra gobernado por una serie de restricciones basadas en la observación.

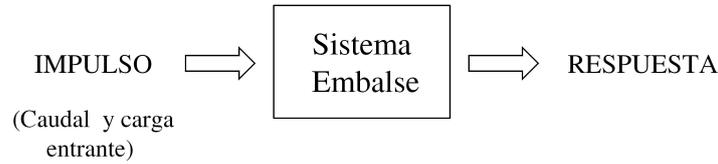


Figura 2.1: Esquema SISO.

Considerando esta estructura, con el fin de obtener un modelo que describa adecuadamente el comportamiento del sistema, se ha optado por el desarrollo de una herramienta de control avanzado de identificación de sistemas tipo caja-gris. Estos sistemas son resultado de la combinación de modelos tipo caja-negra con modelos físicos (Tullocken, 1993). Por una parte, los modelos tipo caja-negra se basan en datos observados y obtenidos por medio de la experimentación. Dichos parámetros en muchos casos no son compatibles con la realidad física del sistema, debido a errores en el diseño del experimento. Esta metodología permite identificar los valores de los parámetros que mejor se corresponden a la realidad física del sistema. Por otra parte, los modelos físicos se basan en conocimientos específicos sobre la respuesta de los procesos, siendo en muchos casos rígidos y difíciles de construir, ya que requieren de un ajuste preciso de todas las variables del sistema a sus ecuaciones de gobierno. El ajuste resulta en ocasiones inviable por falta de conocimientos sobre el comportamiento de dichas variables. Con el fin de disponer de las ventajas de ambos modelos, se opta por su combinación, de manera que se integran los conocimientos físicos en el método de identificación mediante las ecuaciones de gobierno, evolucionando el modelo tipo caja-negra hacia un modelo tipo caja-gris físicamente más consistente con la realidad del sistema en estudio.

Una vez definida la estructura de cálculo, se ha de establecer el método de verificación y control sobre el sistema de abastecimiento ligado al embalse, para lo cual, se ha optado por la definición de los modos de fallo. El objeto de este estudio no es la detección de posibles fallos estructurales en la presa o pérdida de funcionalidad de la misma, por lo que se ha considerado únicamente el modo de fallo asociado al estado límite de parada operativa (Losada, 2001). Este estado límite corresponde a aquel en el que se reduce o se suspende temporalmente el servicio por causas externas al sistema, sin que haya daño estructural en el mismo. Dicho modo de parada se deriva del descenso en el nivel de embalse por debajo de los umbrales operativos establecidos, lo que se traduce en una parada del sistema de abastecimiento por recurso hídrico insuficiente. Además, el modelo de embalse no sólo tiene en cuenta términos cuantitativos a la hora de limitar el abastecimiento del sistema, sino que, para garantizar la calidad del agua suministrada, se establecen unos umbrales de concentración de sustancias en el agua del embalse, por encima de los cuales el agua no es apta para un uso concreto (ej. consumo humano, regadío,...). Ante esta situación el servicio se verá interrumpido hasta que se vuelvan a cumplir los requerimientos cualitativos de suministro. La interrupción del abastecimiento impide satisfacer la demanda, lo que comporta una repercusión social

inaceptable. Con el fin de evitar esa situación, se reduce el nivel funcional hasta mínimos compatibles con los requerimientos de servicio y explotación, previniéndose una parada operativa futura.

El primer paso es, por tanto, establecer los umbrales funcionales a partir de los cuales se producirá el modo de fallo. Para ello, se han seguido los siguientes criterios:

- La cota del eje de los desagües y tomas –ya que si el nivel de embalse no llega a esta cota es imposible la salida de caudal por los mismos.
- Los caudales requeridos por cada una de las demandas.
- Los niveles mínimos de embalse a partir de los cuales se puede asegurar el abastecimiento durante un periodo de tiempo establecido, en el que los caudales entrantes al sistema sean nulos. Este periodo se definirá durante la simulación.
- Los niveles máximos de concentración de cada sustancia permitidos en las aguas de consumo humano según la normativa vigente.

Establecidos los umbrales según los criterios mencionados, se lleva a cabo una verificación para el modo de parada, con la que se calcula el nivel de agua y la concentración de sustancia en el embalse. Para ello se utiliza como ecuación de verificación el balance de masa de agua y de sustancia aplicado al embalse, con las consideraciones y simplificaciones indicadas a continuación.

2.2.1. Balance de agua

En base a las consideraciones anteriores, el embalse es asimilado a un volumen de control en el que se han de definir las entradas al mismo, así como su respuesta a dichas entradas, según sus características. Para ello, se ha de tener presente que las necesidades de gestión en los embalses no requieren una escala temporal muy reducida, ya que los cambios frecuentes en la operación de los mecanismos de control de los embalses no facilitan la operatividad del sistema. Además, la información disponible limita en muchos casos una definición a escalas espaciales y temporales más reducidas. Por todo ello, se ha realizado un balance global de agua en el embalse a efectos de satisfacer el primer criterio mencionado.

La variación temporal de la masa del sistema (m_{sist}) contenida dentro del volumen de control elegido (VC), se expresa en virtud del teorema del transporte de Reynolds (ecuación 2.1).

$$\frac{d}{dt}m_{sist} = \frac{d}{dt} \int_{VC} \rho(t) \cdot dV + \int_{out} \rho(t) \cdot u_n(t) \cdot dS - \int_{in} \rho(t) \cdot u_n(t) \cdot dS \quad (2.1)$$

donde la primera integral en el término de la derecha representa la variación temporal de masa en el VC , y los otros dos términos representan el balance de masa saliente

y entrante a través del mismo, es decir, los flujos hacia el exterior o hacia el interior del VC. Considerando el agua como un fluido incompresible, el flujo que atraviesa las secciones de entrada y salida responde a la ecuación 2.2,

$$Q = \int u_n(t) \cdot dS \quad (2.2)$$

la ecuación de balance de masa (ecuación 2.1) puede expresarse como:

$$\frac{d}{dt} m_{sist} = \frac{d}{dt} \int_{VC} \rho(t) \cdot dV + \rho(t) \cdot Q_{out}(t) - \rho(t) \cdot Q_{in}(t) \quad (2.3)$$

que representa la ecuación de continuidad del sistema. Teniendo presente que en cada instante la masa del sistema se conserva, su derivada ha de ser nula en todo momento.

Por otro lado, los embalses en clima mediterráneo por lo general son clasificados como monomíticos cálidos. En este tipo de embalses se produce una estratificación térmica durante los meses de verano, que no siempre es estable, dando lugar a procesos de mezcla turbulenta debido a la acción del viento o de la interacción con el perímetro del embalse. El resto del año, es habitual que estos embalses se encuentren en mezcla completa, periodo en que la densidad es uniforme a lo largo de la columna de agua. Esta hipótesis se basa en estudios realizados en los embalses pilotos seleccionados en este trabajo. En el embalse de Rules, Cruz (2005) afirma que desde finales de mayo hasta el mes de septiembre el embalse se encuentra en estratificación térmica. En este periodo en se produce la formación y profundización de la termoclina, que empieza a ser estable a finales de julio, presentando momentos de desestabilización a lo largo del mencionado mes, durante los cuales se observan procesos de mezcla. Además, Quevedo (2005) estudia el régimen de vientos dominante en el valle donde se sitúa el embalse de Rules, dándose una oscilación diaria entre vientos del Norte y del Sur, junto con el fuerte impacto de las rachas de viento que se precipitan sobre la presa e impactan con la superficie del agua. Estos autores afirman que dicho régimen provoca un movimiento oscilatorio de la termoclina, que se desestabiliza bien a causa del régimen de vientos, o por interacción con el perímetro del embalse. Por otro lado, a partir de medidas de temperatura del agua a lo largo de un año, a diferentes profundidades y en tres localizaciones del embalse del Víboras proporcionadas por Infraeco (2010), se han realizado interpolaciones para estimar la distribución de temperatura del agua en dicho embalse. Los resultados obtenidos se muestran en la figura B.1, y confirman la misma tesis sobre el estado del agua embalsada que en el embalse de Rules, es decir, se da una estratificación térmica entre los meses de junio a septiembre, encontrándose el embalse en mezcla completa el resto del año.

Por lo tanto, el tiempo en que los embalses se encuentran en estratificación térmica es reducido con respecto al resto del año, siendo además esta estratificación inestable. Así, se ha optado por considerar la densidad del agua ρ [ML⁻³] constante en el tiempo y uniforme en todo el volumen de control como hipótesis simplificadora, pudiendo ser

eliminada su dependencia en todos los términos de la ecuación 2.3, y obteniendo la ecuación 2.4.

$$\frac{d}{dt} \int_{VC} dV + Q_{out}(t) - Q_{in}(t) = 0 \quad (2.4)$$

En el desarrollo del modelo de embalse se ha tenido en cuenta una simplificación adicional, que consiste en asumir el embalse prismático para cada diferencial de profundidad (dH [L]), por lo que la superficie del embalse (S_e [L²]) tiene el mismo valor para todo el dH . De esta manera, el diferencial del volumen representa el producto de una superficie por un elemento diferencial de profundidad, siendo el dH variable en el tiempo (ecuación 2.5).

$$dV = S_e(H) \cdot dH \quad (2.5)$$

Por tanto, se requiere caracterizar geoméricamente el vaso del embalse con el fin de calcular el volumen de agua almacenada en función del nivel de la lámina de agua. Para ello, será necesario conocer las curvas que relacionan $H-S_e-V$ del embalse objeto de estudio. Sustituyendo la ecuación 2.5 en la ecuación de continuidad (ecuación 2.4), la ecuación diferencial queda:

$$\frac{d}{dt} \int S_e(H) \cdot dH = Q_{in}(t) - Q_{out}(t) \quad (2.6)$$

Se trata de una ecuación diferencial no lineal de primer orden para la profundidad H . La no linealidad viene impuesta por la dependencia del caudal Q_{out} [L³T⁻¹], saliente por las tomas situadas en el cuerpo de la presa, con potencias de H distintas de la unidad, por lo que es necesario conocer la condición inicial $H_{ini} = H(t_o)$. El caudal Q_{in} [L³T⁻¹] adopta los valores de las series registradas de caudal entrante al sistema. Con respecto al caudal saliente Q_{out} , estará compuesto por los caudales de abastecimiento evacuados por las tomas correspondientes, por la descarga desde el aliviadero en caso de que el nivel de embalse llegue a la cota del labio del vertedero, y por el agua transferida a la atmósfera, es decir, la evaporación en la superficie libre del embalse.

En cuanto al volumen de agua evaporado, a pesar de que su magnitud es menor que el resto de caudales, constituye un flujo de salida considerable. Para su estimación, es necesario disponer de datos de evaporación en lámina libre que a menudo son difíciles de obtener. Con el fin de solventar esta limitación se pueden emplear aproximaciones a partir de la evaporación calculada en una superficie de referencia y ajustada mediante parámetros para reflejar la evaporación desde la lámina de agua. Así, es posible emplear el valor de la evapotranspiración de referencia (ET_0) calculada según la fórmula de Penman-Monteith. Este método es el más preciso para el cálculo de la evapotranspiración utilizando información meteorológica. La información requerida incluye la radiación neta, la temperatura del aire, la humedad, la velocidad del viento y la presión del ai-

re. Todos estos datos están disponibles en la RIA (CAyP-JA, 2013), así como los de evapotranspiración de referencia (ET_0).

Al tratarse de datos de evapotranspiración, considera una superficie cubierta por vegetación, por lo que es necesario corregirlos mediante un coeficiente de evaporación, η , para obtener datos de evaporación en la superficie libre del embalse. Las suposiciones definidas para esta corrección limitan la aplicación de la misma a intervalos de tiempo diarios o mayores. De esta manera, el volumen evaporado diariamente se obtiene a partir de la ecuación de Neitsch *et al.* (2002), mostrada en el capítulo 3 (ecuación 3.5).

La integración en el tiempo de la ecuación 2.6 permite conocer la respuesta temporal del sistema bajo diferentes condiciones meteorológicas y escenarios diversos de explotación, establecidos según las condiciones iniciales H_{ini} y la maniobra de los órganos de desagüe. No se impone condición alguna al desagüe sobre el aliviadero por tratarse de una sección de vertido libre.

En resumen, la información requerida para la aplicación del modelo de gestión en términos del balance de agua es:

- Caudales de aportación de la cuenca vertiente al embalse, a escala horaria o diaria.
- Caracterización de los usos y demandas abastecidos desde la presa, así como su distribución temporal a lo largo del año. La escala de estos datos ha de estar en consonancia con la del dato anterior para realizar el balance.
- Caracterización del embalse. Topografía, curvas Nivel-Superficie-Volumen, órganos de desagüe (dimensiones, situación en el cuerpo de la presa y cota del eje del mismo).

2.2.2. Balance de herbicidas

Una adecuada representación de un embalse 2 o 3D conlleva una enorme dificultad a efectos de gestión debido al gran volumen de datos de entrada necesarios, requerimientos computacionales y otros factores que imposibilita a veces su aplicación práctica. Existen diversos modelos de calidad de agua y estado ecológico en embalses (Hamilton & Shladow, 1996; Draper *et al.*, 2004; Cabecinha *et al.*, 2009; Sechi & Sulis, 2009; Missaghi & Hondzo, 2010; Lindim *et al.*, 2011; Park *et al.*, 2014); la mayor parte de ellos requieren información sobre el régimen de vientos en la superficie del embalse, concentración de oxígeno disuelto, nitrógeno, fósforo, clorofila en el cuerpo del mismo, análisis de las características del sedimentos y de los sólidos en suspensión, entre otros. Esta información no se encuentra habitualmente disponible salvo en estudios científicos o de detalle asociados al análisis de eventos concretos de contaminación. Por ello, se plantea un enfoque simplificado para, por un lado acoplarse a los datos y puntos de control habitualmente existentes y, por otro, admitir su replicación como parte del proceso estocástico de análisis de incertidumbre incluido en el modelo de gestión.

Los embalses en estudio, como la mayoría de los embalses en España, se caracterizan por ser estrechos en comparación con su profundidad y longitud, por lo que se puede admitir un menor gradiente de concentración en la dirección transversal, quedando simplificado el problema a las direcciones longitudinal y vertical. Unido a esto, los embalses en clima mediterráneo pueden ser clasificados como monomíticos cálidos, como se ha indicado anteriormente. En consecuencia, los gradientes más significativos se dan en la dirección longitudinal, lo que unido a que los herbicidas van a ser aportados fundamentalmente por escorrentía directa y flujo subsuperficial en una mayor proporción a través de la cola del embalse, permite adoptar esta variación longitudinal como principal de cara al modelado para la gestión. Por ello se realiza el modelado 1D del sistema, en el que el agua es transportada de un volumen o capa establecida en la dirección longitudinal a la siguiente contigua. Es decir, para obtener una solución en cierto modo distribuida de la concentración de sustancias en el cuerpo del embalse, se ha realizado una discretización en su dirección longitudinal, dividiéndolo en distintos volúmenes o celdas verticales. Dichas celdas son de distinto tamaño, variables en el tiempo y están conectadas a la anterior y a la posterior en términos de transferencia de sustancias. De esta manera, es posible comparar los resultados del modelo con los valores medidos en los distintos puntos de toma de muestras.

Cada celda constituye, pues, el volumen de control en el que plantear el balance de masa, tanto de agua, aplicando la ecuación 2.6 en cada celda, como de herbicida. En el volumen de control se admite la condición de mezcla completa. Un sistema con mezcla completa se asimila a un reactor con agitación continua (*continuously stirred tank reactor, CSTR*), en el que existe una variación temporal de concentración, temperatura o velocidad, no dándose gradientes de estas variables espacialmente (Chapra, 1997). En general la dispersión horizontal en lagos y embalses supera en varios órdenes de magnitud a la dispersión vertical. A diferencia de los ríos, la dispersión en estos sistemas no está relacionada con la velocidad de fricción del flujo, sino con fenómenos complejos como la acción del viento sobre la superficie del embalse y el sistema de desagüe del mismo. Por estos motivos y como una primera aproximación, en el modelo de embalse desarrollado se ha implementado el proceso de advección, que permite describir las variaciones a la escala del cálculo y, a la vez, reducir el proceso de calibración y cálculo con vistas a su inclusión en el análisis estocástico base del cálculo de riesgo. Esta hipótesis de trabajo además minimiza el volumen de información necesario para calibrar y validar las ecuaciones.

Para un sustancia A, el balance de masa en el volumen de control, entendido como tal el embalse en su totalidad, se expresa según:

$$\frac{dM_A}{dt} = \frac{d(V \cdot c)}{dt} = \sum_{i=1,2,\dots} W_i(t) + W_{in}(t) - S_{out}(t) - S_{sed}(t) - S_{reac}(t) + W_{resusp}(t) \quad (2.7)$$

donde para el instante t:

- M_A es la masa disuelta de la sustancia A [M];

- V es el volumen de agua en el sistema [L^3];
- c es la concentración de A en el mismo [ML^{-3}];
- $W_i(t)$ son las cargas entrantes al VC no asociadas a flujos de agua [MT^{-1}];
- $W_{in}(t)$ es la carga asociada al caudal entrante [MT^{-1}];
- $S_{out}(t)$ es la pérdida de carga asociada al caudal de salida [MT^{-1}];
- $S_{sed}(t)$ representa las pérdidas por adsorción de A a las partículas sólidas en suspensión que van decantando lentamente [MT^{-1}];
- $S_{reac}(t)$ es la pérdida por reacciones químicas que transforman la sustancia en otra o producen cambio de fase [MT^{-1}]; y
- $W_{resusp}(t)$ es la carga de sustancia que vuelve al sistema por resuspensión de las partículas sólidas del sedimento, que llevan adsorbida una cantidad de sustancia A [MT^{-1}].

Por la propia definición de un sistema con mezcla completa, al distribuirse instantáneamente cualquier entrada de carga, no es relevante el punto en que esta llega al sistema. De la misma forma, todos los flujos de agua salientes del volumen de control llevarán una concentración de sustancia igual a la del sistema, independientemente del punto de descarga.

Los términos de la ecuación 2.7 pueden ser expresados en función de los flujos de agua y sus concentraciones asociadas como sigue:

- $W_{in} = Q_{in} \cdot c_{in}$, siendo Q_{in} el caudal entrante al sistema [L^3T^{-1}] y c_{in} la concentración de A en este flujo [ML^{-3}];
- $S_{out} = Q_{out} \cdot c$, análogo al anterior para el caudal de salida, siendo c la concentración A en el sistema [ML^{-3}];
- $S_{sed} = v_{sed} \cdot Sup_{sed} \cdot c$, donde v_{sed} es la velocidad media de sedimentación de las partículas sólidas en suspensión [LT^{-1}]; Sup_{sed} es la superficie transversal media atravesada por estas partículas en su decantación o resuspensión [L^2], que puede ser aproximada como V/H , donde H es la profundidad del sistema [L], de manera que las pérdidas por sedimentación son formuladas como un flujo de masa que atraviesa la interfaz agua-sedimento;
- $S_{reac} = k \cdot V \cdot c$, siendo k la constante cinética de la reacción sufrida por la sustancia A en el sistema (considerando cinética de primer orden) [T^{-1}]; y
- $W_{resusp} = v_{resusp} \cdot Sup_{sed} \cdot c_{sed}$, donde v_{resusp} es la velocidad media de resuspensión de las partículas del sedimento que vuelven a encontrarse suspendidas en el cuerpo de agua, siendo la carga por resuspensión formulada de forma análoga a las pérdidas por sedimentación, por tratarse de un flujo en la misma interfaz (Sup_{sed}) y en sentido opuesto; y c_{sed} es la concentración de A en el sedimento [ML^{-3}].

Sustituyendo estos términos, así como la notación general $f(t)$ por f para simplificar la escritura, la ecuación 2.7 queda:

$$\frac{d(V \cdot c)}{dt} = \sum_{i=1,2,\dots} W_i + Q_{in} \cdot c_{in} - Q_{out} \cdot c - v_{sed} \cdot Sup_{sed} \cdot c - k \cdot V \cdot c + v_{resusp} \cdot Sup_{sed} \cdot c_{sed} \quad (2.8)$$

Para el modelado de la dinámica de sustancias en el cuerpo de un embalse, se ha optado por realizar el balance en términos conservativos, por lo que sustituyendo

$$M = V \cdot c \quad (2.9)$$

en la expresión anterior, y agrupando las cargas entrantes W_i y $Q_{in} \cdot c_{in}$, en una única función M_{in} [MT^{-1}], queda:

$$\frac{dM_A}{dt} = M_{in} - Q_{out} \cdot \frac{M}{V} - \frac{v_{sed}}{H} \cdot M - k \cdot M + \frac{v_{resusp}}{H_{sed}} \cdot M_{sed} \quad (2.10)$$

La aplicación de esta ecuación a un embalse como un conjunto de N celdas con mezcla completa, requiere conocer todas las entradas y salidas de carga al mismo. Con este fin se ha de realizar un estudio de la cuenca vertiente al embalse, identificando las fuentes de contaminación, tanto puntual como difusa, las épocas del año en que la probabilidad de contaminación es mayor, así como las vías de entrada al embalse, es decir, localizar los puntos de entrada de caudales que arrastran mayor cantidad de contaminantes en función de la región de aporte a dichos puntos, así como identificar la procedencia de dichos caudales, superficial o subterránea. Con respecto a las salidas, es necesario conocer la distribución temporal y la magnitud de los caudales evacuados para abastecer cada una de las demandas, así como las posibles pérdidas por infiltración que se puedan dar en el vaso del embalse.

Para el cálculo de las salidas o pérdidas de carga de la ecuación 2.10, será necesario analizar las características del sedimento en el vaso del embalse, de manera que se puedan estimar los valores de v_{sed} y v_{resusp} . En cuanto a la reacción cinética, el valor de la constante k dependerá de las propiedades de cada sustancia, así como del medio que la contiene, el agua del embalse en este caso, por lo que también deberá ser analizado para cada caso de estudio.

Por todo lo expuesto, la información requerida para el modelado de sustancias en el embalse, además de los flujos de agua ya descritos, es:

- Valor de carga entrante al menos a escala diaria.
- Muestras de control de la concentración de herbicidas en el embalse /o a su salida.
- Información relativa al comportamiento del herbicida en las condiciones usuales.

Otra información como temperatura, pH, conductividad eléctrica, entre otras, permite caracterizar la dinámica del herbicida con mejor aproximación. No obstante, la dificultad práctica de disponer de estos datos adicionales puede generar una incertidumbre en el cálculo, similar a la ganada en teoría por su incorporación y, por lo tanto, no se ha tenido en cuenta en esta propuesta de modelo dirigida a su inclusión en un entorno de gestión en el marco práctico disponible.

2.3. Incertidumbre

El análisis de la incertidumbre inherente a los procesos naturales es un paso obligado cuando se utilizan modelos como herramientas de predicción de dichos procesos. Esta incertidumbre corresponde, entre otras, a la variabilidad espacial y temporal de los agentes climáticos y de las características del medio (topográficas, relativas a la vegetación y usos del suelo, químicas, biológicas...) y otros independientes del mismo, como el uso y explotación de los recursos, o el desarrollo socioeconómico de la cuenca. En el caso de un modelo de gestión de agua, la mayor fuente de incertidumbre está relacionada con los caudales de aportación a la entrada del embalse. El modelo de gestión propuesto en el presente trabajo, se ha desarrollado a partir de las series de caudales entrantes obtenidas mediante la simulación hidrológica de la cuenca vertiente a cada embalse con el modelo distribuido de base física WiMMed (Polo *et al.*, 2009), debidamente calibrado y validado en la zona de estudio (Herrero, 2007; Aguilar, 2008; Millares, 2008; Egüen *et al.*, 2009; Herrero *et al.*, 2009; Millares *et al.*, 2009; Aguilar *et al.*, 2010; Gómez-Beas *et al.*, 2011a).

Para evaluar dicha incertidumbre, y tomando como referencia la serie de caudales entrantes de T-años de duración, se han realizado simulaciones mediante integración de Monte Carlo para generar N-series de caudales entrantes al modelo. La construcción de estas series se basa en el estudio de las funciones de probabilidad de variables aleatorias que definen la naturaleza de las entradas al embalse con respecto a su magnitud y distribución anual, ajustándose las series simuladas a los parámetros de estas distribuciones. A partir de las N-series generadas, es posible la realización de un elevado número de simulaciones de posibles escenarios de gestión en el embalse, mediante la manipulación de las variables que regulan la salida de caudales desde el mismo. Los resultados obtenidos permitirán llevar a cabo un análisis probabilístico de la respuesta del embalse ante diversas condiciones de llenado y explotación, conformando una herramienta para la toma de decisiones, que permitirá la gestión del agua embalsada y de la región situada aguas abajo a corto, medio y largo plazo.

El capítulo 3 describe en detalle cómo se ha implementado este análisis, orientado al apoyo a la toma de decisiones con respecto a la gestión de las demandas.

2.4. Descripción de los embalses piloto

Con el fin de mostrar la funcionalidad del modelo, se han seleccionado dos embalses pilotos para su aplicación: el embalse de Rules en Granada, y el embalse del río Víboras en Jaén.

En el caso del embalse de Rules, se dan varias circunstancias que lo hacen adecuado para la mostrar la aplicabilidad del modelo. Por un lado, son múltiples las demandas que han de ser satisfechas desde este embalse, ya que se trata de una región en la que hay que satisfacer múltiples demandas, entre ellas, una extensa superficie agrícola aguas abajo de la presa, y una población estacional en la costa granadina, que supone a su vez una demanda considerable. Por otro lado, la cuenca vertiente al embalse tiene una reducida extensión de los cultivos en relación a la superficie total de la misma, de manera que no se esperan episodios significativos de contaminación en sus aguas. Además, la necesidad de una amplia recopilación de datos de entrada, así como de disponer de una calibración hidrológica que permita conocer la naturaleza y distribución de los caudales de aportación al embalse, queda solventada por trabajos previos realizados por el grupo de investigación Dinámica Fluvial e Hidrología en el seno del cuál se ha desarrollado este trabajo. Por lo tanto, se va a aplicar el modelo de gestión de embalses a este sistema con el fin de demostrar el potencial del mismo como herramienta para la toma de decisiones en términos cuantitativos (Capítulo 3), obviando los criterios de calidad del agua en la gestión.

En cuanto al embalse del Víboras, se trata de una cuenca pequeña, con predominio del cultivo del olivo, que ocupa gran parte de su superficie, y en el que es frecuente el uso de herbicidas. Además, el río Víboras es el único tributario de importancia al embalse, por lo que la localización geográfica del herbicida aportado por la cuenca se reduce a la confluencia del río con el embalse, facilitando por tanto su control. De esta manera, ha sido posible realizar un seguimiento de los aportes de herbicida a la entrada del embalse en el período de julio de 2009 a junio de 2010, realizando medidas de concentración de herbicidas y sedimentos entre otras variables, con una periodicidad quincenal y mensual en función de la ocurrencia de un evento de precipitación significativo (Infraeco, 2010). Además, el hecho de que las aguas almacenadas solamente se utilicen en los meses de verano, no viéndose por lo general afectado el suministro al poder ser complementado por los manantiales de la parte alta de la cuenca, hace que la gestión cuantitativa del agua considerando la garantía de suministro tenga un menor interés en esta cuenca. Por lo tanto, se ha decidido aplicar el modelo de gestión de embalses a esta zona según criterios de calidad del agua suministrada, como se muestra en el Capítulo 4.

A continuación se realiza una descripción más detallada de ambas zonas.

2.4.1. Embalse de Rules (río Guadalfeo)

Cuenca vertiente

La presa de Rules está situada en el cauce del río Guadalfeo, aguas abajo de su confluencia con el río Ízbor. En la figura 2.2 se observa la red hidrográfica, estando definidos dos brazos bien diferenciados: el más oriental recoge las aguas de la vertiente sur de Sierra Nevada aportadas por los ríos Trévez, Poqueira, Cádiar, Chico y Sucio, afluentes del Guadalfeo; sobre el brazo occidental se sitúa el embalse de Béznar, en el río Ízbor, al que vierte el río Lanjarón, uniéndose ambos al río Guadalfeo dos kilómetros aguas arriba de la presa de Rules.

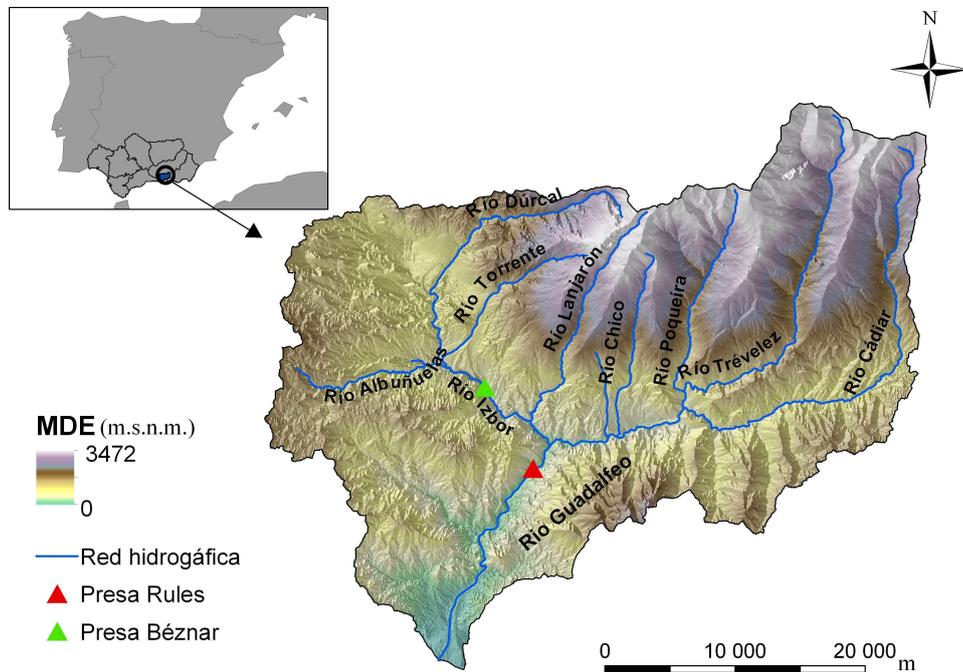


Figura 2.2: Mapa de situación y red hidrográfica de la cuenca vertiente al embalse de Rules.

La cuenca vertiente al embalse tiene una superficie aproximada de 1070 km², y comprende la región de la Alpujarra granadina y el Valle de Lecrín. En ella se encuentran las cotas más altas de la Península Ibérica en Sierra Nevada, por lo que, debido a la presencia de nieve a estas altitudes, y al proceso de fusión de la misma, se dan dos ciclos de llenado del embalse, el primero de ellos durante la estación húmeda en otoño-invierno, y el segundo en primavera, hacia finales de abril, como se puede observar en la figura 2.3, donde se ha representado el régimen de caudales de aportación al embalse durante 5 años, junto con la precipitación en la cuenca en el mismo periodo. Además, el hecho de que la línea de costa se encuentre tan solo a 30 km de este sistema montañoso, provoca

que interactúen las condiciones de clima Alpino de la sierra, con una temperatura media anual de 10°C , con el semiárido mediterráneo de la costa, donde las temperaturas son más suaves, con una media anual de 18°C (figura 2.4). Esta variabilidad también se encuentra en las precipitaciones, con $500\text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$ en la costa, frente a los $1000\text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$ en la zona de cumbres, siendo la media anual de la cuenca de 620 mm .

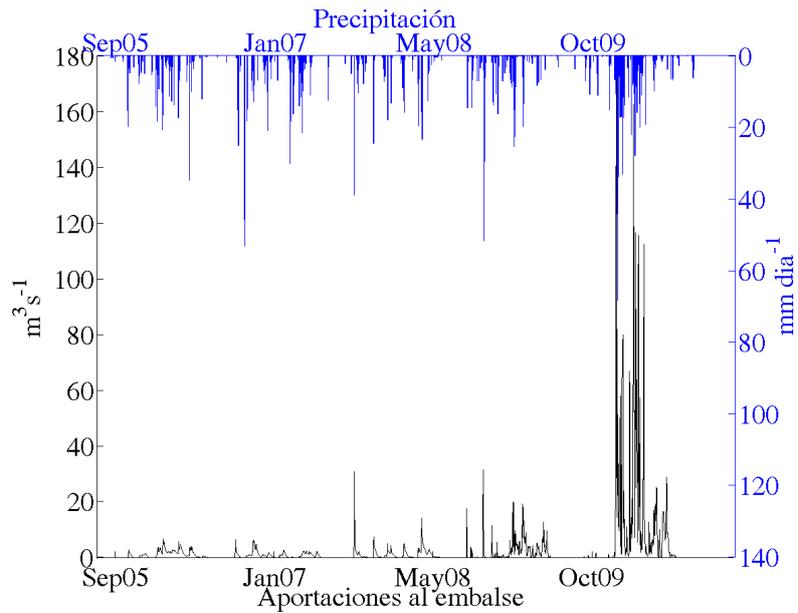


Figura 2.3: Datos de aportaciones diarias ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) frente a precipitación diaria ($\text{mm}\cdot\text{día}^{-1}$).

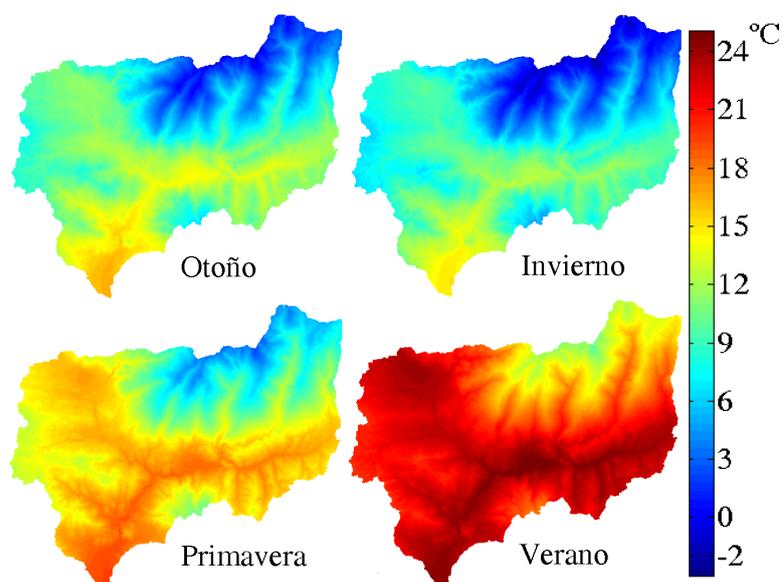


Figura 2.4: Temperatura media estacional en el año hidrológico 2007-2008 (°C), distribuida por celdas del MDE e interpolada con WiMMed.

Los tipos de suelo predominantes en la cuenca son esquistos y micaesquistos en las cotas más altas y la parte oriental, ocupando el 52 % de su superficie. Según el estudio realizado por Rodríguez (2009) sobre las propiedades físico-químicas e hidráulicas de los suelos de Andalucía, se trata de suelos con una alta conductividad hidráulica saturada (K_{sat}) (figura 2.5), por lo que cabe suponer que se trata de suelo muy facturado. El resto de la zona, donde la K_{sat} es menor, lo ocupan mármoles, calizas y cuarcitas, entre otros.

En cuanto a los usos del suelo (figura 2.6), a pesar de que la agricultura es la principal fuente de riqueza de la cuenca, esta se concentra en la costa principalmente, estando caracterizado este uso aguas arriba del embalse por su marginalidad, con escasos rendimientos unitarios. Así, el 70 % de la superficie de la cuenca vertiente al embalse se encuentra ocupada por espacios abiertos, roquedos, áreas de cumbres y, en definitiva, terreno sin cultivar.

La población total en esta zona es de 41592 habitantes (INE, 2008), destacando las poblaciones de mayor entidad: Dúrcal, Lanjarón, Lecrín, Órgiva, Padul y Cádiz. En cuanto a la situación de las Estaciones de Depuradoras de Aguas Residuales (EDARs), solamente dos de estos municipios cuentan con un sistema de depuración, Órgiva y Padul, emplazándose en la cuenca cuatro EDARs más para los municipios de Trevélez, Bérchules, La Taha y El Valle.

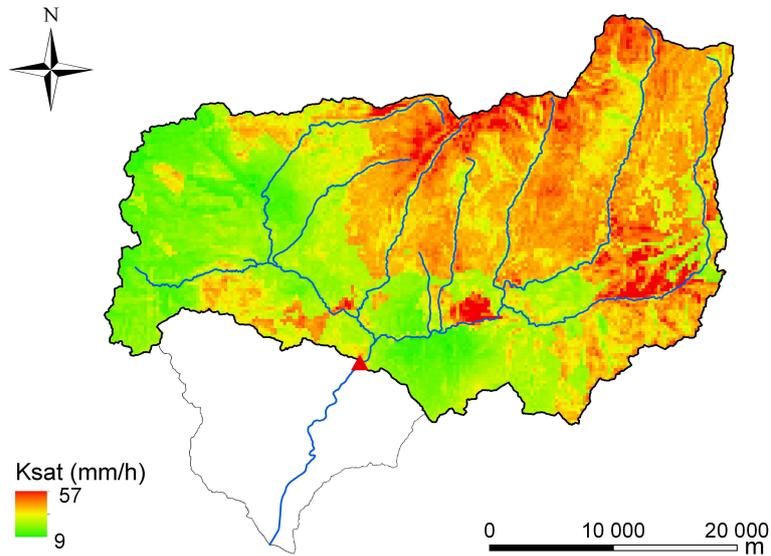


Figura 2.5: Conductividad hidráulica saturada del suelo ($\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$) (Rodríguez, 2009).

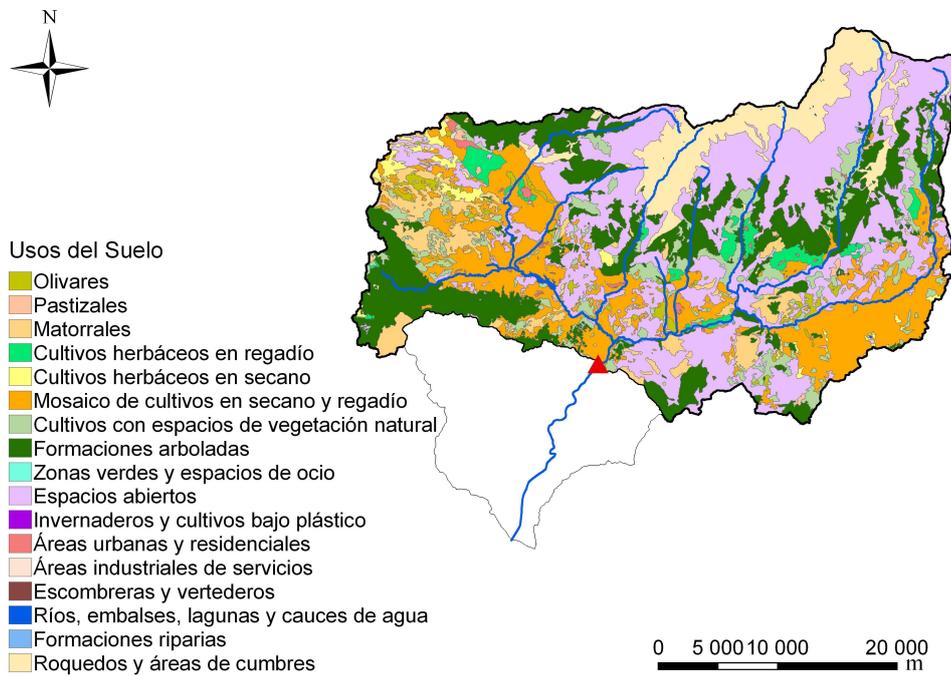


Figura 2.6: Mapa de usos del suelo en la cuenca vertiente al embalse de Rules.

El embalse

El embalse de Rules tiene dos brazos diferenciados, uno sobre el río Guadalfeo, de 6 Km. de longitud, y otro sobre el río Ízbor de 5.5 Km., siendo su capacidad en su nivel máximo normal (cota 243 m.s.n.m.), de 117 hm³, inundando una superficie de 308 Ha. El río aporta en este punto 210 hm³ al año, con un caudal medio de 6.65 m³·s⁻¹. El nivel máximo extremo se establece a la cota 250 m.s.n.m., Nevot (2004).

Junto con estos datos es necesario caracterizar geoméricamente el vaso del embalse con el fin de calcular el volumen de agua almacenada en cada paso de tiempo. En la figura 2.15 se ha representado el resultado de una batimetría realizada por Millares *et al.* (2012) en el año 2011.

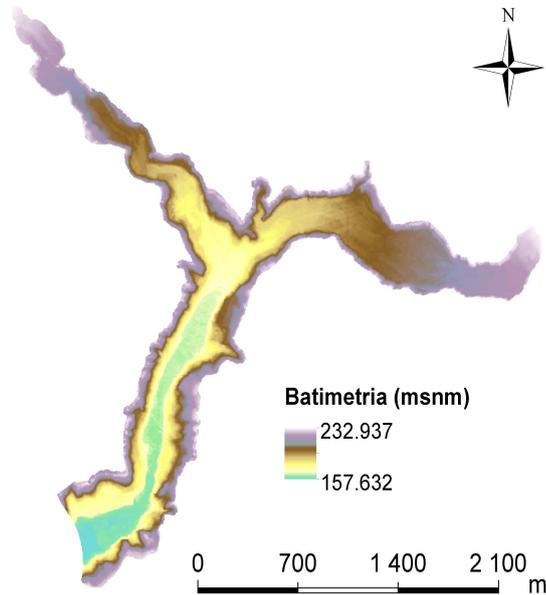


Figura 2.7: Resultado de la batimetría realizada en el embalse en 2011 con resolución 5 m. Fuente Millares *et al.* (2012).

Junto con esta información, y con el fin de obtener la relación entre la superficie del embalse y la cota de la lámina de agua, se ha realizado un ajuste polinómico de ambos parámetros, como se observa en la figura 2.8.

Dicha regresión da como resultado la expresión de la superficie (S_e [L²]):

$$S_e = -2,37423C_h^3 + 1,64976 \cdot 10^3 C_h^2 - 3,35257 \cdot 10^5 C_h + 2,12261 \cdot 10^7 m^2 \quad (2.11)$$

donde C_h es la cota respecto al nivel del mar [L], que se expresará a partir de la profundidad (H) en el embalse como:

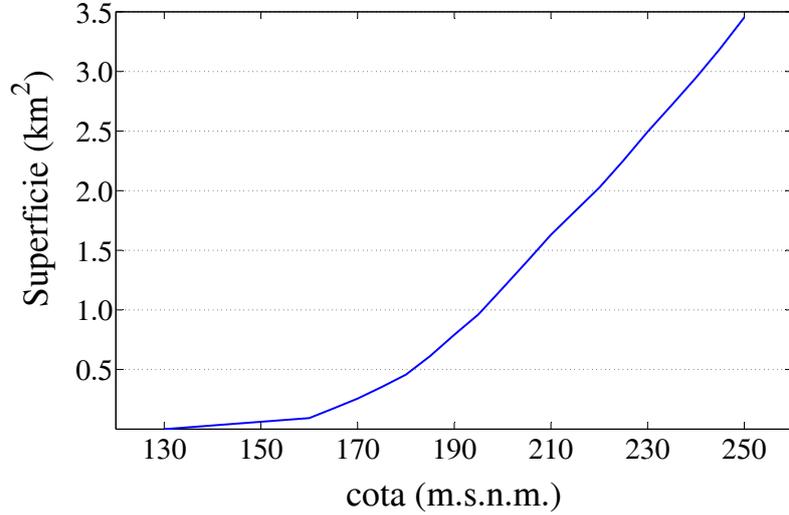


Figura 2.8: Superficie (km²) en función de la cota (m.s.n.m.).

$$C_h = H + 130(m.s.n.m.) \quad (2.12)$$

En el cuerpo de la presa se sitúan varios órganos de desagüe: el aliviadero, los desagües de fondo, el desagüe intermedio (caudal ecológico y central hidroeléctrica), y las tomas para abastecimiento y riego. Para el desarrollo del modelo de gestión de embalse es esencial conocer las características de cada uno de ellos. El aliviadero es de labio fijo cuya definición geométrica corresponde a un perfil Bradley en su rama descendente, y con rama ascendente compuesta por tres arcos de círculo y ajuste al paramento aguas arriba mediante voladizo, Moñino (1998). Ocupa la parte central del cuerpo de la presa, con una longitud neta de vertido de 130.397 m, dividida en ocho vanos separados por siete pilas. El labio del aliviadero se sitúa a cota 243 m.s.n.m. siendo su capacidad máxima de desagüe de 5579 m³·s⁻¹. Debido a la dificultad de calcular el caudal desaguado por el aliviadero según la expresión 2.13, que no sólo es directa a través del término $(H - P)^{3/2}$, sino que además existe una dependencia implícita C_e y L_{efect} con la carga de trabajo, en el caso de la presa de Rules se dispone de datos de un ensayo en modelo reducido (Moñino, 2004), por lo que la expresión anterior puede ser reemplazada por una expresión ajustada a partir de los datos experimentales de estructura más simple, en su forma general:

$$Q_{spillway} = A(H - P)^B \quad (2.13)$$

y específicamente para la presa de Rules:

$$Q_{spillway} = 199,76(H - P)^{1,71} \quad (2.14)$$

Los desagües de fondo están constituidos por dos conductos metálicos circulares de 2 metros de diámetro con ejes a cota 171.275 hasta la cámara de válvulas, donde quedan regulados por dos compuertas tipo Bureau de 1.60×2.00 m. A partir de la cámara se produce la transición de los conductos circulares a sendos canales de descarga de sección rectangular de 3.0×4.0 m, que se prolongan hasta la salida en el paramento de aguas abajo. El caudal máximo evacuado por estos desagües, bajo carga equivalente al nivel de coronación, es de $196 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, siendo de $187 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para el nivel máximo normal (Nevot, 2004). Debido a la situación de los desagües de fondo en el centro del cuerpo de la presa, se ha optado por evacuar por los mismos el caudal ecológico necesario para el mantenimiento del ecosistema fluvial aguas abajo de la presa.

Las características de las tomas de abastecimiento, riego y desagüe intermedio se muestran en las tablas 2.1, 2.2 y 2.3.

Conductos	Compuerta de 0.80 m por conducto y Compuerta de 0.80 m en conducción final
Válvulas	2 Bureau de 0.80×1.00 m por conducto
Cota eje	191.200 m.s.n.m.
Q_{NMN}	$9.6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$
$Q_{N\text{Coronación}}$	$10 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

tabla 2.1: Tomas de Abastecimiento.

Conductos	$2 \phi 1.00$ m
Válvulas	2 Bureau de 0.80×1.00 m por conducto
Cota eje	191.510 m.s.n.m.
Q_{NMN}	$16.2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (por cada conducto)
$Q_{N\text{Coronación}}$	$16.9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

tabla 2.2: Tomas de Riego.

Conductos	1 ϕ 2.00 m con dos derivaciones ϕ 1.50 m
Válvulas	1 Bureau de 1.60 \times 2.00 m; 1 Bureau de 1.20 \times 1.50 m ² y 1 Howell Bungler de ϕ 1.50 m por derivación
Cota eje	193.610 m.s.n.m.
Q_{NMN}	59 m ³ ·s ⁻¹
$Q_{N\text{Coronación}}$	61.6 m ³ ·s ⁻¹

tabla 2.3: Desagüe intermedio, ecológico y toma para central hidroeléctrica.

Demandas abastecidas

El embalse de Rules fue proyectado con el fin de satisfacer la creciente demanda de consumo de agua de la zona litoral granadina. Por un lado, se ha producido un creciente desarrollo urbanístico ligado a una mayor actividad turística y de segunda residencia; por otro, se ha llevado a cabo la transformación de cultivos agrícolas hacia otros más rentables, como son los cultivos de invernadero o frutales subtropicales. Todo ello lleva asociada una presión cada vez mayor sobre los recursos hídricos disponibles. Unido a esta creciente demanda, se añade el problema de la variabilidad temporal de la disponibilidad del recurso, escaso durante una parte del año, coincidiendo con el aumento de la demanda estival producida por el turismo y las necesidades hídricas de la agricultura intensiva.

En este entorno existen unas actividades consolidadas que requieren una cantidad de agua para su desarrollo y sobre las que es necesario estudiar su evolución mediante modelos de previsión crecimiento-desarrollo, de forma que la demanda puede, o no, verse afectada en función del escenario, por efectos no previstos de regresión económica causada por variación de ciclos naturales que habían sido habituales antes de la puesta en servicio de la presa. Por lo tanto, para la gestión del agua del embalse de Rules es esencial conocer estos datos de demanda así como registros de población, tipos y extensión de los cultivos que se abastecerán desde la presa, etc.

Se he realizado un estudio de cada uno de los usos abastecidos desde el embalse, obteniendo valores para la demanda de cada uno de ellos y su distribución a lo largo del año. La demanda prioritaria suministrada es el abastecimiento a la población de la costa granadina, por lo que se ha consultado el proyecto de construcción de la conducción para este fin desde el embalse, propuesto por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, donde se han diseñado conducciones que permitirán distribuir un máximo de 1000 L·s⁻¹. A partir de este dato se ha calculado un volumen máximo de agua que se podría derivar por dicha conducción, que es de 30 hm³·año⁻¹, teniendo en cuenta las pérdidas de carga, volumen que supone un caudal de 0.95 m³·s⁻¹. Por otro lado, desde el Plan Hidrológico de la Cuenca del Sur, se establece un volumen destinado al abastecimiento a la población de 13 hm³·año⁻¹. Junto con estos datos

es necesario tomar en consideración el carácter estacional de la población de la costa, donde el turismo estival causa un aumento considerable en la misma, estimando que dicho periodo se prolonga desde el 30 de junio hasta el 15 de septiembre de cada año. Con todos estos datos, se ha obtenido el valor del caudal de agua demandado para este uso prioritario, considerando que el caudal de $0.95 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ es el máximo que se puede transportar por la mencionada conducción y que, por lo tanto, corresponde al demandado por la población estacional de la época estival, es decir, la máxima población en la zona, siendo este caudal reducido a $0.268 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ durante el resto del año, caudal adecuado para abastecer a la población de Motril y Salobreña, con un total de 70789 habitantes, según datos del INE, con una actividad industrial media, IPH (2007).

En cuanto al agua destinada a la agricultura se ha valorado que el bienio 2003-2005 es considerado un periodo seco, al ser la precipitación durante el mismo de menor magnitud a la media de los 10 últimos años. Como consecuencia de ello, las cantidad de agua embalsada ha alcanzado volúmenes inferiores a los medios de los años anteriores, lo que ha ocasionado problemas en el abastecimiento al regadío, provocando la implantación de medidas de ahorro, mediante campañas de optimización en el uso del agua en la agricultura, INE (2008). Teniendo en consideración dichas medidas de ahorro, y a partir de las dotaciones de riego establecidas por el Plan Hidrológico de la Cuenca del Sur (PHCS, 1999), para la zona regable de Motril-Salobreña con horizonte 20 años, es decir, las máximas previstas para el año 2018, se obtiene un volumen de $113.62 \text{ hm}^3 \cdot \text{año}^{-1}$ destinado a satisfacer la demanda de riego desde el embalse de Rules. Dicho volumen será distribuido a lo largo del año según las necesidades del cultivo. Como una primera aproximación al presente modelo, se ha tomado un cultivo tipo de la zona y el porcentaje de agua que dicho cultivo demanda cada mes del total demandado anualmente, mostrándose en la tabla 2.4 la distribución del caudal destinado a satisfacer el regadío de la costa.

Junto con estas demandas principales satisfechas desde el embalse de Rules, también se han de tener en cuenta aquellas destinadas a la producción de energía hidroeléctrica, que se considera con un caudal máximo de $2.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ como valor de partida; y aquellas destinadas al mantenimiento del ecosistema aguas abajo de la presa. Otros estudios en la zona (Aguilar *et al.*, 2014) arrojan la distribución anual de los caudales ecológicos mostrados en la tabla 2.5.

Mes	Porcentaje (%)	Caudal ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
Enero	2.03	0.8612
Febrero	0.825	0.3875
Marzo	0.0	0.0
Abril	2.45	1.0564
Mayo	9.77	4.1446
Junio	15.65	6.8580
Julio	18.96	8.0410
Agosto	15.65	6.6386
Septiembre	14.44	6.3298
Octubre	10.97	4.6536
Noviembre	6.91	3.0290
Diciembre	2.45	1.0181

tabla 2.4: Distribución anual del volumen de riego.

Mes	Caudal ecológico ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
Septiembre	0.049
Octubre	0.116
Noviembre	0.179
Diciembre	0.233
Enero	0.354
Febrero	0.369
Marzo	0.318
Abril	0.213
Mayo	0.133
Junio	0.094
Julio	0.025
Agosto	0

tabla 2.5: Distribución anual de los caudales ecológicos mínimos desde el embalse de Rules (fuente Aguilar *et al.* (2014)).

A la hora de desarrollar un modelo de gestión del agua en embalses, no sólo se ha de tener en cuenta las distintas demandas, si no que se ha de establecer un orden en la atención de las mismas, en consonancia con la legislación vigente. El Plan Hidrológico de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (PHCMA, 2013), que regula la explotación del embalse de Rules, establece como orden de prioridad para el abastecimiento a los

distintos usos, el que sigue:

- Usos domésticos para la satisfacción de las necesidades básicas de consumo de boca y de salubridad.
- Usos urbanos no domésticos en actividades económicas de bajo consumo de agua.
- Usos agrarios, industriales, turísticos y otros usos no urbanos en actividades económicas y usos urbanos en actividades económicas de alto consumo.
- Otros usos no establecidos en los apartados anteriores.

Es decir, en situación de escasez de recurso, se dará preferencia a la satisfacción del uso urbano, especialmente el doméstico, viéndose los demás usos afectados y pudiendo sufrir reducciones e incluso suspensiones en esta situación.

2.4.2. Embalse del río Víboras

Cuenca vertiente

La cuenca vertiente al embalse del río Víboras, con una extensión de 185 km², se encuentra en la comarca de la sierra sur jiennense, dentro de las sierras Subbéticas (figura 2.9). Afluente del río Guadajoz, el Víboras recoge las aguas del arroyo del Vadillo y del río Ranera, que nacen en la parte más alta de la cuenca y se unen para formar el río Susana, afluente del río Grande, que a su vez, lo es del Víboras. En la zona más próxima al embalse, el río recoge las aguas de los arroyos de Regüelo y Fuensanta, del que es afluente el arroyo de la Umbría.

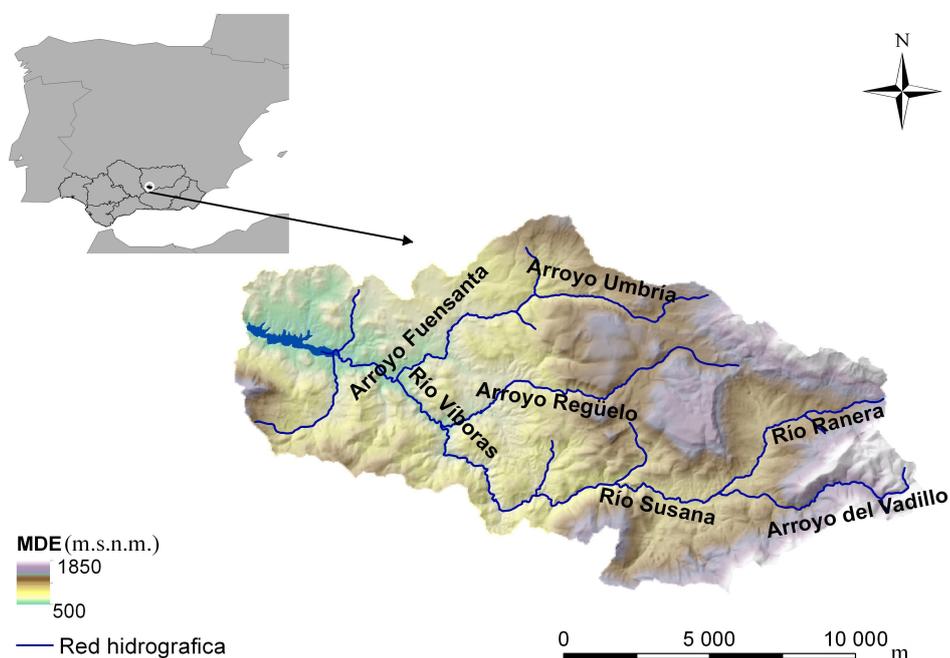


Figura 2.9: Mapa de situación y red hidrográfica de la cuenca vertiente al embalse del Víboras.

El 32.88 % de la cuenca se encuentra sobre afloramientos permeables (Murillo & Navarro, 2008), por lo que la aportación subterránea es significativa, existiendo una amplia red de acuíferos y manantiales en la zona (figura 2.10). Entre ellos se encuentran los siguientes:

- acuífero del Ventisquero, que se nutre del arroyo del Vadillo y tiene varias surgencias en las inmediaciones de Valdepeñas de Jaén;
- acuífero de Cornicabra-Noguerones, que alimenta a las fuentes de Papel Alta y Papel Baja próximas al mismo municipio;
- acuífero de Montesinos, unido al manantial de Chircales y a las Fuentes de Martos en el río Grande;
- acuífero del Mentidero, que alimenta al arroyo de la Fuensanta, próximo al municipio del mismo nombre.

La zona se enmarca en clima mediterráneo, caracterizado por una distribución anual de la precipitación marcadamente estacional, con un periodo muy seco en verano y un periodo lluvioso en otoño-invierno. La figura 2.11 representa la precipitación diaria junto a los caudales de aportación al embalse, pudiéndose observar la relación entre ambas

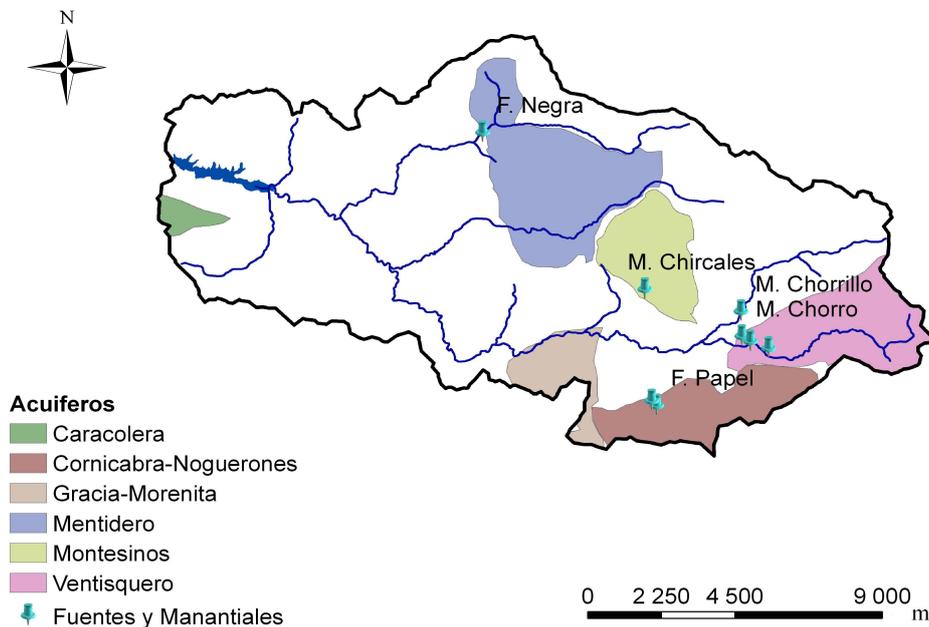


Figura 2.10: Acuíferos y manantiales de la cuenca vertiente al río Víboras.

variables y donde se pudo constatar que en los períodos de lluvia de mayor intensidad la respuesta de la cuenca es rápida. Esto es debido a la naturaleza torrencial de los eventos de precipitación en la zona, que a menudo superan la capacidad de infiltración máxima del suelo, cuyos valores de conductividad hidráulica saturada (K_{sat}) alcanza magnitudes máximas de $19 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ (Rodríguez, 2009) (figura 2.12).

En cuanto a las temperaturas, la amplitud del intervalo térmico diario alcanza valores de hasta 18°C en otoño y primavera, y la variación estacional de la temperatura media diaria del aire llega a los 10°C , como se muestra en la figura 2.13.

Predominan en la zona las margas y calizas, siendo el contenido medio de arcilla en el suelo de entre un 31 y 45%, llegando a alcanzar valores del 64%. A partir de esta información, junto con el análisis llevado a cabo por Rodríguez (2009), se han elaborado mapas que contienen valores distribuidos de los parámetros que caracterizan las propiedades básicas del suelo (conductividad hidráulica saturada (K_{sat} , figura 2.12) y no saturada, parámetros de retención de agua, etc), y que serán necesarios para conocer la dinámica de flujo de agua en el mismo.

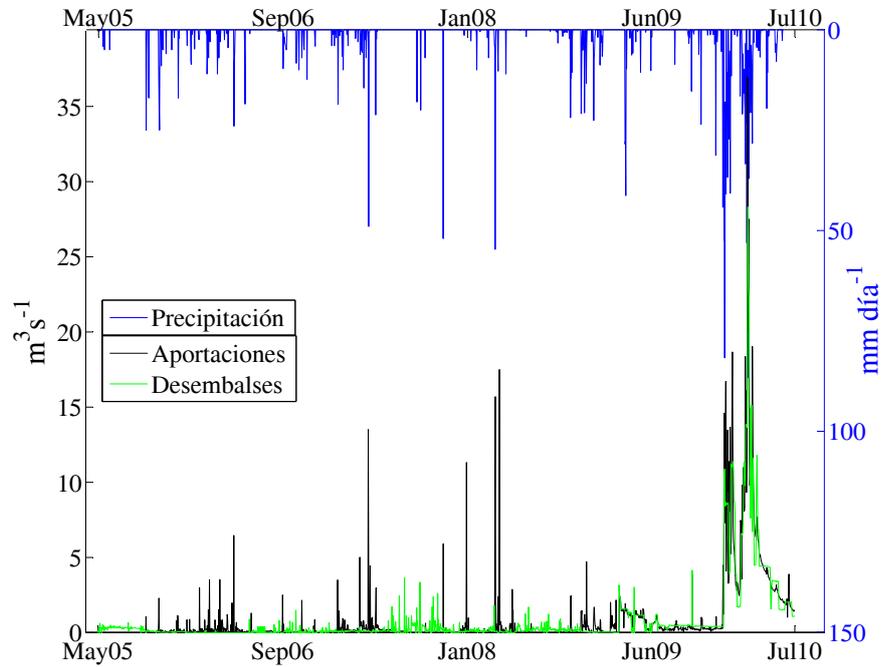


Figura 2.11: Aportaciones y desembalses diarios al embalse ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) y precipitación media diaria en la cuenca ($\text{mm} \cdot \text{día}^{-1}$) en el periodo de estudio (2005-2009).

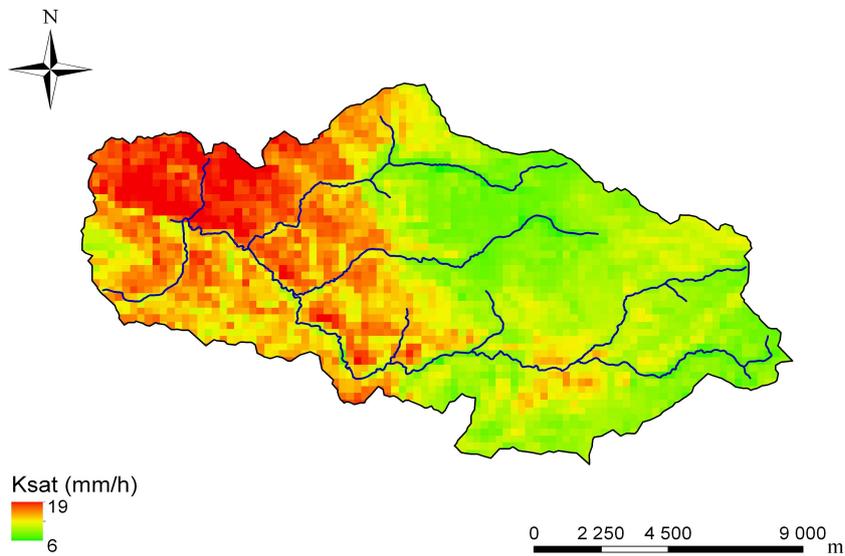


Figura 2.12: Conductividad hidráulica saturada del suelo ($\text{mm} \cdot \text{h}^{-1}$) (Rodríguez, 2009).

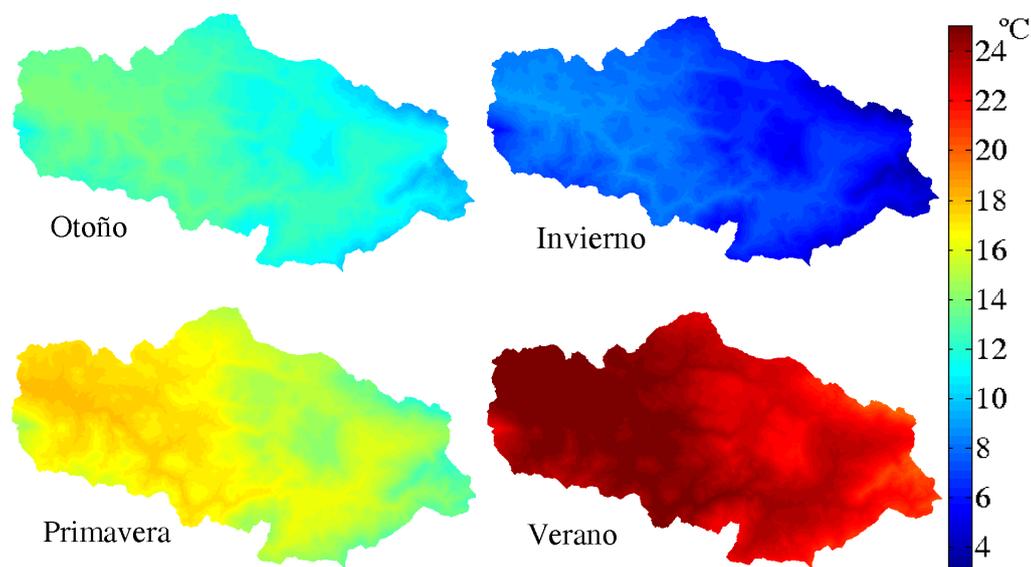


Figura 2.13: Temperatura media estacional en el año hidrológico 2009-2010 ($^{\circ}\text{C}$), distribuida por celdas del MDE e interpolada con WiMMed.

Con el fin de identificar las posibles fuentes de contaminación en la cuenca vertiente al embalse, se ha recopilado información sobre las poblaciones de la región, así como la situación de las EDARs que realizan vertidos al río, contaminando finalmente las aguas del embalse. En este sentido cabe destacar las poblaciones de Fuensanta de Martos y Valdepeñas de Jaén, con sus respectivas EDARs. Se localizan otras poblaciones más pequeñas en la cuenca, que a su vez son pedanías de las anteriormente mencionadas: El Regüelo, Los Encinares, El Villarejo, Vadohornillo, Las Casillas, Maribelo y Las Carrasca, siendo la población total en la cuenca de 7552 habitantes.

En cuanto a la contaminación difusa, en la figura 2.14 se muestran los usos del suelo en la cuenca. Como se puede apreciar, destaca el extenso cultivo del olivo, ya que el 49% de su superficie está ocupada por explotaciones de olivar. El sistema de manejo del olivar predominante en la zona es suelo desnudo, y en menor grado, sistemas de no laboreo con bandas de cubierta vegetal, con control de la vegetación mediante la aplicación de herbicidas.

Ante este análisis, cabe concluir que la principal fuente de contaminación es la generada por la aplicación de herbicidas en el cultivo del olivar, predominante en la cuenca. El problema es especialmente grave si se tiene en cuenta que el agua del embalse se destina a consumo urbano. Además existen dos escombreras en las orillas del embalse, así como basura y residuos agrícolas que se acumulan en los alrededores, como consecuencia de la falta de puntos limpios en los municipios pertenecientes a la cuenca. En cuanto a la fauna y flora, los peces aún no se han visto afectados, sin embargo, la acumulación de la suciedad en las orillas del embalse perjudica notablemente a la vegetación de ribera.

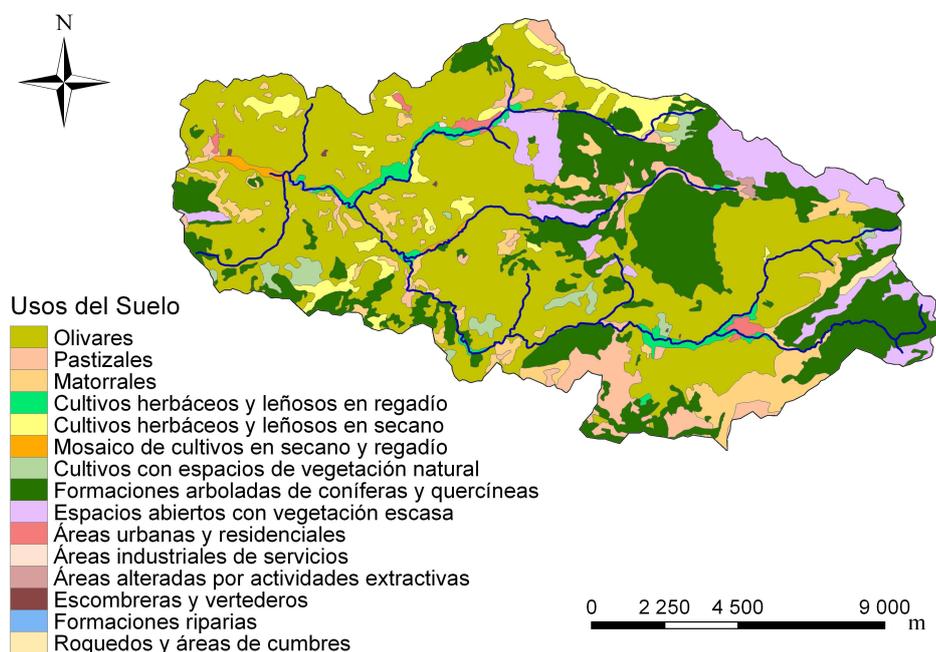


Figura 2.14: Usos del suelo.

El embalse

La presa del Víboras se empezó a construir en 1997 en el término municipal de Martos, entrando en funcionamiento en 2005. En el momento de la construcción de la presa, el Nivel Máximo Normal (NMN) se estableció en 544 msnm, pero la lámina de agua no ha podido superar la cota 537 msnm debido a problemas de filtraciones que afectan a la población de Las Casillas, a orillas del embalse. Las tomas para abastecimiento se encuentran a cotas 512 y 535 msnm. Sin embargo, la explotación del embalse no se realiza desde las mismas, sino que el agua se vierte por el desagüe de fondo a cota 528 msnm, al río y 300 metros aguas abajo es bombeada hasta el depósito de Cerro Quemado, desde donde la ETAP de Martos es abastecida (Murillo & Navarro, 2008).

Para caracterizar el vaso del embalse, se ha dispuesto de una batimetría del mismo realizada por Infraeco (2010) (figura 2.15), y a partir de la cual se han generado tablas que relacionan la superficie y el volumen de embalse, con la profundidad en el mismo, representándose de esta manera la curva de Nivel-Superficie del embalse en la figura 2.16.

El vaso del embalse se encuentra sobre formaciones margo-yesíferas triásicas (arcillas versicolores con yesos en Facies Keuper) (Murillo & Navarro, 2008), situación que provoca la contaminación de las aguas del embalse. Así, se alcanzan altos contenidos en sales, por lo que el aprovechamiento para abastecimiento urbano del agua almacenada

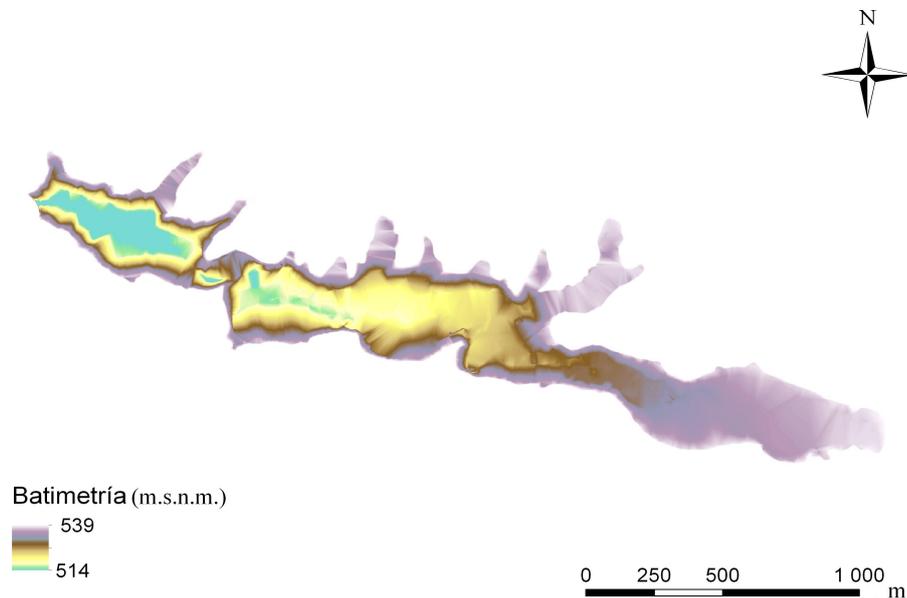


Figura 2.15: Resultado de la batimetría realizada en el embalse en Abril de 2010 con resolución 0.5 m. Fuente Infraeco (2010).

sólo se puede realizar mediante desalación de la misma, tratamiento que resulta muy costoso, y para el que se ha tenido que adecuar la ETAP de Martos, receptora de estas aguas.

Para completar el análisis del embalse, se ha obtenido información sobre desembalses desde la presa del Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) (CAyP-JA, 2013), representándose dichos datos en la figura 2.11, junto a las aportaciones al embalse y la precipitación. Se puede observar que existe una alternancia entre los ciclos de llenado y vaciado de la presa, ya que los mayores volúmenes de aportación se dan en los meses de otoño-invierno, realizándose los desembalses en verano, que es cuando el agua del embalse es utilizada para abastecimiento a la población.

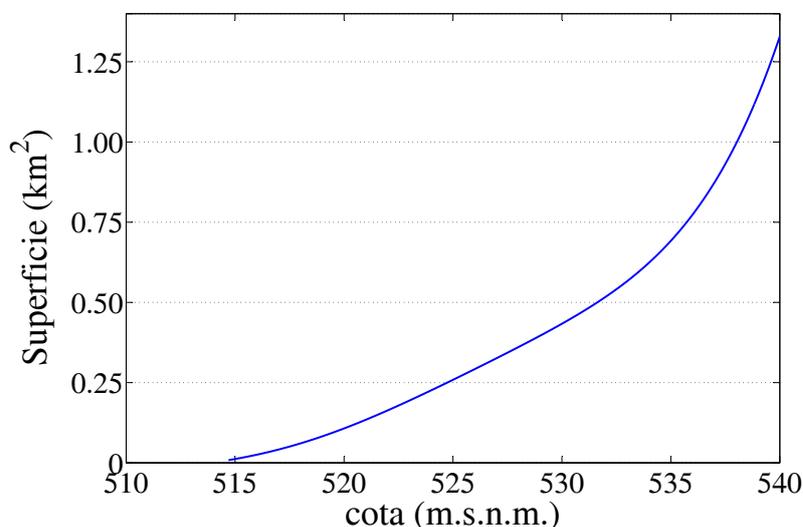


Figura 2.16: Curva Cota-Superficie del embalse del Víboras a partir de la batimetría realizada en 2010 por Infraeco (2010)

Demandas abastecidas

El embalse del Víboras se proyectó con el fin garantizar el suministro de los municipios Fuensanta de Martos y sus pedanías, Valdepeñas de Jaén, Martos, Torredonjimeno, Torredelcampo y Jamilena, hasta entonces abastecidos mediante captaciones de acuíferos; así como de complementar el suministro desde el embalse del Quiebrajano a varias comarcas de la provincia de Jaén, entre ellas, su capital. Por lo tanto, el destino de sus aguas es el abastecimiento urbano. Para ello, se construyó una tubería reversible que permite almacenar los excedentes de la red de abastecimiento que parte del Víboras en el depósito general regulador que abastece a la ciudad de Jaén, pudiendo también tomar agua de este depósito en caso de déficit para satisfacer la demanda de los municipios abastecidos desde el embalse.

Una vez en funcionamiento, debido al alto contenido en sales del agua del embalse y al coste de su tratamiento, se ha optado por satisfacer el abastecimiento a la población con el agua subterránea de los acuíferos de cabecera durante la mayor parte del año. El agua procedente de estos depósitos subterráneos es de buena calidad, ya que no se ve afectada por las Facies Keuper. En el período de junio a septiembre, cuando la escasez de precipitación hacen que el nivel del agua en los acuíferos se vea reducido, se utiliza el agua del embalse que es bombeada a la estación potabilizadora de Martos. De esta manera se evitan situaciones de escasez en el sistema de abastecimiento y se reducen los costes. La capacidad máxima de bombeo hacia la ETAP es de $300 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, por lo que se ha fijado el suministro para abastecimiento a la población desde el embalse en este

caudal durante los meses de junio a septiembre.

En cuanto a la demanda medioambiental, a partir del estudio realizado en esta zona por Murillo & Navarro (2008), se aplica el suministro mensual según los valores de la tabla 2.6.

Mes	Caudal ecológico	
	($\text{hm}^3 \cdot \text{mes}^{-1}$)	($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
Septiembre	0.69	0.266
Octubre	0.72	0.269
Noviembre	0.90	0.347
Diciembre	0.89	0.332
Enero	0.96	0.358
Febrero	1.21	0.500
Marzo	1.65	0.616
Abril	1.73	0.667
Mayo	1.45	0.541
Junio	1.01	0.390
Julio	0.86	0.321
Agosto	0.74	0.276

tabla 2.6: Distribución mensual de los caudales ecológicos mínimos desde el embalse del Víboras ($\text{hm}^3 \cdot \text{mes}^{-1}$). Fuente Murillo & Navarro (2008).

Al igual que en el caso anterior, se ha recurrido a la legislación vigente en la zona de estudio con el fin de establecer los criterios de prioridad en el suministro, en caso de conflicto. En el Plan Hidrológico del Guadalquivir, se establece el siguiente orden de prioridad:

- Abastecimiento a poblaciones: no incluye la demanda de los grandes centros industriales.
- Usos agropecuarios.
- Uso Industrial para la producción de energía eléctrica.
- Otros usos industriales.
- Acuicultura.
- Usos recreativos.
- Navegación y transporte acuático.
- Otros usos.

De nuevo, el uso prioritario abastecido ha de ser el urbano, siendo en este caso el agrícola el que tiene la segunda prioridad.

Capítulo 3

Development of a management tool for reservoirs in Mediterranean environments based on uncertainty analysis

Este capítulo ha sido publicado íntegramente en la revista *Natural Hazards and Earth System Sciences*: Gómez-Beas, R., Moñino, A. & Polo, M.J.: Development of a management tool for reservoirs in Mediterranean environments based on uncertainty analysis, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 12, 1789-1797, doi: 10.5194/nhess-12-1789-2012, 2012.

www.nat-hazards-earth-syst-sci.net/12/1789/2012/

Abstract

In compliance with the development of the Water Framework Directive, there is a need for an integrated management of water resources, which involves the elaboration of reservoir management models. These models should include the operational and technical aspects which allow us to forecast an optimal management in the short term, besides the factors that may affect the volume of water stored in the medium and long term. The climate fluctuations of the water cycle that affect the reservoir watershed should be considered, as well as the social and economic aspects of the area. This paper shows the development of a management model for Rules reservoir (southern Spain), through which the water supply is regulated based on set criteria, in a sustainable way with existing commitments downstream, with the supply capacity being well established depending on demand, and the probability of failure when the operating requirements are not fulfilled. The results obtained allowed us: to find out the reservoir response at different time scales, to introduce an uncertainty analysis and to demonstrate the potential of the methodology proposed here as a tool for decision making.

3.1. Introduction

The setting up of simulation models capable of studying the response of a system like a reservoir has become a fundamental tool for its management. These models can attain a greater relevance in the case of regulating systems of fluvial networks subjected to a hydrological variability of an extreme nature at an annual and seasonal scale. This is the case of the Mediterranean climate, where flow events are few and intense, and in which it is necessary to attend to supply demands from a wide network for irrigation, urban consumption and energy production. Simulation must be carried out under diverse scenarios, namely, different environmental, social, economic, territorial and energetic conditions, which involves fluctuations in the inflows to the system and in the demands due to variations in the population, changes in land uses, in hydro-electric production policy or discharges needed to feed the fluvial channel maintenance downstream.

In the light of the Water Framework Directive, diverse global models for reservoir management have been proposed in terms of water demands and their planning. Among others, Wang *et al.* (2009) suggested a simulation model based on neural networks. These networks are defined from a “self-training” process made over the available measured dataset. All the reservoir demands can be taken into account in the resulting model, which can usefully assess the definition of the operating criteria for the reservoir. Pulido-Velazquez *et al.* (2008) modelled the surface-groundwater flows in a watershed using a hydro-economic approach, from which these authors proposed management in terms of opportunity costs. Pallottino *et al.* (2005) proposed a system for decision making which took into account climate uncertainty and the hydrological processes by means of a scenario simulation analysis, so that it could be an alternative in the case of not being able to adopt probabilistic rules or determinist models to represent that uncertainty. Jørgensen & Bendoricchio (2001) set the bases for the development of a model for the analysis of risks from pollution applicable to reservoirs. Cabecinha *et al.* (2009) used a Stochastic-Dynamic methodology to forecast how the changes in land uses affected water quality in reservoirs, by linking them to the ecological state of water.

With the aim of obtaining a global model for reservoir management, Gómez-Beas (2008) developed a first approximation for the numerical integration of the non linear continuity equation, applied to Rules reservoir (southern Spain) under a set of simplifying hypotheses. This author obtained annual evolution curves of the stored volume for diverse input/output scenarios starting from the stochastic simulation of the inflow series to the reservoir based on available records.

The objective of this work was to develop a management model for reservoirs in Mediterranean watersheds which takes into account the uncertainty associated with the water inflows due to the time variability in the climate and which is able to assess, from this, the optimal operating criteria for a given set of objectives. The resulting model supplies information on the reservoir’s evolution state in terms of the volume of water stored, as a result of the balance between the inflows to the reservoir and demands imposed on the supply system. To set up the model, a grey box type system

was opted for, i.e. a system for which its fundamental governing equations are known, even when certain processes may not be contemplated in those equations, and which permits a direct control over the regulation elements of the outflows. Thus, in only one scheme, the control over the system and the verification of its service and exploitation conditions are integrated, with the aim of preventing the operational stoppage of the supply network. The model was applied to Rules reservoir in Granada (southern Spain), where agricultural and urban demands coexist in a special environment, in which the presence of snow allows the occurrence of two filling cycles in this reservoir: one due to rainfall events during autumn-winter, and a second one due to snowmelt during spring. Different scenarios related to operation criteria were performed to show the usefulness of the model as a decision-making tool, whose application to another reservoir can be directly achieved just by changing the project parameters, and generating local stochastic samples from the measured/simulated inflow data. This method can be especially useful when little information is available about the inflow regime.

3.2. Study area and waters demands

The system studied in this paper is Rules reservoir, which is the dynamic system for the regulation and control of water supply for urban consumption and irrigation to the coastal area of the Guadalfeo river watershed in the south of Granada (southern Spain) (Fig. 3.1). The basin climate is the result of the interaction between semiarid Mediterranean and Alpine climate conditions (Aguilar, 2008), with an average annual rainfall of 656 mm, and $107.5 \text{ hm}^3 \cdot \text{year}^{-1}$ of inflows to the reservoir.

Firstly, in order to set up the management model, a study was made on the demand data for each existing water use, as well as their distribution throughout the year. The estimates used in this study were made from data available included in the Southern Basin Hydrological Plan (PHCS, 1999), and they must only be considered as approximate values of the current situation, which may change due to variations in land uses, or variations in the priority criteria for demand guarantee and/or distribution.

The urban supply to the Granada coastal population is the priority demand furnished from the reservoir. In PHCS (1999) a volume of $13 \text{ hm}^3 \cdot \text{year}^{-1}$ was established for this use. On the other hand, the supply pipeline was designed for a maximum flow of $1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, which corresponds to a volume of $30 \text{ hm}^3 \cdot \text{year}^{-1}$. Along with these data, it is necessary to take into account the seasonal nature of the coastal population, where summer tourism causes a considerable increase in the water demand, this period being estimated to last from 30th June to 15th September every year. From this information, the value of the demanded flow for urban supply use was set at $0.95 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, which corresponds to that required by the peak seasonal population and $0.268 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ during the rest of the year.

As for the water intended for agriculture, starting from the irrigation provisions established by the PHCS (1999) for the irrigable area of Motril-Salobreña with a horizon of 20 years, a provision of $113.62 \text{ hm}^3 \cdot \text{year}^{-1}$ was obtained. This volume is distributed

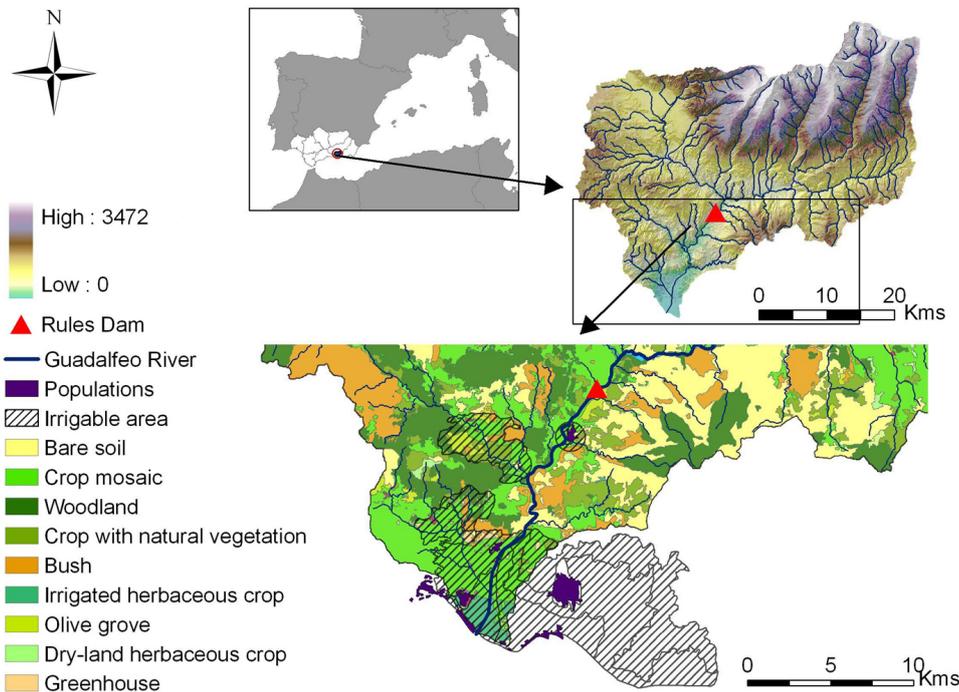


Figura 3.1: Situation, Digital Elevation Model and land uses of Guadalfeo river watershed. Urban areas and irrigable areas furnished from Rules reservoir are also shown.

throughout the year according to crop needs. As a first approximation to this model, a typical crop of the area, subtropical fruit trees, was considered.

Together with these principal demands satisfied from Rules reservoir, those intended for the production of hydroelectric energy, which is considered with a maximum flow of $2.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, and for the preservation of river ecosystem downstream, for which an ecological flow of $1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ was provided, should also be taken into account.

3.3. Methods

3.3.1. Model conceptual schemes

The interpretation of Rules reservoir as a dynamic system of the regulation and control of supplies for the coastal area of the Guadalfeo river watershed, make it necessary to use a control and verification model against failures, within which the fluvial regime, with its principal features in terms of its annual and hyperannual contributions, is represented. In the setting up of this model, its architecture is defined as a structure of calculation blocks, which together operate as a dynamic system of a single input and a single output;

i.e. a system in which the impulse is a temporal series of measured or simulated flows, and the response is the sequence of the states of the reservoir, interpreted as its storage capacity, a consequence of certain work and demand conditions.

The model adequately describes the behavior of the reservoir in the form of an advanced control grey-box type tool for system identification, i.e. a system resulting from the combination of black-box type and physical models (Tulleken, 1993). The black-box type models are based on observed data and obtained by means of experimentation, whereas the physical models are founded on specific knowledge of the response of the processes. With the aim of obtaining the advantages of both models, their combination was opted for so that the black-box type model evolves towards a grey-box type model physically more consistent with the reality of the system being studied.

In order to carry out the control and verification, the failure mode associated with the operational stoppage limit state was considered (Losada, 2001); i.e. that in which the service is reduced or temporarily suspended due to causes outside the system. In the case of the system supplied from the reservoir, the failure is defined as the drop in reservoir level below the operational thresholds established, which is translated into a halt in the supply system due to insufficient water resources, implying an unacceptable social repercussion. In order to avoid that situation, a regulation is made of the system's outflows, which consists of acting dynamically on the supply intakes, calculating their opening from the reservoir level and instantaneous demand data by the integration of the continuity equation at every time step, and taking into account the situation of the reservoir at previous moments. In the case of the reservoir level dropping below the risk threshold, the outflow is reduced, and even stopped, during the time necessary to ensure the system's recovery so that the service can be guaranteed during a period of time. According to the priority established by the PHCS (1999), the model distinguishes between urban supplies and the remaining uses.

The verification was carried out by the integration of the continuity equation under the necessary conditions, assimilating the reservoir at a variable control volume in the time with a single input, the inflow series, and several outputs, namely, the outflows from the intakes, the loss of volume from evaporation which takes place from the water surface, and, eventually, the outflow of the reservoir spillway. In order to integrate the continuity equation applied to the reservoir, two simplifying hypotheses have been defined. The first one refers to the density of the water stored; from the different work accomplished in Rules reservoir (Cruz, 2005; Quevedo, 2005), summer thermal stratification takes place every year, which is not always stable, giving rise to turbulent mixture processes due to the action of the wind or to the interaction with the perimeter of the reservoir. During the rest of the year, well mixing is fully achieved and the water density is uniform throughout the water column. Thus, in the model, the water density was assumed to be constant over the time and uniform in the whole control volume. The second simplifying hypothesis admits a prismatic reservoir volume for each differential depth, so that the differential volume for each step time can be calculated from the differential depth and the plane reservoir surface, calculated by means of a polynomial

fit from measured data.

In accordance with the above, the modes of failure in the system were verified through the Eq. (3.1):

$$\frac{d}{dt} \int S_e(H) \cdot dH = [Q_{in}(t) - Q_{out}(t)] \quad (3.1)$$

where S_e is the reservoir water surface [L^2], dH is the depth differential [L], Q_{in} is the inflow to the system [L^3T^{-1}], and Q_{out} comprises the reservoir outflows [L^3T^{-1}], according to Eq. (3.2),

$$Q_{out} = Q_{outlet} + Q_{spillway} + Q_{evap} \quad (3.2)$$

Q_{outlet} is the sum of the outlet flows for each supply intake to satisfy demand [L^3T^{-1}], calculated according to the Eq. (3.3),

$$Q_{outlet} = C \cdot \sqrt{2 \cdot g} \cdot S_{out} \cdot (H - Cota)^{\frac{1}{2}} \quad (3.3)$$

where C is a coefficient associated with the charge losses through diverse elements and is comprised between 0 and 1, S_{out} is the total drainage section of corresponding intake [L^2], and $H-Cota$ represents the charge on the piping axis [L].

$Q_{spillway}$ is the spillway outflow [L^3T^{-1}], in the case of this occurring, calculated from the Moñino's fit (Moñino, 2004) according to experimental data in the expression of the Eq. (3.4).

$$Q_{spillway} = A \cdot (H - P)^B \quad (3.4)$$

where $H-P$ is the effective charge [L], calculated as a difference between the total depth and the crowning height of the spillway, provided that $H-P$ is higher than zero, and A and B are parameters obtained experimentally for this spillway in particular.

Q_{evap} is the daily evaporated flow in the reservoir [L^3T^{-1}], obtained through the formula of Neitsch *et al.* (2002) in the Eq. (3.5),

$$Q_{evap} = 10 \cdot \eta \cdot ET_0 \cdot S_e \quad (3.5)$$

where η is the evaporation coefficient estimated as 0.6, ET_0 is the potential evapotranspiration obtained with the formula of Penman-Monteith [LT^{-1}] and S_e is the reservoir free surface [L^2].

The model was programmed in the module of Matlab, Simulink, within which the main processes can be formulated analytically, thus turning it into a grey-box type model. In Fig. 3.2 the model flow diagram is depicted. First, the model gives a reading of input data, namely, the inflow, the demand, the reservoir level at the previous moment,

ET_0 , among others. Next, it integrates the continuity equation, obtaining a new reservoir level for the present moment. The following step is the calculation of expected outflow which can be released with each of the intakes only depending on that level, without applying the pressure loss or the valve opening criteria. After reading the demand data, the opening degree of each valve is calculated in terms of the reservoir level at that moment and at the previous time step, of the demand and of the thresholds established. Finally, the pressure loss coefficient is applied to the outflow, and this value is used for the flow balance in the next time step.

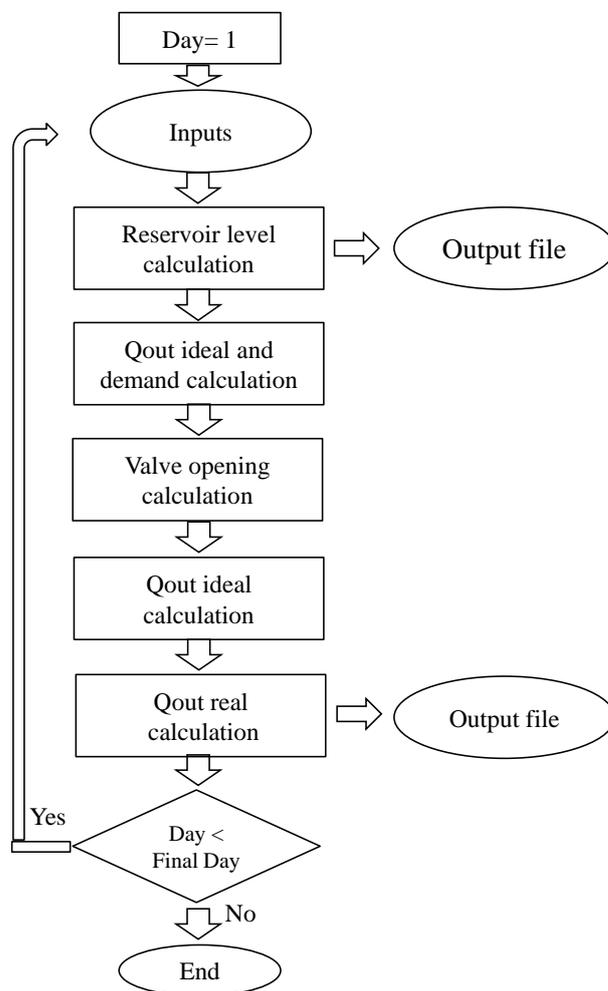


Figura 3.2: Flow diagram of management model.

3.3.2. Uncertainty analysis

With the aim of planning for the short, medium and long term management of a reservoir by means of uncertainty analysis, a model with an appropriate structure for a large number of simulations in parallel is required, which must be capable of not losing the accurate information of detail. The technique that best fits this structure is the simulation by Monte Carlo integration, which was applied to a synthetic sample of N replications of a T -yr daily inflow series following the procedure depicted in Fig. 3.3 (Baquerizo & Losada, 2008; Polo & Losada, 2010).

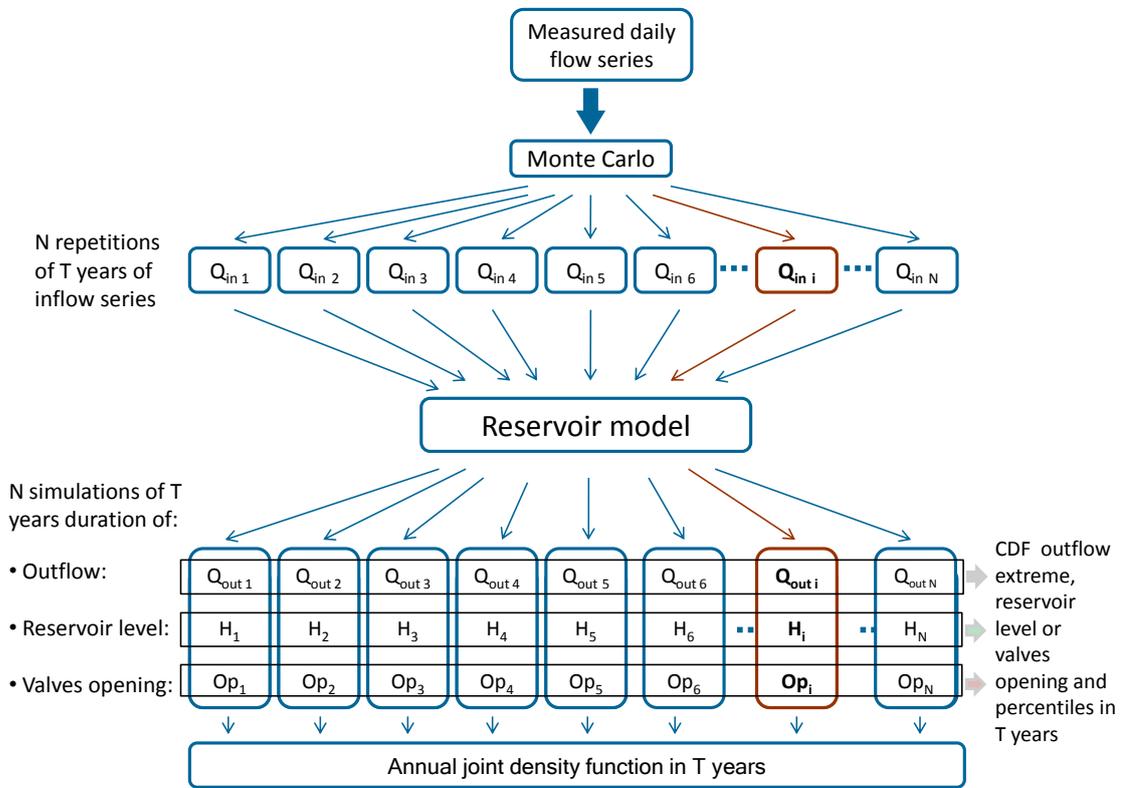


Figura 3.3: Scheme of the procedure followed to derive probability functions for the variables selected.

The initial daily inflow series was obtained by the hydrological simulation of the contributing area by the distributed and physically-based model WiMMed (Polo *et al.*, 2009), widely calibrated and validated in the study site (Aguilar, 2008; Egüen *et al.*, 2009) for the available inflow dataset during the 1991-2005 period. A complete description of this model can be found in (Herrero *et al.*, 2010, 2011); its specific focus on the spatiotemporal distribution of the meteorological variables should be pointed

out, and its being capable to reproducing the high variability in Mediterranean climate regions. This simulated series maintained the original measured data but included the no-data periods and corrected the existing non-quality data. Taking as a reference this 10-yr daily inflow series, the construction of replicated input series to the model were carried out by means of Monte Carlo simulation. In order to perform this simulation a study was made of the distribution function of random variables which define the nature of the inflows to the reservoir with respect to its magnitude and annual distribution. Once the parameters defining those functions were obtained, some series of inflows fitting those parameters were constructed. The resulting series allow the realization of a large number of simulations in parallel, and from them it is possible to extract information relative to averages and confidence intervals of the objective random variables which define the reservoir response, interpreted as an instantaneous storage capacity, resulting in demands and regulation criteria. By making a study of the distribution functions of each of these variables separately, or of the joint distribution function of all of them, it is possible to make a scenario analysis on the variation in the operation system parameters. In this study, 500 inflow series, each of them consisting of ten year of daily inflow, were simulated from the empirical distribution functions obtained from the available 15-yr daily inflow dataset in the period 1991-2005.

3.4. Results

3.4.1. Water flow in the reservoir

First, the hydrological simulation of a 10-yr series representative of the watershed was carried out. For this, a series of inflows to the reservoir was elaborated taking data measured in the period from 1991 to 2005, reconstructed with an alternation of dry, medium and wet years. The objective of making this series was to highlight the effect of the hydrological variability in the watershed in the management of the reservoir's resources, and the effect of the regulation carried out by the application of the model on the final result, represented as the volume of water stored at the end of the 10-yr simulation. Thus, it was aimed to emphasize the flexibility of the model in simulating any sequence of inflows to the reservoir. Fig. 3.4 shows the reservoir state evolution in terms of the water level throughout the simulation. The inflow series and the outflow curves for each supply intake have also been plotted.

From this figure, the annual and seasonal variation of inflow, a characteristic of Mediterranean climate, can also be noted, with very long dry periods in summer and heavy rainfall events in autumn-winter, which is reflected in the volume of stored water in the reservoir, and, therefore, due to the regulation criteria established, in the outflows. The two annual cycles of the reservoir's filling can also be seen. These are more notable in the hydrological year between day 1100 and day 1500 of the series, this being a wet year. The first cycle with a larger volume coincides with the time of the heaviest rainfall events, and the second corresponds to the snowmelt in the spring. On the other hand,

because of the seasonal nature of the population variability, higher supply flows are observed in the summer, a time when rainfall is scant, so that the outflows of the rest of the intakes are affected, even interrupted, due to the priority established on the urban supply use, which is likewise reflected in the fewer number of days of interrupted urban supply.

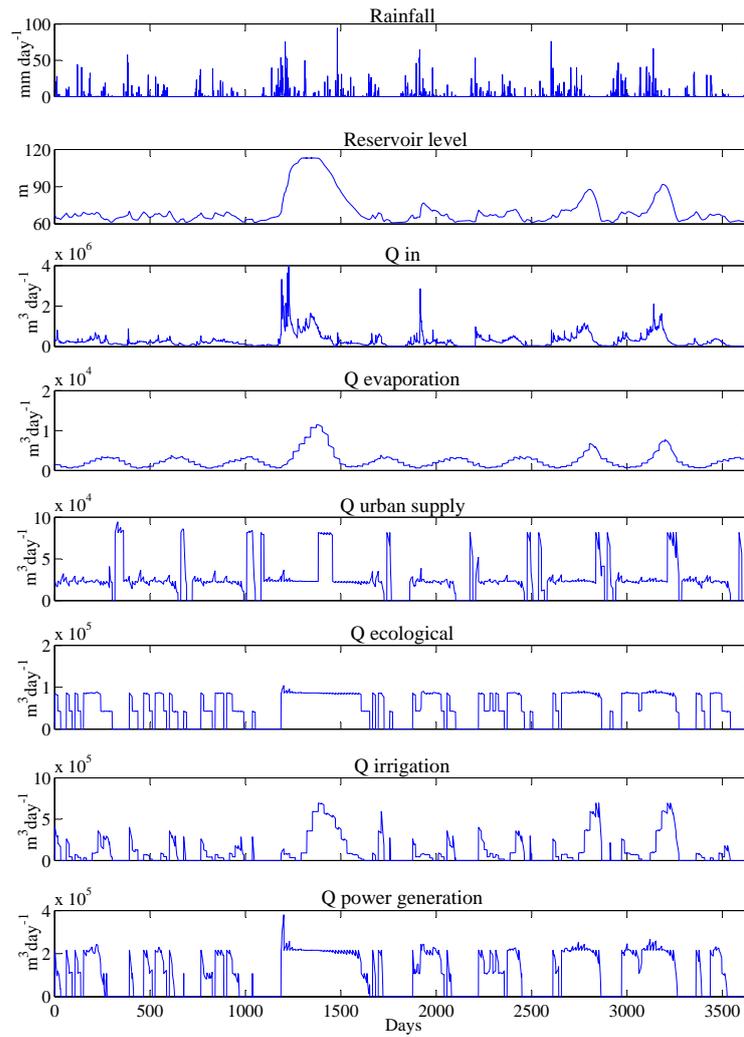


Figura 3.4: Simulation results of a 10-yr series.

3.4.2. Scenario analysis

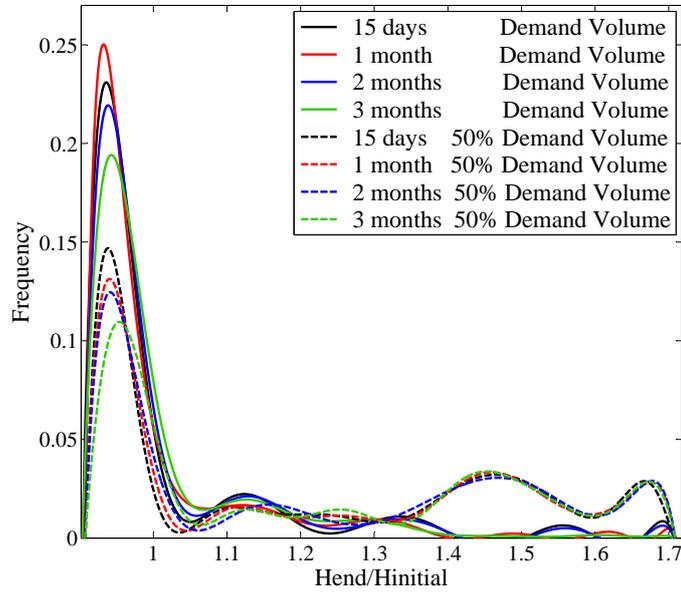
The next step was to carry out a scenario analysis due to the variation in diverse system parameters, specifically, in the demands and in the period of time in which it was desired to guarantee supplies. For this purpose, a simulation was made of 500 series of the daily inflow with a 10-yr duration obtained by Monte Carlo simulation. These synthetic series were the input to the reservoir management model, simulating with each of them for four scenarios. That is, the functional thresholds were fixed so that the opening and closing of the valves was carried out in such a way that there was a volume of water stored necessary to ensure supplies during a period of time of 15 days, 1 month, 2 months or 3 months. Thus, 500 series of results were obtained for each of the scenarios simulated.

With this set of synthetic data, a frequency analysis was performed in order to estimate the density probability function of two variables: the reservoir state at the end of each ten-year series, represented by the stored volume; and the number of days on which the urban supply intake remained closed in that period of time as a consequence of the management carried out by means of the functional thresholds. For this work it was decided to assess the behavior for these two variables, and this could be done for any other variable resulting from the model. Starting from this analysis of frequencies, it will be possible to quantify the uncertainty associated with the natural processes produced in the watershed flowing into the reservoir, as well as being the basis for decision making. In order to facilitate the interpretation of these functions, a fit of each data series was carried out through Gaussian and Fourier functions. These fits are depicted in Fig. 3.5(a)-3.5(b), and in Tables 3.1 and 3.2 the goodness of each fit is shown by means of R-square parameter.

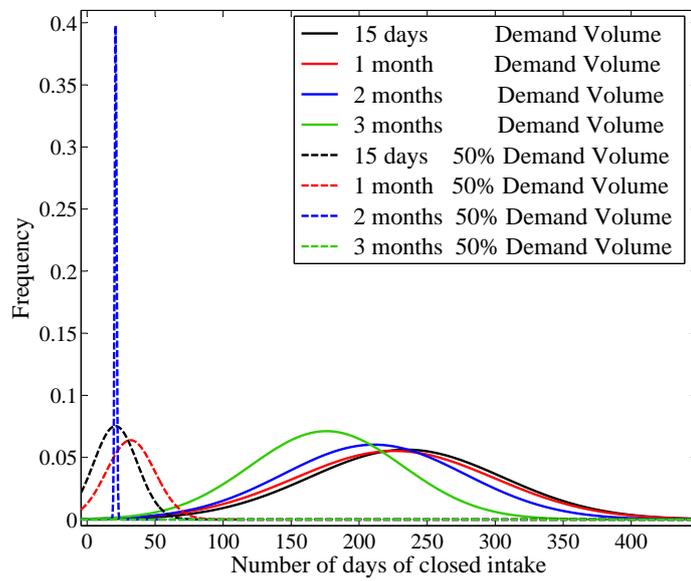
tabla 3.1: Types of fit and goodness of fit for each density probability function of the final state of the reservoir compared to its initial state.

Data series	Type of fit	R-square
15 days demand volume	Fourier of 5 degree	0.8430
1 month demand volume	Fourier of 7 degree	0.9722
2 months demand volume	Fourier of 5 degree	0.9582
3 months demand volume	Fourier of 6 degree	0.9746
15 days 50 % demand volume	Fourier of 7 degree	0.9539
1 month 50 % demand volume	Fourier of 6 degree	0.9257
2 months 50 % demand volume	Fourier of 5 degree	0.8724
3 months 50 % demand volume	Fourier of 6 degree	0.8672

The highly non-linear behavior of the objective variables selected, the final state of the reservoir and the number of days of interrupted water supply, can be observed in Fig. 3.5(a)-3.5(b) from the different results obtained by changing the guarantee period



(a) Function of probability of the final state of the reservoir compared to its initial state in a ten-year simulation.



(b) Function of probability of the number of days of closed urban supply intake in a ten-year simulation.

Figura 3.5: Functions of probability in a ten-year simulation.

tabla 3.2: Types of fit and goodness of fit for each density probability function of the number of days of closed urban supply intake.

Data series	Type of fit	R-square
15 days demand volume	Gaussian of 1 degree	0.5849
1 month demand volume	Gaussian of 1 degree	0.5154
2 months demand volume	Gaussian of 1 degree	0.5335
3 months demand volume	Gaussian of 1 degree	0.5803
15 days 50 % demand volume	Gaussian of 1 degree	0.9351
1 month 50 % demand volume	Gaussian of 1 degree	0.8845
2 months 50 % demand volume	Gaussian of 1 degree	0.9430
3 months 50 % demand volume	Gaussian of 1 degree	0.9435

duration in the operation criteria. The increase in this parameter does not produce an orderly trend of change in the maximum observed in the corresponding probability functions in any of the cases. The non-linear nature of the hydrological response of the watershed, together with the specific features of the reservoir, and the particular time occurrence of inflows along with the time guarantee, are responsible for this.

From Fig. 3.5(a) it can be observed how, for current demands, the highest frequencies are given in a ratio $H_{end}/H_{initial}$ of 0.9 to 1, independently of the scenario considered, that is, for an equal final state, or even a somewhat lower one at the initial state, which underlines the functioning of the management exercised in the model. Thus, it can be concluded that with the regulation policy carried out by means of the model developed in this paper, there is a high probability that the reservoir will be found in the same situation at the end of a 10-yr series, and with an even smaller stored volume than the starting one, with the likelihood of its state improving at the end of that period of time being practically negligible, i.e. under 0.03, namely the resources received by the reservoir will be totally consumed. Also, if we complete this analysis from the results in Fig. 3.5(b), it is observed that the maximum frequency of closing the supply intakes is around 0.1, that maximum probability corresponds to 200 days of closure with no great differences existing as a function of the guarantee criterion considered. That is to say, on 200 days of each series of 10-yr, the flow demanded is not being supplied, in this case the urban consumption, which is the priority use furnished from the reservoir. Therefore, not only are all the reservoir's resources consumed, but, in addition, there is a scarcity of water in some periods.

In view of these results, one can ask oneself which parameters or variables of the system can be acted upon in order to increase the probability of improving the reservoir's state after a period of functioning of T years, in this case ten. For this purpose, the model was run on the same series randomly simulated and under the four scenarios of the supply guarantee volume mentioned, with some demanded flows, half of those estimated for this study, as can be observed in the figure itself. For demands equivalent to 50 % of those estimated, the probability that the reservoir would be in a better

situation than the initial one has considerably increased, as was to be expected, with a likelihood of improving its state by 1.5 times around 0.05, for the four criterion considered. Taking these results, it can be deduced that acting on the flows demanded will improve the future situation of the reservoir. This conclusion is reinforced by the results in Fig. 3.5(b), in which an important reduction in the number of days, from 200 to 25, of closing the supply valve was observed, and differences are noted according to the management criteria, so that the water scarcity situations that make it difficult to supply the population have significantly diminished, with the closure days reaching 0 if a guarantee of 3 months' supply is adopted. At this point, the difference between the guarantee criteria of 2 and 3 months should be noted since the curve fitting for 2 months presents an extreme, isolated value. It has been verified that this peak in the graph is due to the fit made. However, that fit was opted for due to its goodness, represented by its R-square value (see Table 3.2), and because it has been observed how the rest of the curve represents the trend well. Therefore, this point has been obviated when interpreting the results shown in the figure, since a very similar behavior has been observed in the data before the fit between the series of results of the scenarios of 2 and 3 months of a supply guarantee, so that it can be concluded that the number of days of the closure of the urban supply intake tends to be cancelled as the guarantee criterion is more restrictive.

3.5. Conclusions

Using the reservoir management model developed in this paper, annual evolution curves of the volume of water stored are obtained, which allows for the regulation of the water supply based on some established criteria in a sustainable way with the commitments existing downstream. The parameters defined in this model characterize the reservoir in which it was applied; nevertheless, it is possible to give a general nature to the model just by varying those parameters for each particular reservoir in which it is wished to apply it.

The resulting model allowed us: to obtain results at different time scales, to introduce an uncertainty analysis, as well as to show the potential efficiency of methodology.

By means of the probability functions of the selected variables of interest, the model becomes a tool for decision-making, in such a way that it is possible to hold a criterion on the opening and closing of valves in terms of the desired reservoir situation at the end of a simulated period, or any other selected variable, taking into account the consequences of this decision in the supply system. These consequences are represented in this case by the number of days in which the minimum necessary flow for supplying the urban consumption is not met with.

The model is designed in such a way as to facilitate its inclusion in hydrological watershed models. At present its incorporation into the distributed and physically-based hydrological model (WiMMed) is being developed. This will allow us to simulate changes in land uses and their influence on the associated water flows, as well as a random ge-

neration of an inflow series with the aim of making predictions under different scenarios.

Acknowledgements. This work was funded by the Andalusian Agency of Water in the projects “Pilot study for the integral management of the Guadalfeo river watershed” and “Implementation of the Guadalfeo model and tools for its transfer”. Likewise, thanks to the Junta de Andalucía’s CLIMA subsystem for the meteorological data used in this work.

Edited by: J.A. Medina Corte-Real

Reviewed by: J.L. Zêzere and another anonymous referee

Capítulo 4

Modelado de la dinámica de herbicidas en embalses

Parte de los resultados de este capítulo han sido presentados como sendas comunicaciones orales en las X y XI Jornadas de la Zona No Saturada del Suelo:

Gómez-Beas, R., Contreras, E., Aguilar, C., Egüen, M. & Polo, M.J.: Aplicación de un modelo paramétrico distribuido de transferencia de herbicidas al flujo de escorrentía superficial en una cuenca con predominio de olivar. Estudios en la Zona No Saturada del Suelo, Vol. X - ZNS'11, 241-246. ISBN: 978-84-694-6642-1, 2011.

Gómez-Beas, R., Contreras, E. & Polo, M.J.: Incorporando la temperatura del suelo en el modelado de la transferencia de herbicidas al flujo de escorrentía superficial mediante un modelo distribuido. Estudios en la Zona No Saturada del Suelo, Vol. XI - ZNS'13, . ISBN: , 2013.

El capítulo íntegro será enviado en breve a la revista Journal of Hydrology para su publicación.

Abstract

Con el fin de disponer de herramientas que ayuden a preservar la calidad de las aguas superficiales, en este trabajo se desarrolla un modelo que permite reproducir la dinámica de herbicidas en embalses, previo conocimiento de los aportes de sustancia al mismo generados por la propia dinámica de su cuenca vertiente. El modelo ha sido aplicado a la cuenca vertiente al embalse del río Víboras en Jaén, que se caracteriza por el predominio del cultivo del olivo, y donde se dispone de medidas de concentración de herbicidas (Gómez-Beas *et al.*, 2011a), siendo la terbutilazina la sustancia seleccionada para este estudio.

Para la calibración del modelo se utilizan valores de concentración medidos en el agua del embalse a lo largo del período 2009-2010, en tres localizaciones y a distintas profundidades. Los resultados obtenidos permiten identificar el efecto de las vías de entrada de carga al embalse, las épocas del año con posibles incrementos significativos de niveles de concentración en el agua, así como la distribución del herbicida dentro del cuerpo del embalse.

4.1. Introducción y objetivos

La degradación de la calidad del agua debida a la contaminación difusa, aquella procedente de fuentes no localizadas, es un fenómeno que ha sido objeto de estudio especialmente en los últimos años. Una de las principales fuentes que la causan son los contaminantes químicos agrarios, entre los que se encuentran los herbicidas, cuya aplicación se ha extendido en la lucha contra la vegetación espontánea que compite por el agua y los nutrientes del suelo. Los productos fitosanitarios aplicados en las tierras de cultivo son adsorbidos en las partículas de suelo y sedimentos, que a su vez son arrastrados cuando se produce un evento de precipitación por el flujo de escorrentía superficial, provocando así la contaminación de los cauces de agua y embalses aguas abajo.

Las cuencas mediterráneas, en particular las de Andalucía, se caracterizan por un eminente carácter agrícola, siendo el olivo uno de los cultivos más extendido en esta región, con una superficie de más de 1.5 millones de hectáreas (Galindo, 2006). El cultivo del olivo ocupa a menudo suelos marginales con fuertes pendientes, lo que lleva asociado altas tasas de erosión y pérdida de suelo, que arrastra los herbicidas adsorbidos al mismo. Esta circunstancia se ve acentuada por las condiciones propias del clima mediterráneo, con periodos prolongados muy secos y otros con precipitaciones torrenciales, acabando así los herbicidas en los cauces de ríos y embalses. Además, el riesgo de contaminación se ve agravado por la fecha de aplicación del herbicida, que con frecuencia coincide con la estación húmeda. Como consecuencia de todos estos factores, se han observado en los últimos años episodios de concentración elevada de herbicidas en los embalses.

La transferencia de herbicidas a la escorrentía superficial ha sido ampliamente estudiada a diversos niveles (Paraíba & Pulino, 2003; Galindo *et al.*, 2007; Nofuentes & Polo, 2008; Otto *et al.*, 2012). El uso de modelos habituales que estiman contaminación difusa a escala de cuenca, como ANSWERS, SWNN, AGNPS, HSPF, GLEAMS, SWRRBWQ, CREAMS, SWAT, *etc.* (e.g. Contreras (2007)), es a menudo inviable por la dificultad de su calibración práctica ante el gran número de parámetros y variables involucrados frente a la disponibilidad de información en la mayor parte de los casos. Como alternativa, Contreras *et al.* (2009) desarrollaron un modelo paramétrico sencillo que estima de forma distribuida la transferencia del compuesto desde el suelo al agua de escorrentía, para circular posteriormente dicha carga hacia el punto de salida de la cuenca. Posteriormente, Gómez-Beas *et al.* (2013), con el fin de simular la persistencia del herbicida en el suelo, incluyeron el efecto de la temperatura, que corrige el valor de la constante cinética de degradación a lo largo del tiempo, incorporando así la variabilidad de los aportes de herbicida en las distintas zonas de la cuenca.

La gran cantidad de procesos hidrológicos implicados en relación con las cargas de herbicidas a la entrada de un embalse, infiltración, flujo subsuperficial, flujo superficial, erosión, *etc.*, hace que con frecuencia se recurra al uso de modelos hidrológicos para su evaluación. Por otro lado, una vez en el embalse, en función de las actividades de gestión realizadas, dichas sustancias sufren alteraciones que inciden en la calidad del agua embalsada. El desarrollo de un modelo de comportamiento de herbicidas en embalses, una vez conocidas las funciones de carga, ayudaría a garantizar el buen estado ecológico de las aguas tal y como propone la Directiva Marco del Agua en Europa (EC, 2000).

Han sido varios los autores que han trabajado en el modelado de la calidad de aguas en embalses. En Jørgensen & Bendoricchio (2001), se dan las bases para el desarrollo de un modelo de análisis de riesgos por contaminación, aplicable a embalses. Cabecinha *et al.* (2009), propone un modelo en el que relaciona los cambios en los usos del suelo en la cuenca con la calidad del

agua en el embalse. En este estudio, los usos del suelo quedan enlazados entre sí, y conectados al estado del agua del embalse, representado por la biomasa presente en él. Este autor propone una gestión desde el punto de vista del estado ecológico del agua embalsada, pero que ha de ser complementada con un análisis de la dinámica de sustancias dentro del cuerpo del embalse. Marcé *et al.* (2010) realiza una simulación numérica con el objetivo de maximizar la calidad del agua de abastecimiento. Para ello utiliza el modelo ecológico CAEDYM unido al modelo hidrodinámico DYSREM con el fin de obtener el contenido de oxígeno hipolimnético y proponer diferentes configuraciones de las tomas y desagües de la presa desde las que se satisfará el suministro con vistas a la mejora de la calidad del agua abastecida.

El objetivo de este trabajo es modelar la dinámica de herbicidas en embalses de cuencas mediterráneas, a escala del propio embalse y con vistas a las recomendaciones de muestreo y seguimiento y su gestión. Para ello se describirá el funcionamiento interno del embalse y su influencia sobre la calidad del agua, identificando factores externos e internos que desencadenan sucesos de concentraciones elevadas de herbicidas en la masa de agua a lo largo del año. En primer lugar se caracterizarán las cuencas vertientes al embalse para evaluar la carga de contaminante producida por la propia dinámica de las mismas, y a continuación se modelará el embalse, previo conocimiento de las actividades de gestión en el mismo. Especialmente, se prestará atención a los siguientes aspectos: vías de entrada al embalse, épocas del año con posibles incrementos significativos de niveles en el agua, y causas que desencadenan estos sucesos extremos.

4.2. Área de estudio y datos de entrada

El embalse seleccionado para el desarrollo del modelo es el del río Víboras, situado en la comarca de la sierra sur de la provincia de Jaén, donde se tiene acceso a series de datos diarios de flujos de agua entrantes y salientes al mismo. El embalse se proyectó con el fin garantizar el suministro de varios municipios, por lo que el destino de sus aguas es el abastecimiento urbano. Sin embargo, la calidad del agua embalsada no es apta para este fin, debido a que parte de vaso del embalse se encuentra sobre formaciones margo-yesíferas triásicas (arcillas versicolores con yesos Facies Keuper) (Murillo & Navarro, 2008).

Pero la calidad del agua en el embalse del Víboras no solamente se ve comprometida por la naturaleza del vaso del embalse, ya que el cultivo del olivo ocupa el 49% de la superficie de la cuenca, siendo el sistema de manejo predominante en la zona es suelo desnudo y, en menor grado, sistema de no laboreo con bandas de cubierta vegetal, con control de la vegetación mediante la aplicación de herbicidas. Este alto porcentaje, junto con el hecho de que el río Víboras es el único tributario de importancia al embalse, hace que la localización geográfica del herbicida aportado por la cuenca se reduzca a la confluencia del río con el embalse. Además, el suelo de la cuenca presenta un importante contenido en arcilla (31-45%) y aproximadamente un 3% de materia orgánica, por lo que la persistencia de los herbicidas en el suelo puede llegar a ser elevada (Rodríguez, 2009).

Para caracterizar este terreno y conocer la relación entre el nivel de agua y el volumen embalsado, se ha dispuesto de una batimetría realizada por Infraeco (2010) (figura 4.1), a partir de la cual, y debido a limitaciones que impiden el llenado del embalse hasta su nivel máximo normal, el volumen máximo que puede almacenar es de 8.5 hm³.

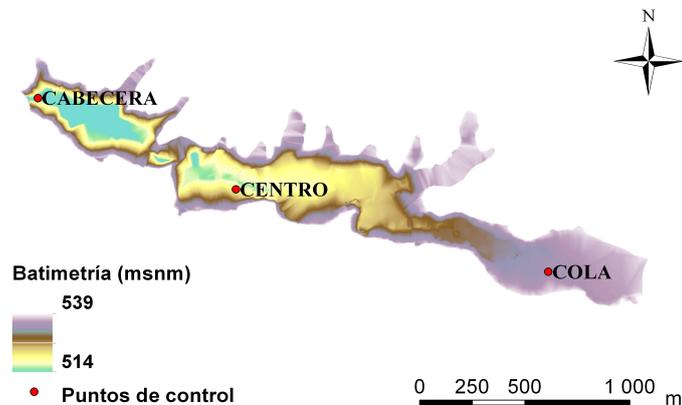


Figura 4.1: Puntos de control en los que se ha realizado la toma de muestras junto con el resultado de la batimetría realizada en el embalse en abril de 2010 con resolución 0.5 m. Fuente Infraeco (2010).

La zona se enmarca en clima mediterráneo, lo que queda de manifiesto en la distribución anual de la precipitación marcadamente estacional, con un período muy seco en verano y otro lluvioso en otoño-invierno en el que se producen eventos de escorrentía de carácter torrencial, que a menudo superan la capacidad de infiltración del suelo, cuyos valores de conductividad hidráulica saturada alcanza magnitudes máximas de $19 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$ (Rodríguez, 2009). En cuanto al régimen de temperaturas, la amplitud del intervalo térmico diario alcanza valores de 18°C en otoño o primavera, y la variación estacional de la temperatura diaria del aire llega a los 10°C , reflejándose en la temperatura del suelo y, por tanto, en la persistencia de sustancias en el mismo. La tabla 4.1 muestra los valores de temperatura, escorrentía y precipitación media anual para la cuenca.

Para el estudio del comportamiento de los herbicidas aplicados en la zona se ha llevado a cabo un seguimiento de su concentración en los puntos de control (figura 4.1), durante el periodo comprendido entre julio de 2009 y junio de 2010, con una periodicidad quincenal y mensual en función de la ocurrencia de un evento de precipitación significativo (Infraeco, 2010). Cabe destacar el carácter excepcional del período elegido, ya que el año hidrológico 2009-2010 fue extraordinariamente húmedo, con lluvias de gran intensidad durante el invierno y mayor flujo de escorrentía, como se muestra en la tabla 4.1. Se realizó el seguimiento de nueve herbicidas, entre ellos diurón y terbutilazina, habitualmente utilizados en el olivar, realizándose aplicaciones en noviembre y febrero-marzo, dependiendo del desarrollo de la vegetación (Galindo, 2006). Este trabajo se centra en el comportamiento de la terbutilazina, dada su mayor intensidad de degradación, por lo que las tablas 4.2 y 4.3 muestran la concentración medida de este herbicida en el periodo húmedo a la entrada del embalse y la descripción de su aplicación calibrada en trabajos anteriores (Gómez-Beas *et al.*, 2011a).

Las medidas en el embalse se realizaron en tres localizaciones, cabecera, centro y cola (figura 4.1), y a tres profundidades distintas, excepto en cola donde solamente se realizó una medida. Con el fin de identificar las vías de entrada a cada uno de estos puntos de control, se dividió la cuenca de aportación al embalse en tres subcuencas cuyos puntos de cierre corresponden a cada una de las localizaciones. Se ha representado en la figura 4.2 los valores obtenidos en el

tabla 4.1: Precipitación (mm), temperatura (°C) y escorrentía (mm) en la cuenca vertiente al embalse.

	Media anual (05-10)	Máx 05-10	Mín 05-10	Media dic09- feb10	Máx dic09- feb10	Mín dic09- feb10
Precipitación (mm)	490.23			451.76		
Temperatura (°C)	16.5	41.86	-7.30	8.3	19.00	-4.00
Escorrentía (mm)	43.38			56.53		

tabla 4.2: Parámetros descriptores de la aplicación de herbicida (terbutilazina) en la zona de estudio.

Tamaño de celda (m ²)	Densidad del suelo (kg·m ⁻³)	Fechas de aplicación	Cantidad de herbi- cida (kg·m ⁻²)	Concentración ini- cial de herbicida en el suelo (μg·kg ⁻¹)
30x30 m ²	1200	20/11/2009 9/02/2010	1.74·10 ⁻⁴ (28.5 %) 1.6·10 ⁻⁵ (28.5 %)	0.05

análisis de las muestras tomadas, pudiéndose comprobar que en profundidad se alcanzan generalmente concentraciones ligeramente superiores a las obtenidas en superficie, y de magnitud mayor en cabecera que en cola. Junto a las concentraciones de herbicidas, también se realizaron medidas de otras variables relacionadas con la dinámica de sustancias en el medio acuático: pH, temperatura, conductividad eléctrica, etc., en las tres localizaciones y con una resolución de 1 metro en profundidad. A la vista de los datos de temperatura del agua, se concluye que el embalse se clasifica como monomítico cálido. Es decir, presenta una estratificación térmica durante los meses de verano, que no siempre es estable, dando lugar a procesos de turbulencia debido a la acción del viento o de la interacción con el perímetro del embalse, permaneciendo en mezcla completa el resto del año. Por lo tanto, como hipótesis simplificatoria para este estudio se admite el estado de mezcla completa en todo el año. En este estado, la densidad es uniforme en todo el volumen de control, de manera que es posible realizar una interpolación de la concentración de herbicida en el cuerpo del embalse mediante el método de la Inversa de la distancia al cuadrado (IDW²). Así, se consiguen valores de concentración de forma distribuida en todo el volumen de control.

tabla 4.3: Medidas puntuales de concentración de terbutilazina, C ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), en el flujo de entrada al embalse (Infraeco, 2010).

Fecha	C ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
29/11/2009	0.372
03/12/2009	0.281
22/12/2009	0.519
02/01/2010	0.139
29/01/2010	0.095
03/02/2010	0.013
09/02/2010	0.054
17/02/2010	0.074
23/02/2010	0.029

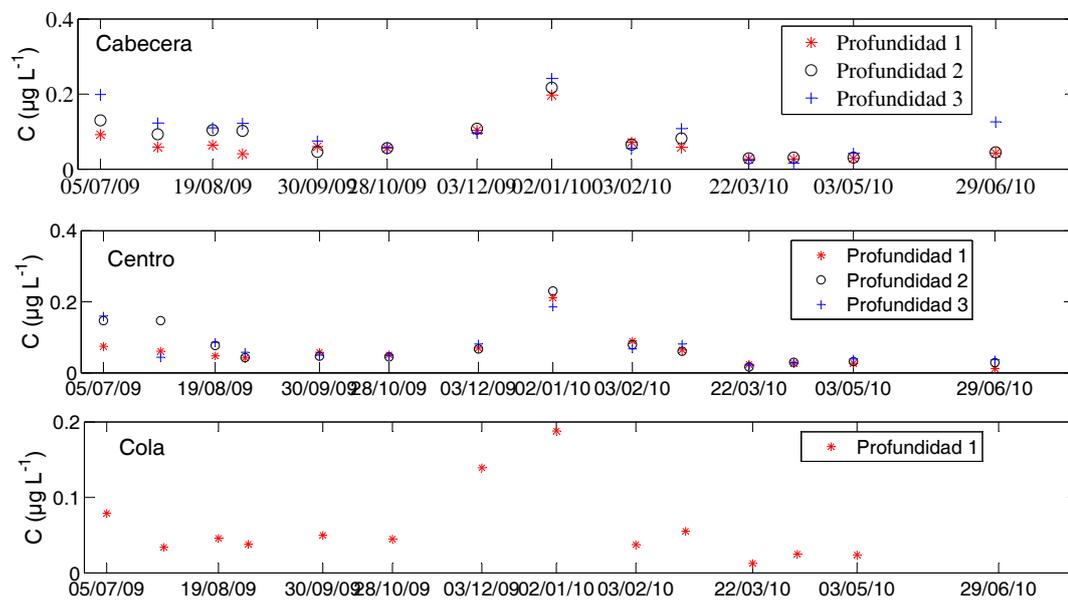


Figura 4.2: Medidas de concentración de terbutilazina, C ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), en las tres localizaciones y profundidades de toma de muestras dentro del embalse.

4.3. Metodología

Con el fin de disponer de todos los parámetros de entrada necesarios para el modelado de la dinámica de herbicidas en el cuerpo de un embalse, se ha seguido una secuencia de cálculo que permite conocer el volumen de agua almacenado en cada paso de tiempo, así como la concentración de herbicida en el mismo. El esquema seguido se muestra en la figura 4.3.

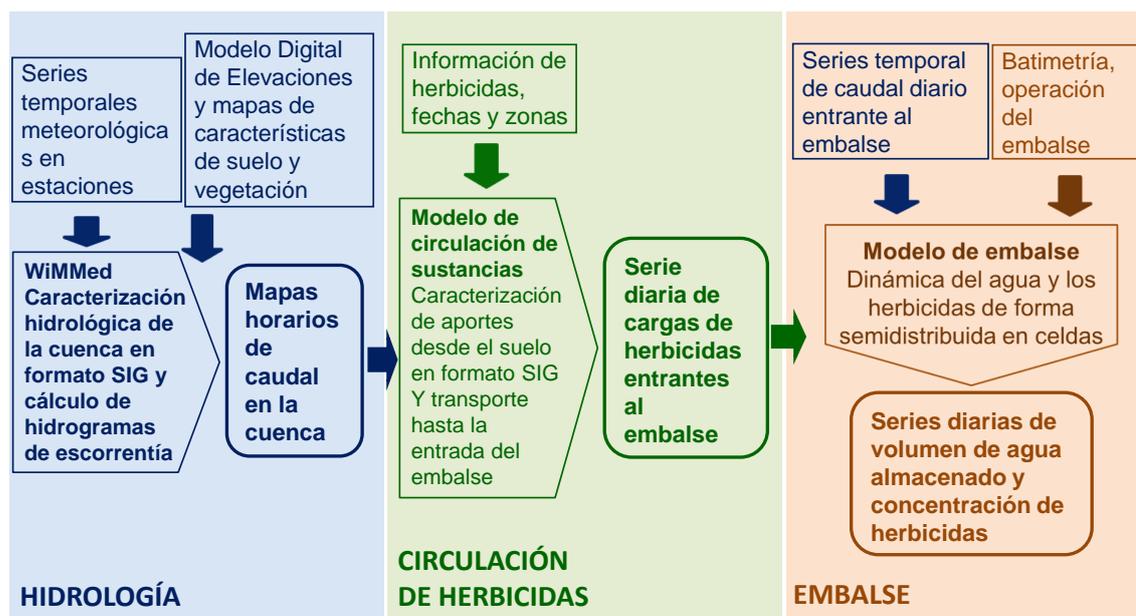


Figura 4.3: Diagrama de flujo del modelado de herbicidas en embalses.

4.3.1. Modelado hidrológico

A partir de esta estructura, el primer paso a seguir es la caracterización hidrológica de la cuenca vertiente al embalse, para lo cual se ha aplicado el modelo distribuido de base física WiMMed (*Watershed Integrated Management in Mediterranean Environments*) (Egüen *et al.*, 2009; Polo *et al.*, 2009; Herrero *et al.*, 2011). La simulación con WiMMed permite obtener el hidrograma de escorrentía directa en el punto de desagüe de un área definida, para lo cual, el modelo realiza un balance de agua para cada celda del MDE, mediante el que obtiene la precipitación efectiva como la diferencia entre la precipitación neta (substraídas las pérdidas por interceptación de la cubierta vegetal) y la infiltración en el suelo, calculada mediante la ecuación de Green y Ampt. Por otro lado, el modelo calcula las direcciones preferenciales de flujo, la red de desagüe y la distribución de los tiempos de viaje en la cuenca en base al MDE. Circulando la precipitación efectiva en función de los tiempos de viaje de cada celda y el contenido de humedad de las celdas aguas abajo en cada paso de tiempo, se obtiene el hidrograma de escorrentía directa en el punto de desagüe considerado, en este caso, la entrada al embalse. Una descripción más completa sobre la formulación del balance de agua y energía del modelo WiMMed puede encontrarse en Herrero *et al.* (2011). Los resultados obtenidos mediante la aplicación de WiMMed incluyen

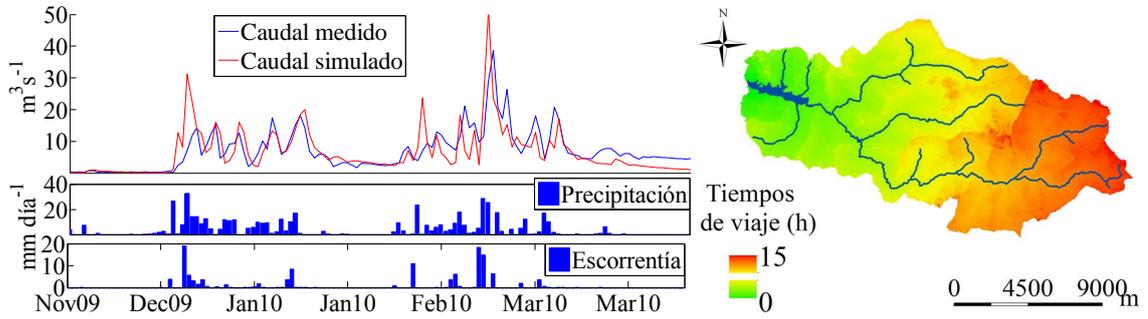


Figura 4.4: Caudales medios diarios ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) medidos y simulados, precipitación ($\text{mm} \cdot \text{día}^{-1}$) y escorrentía ($\text{mm} \cdot \text{día}^{-1}$) en el período de estudio (2009-2010), junto con mapa distribuido del tiempo de viaje de cada celda al punto de salida de la cuenca (h).

caudal de aportación al cauce en el punto de cierre de la cuenca, escorrentía superficial horaria en cada celda del MDE, escorrentía superficial horaria acumulada en el punto de cierre de la cuenca, distribución espacial del tiempo de viaje del agua de escorrentía a dicho punto (figura 4.4), entre otros. Una vez implementado el modelo, se realizó la calibración de los hidrogramas de entrada al embalse. Para ello, se emplearon datos de caudal medio diario procedentes del Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) (SAIH Guadalquivir, 2013) (figura 4.4). En la figura 4.4 se ha representado el caudal medio diario medido en el cauce a la entrada del embalse junto al caudal simulado por WiMMed, pudiéndose apreciar el buen grado de ajuste alcanzado por el modelo hidrológico, con valores de R^2 de 0.6442 y RMSE de $3.968 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

4.3.2. Modelado de circulación de herbicidas en la cuenca vertiente al embalse

Las series y mapas obtenidos en la simulación hidrológica constituyen la información de entrada en el siguiente módulo, en el que se cuantifica la cantidad de herbicida generada por la propia dinámica de la cuenca, y su circulación hasta el punto de cierre de la misma, fijado en la entrada al embalse. En este cálculo se ha aplicado el modelo paramétrico desarrollado por Contreras *et al.* (2009) que estima de forma distribuida la transferencia del compuesto desde el suelo al agua de escorrentía, para circular posteriormente dicha carga hacia el punto de salida de la cuenca, mediante un enfoque conceptual (global) a escala de celda. En primer lugar el modelo simula a escala de celda los procesos de degradación en el suelo, desorción hacia la capa de mezcla y transferencia al flujo de escorrentía, desencadenándose estos dos últimos a partir de la ocurrencia un evento de precipitación. Las ecuaciones utilizadas en el cálculo son:

$$C_{suelo}(t) = C_0(t_0) \cdot e^{-\alpha \cdot (t-t_0)} \quad (4.1)$$

donde C_{suelo} es la concentración de sustancia en el suelo fuera de la capa de mezcla en un tiempo t , [MM^{-1}]; C_0 es la concentración inicial en un tiempo t_0 , [MM^{-1}]; $t-t_0$ es el tiempo transcurrido desde el aporte de sustancia, y α es un parámetro relacionado con la velocidad de degradación [T^{-1}].

$$C_{suelo} = kf \cdot C_{solución}^{nf} \quad (4.2)$$

siendo $C_{solución}$ la concentración de herbicida en la fase acuosa de la capa de mezcla, $[ML^{-3}]$; C_{suelo} , la concentración en la fase sólida del suelo de la capa de mezcla en estado de equilibrio $[MM^{-1}]$ y kf y nf son dos constantes características relacionadas con la capacidad de adsorción-desorción del compuesto. El tercer proceso considerado en este módulo es la variación de concentración de sustancia en el flujo de escorrentía desde la capa de mezcla, calculado a partir del momento de inicio de la misma, mediante la ecuación:

$$C_{esc}(t) = C_{solución}(t) \cdot e^{-\beta \cdot (t-t_0)} \quad (4.3)$$

donde $C_{solución}$ es la concentración de sustancia en la solución de la capa de mezcla al inicio de la escorrentía, en equilibrio con la fase sólida según la hipótesis de trabajo (Nofuentes & Polo, 2008), $[ML^{-3}]$ y β es un parámetro relacionado con la velocidad de disminución de los valores de concentración $[T^{-1}]$.

El resultado de este cálculo es la concentración horaria de herbicida en cada celda $[ML^{-3}]$, a partir de la cual, junto con la escorrentía horaria $[L^3T^{-1}]$ producida en la misma por el evento, se calcula la carga de sustancia $[MT^{-1}]$ que aporta dicha celda de la cuenca. Este valor se circula hasta el punto de desagüe de la misma, en función del tiempo de viaje de cada celda a este punto. Una vez finalizado el evento, se reajusta el valor de concentración en el suelo, substrayendo la cantidad de masa de sustancia perdida por transferencia al agua de escorrentía durante el mismo. Se realiza así un cálculo semidistribuido de la carga de herbicida a escala de cuenca, aplicable en sistemas de gran extensión territorial. El modelo de Contreras *et al.* (2009) se calibró en la cuenca del río Víboras, gracias a la disponibilidad de medidas de concentración de herbicidas en el flujo de agua entrante (Infraeco, 2010; Gómez-Beas *et al.*, 2011a). Los resultados obtenidos posteriormente muestran que es posible evaluar adecuadamente la transferencia de sustancias al flujo de escorrentía superficial, tanto la tendencia como la magnitud de la carga, como se analiza en Gómez-Beas *et al.* (2011a). En este trabajo se concluye que la aplicación del modelo a una cuenca de olivar, en la que la carga de herbicida aportado por la misma está claramente definida, permite cuantificar la dinámica anual de aportes de los herbicidas usados en dichos cultivos. Además, los resultados también muestran que el modelo reflejó el efecto que tiene sobre la transferencia del herbicida, el tiempo de aplicación del mismo en el suelo respecto a la ocurrencia de lluvias significativas, así como los procesos de degradación de sustancia en el suelo entre lluvias, quedando de nuevo mostrada su aplicabilidad para cuantificar la calidad del agua de escorrentía superficial.

Gómez-Beas *et al.* (2013) completaron este modelo incorporando el efecto de la temperatura en el modelado de la transferencia de herbicidas a escala de cuenca. El régimen anual de temperaturas influye en la variación temporal de la cinética de la degradación, cobrando especial relevancia en zonas de clima mediterráneo donde los veranos son muy intensos, y la amplitud térmica de la temperatura del aire alcanza valores de hasta $26^{\circ}C$. Esto incide en la temperatura del suelo y debe ser tenido en cuenta a la hora de modelar la persistencia de herbicidas en el mismo. Una vez incorporado este efecto en el modelo, y con el fin de ilustrar su influencia en la persistencia del herbicida en el suelo y, por tanto, su transferencia al agua de escorrentía, se simuló un evento ficticio de escorrentía uniforme en toda la cuenca de $10 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$. Al ser el volumen de escorrentía uniforme, las variaciones en la concentración de sustancias en la misma serán debidas a las diferencias de temperatura del suelo que se den en la cuenca, consecuencia de la topografía de la misma. En la figura 4.5 se muestra el resultado de la simulación del mencionado evento ficticio el día 8 de diciembre de 2009. De esta manera, se puede comprobar cómo

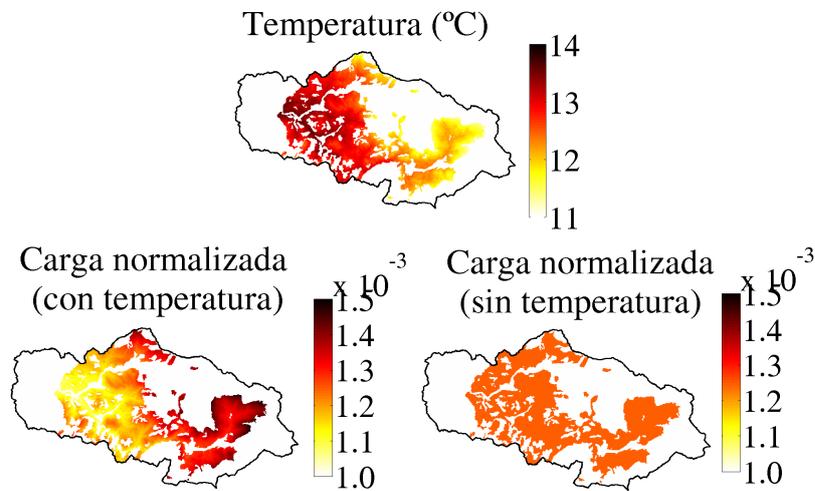


Figura 4.5: Evento ficticio incorporado el 8 de diciembre de 2009. Mapas de carga acumulada en la escorrentía, normalizada por la carga total en el punto de entrada al embalse con y sin incorporación de la temperatura del suelo en el cálculo; y temperatura media del suelo (°C).

el grado de ajuste alcanzado en la estimación de la carga aportada por el agua de escorrentía al embalse es mayor tras esta modificación, ya que el modelo original subestima los aportes de herbicida en los tramos de la cuenca de mayor altitud y menor temperatura, sobreestimándolos en las zonas más bajas (Gómez-Beas *et al.*, 2013). En la figura 4.6 se ha representado la carga medida a la entrada del embalse junto con la resultante de la aplicación del modelo de transferencia, una vez incorporado en efecto de la temperatura, y la escorrentía en dicho punto. Se puede observar cómo los valores simulados se ajustan a los medidos, especialmente cuando los aportes son elevados, coincidiendo con un evento de escorrentía importante. Sin embargo, para cargas pequeñas no ocurre lo mismo, pudiendo corresponder estas últimas al aporte del caudal base al embalse, ya que existen 4 acuíferos kársticos en la zona (Pérez-López *et al.*, 2005; Murillo & Navarro, 2008), que pueden arrastrar carga de herbicida que no está representada en la escorrentía superficial utilizada en los cálculos.

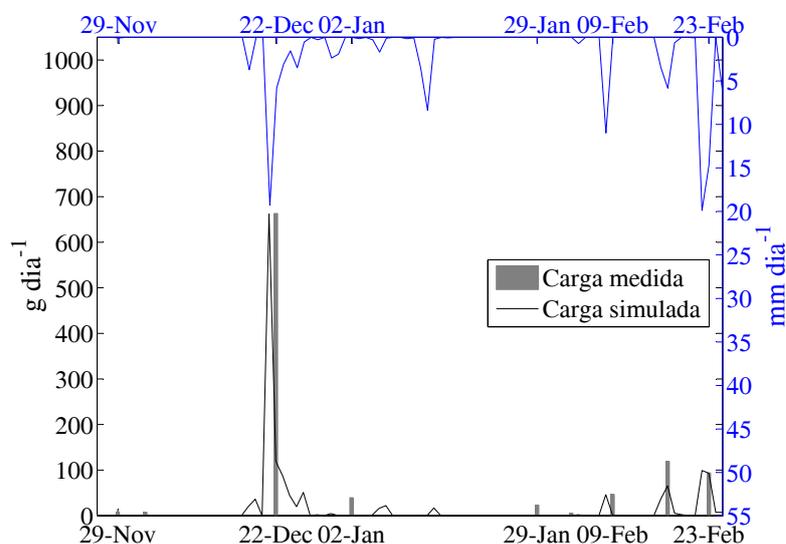


Figura 4.6: Carga de terbutilazina medida frente a simulada ($\text{g}\cdot\text{día}^{-1}$), y escorrentía ($\text{mm}\cdot\text{día}^{-1}$) en el punto de entrada al embalse.

Modelado de la dinámica de herbicidas en embalses

La aplicación de los dos modelos anteriores a la zona de estudio, permite caracterizar la carga de herbicida aportado por la cuenca vertiente al embalse, información necesaria para la aplicación del modelo de embalse, desarrollado según se describe a continuación.

4.3.3. Estudio analítico del balance de agua y sustancia en el cuerpo del embalse

Como se indicó anteriormente, se considera el embalse como un único volumen de control en mezcla completa, con una sola entrada y salida. El análisis de la variación temporal de la masa del sistema contenida en dicho volumen de control, lleva a realizar el balance de agua junto con el balance de masa de sustancia asociado a los flujos entrantes y salientes del mismo. Con este fin se aplica al embalse la ecuación de continuidad bajo una serie de hipótesis simplificadoras, como se indica en la ecuación 4.4 (Gómez-Beas, 2008),

$$\frac{d}{dt} \int S_e(H) \cdot dH = Q_{in}(t) - Q_{out}(t) \quad (4.4)$$

siendo S_e la superficie libre del embalse [L^2], dH el diferencial de profundidad [L], Q_{in} es el caudal entrante al sistema [L^3T^{-1}], y Q_{out} el caudal saliente del mismo [L^3T^{-1}].

Se trata de una ecuación diferencial no lineal de primer orden para la profundidad H , en la que Q_{in} es la serie temporal de caudales entrantes. Q_{out} está compuesto por los caudales que son desaguados por cada una de las tomas de abastecimiento, así como la pérdida de volumen

por evaporación, V_{evap} [L^3T^{-1}], que tiene lugar a nivel de la superficie libre. Este volumen ha sido calculado según la expresión de Neitsch *et al.* (2002) (ecuación 4.5),

$$V_{evap}(t) = 10 \cdot \eta \cdot ET_o(t) \cdot S_e(t) \quad (4.5)$$

donde η es el coeficiente de evaporación, estimado como 0.6, y ET_0 es la evapotranspiración potencial obtenida mediante la fórmula de Penman-Monteith [LT^{-1}].

Una vez conocida la evolución temporal del balance de caudales en el embalse, el siguiente paso es incluir la cantidad de sustancia transportada por cada uno de estos flujos, así como la masa retenida en el sistema. Para ello, se ha asimilado el embalse a un sistema en mezcla completa, dentro del cual no existen gradientes espaciales de concentración, siendo por tanto la distribución espacial de la sustancia en el sistema uniforme a lo largo del mismo en un instante dado. Para el modelado de la dinámica de sustancias en embalses se ha optado por realizar el balance en términos conservativos, según la ecuación 4.6,

$$\frac{dM_A}{dt} = M_{in} - Q_{out} \cdot \frac{M}{V} - \frac{v_{sed}}{H} \cdot M - k \cdot M + \frac{v_{resusp}}{H_{sed}} \cdot M_{sed} \quad (4.6)$$

donde:

- M_{in} es la masa entrante al sistema [MT^{-1}], como suma de la carga asociada al flujo entrante y aquellas no asociadas al mismo;
- Q_{out} , es el caudal saliente del embalse [L^3T^{-1}];
- M es la cantidad de masa contenida en el volumen de control [M];
- V es el volumen de agua embalsada [L^3];
- v_{sed} , es la velocidad media de sedimentación de las partículas sólidas en suspensión [LT^{-1}];
- H es la profundidad de embalse [L];
- k es la constante cinética de la reacción sufrida por la sustancia en el sistema (considerando cinética de primer orden);
- v_{resusp} es la velocidad media de resuspensión de las partículas del sedimento que vuelven a encontrarse suspendidas en el cuerpo de agua. La carga por resuspensión se formula de forma análoga a las pérdidas por sedimentación, por tratarse de un flujo en la misma interfaz y en sentido opuesto [LT^{-1}];
- H_{sed} es la profundidad del sedimento [L]; y
- M_{sed} es la masa de sustancia en el sedimento [M].

La masa entrante al sistema, transportada por el flujo superficial, es el resultado de la aplicación del módulo descrito en la sección 4.3.2, es decir, del modelado de la circulación de herbicidas en la cuenca vertiente. No obstante, como se indica en su definición, el término M_{in} no se refiere únicamente a la carga entrante asociada al flujo superficial, sino que se incluye en este término la masa que transportan las componente subsuperficial y subterránea del flujo. La descomposición del flujo en sus tres componentes se ha obtenido mediante la simulación hidrológica con WiMMed, resultado del primer módulo de cálculo (sección 4.3.1), y tras contrastar los posibles puntos de surgencia de caudal subterráneo que se dan en la zona (Pérez-López *et al.*, 2005; Murillo & Navarro, 2008).

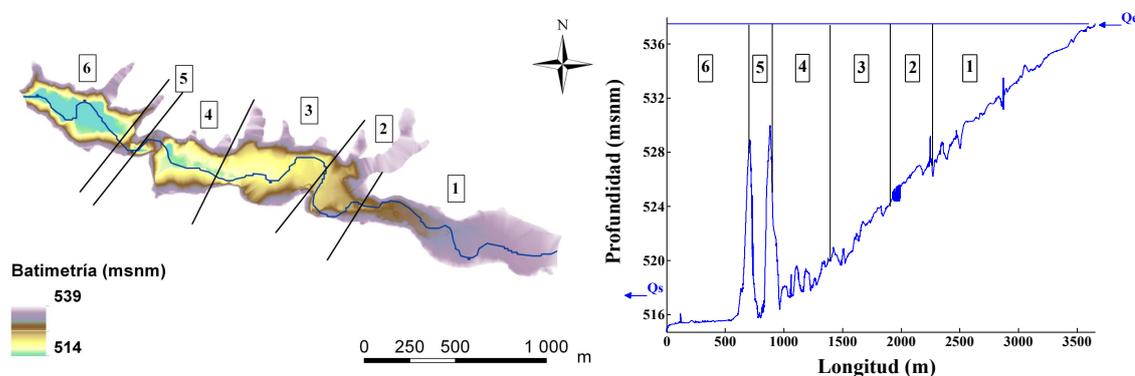


Figura 4.7: División en celdas según la sección transversal del embalse del Víboras.

4.3.4. Implementación numérica

Tal y cómo se argumentó anteriormente (capítulo 2), en base al comportamiento longitudinal del tipo de embalses en el sur de España, y tras el estudio de la topografía del vaso del embalse mediante la batimetría realizada por Infraeco (2010), se ha optado por la división del cuerpo del embalse en 6 volúmenes verticales según la sección transversal del embalse (figura 4.7). Dichos volúmenes o celdas son de distinto tamaño, variables en el tiempo y están conectadas a la anterior y a la posterior en términos de transferencia de sustancias, asumiendo mezcla completa en cada una de ellas. Esta discretización permite la aproximación a una solución en cierto modo distribuida, siendo posible comparar los resultados del modelo con los valores medidos en los distintos puntos de toma de muestras (cabecera, centro y cola).

La división en celdas permite definir valores de los parámetros (v_{sed} , v_{resusp} , k y M_{sed}) distintos para cada una de ellas, que serán posteriormente calibrados a partir de unos valores de referencia para el herbicida en cuestión y las características físicas del agua embalsada. Se ha de tener en cuenta que la medida en que los herbicidas sedimenten o se resuspendan en el agua va a depender del grado de turbulencia de la misma, que en el caso de un agua embalsada está afectada por la naturaleza de los flujos entrantes y salientes del sistema. El agua en movimiento debido a un aporte importante de caudal o una salida por uno de los desagües desde la presa, va a dificultar la sedimentación a la par que favorece la resuspensión de las sustancias. Por lo tanto, se han definido unos umbrales en cuanto a la magnitud de los caudales, a partir de los cuales las variables v_{sed} y v_{resusp} serán mayoradas o minoradas respondiendo a dicho movimiento.

Debido a la resolución temporal de las series de caudal medido, se ha realizado la simulación con paso de tiempo de 1 día. No obstante, tras la división en celdas y debido a los eventos torrenciales de precipitación que provocan elevados caudales de entrada al embalse y su correspondiente respuesta en los de salida, se ha incluido en el modelo numérico la comprobación de que dicho paso de tiempo sea siempre igual o inferior al tiempo de residencia de la sustancia en la celda, de manera que cuando no se cumpla dicha condición, el paso de tiempo se verá reducido haciéndolo coincidir con el tiempo de residencia calculado. De esta manera se evita el error que llevaría a retener la sustancia dentro de una celda un tiempo superior al estimado según el balance realizado. Una vez incluida esta comprobación, la secuencia de cálculo del modelo de embalse sigue el diagrama de flujo que se muestra en la figura 4.8.

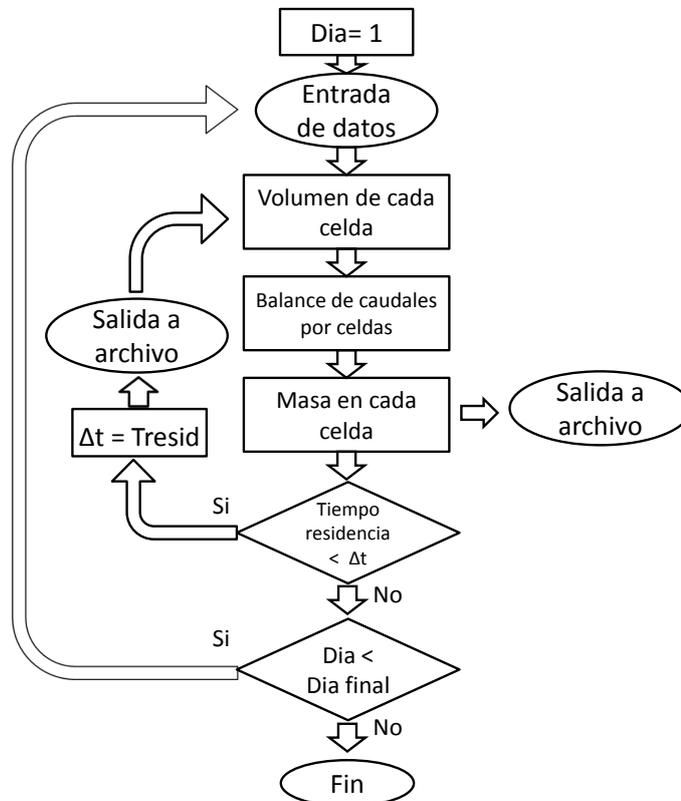


Figura 4.8: Diagrama de flujo del modelo de embalse.

4.4. Resultados

4.4.1. Calibración y resultados

Una vez implementado el modelo según el esquema descrito, se lleva a cabo el proceso de calibración, mediante el que será posible ajustar las ecuaciones y los parámetros implicados en los procesos relacionados con la dinámica de sustancias en el agua en el embalse. Para ello, se han utilizado las series de datos obtenidas en el seguimiento realizado durante el período de julio de 2009 a junio de 2010 (Infraeco, 2010) (tabla 4.3).

Como se indicó anteriormente, bajo la hipótesis de mezcla completa se asume distribución uniforme del plaguicida en cada celda. Por otro lado, las medidas de herbicidas se realizan de forma puntual, de manera que, como también se ha indicado, se aplica el IDW² para obtener una estimación distribuida. Finalmente, se calcula el valor medio de la concentración de terbutilazina en cada uno de los seis volúmenes en que se ha dividido el embalse. Este valor es el de referencia empleado en la calibración del modelo de acuerdo a dicha hipótesis de mezcla completa, es decir, el resultado de concentración arrojado por el modelo en las celdas correspondientes será ajustado a dicho valor medio.

tabla 4.4: Valor calibrado de los parámetros del modelo.

Parámetro	Celda 1	Celda 2	Celda 3	Celda 4	Celda 5	Celda 6
k (día ⁻¹)	0.04	0.01	0.015	0.01	0.01	0.01
v_{sed} (m·día ⁻¹)	0.3	0.3	0.3	0.2	0.3	0.3
v_{resusp} (m·día ⁻¹)	0.005	0.007	0.001	0.001	0.007	0.007
c_{sed} (μg·L ⁻¹)	5.5	9.5	10.5	9.2	5.5	9.5
Umbral Q_{in} (m ³ ·día ⁻¹)	2.7e4		8e3			
Umbral Q_{out} (m ³ ·día ⁻¹)						4.18e4

Los parámetros calibrados han sido aquellos que no han podido ser medidos, y que representan una fuente de incertidumbre:

- Velocidad de sedimentación de las partículas sólidas en suspensión, v_{sed} .
- Constante cinética de la reacción sufrida por la sustancia en el sistema, k .
- Velocidad media de resuspensión de las partículas del sedimento que vuelven a encontrarse suspendidas en el cuerpo de agua, v_{resusp} .
- Masa de sustancia en el sedimento, M_{sed} .
- Valores umbrales de los caudales entrantes y salientes a partir de los cuales se mayoran y minoran las magnitudes de v_{sed} y v_{resusp} en las celdas de cola, centro y cabecera.

Los valores de referencia utilizados para alcanzar el ajuste han sido: para el caso de las velocidades de sedimentación y resuspensión, las de las partículas más finas del sedimento al que se encuentra adsorbida la terbutilazina; para la constante de degradación, la propia de este herbicida en agua (Infraeco, 2010); y para la concentración en el sedimento se ha partido de las concentraciones medidas en el mismo a la entrada del embalse (Infraeco, 2010), transformando dichas concentraciones a términos de masa a partir del volumen estimado de sedimento en cada celda. Los resultados de la calibración de estos parámetros se muestran en la tabla 4.4. Los órdenes de magnitud de todos los parámetros coinciden con los obtenidos por otros autores (Chapra, 1997; Infraeco, 2010; Wetzel, 2001).

Con el fin de analizar la bondad del ajuste en la calibración se ha utilizado el error medio (E_m), el error medio absoluto (E_{ma}) y la raíz del error cuadrático medio (RE_{cm}), según las expresiones 4.7, 4.8 y 4.9. Los resultados de la simulación, junto con los datos medidos se muestran para las celdas de cola, centro y cabecera en la figura 4.9, y en la tabla 4.5 se presentan los errores mencionados correspondientes a cada medida.

$$E_m = \frac{\sum_{i=1}^n (xm_i - xs_i)}{n} \quad (4.7)$$

tabla 4.5: Errores del ajuste en las tres localizaciones.

	Cola	Centro	Cabecera
E_m ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	-0.0005	0.0055	0.0064
E_{ma} ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	0.0083	0.0141	0.0132
RE_{cm} ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	0.0118	0.0224	0.0206

$$E_{ma} = \frac{\sum_{i=1}^n |xm_i - xs_i|}{n} \quad (4.8)$$

$$RE_{cm} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (xm_i - xs_i)^2}{n}} \quad (4.9)$$

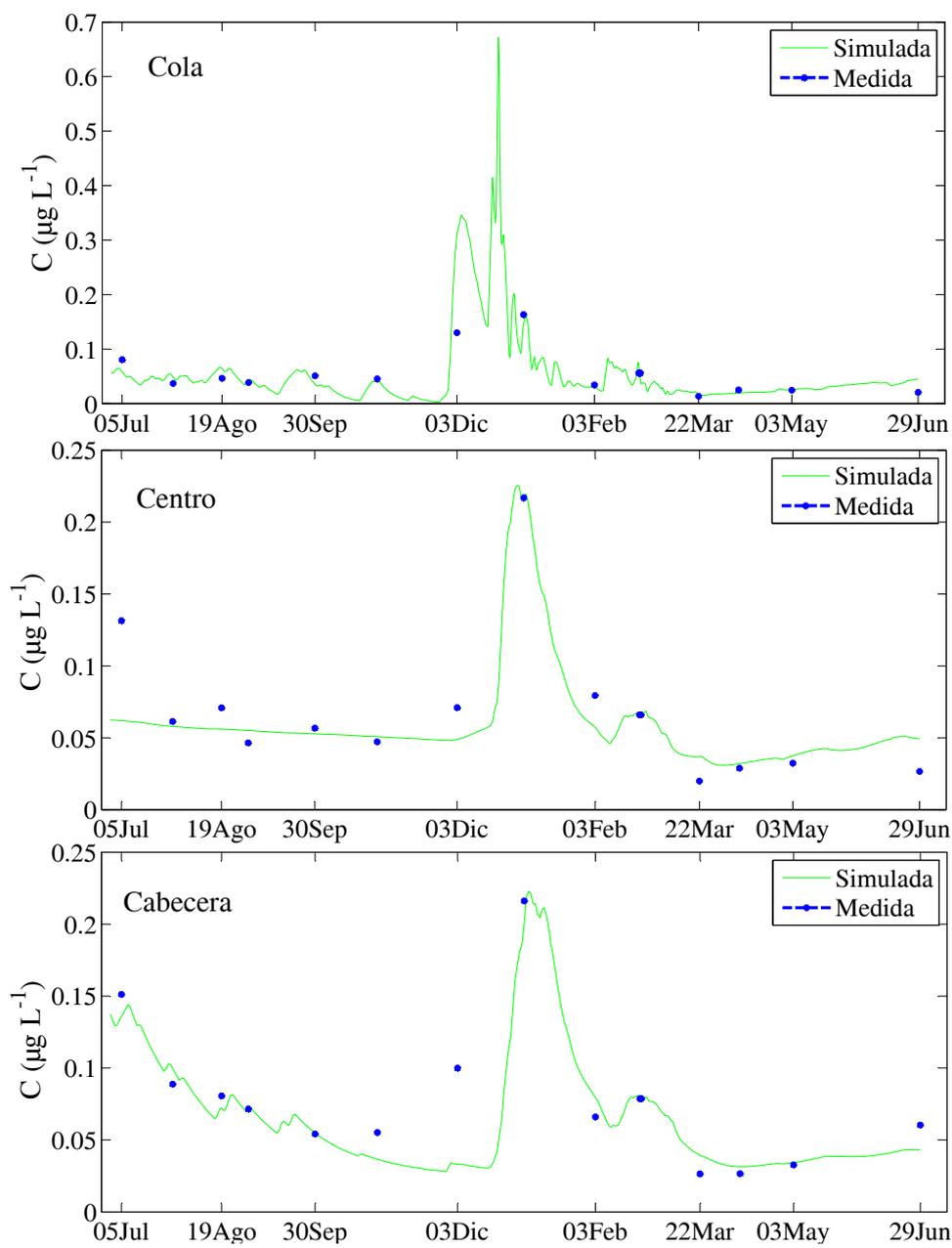


Figura 4.9: Valor medio de la concentración de terbutilazina medida en las celdas correspondientes a las tres localizaciones de toma de muestras, y valores simulados por el modelo (C , $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$).

4.4.2. Discusión

La figura 4.9 muestra la evolución de la concentración de terbutilazina en las tres celdas que contienen los puntos de toma de muestras. Se observa que los datos simulados se ajustan bien a los medidos, tanto en magnitud como en su evolución a lo largo del tiempo, siendo el error en la estimación menor en cola y mayor en centro (tabla 4.5). A la hora de interpretar los resultados se ha de tener en cuenta que la toma de muestras se ha llevado a cabo a lo largo de dos o tres días para cada fecha, por lo que se puede admitir un intervalo de ± 2 días de diferencia en la fecha de los datos medidos.

En las figuras 4.10 y 4.11 se han representado los valores de concentración medidos y simulados junto con los caudales de aportación y desagüe del embalse y la precipitación en la cuenca, variables que contribuyen a una mejor interpretación de los resultados. Se observa que en el periodo anterior a la primera aplicación del herbicida en el suelo, las fluctuaciones de carga en el embalse se deben a la contribución del caudal base. Se trata de la época seca en que los eventos de precipitación son esporádicos (figura 4.10) y el suelo está seco, por lo que el agua se infiltra rápidamente y llega al embalse a través del flujo subterráneo o subsuperficial. Tras la primera aplicación de herbicida el 20 de noviembre, al producirse el primer evento el 29 de noviembre (línea roja en la figura 4.10) y el segundo el 18 de diciembre, se observan dos pulsos de concentración significativos en la celda de cola, alcanzando valores de concentración de 0.35 y 0.67 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ respectivamente. La magnitud de la carga durante estos aportes pone de manifiesto que el tiempo en que se produce la lluvia con respecto a la aplicación es un factor crítico (Leonard, 1990; Brown *et al.*, 1995), ya que la concentración y disponibilidad del herbicida en el suelo se disipa con el tiempo por efecto de la degradación. En el primer evento este pulso no llega a propagarse hasta las celdas de centro y cabecera (figura 4.9), al distribuirse la carga en las dos primeras celdas y no haber un nuevo aporte. Sin embargo, durante el segundo evento la cuenca aporta un caudal de mayor magnitud (1.09 hm^3 , figura 4.10), provocando un mayor aumento de la concentración, y notándose su efecto en todo el embalse. Durante este período el suelo no ha llegado a la saturación, por lo que la naturaleza de los aportes es subsuperficial y subterránea. A lo largo de la estación húmeda que inicia el evento del 18 de diciembre, se observa cómo la cantidad de herbicida disponible en el suelo va disminuyendo por efecto de la degradación y del lavado del mismo consecuencia del volumen de escorrentía generado. De este modo, la carga entrante al embalse es de magnitud inferior (figura 4.6), y por tanto también la concentración en el mismo. Con la segunda aplicación de herbicida el 9 de febrero, se produce un nuevo pulso, en este caso de menor magnitud ya que la dosis utilizada es menor (tabla 4.2), volviendo a ser la tendencia a disminuir la carga tras dicho pulso. En resumen, en cuanto a la respuesta del embalse, cabe esperar que éste asimile rápidamente el primer pulso de herbicida tras un periodo seco, mientras que en el periodo húmedo, a pesar de la disminución en la magnitud de la carga entrante, al ser más continuos los aportes e ir acumulándose la sustancia en el embalse, el riesgo de encontrar concentraciones de herbicida por encima del límite fijado que hace el agua apta para consumo humano (0.1 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), aumenta significativamente.

Los valores de los parámetros obtenidos tras la calibración son indicadores de la propia dinámica del embalse (tabla 4.4). Se observa cómo la constante cinética de degradación (k) alcanza valores más elevados en la celda 1, que puede ser debido a la entrada de caudal proveniente del río, el cual puede arrastrar microorganismos que aceleren dicho proceso. Así mismo, en la celda 3 también se aprecia un ligero aumento de la velocidad de degradación, que puede ser debido a la entrada del afluente por la celda 2. Esta entrada causará turbulencia en la celda 2, según se aprecia en el aumento de la velocidad de resuspensión en dicha celda, pero debido a la disposición del punto de descarga próxima a la entrada de la celda 3, especialmente para niveles

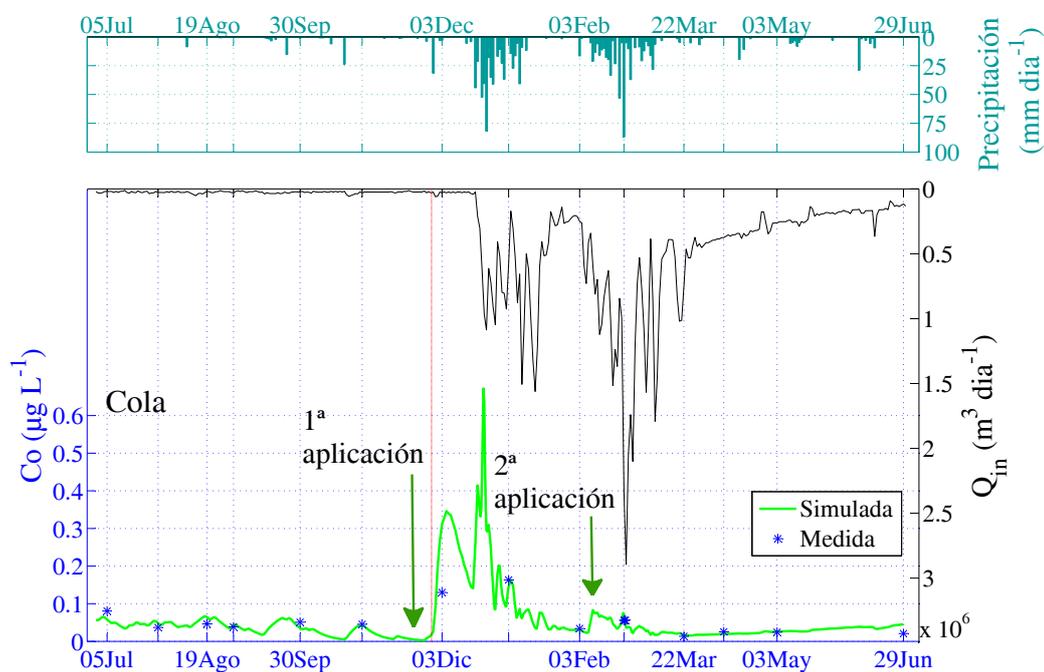


Figura 4.10: Concentración de terbutilazina medida y simulada en la celda de cola (C , $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), junto a caudal entrante al embalse (Q_{in} , $\text{m}^3\cdot\text{día}^{-1}$) y precipitación ($\text{mm}\cdot\text{día}^{-1}$).

de embalse inferiores, el efecto sobre la degradación se aprecia en esta última. En cuanto a la velocidad de resuspensión, como era de esperar debido al movimiento del agua que ocasionan los flujos entrantes en las celdas 1, 2, y salientes en la celda 6, es en éstas precisamente donde alcanza valores más elevados. Sin embargo, en la celda 5 donde no se da esta circunstancia, el valor de la velocidad de resuspensión también es elevado, pudiendo deberse a la singular topografía del embalse en esta zona (figura 4.7), con gran acumulación de sedimentos, y donde pueden darse corrientes convectivas que provoquen el movimiento de las partículas.

Esta calibración permite además incluir en el valor calibrado de la constante cinética de degradación los efectos de la temperatura de forma indirecta, sin añadir en el modelo el balance de energía ni la entrada de datos de temperatura. El ajuste obtenido con valores constantes de k para cada celda ha sido satisfactorio pero, en el caso de sistemas con regímenes de temperatura a lo largo del embalse mucho más variables, puede realizarse una calibración secuencial para distintas épocas del año que contemple en el valor estacional de k dicha influencia.

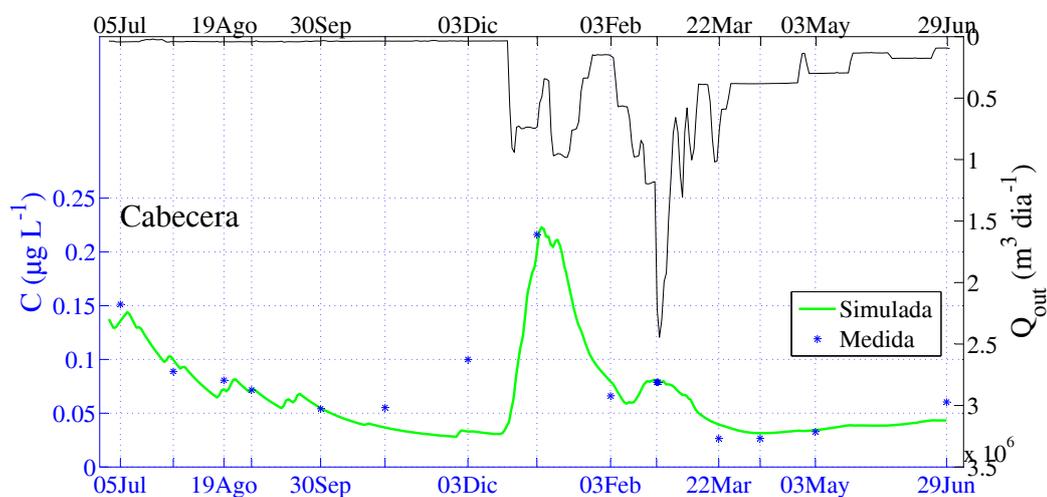


Figura 4.11: Concentración de terbutilazina medida y simulada en la celda de cabecera (C , $\mu g \cdot L^{-1}$), junto a caudal desaguado desde el embalse (Q_{out} , $m^3 \cdot día^{-1}$).

4.5. Conclusiones

El modelo desarrollado reproduce adecuadamente la respuesta del embalse ante la carga de herbicidas que se produce sobre el mismo, y permite obtener valores de concentración que se corresponden con los medidos en las campañas de toma de muestras realizadas, constituyendo de esta manera una herramienta para la previsión y toma de decisiones, con el fin de asegurar el buen estado ecológico de las aguas.

Su estructura permite obtener resultados distribuidos en el cuerpo del embalse, siendo posible identificar las zonas del embalse de mayor acumulación de sustancias y, con ello, desarrollar estrategias de actuación que mejoren la calidad del agua en el embalse o que permitan extraer agua de la mayor calidad posible.

Entre las variables requeridas por el modelo se encuentran el flujo de agua entrante al embalse y la carga de sustancia asociada al mismo. Para su estimación se ha de tener presente la dificultad en recopilar información en lo que se refiere a fechas de aplicación del herbicida, cantidad aplicada y naturaleza del compuesto, ya que cada agricultor puede realizar la aplicación según su criterio, tratándose por tanto de una información muy dispersa. No obstante, el modelo distribuido aplicado a la cuenca vertiente al embalse, evalúa adecuadamente la transferencia de sustancias al flujo de escorrentía superficial, tanto la tendencia como la magnitud de la carga, por lo que su aplicación a una cuenca de olivar, donde la carga de herbicida aportado por la misma está claramente definida, permitirá cuantificar la dinámica anual de aportes de estas sustancias. Por otro lado, el grado de ajuste del modelo paramétrico varía según la disponibilidad de medidas de caudal asociadas y, por tanto, de la bondad de la calibración hidrológica efectuada. De esta manera, para la estimación de las cargas de entrada al embalse será necesario disponer de buenos cálculos hidrológicos previos.

Los parámetros intrínsecos del embalse y del herbicida analizado han sido calibrados a

partir de datos de calidad del agua disponibles en el embalse objeto de estudio, siendo posible su aplicación a cualquier otro embalse con sólo variar los mismos. A través de la calibración, se ha obtenido un alto grado de ajuste de los valores de concentración arrojados por el modelo frente a los datos medidos, con un error medio máximo de $0.0064 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, que supone un 8 % del valor medido. De este modo, una vez calibrado el modelo, se pueden realizar simulaciones futuras que constituyan una herramienta para preservar las aguas del embalse de posibles episodios de contaminación.

El modelo desarrollado no permite un estudio de detalle de la evolución de herbicidas en el cuerpo del embalse. No obstante, sí es posible el seguimiento de su régimen con fines de gestión, de manera que sea posible estimar la carga de herbicida en el agua a abastecer, y pudiendo adecuarse al punto o puntos de la masa de agua donde exista monitorización.

Capítulo 5

Estudio de la operatividad de sistemas de abastecimiento en clima mediterráneo. Análisis de riesgos

Parte de los resultados de este capítulo han sido presentados como póster en European Geosciences Union Assembly:

Gómez-Beas, R., Moñino, A., Aguilar, C. & Polo, M.J.: Application of a management tool based on uncertainty analysis to a reservoir in a Mediterranean watershed: Cost analysis, Geophys. Res. Abstr., 13, EGU2011-13225, 2011.

http://presentations.copernicus.org/EGU2011-13225_presentation.pdf

<http://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2011/EGU2011-13225.pdf>

El capítulo íntegro será enviado en breve a la revista Environmental Modelling & Software para su publicación.

Abstract

El aumento en la demanda hídrica ha llevado al desarrollo de sistemas de apoyo a la decisión diseñados con el fin de ayudar a los gestores a identificar los efectos de diferentes alternativas de gestión sobre los sistemas de almacenamiento de agua. Las herramientas basadas en análisis de escenarios permiten incluir la evolución potencial de la incertidumbre de los parámetros que definen los procesos naturales a los que se encuentra sometido el sistema, así como evaluar dichas alternativas para cualquier periodo o escenario.

En este trabajo se ha aplicado el modelo de gestión desarrollado por Gómez-Beas *et al.* (2012), a dos embalses en cuencas mediterráneas, en el que se ha incorporado la dinámica de herbicidas en el interior del embalse, en función de la carga aportada por la cuenca vertiente, a partir de los modelos descritos en capítulos previos y los resultados obtenidos en las dos cuencas bajo estudio. En base a estos resultados, se ha llevado a cabo un análisis de escenarios de estados del sistema bajo diversas alternativas de gestión de las demandas. Como ya se indicó en la

descripción del modelo de gestión (capítulo 2), se admite que la mayor fuente de incertidumbre en el pronóstico de resultados está asociada al régimen de caudal, y se han despreciado el resto de fuentes. Además, también se ha realizado un análisis de costes de oportunidad sobre el sistema de regadío abastecido desde uno de los embalses, a modo de demostración. De esta manera, a partir de la evaluación del coste del fallo en el sistema de abastecimiento, es posible estimar el riesgo asociado al mismo en los distintos escenarios analizados.

Los resultados obtenidos constituyen una base de información aplicable a la gestión de los recursos derivados de la explotación de los embalses. En particular, a aquellos relativos a la gestión socio-económica frente a periodos secos y húmedos, así como los relativos a episodios de contaminación de sus aguas. Además, también es posible la previsión de suministro en términos de reservas de abastecimiento preferentes para ciertos usos.

5.1. Introducción y objetivos

El rápido y constante aumento de la población experimentado en el último siglo ha desembocado en una gran presión sobre los recursos hídricos. El incremento en la demanda de agua se debe por un lado a la necesidad de abastecer y generar energía para esta creciente población, y por otro al intenso desarrollo de amplias áreas de regadío que, en el caso de Andalucía, han llegado a aumentar en más de un 200% en los últimos 50 años (CAyP-JA, 2011; Contreras, 2012; Fernández *et al.*, 2010). Como consecuencia de ello, la capacidad de almacenamiento de agua en esta zona ha incrementado considerablemente, mediante la construcción y explotación de un elevado número de presas. Su existencia modifica significativamente el régimen natural del río y del agua subterránea. Además, la construcción de una presa puede alterar el régimen de demandas en su zona de influencia, ya que previamente existen unas actividades consolidadas que requieren una cantidad de agua para su desarrollo, que pueden, o no, verse afectadas por efectos no previstos causados por variación de los ciclos naturales que habían sido habituales antes de la puesta en servicio de la presa (Polo *et al.*, 2014).

En cuencas mediterráneas, los embalses constituyen la principal fuente de abastecimiento de agua (Alcázar & Palau, 2010), especialmente en primavera y verano, y en años secos. Por un lado, la distribución anual de la precipitación es marcadamente estacional, con alternancia de largos periodos sin eventos en la época estival, y tormentas de corta duración y gran intensidad en otoño-invierno. Por otro, los picos de demanda no coinciden con la estación húmeda, requiriendo los cultivos y las poblaciones mayor volumen de agua en verano. Por todo ello, y con el fin de cumplir con los requerimientos del sistema de abastecimiento, junto con los objetivos de la Directiva Marco del Agua (EC, 2000), es necesario el desarrollo de herramientas de operación precisas y eficaces de optimización del almacenamiento de agua, que puedan ser utilizadas por los gestores en la búsqueda de la eficiencia en el sistema de abastecimiento y en el mantenimiento del ecosistema del río aguas abajo de la presa.

Para optimizar la gestión de los recursos hídricos se ha de llevar a cabo una evaluación de la capacidad de atención de todas las demandas desde el embalse, como unidad de almacenamiento de agua, en términos cuantitativos y cualitativos. Además, ha de quedar representada la variabilidad anual e hiperanual en los ciclos de llenado y demanda, y por tanto, la variabilidad temporal de la capacidad de suministro del embalse, bajo escenarios diversos de uso. Con este fin, son muchas las herramientas desarrolladas que proveen a los gestores y técnicos con criterios para la toma de decisiones, basados en la previsión de los volúmenes almacenados a medio y largo plazo. Pallottino *et al.* (2005) y Gaivoronski *et al.* (2012) plantean la toma de decisiones en función de la descripción de la incertidumbre inherente a la gestión dinámica del agua en po-

sibles escenarios. Este enfoque se basa en que los modelos deterministas no son adecuados para resolver este tipo de problemas, ya que la mayoría de los parámetros son desconocidos o basados en un futuro incierto. Huang & Chou (2008) presentan una metodología para la operación en embalses basada en el riesgo integrado en un sistema de alerta de sequía utilizando un índice que engloba la sequía para unas condiciones hidrológicas dadas junto con la posible escasez de agua a corto plazo, teniendo en cuenta el consumo. Campos *et al.* (2013) utilizan simulaciones de Monte Carlo para generar series de caudales entrantes al embalse a partir de una serie histórica. Con las series generadas, realizan la simulación de la operación del embalse, y analizan la incertidumbre y el riesgo en el abastecimiento. Sin embargo, no incluyen la gestión dinámica sobre las demandas, fijando los desembalses al valor medio del rendimiento del 90 % anual del sistema. Yin & Yang (2011) plantean reducir el riesgo de escasez de agua y minimizar los efectos sobre la integridad ecológica del río, a través de un enfoque que prioriza los caudales ecológicos sobre el abastecimiento urbano. Wu & Chen (2013) utilizan un modelo multi-objetivo mediante el que analizan tres escenarios posibles de operación con el fin de minimizar el déficit en el abastecimiento de agua y maximizar la generación de energía, priorizando el mantenimiento de los caudales ecológicos liberados desde la presa. Para ilustrar sus resultados, aplican el modelo a un embalse en China, en el cual se ha dado históricamente preferencia a mantener el máximo nivel en el embalse que asegure una mayor producción de energía. Sin embargo, en los embalses de Andalucía, y en base a los Planes Hidrológicos de Cuenca, los usos prioritarios suministrados son abastecimiento urbano y regadío, en este orden, quedando la generación de energía en un segundo plano. Pulido-Velazquez *et al.* (2008) presentan un modelo hidro-económico con el fin de mejorar la eficiencia en el uso del agua en situación de escasez. El modelo propone una gestión en términos de costes de oportunidad, quedando representada en el mismo la conexión de los flujos superficiales y subterráneos y la variabilidad espacial y temporal de la disponibilidad del recurso.

El objetivo de este trabajo es mostrar la aplicabilidad de un modelo de gestión de agua en embalses mediterráneos con vistas a la operatividad de los mismos en la satisfacción de las demandas abastecidas. Para ello, se ha aplicado el modelo desarrollado por Gómez-Beas *et al.* (2012) a dos embalses en clima mediterráneo, incorporando para uno de los casos de estudio la dinámica de herbicidas en el interior del embalse, previo conocimiento de la carga de los mismos aportada por la cuenca vertiente (Capítulo 4). Los resultados obtenidos permiten evaluar el riesgo asociado al fallo en la satisfacción de demandas desde los embalses, consecuencia de la escasez del recurso o de calidad del agua insuficiente para su uso. Para ello, se ha realizado un análisis estocástico de la respuesta del sistema ante la entrada de series de caudales generadas mediante simulación de Monte Carlo a partir de la serie de aportaciones al embalse. A partir de este análisis, se han cuantificado los daños asociados al fallo, y se han definido criterios operativos en el proceso de estrategia de toma de decisiones basadas en optimizar la función de riesgo mínima. El análisis de escenarios se ha llevado a cabo en base a: (1) minimizar el número de días en que no se satisface la demanda, mediante el análisis de las funciones de probabilidad del número de días de cierre en la toma correspondiente a cada suministro; (2) optimizar el estado final del embalse, a través de las correspondientes funciones para el volumen embalsado al final del periodo simulado, en el que se ha aplicado la gestión propuesta sobre el sistema; y (3) minimizar los costes de oportunidad, estimando el valor del agua suministrada por el sistema en función del estado del mismo.

5.2. Metodología

El modelo aquí descrito constituye una herramienta de gestión del recurso hídrico, tanto en cantidad como en calidad del agua suministrada. En términos cuantitativos quedan incluidas todas las demandas a satisfacer, así como las restricciones previas a dicha demanda, como el cumplimiento del régimen de caudal ecológico, o la pérdida de capacidad de almacenamiento por colmatación del vaso del embalse. En términos cualitativos, incorpora criterios de calidad a la gestión, al simular la dinámica de la carga de sustancias en el cuerpo del embalse, donde el riesgo asociado a dichas sustancias no siempre es detectable a corto plazo. Para ello, a la estructura original desarrollada por Gómez-Beas *et al.* (2012), se ha incorporado la dinámica de herbicidas en el interior del embalse, previo conocimiento de la carga aportada por la cuenca vertiente, caracterizada en Gómez-Beas *et al.* (2011a).

5.2.1. Modos de fallo

Con vistas al cálculo del riesgo asociado a distintos sistemas de gestión, se han definido los posibles modos de fallo, consecuencia de una manifestación determinada de los agentes que originan dicho fallo. En el caso de un sistema de abastecimiento desde un embalse, se han considerado los modos de fallo asociados con el estado límite de parada operativa (Losada, 2001), concretamente: descenso del nivel de embalse por debajo de unos umbrales operativos establecidos (fallo cuantitativo); y aumento de la concentración de un herbicida en concreto, o de la combinación de varios, que hace que el agua no sea apta para consumo humano según la legislación vigente (fallo cualitativo). Ambas situaciones se traducen en una parada operativa del sistema de abastecimiento, lo que comporta una repercusión social inaceptable.

Los fallos son identificados mediante el establecimiento de umbrales de ocurrencia. En el caso del fallo cuantitativo, los criterios seguidos para definir dichos umbrales son:

- La cota del eje de los desagües y tomas (H_D) –ya que si el nivel de embalse no llega a esta cota es imposible la salida de caudal por los mismos.
- Los valores de caudal requeridos por cada una de las demandas.
- Los niveles mínimos de agua en el embalse a partir de los cuales se puede asegurar el abastecimiento durante un periodo de tiempo establecido (H_U), pudiendo considerarse varios periodos (T), bajo la hipótesis de la situación desfavorable en que los caudales entrantes al sistema sean nulos.

La secuencia de cálculo queda reflejada en el diagrama de flujo de la figura 5.1. A partir de los datos de entrada, caudales de aportación y carga aportada por la cuenca vertiente, se calcula el volumen almacenado en el embalse, representado por el nivel de la lámina de agua en el mismo, mediante la integración de la ecuación de continuidad para cada paso de tiempo. A continuación, se realiza la comprobación técnica de la posibilidad de liberar el caudal demandado, esto es, el nivel de agua alcanza la cota del desagüe o toma correspondiente al uso que se desea suministrar. En el siguiente paso, a partir del cálculo del volumen que permita garantizar el suministro durante el periodo de tiempo establecido por los criterios, se definen los umbrales mínimos de cota sobre dicho nivel. En base a estos umbrales definidos, con el fin de evitar la situación de suspensión en el sistema de abastecimiento, se lleva a cabo una regulación del caudal saliente (Q_{out}), que siempre ha de ser sostenible con los compromisos existentes aguas abajo. Esta regulación consiste en actuar dinámicamente sobre los órganos de

desagüe, calculando su apertura en función del período de garantía establecido y representado por dichos umbrales, del nivel de embalse y de los datos de demanda instantáneos. En el caso en que el nivel de embalse descienda por debajo del umbral, el caudal de salida se ve reducido, e incluso suspendido, durante el tiempo necesario para asegurar la recuperación del sistema, de manera que se pueda garantizar el servicio durante dicho periodo de tiempo.

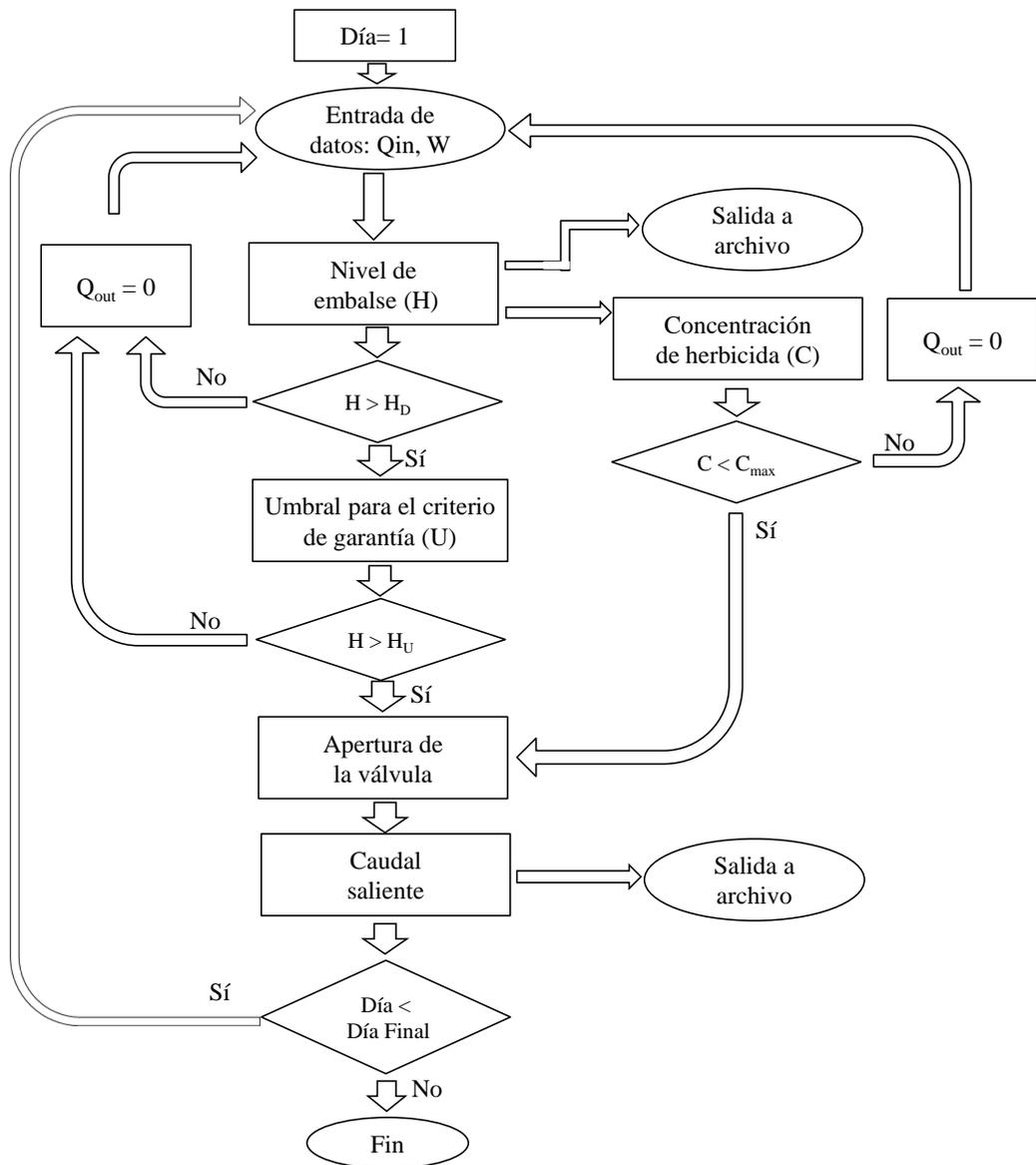


Figura 5.1: Diagrama de flujo del modelo de gestión.

Para el establecimiento de los umbrales en el caso de fallo cualitativo, se ha recurrido a la legislación vigente. El Real Decreto 140/2003 establece que la concentración máxima de un herbicida individual en el agua, para que sea apta para consumo humano, es $0.1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, siendo la concentración de la suma de todos los herbicidas siempre inferior a $0.5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. Para este estudio, y con el fin de ilustrar las consecuencias de la contaminación de embalses en cuencas de olivar, se ha seleccionado un herbicida habitual en este cultivo, terbutilazina, cuya carga a la entrada del embalse de uno de los casos de estudio, ha sido simulada y ajustada a los datos medidos en análisis anteriores (Gómez-Beas *et al.*, 2011a, 2013). Tomando como entrada esta variable, se realiza un balance de masa en el interior del embalse, obteniéndose la concentración de herbicida (C) según se detalla en el Capítulo 4. En el caso de darse una concentración de terbutilazina en el agua del embalse igual o superior a $0.1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (C_{max}), se suspende el suministro para consumo urbano, restableciéndose cuando descienda de dicho valor.

Esta estructura se engloba dentro de un esquema de simulación que permite generar el pronóstico estocástico del comportamiento del sistema, de manera que es posible cuantificar la probabilidad de ocurrencia de un modo de fallo, o la combinación de varios. A partir de esta probabilidad, junto con la estimación del coste ligado a sus consecuencias, es posible evaluar el riesgo asociado a esta situación. El análisis estocástico se lleva a cabo mediante la realización de un gran número de simulaciones en paralelo, a partir de las cuales es posible extraer información relativa a medias e intervalos de confianza de las variables aleatorias que definen la respuesta del sistema, y por tanto, la ocurrencia del modo de fallo. En el modelo de gestión, el embalse es asimilado a un sistema dinámico de una sola entrada y salida, en el cual el impulso es una serie temporal de caudales de aportación, y la respuesta es la secuencia de estados de embalse, interpretados como capacidad de almacenamiento, consecuencia de unas determinadas condiciones de trabajo y demanda. Para el análisis estocástico de los modos de fallo, se generan series aleatorias de caudales entrantes al embalse, junto con la carga asociada a los mismos. Para ello, se ha utilizado la simulación de Monte Carlo, en la cual, a partir de una serie de referencia de t-años de duración, y tras el estudio de las funciones de distribución de las variables aleatorias que definen la naturaleza de los caudales de aportación, con respecto a su magnitud y distribución anual, se han realizado 500 reproducciones de 10 años de duración de dicha serie. Este número de réplicas garantiza una representatividad estadística suficiente del conjunto generado.

5.2.2. Restricciones al suministro

En el proceso de toma de decisiones para la distribución de los volúmenes de agua suministrados a los distintos usos, se ha de tener en consideración las limitaciones a las que se encuentra sujeto el sistema de almacenamiento de agua. En ocasiones se trata de condicionantes relacionados con la naturaleza del ecosistema desarrollado tras la construcción de la presa (p.e. formación de un humedal, singular belleza paisajística, refugio de la biodiversidad, etc.); en otras, las restricciones se deben a las características del terreno del vaso del embalse, filtraciones o surgencias, aumento de la salinidad consecuencia de la naturaleza del lecho, etc.; y en otras el suministro se ve limitado por la dinámica de la cuenca vertiente al embalse o los requerimientos medioambientales del cauce aguas abajo de la presa. En el presente estudio se consideran dos restricciones al suministro comunes para ambos casos de estudio: la pérdida de capacidad por colmatación del vaso del embalse, y el volumen destinado al mantenimiento del ecosistema aguas abajo de la presa.

Pérdida de capacidad por colmatación

Los cambios en la vegetación y en los usos del suelo experimentados en las cuencas de Andalucía (Contreras, 2012), con una tendencia hacia los usos agrícolas que debido a las técnicas empleadas potencian la pérdida de suelo, han supuesto un aumento de las tasas de erosión en esta zona (Millares *et al.*, 2012). El cultivo del olivo es uno de los más característicos de la región mediterránea, ocupando a menudo suelos marginales con fuertes pendientes. Esta circunstancia, junto a las condiciones propias de clima mediterráneo, con periodos prolongados muy secos y otros con precipitaciones torrenciales, favorece el arrastre de las partículas del suelo y sedimentos por el flujo de escorrentía superficial hasta los cauces de agua y embalses aguas abajo (Taguas *et al.*, 2010; Vanwalleghem *et al.*, 2010; Taguas *et al.*, 2013). Estos materiales son retenidos en los embalses, dando lugar a la colmatación de los mismos, y, por lo tanto, a una disminución de su vida útil, constituyendo además una pérdida paulatina de su funcionalidad al perder capacidad de almacenamiento en términos de volumen.

Con el fin de incluir esta restricción en la gestión del agua del embalse, se ha utilizado un análisis de la evolución del sedimento transportado por el río hasta cada uno de los embalses objeto de estudio, para estimar el efecto que tendrá sobre su capacidad de almacenamiento. En este trabajo se ha partido de distinta información para la estimación de la colmatación en los dos embalses estudiados, tal y como se detalla posteriormente.

Caudales ecológicos

Tras la construcción de una presa, debido al efecto barrera en el ecosistema fluvial, se producen cambios en el caudal y velocidad de la corriente y alteraciones en la estacionalidad del régimen de flujos en el cauce aguas abajo de la misma. Estas modificaciones perjudican al desarrollo de las comunidades piscícolas al provocar pérdidas de la conectividad del río y desaparición de los lugares aptos para el desove. Con el fin de paliar los efectos sobre el ecosistema, es necesario el establecimiento de un régimen de caudales ecológicos o medioambientales, que, aunque modificado, reproduzca en la medida de lo posible el régimen natural del río. En las cuencas mediterráneas, el carácter estacional de la precipitación da lugar a veranos secos y calurosos, coincidiendo con la época de mayor demanda. Consecuencia de ello, se producen episodios de sequía en el cauce, lo que pone de manifiesto la relevancia del establecimiento de una distribución temporal de caudales mínimos, como la componente más crítica del régimen medioambiental (Aguilar *et al.*, 2014).

Por otro lado, la actual legislación describe el caudal ecológico como una restricción al volumen almacenado, lo que implica la prioridad de este sobre el resto de los usos a la hora de distribuir el recurso disponible. Por lo tanto, han de ser liberados siempre que sea posible, es decir, siempre que el nivel de agua alcance la cota de la toma o desagüe correspondiente, y sin tener en cuenta los criterios de gestión aplicados al resto de los usos.

Para definir el régimen de caudales ecológicos mínimos, la metodología más comúnmente utilizada es IFIM (Instream Flow Incremental Methodology), aplicada mediante la herramienta PHABSIM (Physical Habitat Simulation System). Esta metodología relaciona la habitabilidad del cauce con el caudal que discurre por el mismo (Bovee, 1982; Milhous *et al.*, 1989; Perales, 2010). Para ello, se realiza una simulación hidráulica, donde se estiman los valores de las variables que determinan las condiciones de flujo (calado y velocidad de la corriente) en función del caudal. A continuación se evalúan las necesidades de hábitats de las especies piscícolas presentes, necesidades que aparecen reflejadas en las curvas de preferencia o idoneidad de las mismas. Estas curvas muestran la tolerancia de una determinada especie a los valores que pueden adoptar

las variables del flujo. Fijando unos umbrales de tolerancia, se establecen los caudales mínimos.

En este estudio se ha partido del régimen de caudales mínimos obtenido en estudios anteriores (Murillo & Navarro, 2008; Aguilar *et al.*, 2014) en ambas zonas de estudio (tablas 5.1 y 5.5).

5.2.3. Criterios de operación

Con el fin de mostrar la operatividad del sistema, se han establecido siete criterios o periodos de garantía del suministro (T): 10, 15, 20, 25, 30, 60 y 90 días.

En cuanto a demandas, según establece la legislación (PHCMA, 2013; PHCG, 2013), la demanda urbana es el uso prioritario abastecido desde cualquier embalse, por lo que a la hora de fijar dichos umbrales de garantía del suministro, se ha distinguido entre abastecimiento urbano y regadío. La producción de energía estará condicionada al suministro de regadío, ya que existe una tendencia a combinar el agua destinada a ambos usos (Chatterjee *et al.*, 1998; Zahraie & Karamouz, 2004). Así, durante la época estival, cuando la demanda para uso agrícola es mayor, coincidiendo con una mayor demanda de consumo eléctrico, es viable la generación de energía a partir del caudal liberado para regadío. En invierno, cuando dicho caudal no es capaz de satisfacer la demanda eléctrica, es necesario liberar un caudal extra para la generación de energía. Por lo general, en cuencas mediterráneas donde la mayor parte de la precipitación se concentra en invierno con lluvias de gran intensidad, es asumible el consumo de agua para la generación de energía en esta época.

Con el fin de evaluar las alternativas de gestión planteadas, se analiza la probabilidad de ocurrencia de fallo en los sistemas de abastecimiento urbano y de regadío, ante diferentes escenarios climáticos de demanda, en términos cualitativos y cuantitativos. Para ello, se analizan para las funciones de densidad del número de días en el que el sistema falla, distinguiendo entre los distintos criterios o periodos de garantía establecidos. De esta manera, el modelo constituye un sistema de apoyo a la decisión diseñado para ayudar a los gestores de los recursos hídricos a identificar los efectos de las diferentes alternativas de gestión.

5.3. Casos de estudio

Con el fin de mostrar la gestión propuesta en ambientes mediterráneos en términos cuantitativos y cualitativos, se han seleccionado dos sistemas de abastecimiento: el embalse del río Víboras (Jaén), y el embalse de Rules en el río Guadalfeo (Granada). En el capítulo 2 se encuentra la descripción de ambos embalses, así como de sus respectivas cuencas vertientes.

Con la más detallada aplicación del modelo de gestión en el primero, se muestra la inclusión de criterios de calidad del agua en el sistema de abastecimiento, ya que la cuenca vertiente a este embalse es bastante homogénea y con predominio del cultivo del olivo. Por otro lado, este sistema solamente destina agua para abastecimiento urbano en verano, siendo complementado por los manantiales de la parte alta de la cuenca, no viéndose comprometido el suministro por escasez del recurso. Por ello, se ha decidido mostrar la operatividad del modelo de gestión en términos cuantitativos en otro sistema con mayor volumen de demanda para diversos usos. Este es el caso del embalse de Rules, desde el que se abastece a una amplia red de regadío, consumo urbano y producción de energía, y donde dada la reducida extensión de los cultivos en relación a la superficie de la cuenca vertiente al embalse, no se esperan episodios significativos de contaminación en sus aguas. Para el análisis de riesgos, se han incluido los costes asociados

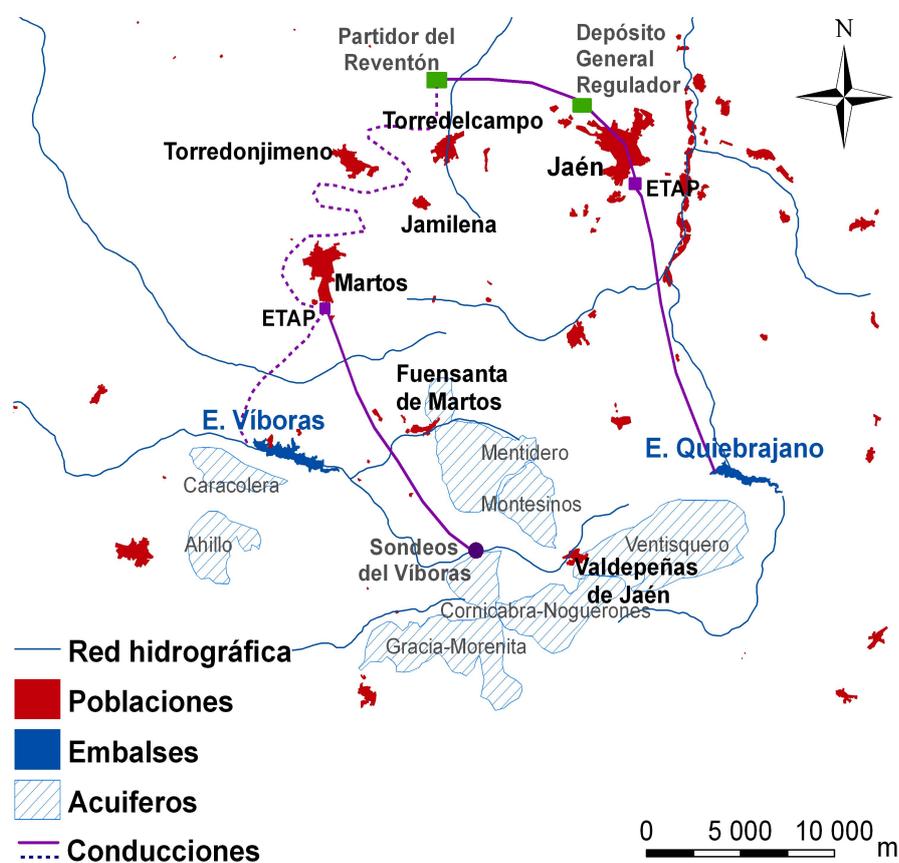


Figura 5.2: Sistema de aprovechamiento conjunto de los embalses Quiebrajano y Viboras, acuíferos incluidos en el sistema y poblaciones abastecidas.

al no cumplimiento de las garantías de riego suministrado desde el embalse de Rules.

5.3.1. Embalse del Víboras

El embalse del Víboras se sitúa en la provincia de Jaén, por lo que la meteorología de la zona se enmarca dentro de las características del clima mediterráneo anteriormente mencionadas. La aportación media al embalse es de $28 \text{ hm}^3 \cdot \text{año}^{-1}$, y la precipitación media anual en la cuenca es de 705 mm. El 32.88% de la cuenca se encuentra sobre afloramientos permeables (Murillo & Navarro, 2008), por lo que la aportación subterránea en la misma es significativa, existiendo una amplia red de acuíferos y manantiales en la zona.

La cuenca vertiente al embalse tiene una extensión de 185 km^2 , ocupando el cultivo del olivo el 49% de esta superficie (figura 2.14). La principal fuente de contaminación de las aguas del embalse es la generada por los herbicidas aplicados a este cultivo, que son arrastrados por el agua de escorrentía cuando se produce un evento de precipitación.

El embalse del Víboras se proyectó con el fin de garantizar el suministro de los municipios

Fuensanta de Martos y sus pedanías, Valdepeñas de Jaén, Martos, Torredonjimeno, Torredelcampo y Jamilena; así como de complementar el suministro desde el embalse del Quiebrajano a varias comarcas de la provincia de Jaén, entre ellas, su capital. Por lo tanto, el destino de sus aguas es el abastecimiento urbano. Para la explotación conjunta de ambos embalses, se construyó un Depósito General Regulador que almacena el agua potable proveniente de dos Estaciones de Tratamiento de Agua Potable (ETAP) conectadas a ambos embalses, así como una tubería reversible que une la ETAP de Martos con el Depósito General Regulador.

Una vez en funcionamiento, debido a la contaminación del agua del embalse y al coste de su tratamiento, se ha optado por satisfacer el abastecimiento a la población con el agua subterránea de los acuíferos de la cabecera de la cuenca durante la mayor parte del año. Sin embargo, en el período de junio a septiembre, cuando la escasez de precipitación hace que el nivel del agua en estas formaciones subterráneas se vea reducido, se utiliza el agua del embalse, tratada en la estación potabilizadora de Martos, con el fin de convertirla en apta para consumo humano. La capacidad máxima de bombeo hacia la ETAP es de $300 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, por lo que se ha fijado el suministro de dicho caudal para abastecimiento a la población desde el embalse durante los meses de junio a septiembre.

En cuanto a la demanda ecológica, a partir del estudio realizado en esta zona por Murillo & Navarro (2008), se propone la distribución mensual de caudales ecológicos mínimos que se indica en la tabla 5.1.

Mes	Q_{min} ($\text{hm}^3\cdot\text{mes}^{-1}$)	($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$)
Septiembre	0.69	0.266
Octubre	0.72	0.269
Noviembre	0.90	0.347
Diciembre	0.89	0.332
Enero	0.96	0.358
Febrero	1.21	0.500
Marzo	1.65	0.616
Abril	1.73	0.667
Mayo	1.45	0.541
Junio	1.01	0.390
Julio	0.86	0.321
Agosto	0.74	0.276

tabla 5.1: Distribución mensual de los caudales ecológicos mínimos (Q_{min}) desde el embalse del Víboras. Fuente Murillo & Navarro (2008).

La información básica que describe los escenarios analizados en el caso del embalse del Víboras se muestra en la tabla 5.2.

tabla 5.2: Escenarios analizados para el embalse del Víboras.

Escenario	Restricciones	Q_{urb}	Carga
Escenario 1	Colmatación, Q_{eco}	Verano	$1.74 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$
Escenario 2	Q_{eco}	Verano	$1.74 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$
Escenario 3	Colmatación, Q_{eco}	Todo el año	$1.74 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$
Escenario 4	Colmatación, Q_{eco}	Todo el año	$0.87 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$

Colmatación

Para el estudio de la pérdida de volumen por acumulación de sedimentos en el vaso del embalse, se ha partido de información de la topografía del mismo a través de una batimetría realizada en 2010, con resolución espacial de 0.5 m. Para estimar la cantidad de material que ha sedimentado o ha sido arrastrado, se ha comparado esta batimetría con el modelo digital de elevaciones de Andalucía, generado a partir de fotografías aéreas en el año 2002, de 10 m de resolución espacial. En la figura 5.3 se muestra la distribución de sedimentación y arrastre en el vaso del embalse al cabo de los 8 años transcurridos, por diferencia entre las dos topografías disponibles.

Como resultado de este análisis, se obtuvo un volumen neto de sedimentación de 6.3 hm^3 en estos 8 años, es decir, una tasa media de sedimentación de $0.79 \text{ hm}^3\cdot\text{año}^{-1}$, lo que implica un 4.16% de la capacidad del embalse. Estos valores están condicionados a la diferente resolución espacial de ambas fuentes de datos. Sin embargo, es la única información disponible para realizar estimaciones de colmatación en este embalse.

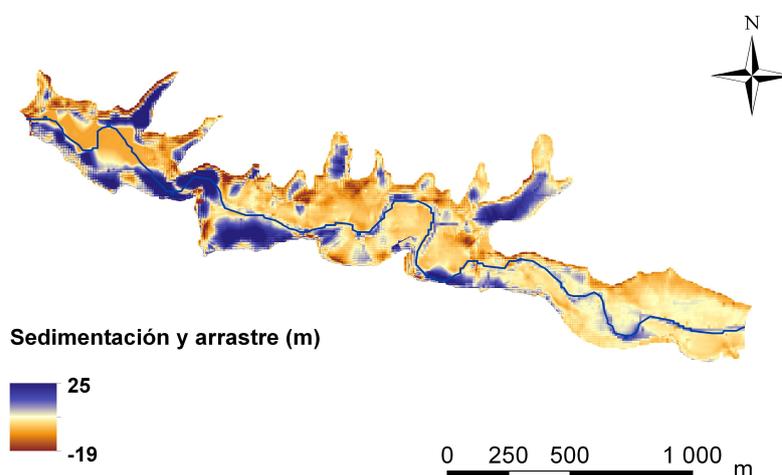


Figura 5.3: Resultado del cálculo de sedimentación (azul) y arrastre (naranja) a partir de la batimetría realizada en el embalse en abril de 2010 con resolución 0.5 m. (Infraeco, 2010) y del modelo digital de elevaciones de Andalucía con resolución 10 m.

Uno de los efectos que va a tener esta colmatación sobre la presa es un problema de opera-

tividad al alcanzar el sedimento la cota del eje del desagüe desde el que se realiza el suministro a las demandas. Debido a la disposición de las tomas en el cuerpo de la presa, existe una zona de embalse muerto o volumen no utilizable, por lo que la colmatación por debajo de dichas tomas no supone una pérdida de operatividad en principio. Sin embargo, en el caso del embalse del Víboras, la cota del eje del desagüe de fondo, desde el que se está liberando el agua en la actualidad, tanto para abastecimiento urbano como para caudal ecológico, es 518 m.s.n.m. El nivel basal del río a la altura de la presa en el año 2010 era de 514.7 m.s.n.m., mientras que en 2002 era de 512.8 m.s.n.m. Es decir, si se asume un incremento medio de 0.237 metros al año, esta cota se alcanzaría al cabo de 14 años aproximadamente. Dado que el horizonte temporal que se ha considerado para este estudio en concreto es 10 años, no se va a incluir en el mismo el posible fallo de operatividad al alcanzar el sedimento la toma del desagüe.

Por otro lado, la colmatación implica una pérdida de capacidad de almacenamiento de agua, que ha de ser tenida en cuenta a la hora de gestionar las demandas desde la presa. Con el fin de ilustrar su efecto sobre la gestión del embalse y disponibilidad del recurso, se ha analizado la respuesta del embalse ante dos escenarios: Escenario 1, en que se ha incorporado una pérdida de volumen del 4.16 % anual debido a la acumulación de sedimento; y el Escenario 2, en que no se ha incluido la pérdida de capacidad por colmatación en la gestión del embalse. En base a los resultados de la aplicación del modelo en ambos escenarios se ha realizado un análisis de probabilidad de fallo en el suministro urbano, como se muestra en la figura 5.4(a). Se observa cómo al no incluir el efecto de la colmatación en la gestión del agua embalsada se está subestimando el fallo en el suministro urbano, ya que se obtuvieron probabilidades en torno a 0.4 correspondiendo a 0 días de cierre para los criterios menos restrictivos. A partir de la figura 5.4(a), se puede apreciar la diferencia entre criterios de garantía de suministro, es decir, para una probabilidad de 0.2, el número de días de cierre con el criterio 15 días es de 211 en los 10 años simulados, frente a los 286 días para la misma probabilidad en el criterio 90. Sin embargo, estas probabilidades disminuyen en el Escenario 1, en que se ha incluido el efecto de la colmatación, de manera que el valor mayor de probabilidad de 0.4 para la mayoría de criterios, pasa a 0.1. En el caso del criterio de 90 días de cierre, se observa la mayor probabilidad con un valor de 0.26 para 150 días de cierre, en lugar de 0.28 para los 0 días de cierre en el Escenario 2. Para completar este análisis, en la figura 5.4(b) se han representado las funciones de distribución para cada criterio. Así, se observa cómo va disminuyendo la probabilidad de fallo en el suministro urbano a medida que aumenta el número de días de garantía según los criterios establecidos (0.4 para 15 días frente a 0.3 para 90 días). Por otro lado, las diferencias del número de días de cierre según los escenarios también son más acusadas a medida que aumenta el criterio de garantía. De esta manera, la probabilidad para 0 días de cierre disminuye en 0.1 entre los Escenarios 2 y 1 para el criterio de garantía de 15 días, mientras que esta disminución es de 0.2 en el criterio de 90 días.

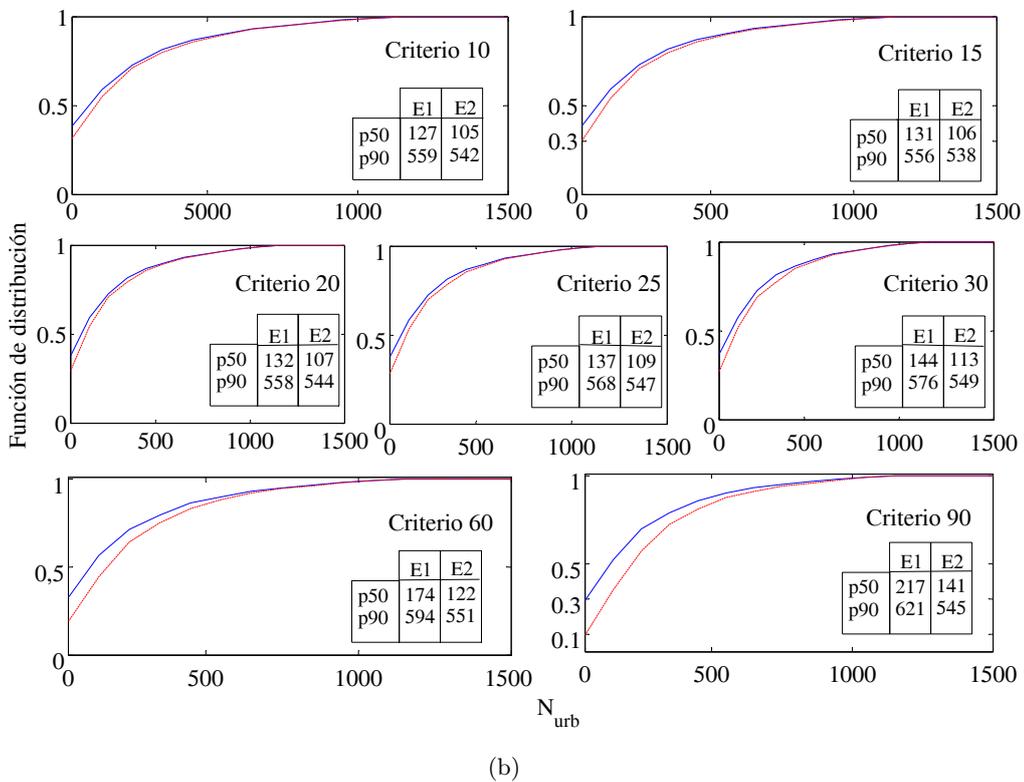
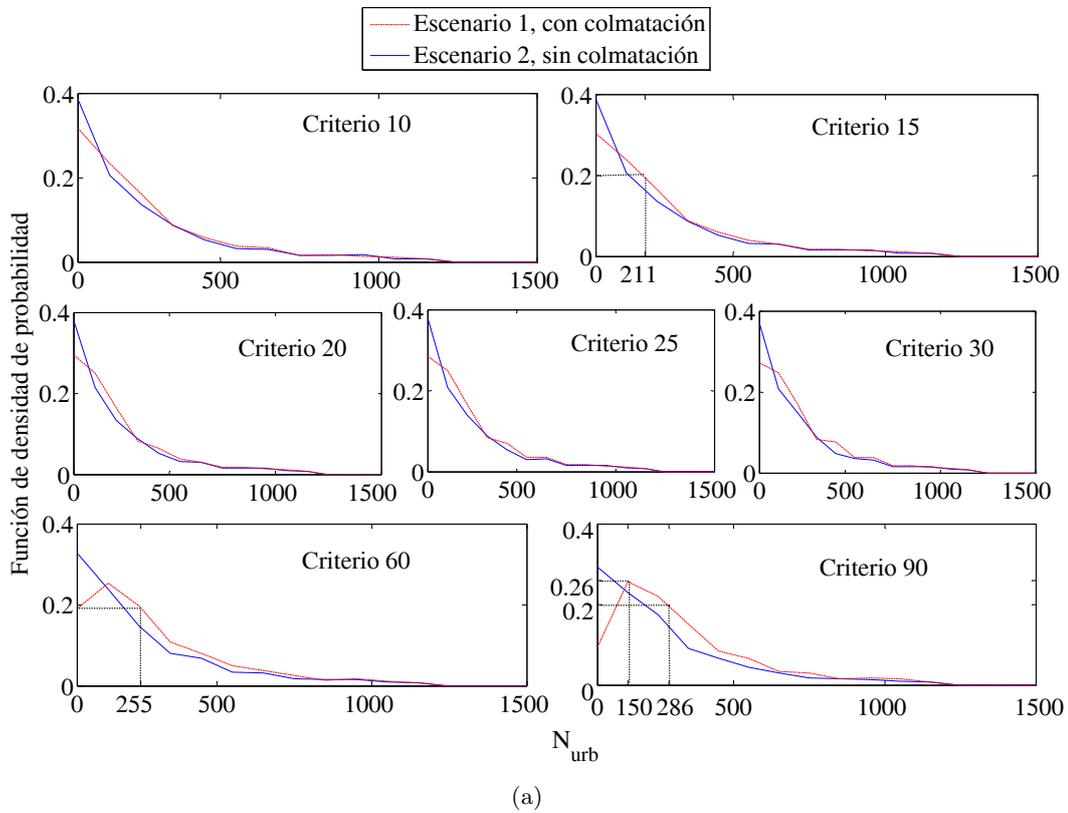


Figura 5.4: Funciones de densidad de probabilidad y de distribución del número de días de cierre del suministro urbano (N_{urb}) en la serie de 10 años con y sin inclusión de la pérdida por colmatación.

Abastecimiento urbano y caudal ecológico

La gestión del agua del embalse del Víboras se enmarca dentro de un sistema conjunto en que el suministro puede ser abastecido desde el embalse, desde los manantiales de la zona alta de la cuenca o puede ser complementado desde el embalse del Quebrajano, al que está unido por medio de un depósito general regulador. Todo ello, unido a que solamente se abastece desde el embalse del Víboras en el periodo de junio a septiembre, acumulándose agua el resto del año, hace que la disponibilidad del recurso no se encuentre comprometida en términos de cantidad. Por lo tanto, se ha realizado un análisis del fallo por calidad en el abastecimiento en base a la cantidad de herbicida estimada en sus aguas, que debe ser inferior al límite fijado por la normativa de $0.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ para que el agua sea apta para consumo humano. En un primer análisis del Escenario 1 anteriormente descrito, se observó que la probabilidad de cierre en la toma de abastecimiento por superación del límite en la concentración de terbutilazina en las aguas del embalse, es nula para todos los criterios excepto para el criterio de 90 días, en el que toma un valor de 150 días en la serie de 10 años (Escenario 1 en las figuras 5.4(a) y 5.6). Esto se debe a que las mayores concentraciones en las aguas del embalse se dan en la estación húmeda, coincidiendo con la aplicación de herbicidas en el suelo, y con los mayores volúmenes de escorrentía, responsables del arrastre de estas sustancias hasta las aguas receptoras. Dicha circunstancia, unida al periodo de suministro limitado a la época estival, hace difícil analizar la suspensión en el suministro debido a la baja calidad de sus aguas. Sin embargo, en la mayoría de los embalses es habitual que se realice el abastecimiento durante todo el año. Por lo tanto, para ilustrar el efecto que tendría la contaminación de las aguas sobre el sistema de abastecimiento urbano, se ha considerado un nuevo escenario en que se suministra un caudal continuo destinado a este uso durante todo el año. De esta manera, se han analizado dos escenarios para el estudio del riesgo: el Escenario 1 analizado anteriormente en la figura 5.4(a), en que solamente se suministra agua en verano; y Escenario 3, en que el suministro urbano es constante a lo largo de todo el año. El resto de aspectos relacionados con la gestión del embalse son idénticos en ambos escenarios (tabla 5.2).

Bajo estos escenarios se ha llevado a cabo en primer lugar un análisis de la satisfacción del régimen de caudales ecológicos, en términos cuantitativos. Para ello, se han obtenido las funciones de densidad de probabilidad y de distribución del número de días de cierre en este suministro debido al descenso en el nivel de embalse por debajo de la cota del desagüe de fondo, desde el que es suministrado. A pesar de que la única restricción al suministro del caudal ecológico es que se alcance la cota del eje de la toma o desagüe desde el que se suministra, el volumen de agua que a lo largo del año se suministra a otros usos, en este caso el urbano, puede aumentar el fallo en el caudal ecológico ya que implica una cota inferior en el embalse al final del periodo. En la figura 5.5(a) se observa como para el Escenario 1, la probabilidad de que no se produzca cierre en este suministro alcanza un valor de 0.16 para todos los criterios, disminuyendo exponencialmente hasta una probabilidad de 0.032 para 550 días de cierre. De esta manera, se puede concluir que la probabilidad de que el suministro al caudal ecológico se vea comprometido es baja, ya que bajo este Escenario 1, al no suministrarse el abastecimiento urbano durante la mayor parte del año, el volumen almacenado en el embalse no se ha visto disminuido significativamente, al contrario de lo esperado en el Escenario 3, donde se abastece agua todo el año. Asociado a este mayor volumen de reserva en el Escenario 1, la cota de la lámina de agua es más elevada, aumentando a su vez la probabilidad de que ésta se encuentre por encima de la del desagüe desde el que se libera el caudal ecológico, ya que esta es la única restricción para su suministro. Sin embargo, bajo el Escenario 3, el volumen de reserva es menor al suministrarse el abastecimiento durante todo el año, y, por tanto, esta probabilidad disminuye hasta un valor de 0.05, aumentando hasta 0.09 para los criterios de garantía entre 10

y 60 días de garantía, correspondiendo al intervalo 300-550 días de cierre. En el caso del criterio de 90 días para el Escenario 3, la probabilidad de que el número de días de cierre sea nulo es de 0.09, aumentando a 0.11 para 50 días de cierre. Esto es debido a que el establecimiento de este umbral implica que se mantenga un mayor volumen de reserva en todo momento, que conlleva mayor seguridad en el suministro, y por tanto una cota de la lámina de agua más elevada. Para completar este análisis, en la figura 5.5(b) se ha representado la función de distribución del número de días de cierre para ambos escenarios y para los 7 criterios de garantía. A partir de los intervalos del número de días de cierre para las probabilidades 0.2, 0.5, 0.75 y 0.9 que se muestran en la figura, se pueden observar las diferencias entre ambos escenarios. Los valores obtenidos corroboran lo observado en la figura 5.5(a), de manera que la diferencia entre los criterios de 10 y 90 días es mayor para una menor probabilidad (60 % para el valor de probabilidad 0.2 frente a 10 % para una probabilidad de 0.9). Con respecto al Escenario 3, se observa cómo aumenta la probabilidad de un menor número de días de cierre en el suministro según aumenta el número de días de garantía. Así, para una probabilidad de 0.2, el número de días de cierre en el criterio 10 es 267 días, siendo 151 días para el criterio de garantía 90.

En cuanto al análisis del fallo cualitativo en el sistema de abastecimiento urbano, en la figura 5.6 se muestran las funciones de densidad de probabilidad y de distribución de este tipo de fallo bajo ambos escenarios, en los cuales se han incluido las restricciones al suministro por colmatación y por cumplimiento del régimen de caudales ecológicos. Se observa cómo en la situación proyectada (Escenario 1), la probabilidad de que no se produzca fallo alcanza valores de aproximadamente 0.35 para todos los criterios, no observándose diferencias significativas entre ellos (figura 5.6(a)). Por el contrario, en el Escenario 3 las funciones de densidad y de distribución (figuras 5.6(a) y 5.6(b)) se encuentran desplazadas hacia la derecha, es decir, hacia un aumento del número de días de cierre, mostrando las mayores probabilidades entre 700 y 1200 días según el criterio de garantía, con un valor de la probabilidad en torno a 0.08 (figura 5.6(a)). De nuevo, el criterio de 90 días es el más desfavorable, ya que la probabilidad de que el número de días de fallo en el suministro sea de 1250 es de 0.1 (30 % del período). A partir de los valores mostrados en la tabla de la figura 5.6(b), se comprueba esta última afirmación, siendo el número de días 813 para la probabilidad de 0.2 y el criterio de garantía 90, frente a los 560 días para el criterio 10 y la misma probabilidad. Estos valores son consecuencia del mayor volumen de resguardo que ha de mantenerse con el criterio 90, que se ha definido así para evitar fluctuaciones en la demanda, pero que a la vista de los resultados se puede concluir que aumenta la probabilidad de fallo en el suministro al implantar un criterio tan restrictivo. Esto se debe a que para alcanzar el elevado volumen de reserva establecido para asegurar el suministro durante 90 días, es necesario limitar las descargas durante el mismo número de días, traduciéndose en un elevado días de fallo en el abastecimiento.

A partir de estudios anteriores (Gómez-Beas *et al.*, 2013), se han podido definir las áreas de la cuenca que aportan mayor cantidad de herbicida al embalse. El tener una información distribuida sobre las fuentes de contaminación, hace posible proponer medidas que permitan paliar los efectos de altas concentraciones de herbicida en el agua del embalse. En el caso de la cuenca del Víboras, la zona alta de la cuenca aporta más cantidad de herbicida al embalse aguas abajo, debido a dos circunstancias: por un lado a las fuertes pendientes que generan mayor flujo de escorrentía, el cual arrastra esta sustancia hasta el cauce o el embalse aguas abajo; por otro lado, la velocidad de degradación del herbicida en el suelo tiene una dependencia directa con la temperatura del mismo, siendo más lenta a menor temperatura y, por tanto, el herbicida es más persistente a menores temperaturas del suelo (Gómez-Beas *et al.*, 2013). Como ejemplo de aplicación, con el fin de ilustrar la funcionalidad del modelo de gestión, se ha propuesto restringir

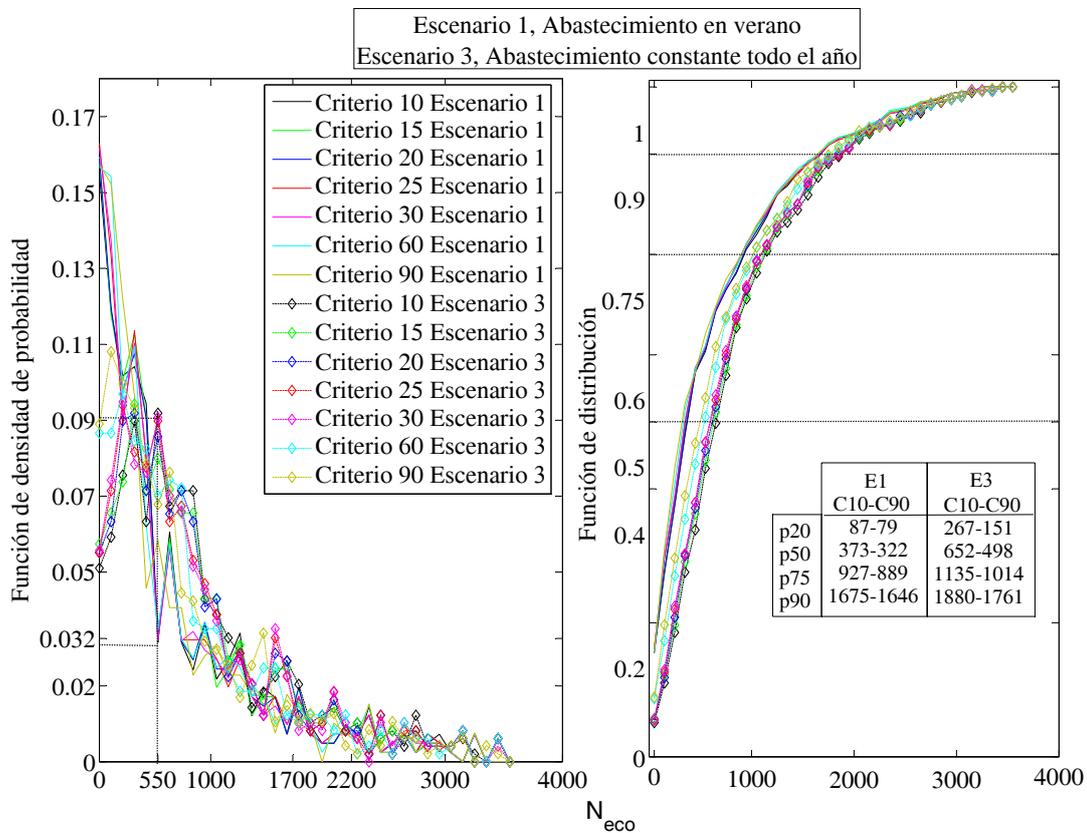


Figura 5.5: Funciones de densidad de probabilidad y de distribución del número de días de cierre del suministro caudales ecológicos (N_{eco}) en la serie de 10 años abastecimiento de junio a septiembre y abastecimiento a lo largo de todo el año.

el uso del herbicida en esta zona de mayor aporte de la cuenca. De nuevo se consideran dos escenarios: Escenario 3, utilizado anteriormente en que el suministro urbano es constante a lo largo del año y en el que la carga de herbicida es la estimada; Escenario 4, que considera idénticos aspectos que el anterior, pero en el cual se ha restringido el uso del herbicida (tabla 5.2). En la figura 5.7 se ha representado la función de distribución en el caso de que se limite a la mitad la dosis aplicada de herbicida en esta zona, es decir, se aplicarían $0.87 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ en lugar de $1.74 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$. Se observa que, para todos los criterios de garantía considerados, aumenta la probabilidad de un menor número de días de cierre de suministro urbano por concentración de terbutilazina superior a $0.1 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, especialmente para un número menor a 1000 días de cierre, llegando a 1250 días en el caso del criterio de garantía de 90 días. Así, para el criterio de garantía de 15 días, la probabilidad de que se produzcan 850 días de cierre en la serie de 10 años es de 0.085 para el Escenario 3, frente a 0.1 para el Escenario 4. Esta diferencia es algo mayor para el criterio de 90 días, alcanzando valores máximos de 0.1 de probabilidad para 1250 días para el Escenario 3, frente a 0.12 para 1150 días en el Escenario 4. Por lo tanto, se puede concluir que a través de medidas de actuación sobre las dosis y fechas de aplicación en las zonas

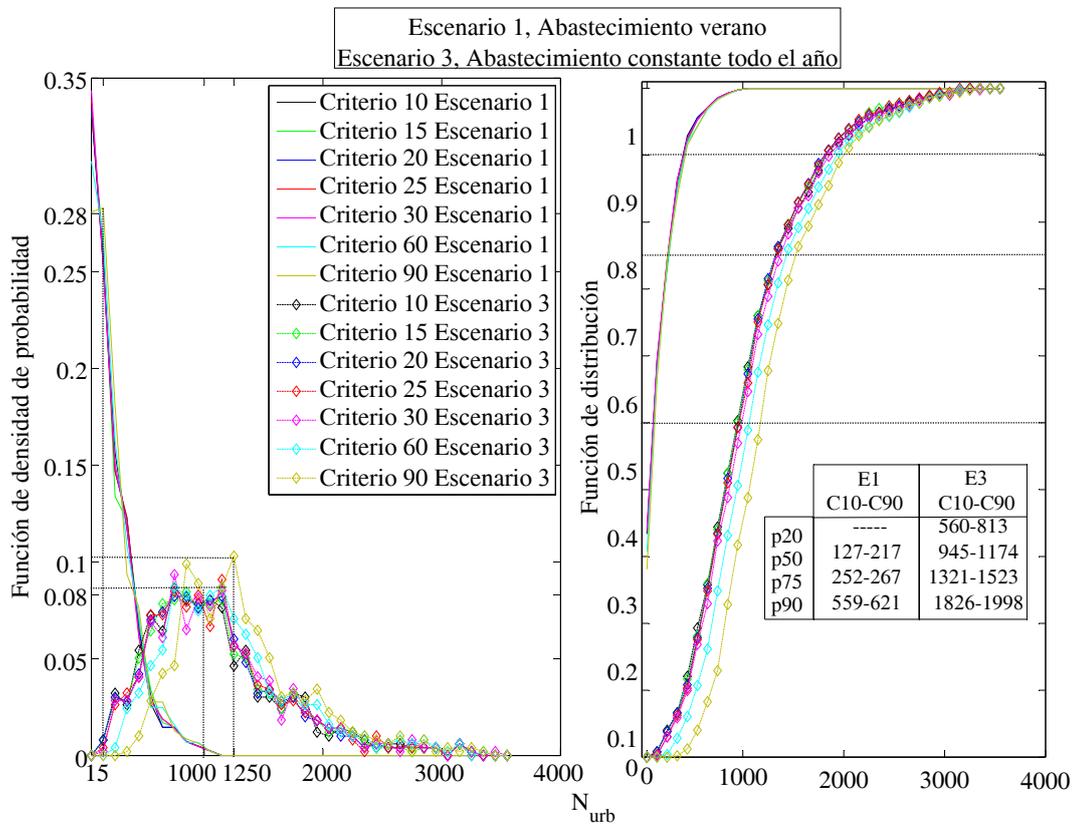


Figura 5.6: Funciones de densidad de probabilidad y de distribución del número de días de cierre del suministro urbano (N_{urb}) en la serie de 10 años abastecimiento de junio a septiembre y abastecimiento a lo largo de todo el año.

de mayor aporte potencial de la cuenca, el modelo muestra una disminución de la cantidad de herbicida en el agua del embalse, siendo esto posible a partir de la aplicación del mismo junto a un modelo que simule la carga de herbicida que aporta de forma distribuida la cuenca vertiente al embalse.

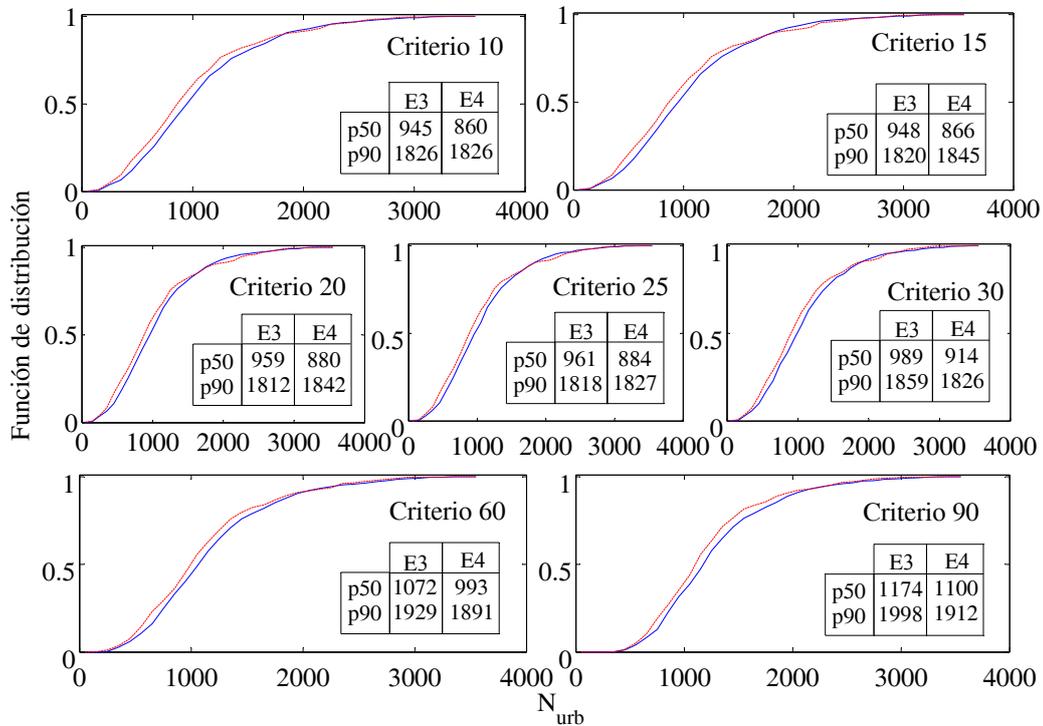


Figura 5.7: Función de distribución del número de días de cierre del suministro urbano (N_{urb}) en la serie de 10 años, con abastecimiento a lo largo de todo el año y dosis de aplicación calibrada con datos medidos, junto con la reducción a la mitad de la dosis de aplicación en la zona alta de la cuenca.

En la tabla 5.3 se presentan a modo de resumen los valores del número medio anual de días de cierre en el suministro al uso urbano considerando, para los dos percentiles más significativos, y para los 7 criterios de operación y bajo los 4 escenarios analizados en el embalse del Víboras.

tabla 5.3: Valores de percentiles característicos de número de días de cierre medio anual en el uso urbano considerando los 7 criterios de operación y bajo los 4 escenarios analizados en el embalse del Víboras.

Escenario	Percentil	C10	C15	C20	C25	C30	C60	C90
Escenario 1	p50	1.27	1.31	1.32	1.37	1.44	1.74	2.17
	p90	5.59	5.56	5.58	5.68	5.76	5.94	6.21
Escenario 2	p50	1.05	1.06	1.07	1.09	1.13	1.22	1.41
	p90	5.42	5.39	5.44	5.47	5.49	5.51	5.45
Escenario 3	p50	9.45	9.48	9.59	9.61	9.89	10.72	11.74
	p90	18.26	18.20	18.12	18.18	18.59	19.29	19.98
Escenario 4	p50	8.60	8.66	8.80	8.84	9.14	9.93	11.00
	p90	18.26	18.45	18.42	18.27	18.26	18.91	19.12

5.3.2. Embalse de Rules

El embalse de Rules es el sistema dinámico de regulación y control del abastecimiento para consumo urbano y regadío a la zona litoral de la cuenca hidrográfica del río Guadalfeo, en el sur de la provincia de Granada (figura 5.8). El clima de la cuenca es el resultado de la interacción entre semiárido mediterráneo y condiciones climáticas alpinas (Aguilar, 2008), con una precipitación media de $656 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$, y una aportación media al embalse de $107.5 \text{ hm}^3\cdot\text{año}^{-1}$.

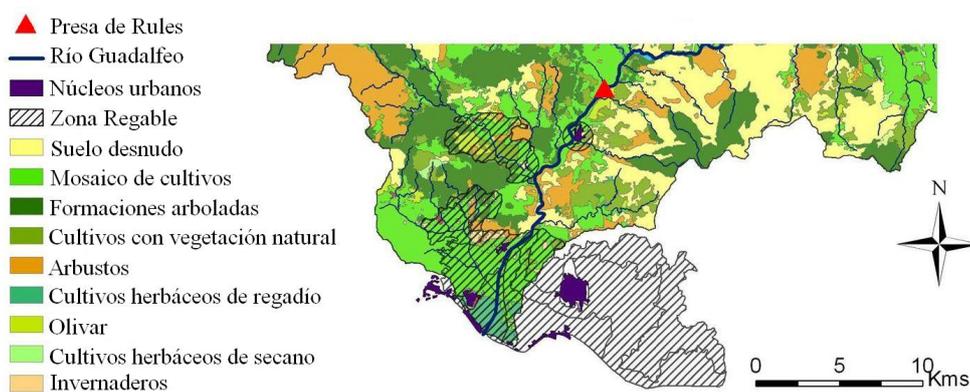


Figura 5.8: Situación, Modelo Digital de Elevaciones y usos del suelo de la cuenca del río Guadalfeo. También se muestran las áreas urbanas y de regadío abastecidas desde el embalse Rules.

Para la aplicación del modelo de gestión de agua, se realizó un estudio de los datos de demanda de cada uno de los usos abastecidos desde el embalse, así como de su distribución a lo

largo del año. La estimación usada en este estudio se basa en información disponible en el Plan Hidrológico de la Cuenca del Sur (PHCS, 1999), y debe ser considerada como una aproximación a los valores de la situación actual, la cual puede variar debido a variaciones en los usos del suelo, o variaciones en los criterios de prioridad de garantía de la demanda y/o distribución.

La demanda prioritaria suministrada desde el embalse es el abastecimiento a la población de la costa granadina. En el PHCS (1999), se establece un volumen destinado al abastecimiento a la población de 13 hm^3 anuales. Por otro lado, la conducción de abastecimiento se ha diseñado para un caudal máximo de $1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, que supone un volumen de 30 hm^3 anuales. Junto con estos datos es necesario tomar en consideración el carácter estacional de la población de la costa, donde el turismo estival causa un aumento considerable en la misma, estimando que dicho periodo se prolonga desde el 30 de junio hasta el 15 de septiembre de cada año. Con todos estos datos, se obtuvo el valor del caudal de agua demandado para este uso, considerando que un caudal de $0.95 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ corresponde al demandado por la población estacional de la época estival, siendo este caudal reducido a $0.268 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ durante el resto del año.

En cuanto al agua destinada a la agricultura, a partir de las dotaciones de riego establecidas en el PHCS (1999), para la zona regable de Motril-Salobreña con horizonte 20 años, se obtuvo una dotación de 113.62 hm^3 anuales. Dicho volumen se distribuye a lo largo del año según las necesidades del cultivo. Como una primera aproximación al presente modelo, se tomó un cultivo tipo de la zona, frutales subtropicales, y el porcentaje de agua que dicho cultivo demanda cada mes del total requerido anualmente, obteniéndose la distribución mensual del caudal destinado a satisfacer el regadío, como se muestra en la tabla 5.4

Mes	Porcentaje (%)	$Q_{reg} (\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1})$
Enero	2.03	0.8612
Febrero	0.825	0.3875
Marzo	0.0	0.0
Abril	2.45	1.0564
Mayo	9.77	4.1446
Junio	15.65	6.8580
Julio	18.96	8.0410
Agosto	15.65	6.6386
Septiembre	14.44	6.3298
Octubre	10.97	4.6536
Noviembre	6.91	3.0290
Diciembre	2.45	1.0181

tabla 5.4: Distribución mensual del caudal de riego (Q_{reg}) para el cultivo tipo seleccionado.

Junto con estas demandas principales satisfechas desde el embalse de Rules, también se ha de tener en cuenta aquella destinada a la producción de energía hidroeléctrica, que se considera con un caudal máximo de $2.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ como valor de partida. Esta demanda es satisfecha con el caudal destinado al regadío cuando es posible, liberando el volumen adicional necesario desde la presa cuando la magnitud del caudal liberado para regadío sea inferior a dicho valor. Además,

también será suministrado el volumen de agua destinado al mantenimiento del ecosistema aguas abajo de la presa. Otros estudios en la zona (Aguilar *et al.*, 2014) arrojan la distribución mensual de los caudales ecológicos mínimos mostrados en la tabla 5.5.

Mes	Q_{min} ($m^3 \cdot s^{-1}$)
Septiembre	0.049
Octubre	0.116
Noviembre	0.179
Diciembre	0.233
Enero	0.354
Febrero	0.369
Marzo	0.318
Abril	0.213
Mayo	0.133
Junio	0.094
Julio	0.025
Agosto	0

tabla 5.5: Distribución mensual de los caudales ecológicos mínimos (Q_{min}) desde el embalse de Rules. Fuente Aguilar *et al.* (2014).

Al igual que el caso anterior, en la tabla 5.6 se muestra la información básica que describe los escenarios analizados para la gestión del agua desde el embalse de Rules.

tabla 5.6: Escenarios analizados para el embalse de Rules.

Escenario	Restricciones	Q_{reg}	Coste
Escenario 1	Colmatación, Q_{eco}	100 %	–
Escenario 2	Q_{eco}	100 %	–
Escenario 3	Colmatación, Q_{eco}	200 %	–
Escenario 4	Colmatación, Q_{eco}	100 %	Relativo f=0.33
Escenario 5	Colmatación, Q_{eco}	100 %	Relativo f=0.67
Escenario 6	Colmatación, Q_{eco}	100 %	Coste oportunidad

Colmatación

En la cuenca del río Guadalfeo se ha monitorizado la acumulación de sedimento tanto en el embalse de Rules, como en el dique del Granadino, situado 8.5 km aguas arriba de la presa, y destinado a la protección de aportaciones de sedimento a la misma (Moñino *et al.*, 2011; Millares *et al.*, 2012, 2014a) (figura 5.9). La gran disponibilidad de material suelto en el río, junto con los procesos erosivos en ladera con aportaciones importantes en forma de sólidos en suspensión, provoca una pérdida máxima de volumen estimada en el embalse del orden del 3.5 % sobre el inicial, en el periodo 2007-2012, es decir, una pérdida media anual del 0.7% Millares *et al.* (2014b). De este modo, se ha incluido dicha tasa media anual para reflejar la pérdida de volumen de almacenamiento en el embalse consecuencia de la colmatación en el modelo de gestión.

En primer lugar, para mostrar el efecto de la colmatación en la gestión del agua del embalse, se ha analizado la función de densidad de probabilidad de dos escenarios: Escenario 1, en que se ha incorporado la pérdida de volumen por efecto de la colmatación en el embalse; y Escenario 2, en que no se ha considerado dicha restricción a la disponibilidad del recurso (tabla 5.6). Los resultados de los distintos criterios de garantía se muestran en la figura 5.10 a través de las funciones de probabilidad del número de días de fallo en el suministro destinado a regadío. Se ha decidido representar el fallo en el suministro a regadío ya que, según se verá más adelante, debido a la prioridad del abastecimiento urbano establecida, este uso se ve afectado en mayor medida por la gestión llevada a cabo desde el embalse. Al igual que en el caso de estudio anterior, se observa un ligero aumento, de 0.006 a 0.01, de la probabilidad para un menor número de días de cierre en el suministro en la serie de 10 años (alrededor de 750 días), siendo de nuevo más acusado (0.014 aproximadamente) para el criterio de garantía de 60 días, donde se observa este aumento en torno a los 850 días de cierre. Para el criterio de 90 días, aumenta la probabilidad en 0.004 para todo el intervalo entre 700 y 850 días. Debido al mayor tamaño del embalse, y al menor porcentaje que supone la pérdida por colmatación es este caso de estudio, se puede concluir que en el horizonte temporal analizado, la gestión del embalse no se verá significativamente comprometida por esta restricción.

En el resto de escenarios analizados se han incluido ambas restricciones al suministro: la pérdida de capacidad por colmatación y el régimen de caudales ecológicos (tabla 5.6).

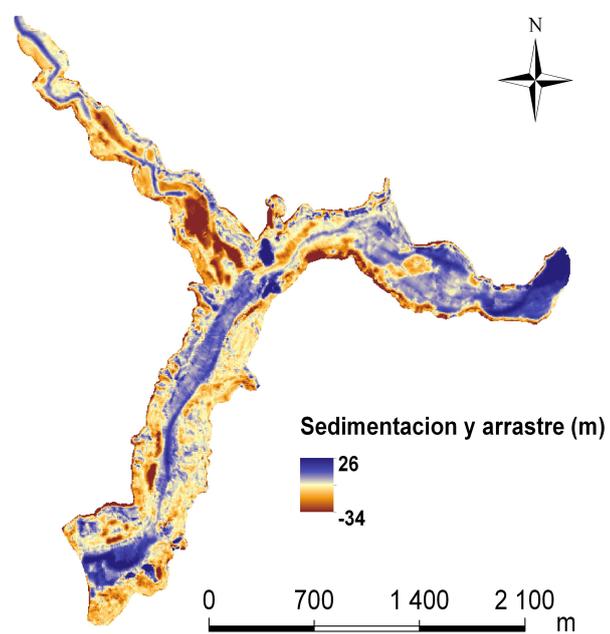


Figura 5.9: Resultado del cálculo de sedimentación (azul) y arrastre (naranja) a partir de la batimetría realizada en 2011 con resolución 5 m y el modelo digital de elevaciones de Andalucía con resolución 10 m. Fuente Millares *et al.* (2012)

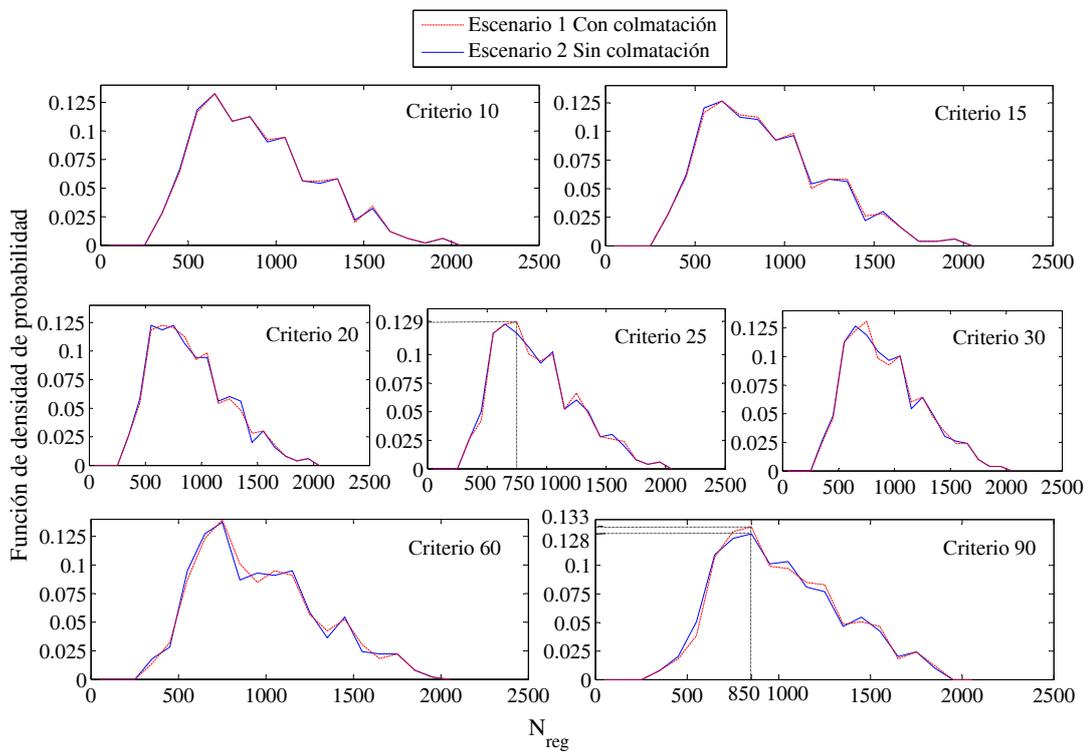


Figura 5.10: Función de densidad de probabilidad del número de días de cierre del suministro de regadío (N_{reg}) en la serie de 10 años con y sin colmatación.

Abastecimiento urbano y caudal ecológico

Para el análisis de la garantía de suministro de la demanda urbana desde el embalse de Rules, se ha representado la función de distribución del número de días de cierre en el suministro urbano (figura 5.11). Como cabía esperar, se observa el aumento en el número de días de cierre del suministro cuando el criterio de garantía es más restrictivo, es decir, cuando el volumen de reserva que permite asegurar el suministro durante un periodo de tiempo es mayor. Así, para una probabilidad de 0.50, el número de días de cierre con el criterio de garantía 60 es de 6 días, aumentando a 44 días de cierre cuando el criterio es de 90 días. Por otro lado, para los criterios de garantía desde 10 a 30 días no se observan cierres en el suministro, por lo que se puede concluir que la gestión llevada a cabo al fijar estos umbrales funcionales optimiza adecuadamente los recursos hídricos del sistema.

Para completar este análisis, se han representado también las funciones de distribución y densidad de probabilidad del estado del embalse al final de la simulación de 10 años, en relación al volumen máximo normal establecido en el embalse (figura 5.12). La figura 5.12(a) muestra cómo la probabilidad de que el volumen de reserva al cabo de los 10 años de regulación sea del orden del 35% del volumen máximo es de 0.23 para los criterios de garantía más restrictivos, 60 y 90 días, mientras que para el resto de criterios, esta probabilidad disminuye a 0.09, existiendo una probabilidad mayor, 0.43 aproximadamente, de que el embalse se encuentre en torno al 15% de su nivel máximo normal en este último caso. A partir de las funciones de distribución (figura 5.12(b)), se comprueba el análisis anterior, no observándose diferencias significativas en el volumen final al cabo de los 10 años para los criterio de 10 a 30 días, excepto para un volumen final del 15% del Vol_{NMN} , donde la probabilidad varía entre 0.43 y 0.32 aproximadamente. Para los criterios de 60 y 90 días el comportamiento es distinto, mostrándose diferencias significativas para todas las probabilidades, alcanzando valores de 0.28 y 0.36 respectivamente para un volumen final del 25% del inicial, frente a la probabilidad en torno a 0.50 en el resto de los criterios. Por tanto, se puede concluir que en cualquier caso, la situación final del embalse será más favorable bajo el criterio de 90 días.

Utilizando como herramientas ambos resultados, los gestores podrán decidir entre minimizar el número de días de fallo en el suministro de la demanda urbana, lo cual ocurre en este caso de estudio con los criterios de garantía de 10 a 30 días (figura 5.11), o maximizar el volumen de reserva tras la gestión, en este caso estableciendo los criterios de 60 o 90 días de garantía (figura 5.12).

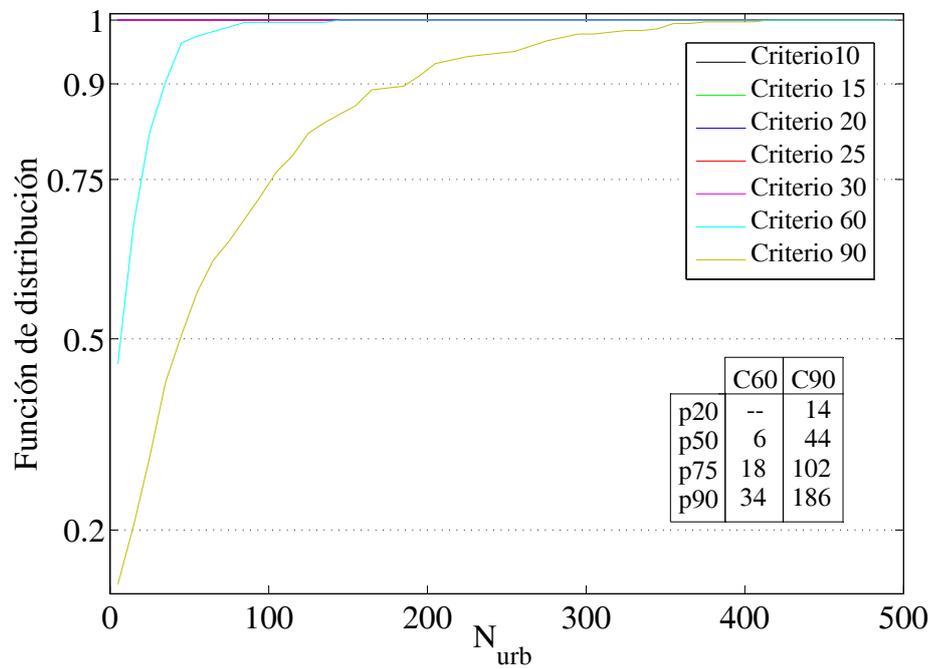


Figura 5.11: Función de distribución del número de días de cierre del suministro urbano (N_{urb}) en la serie de 10 años.

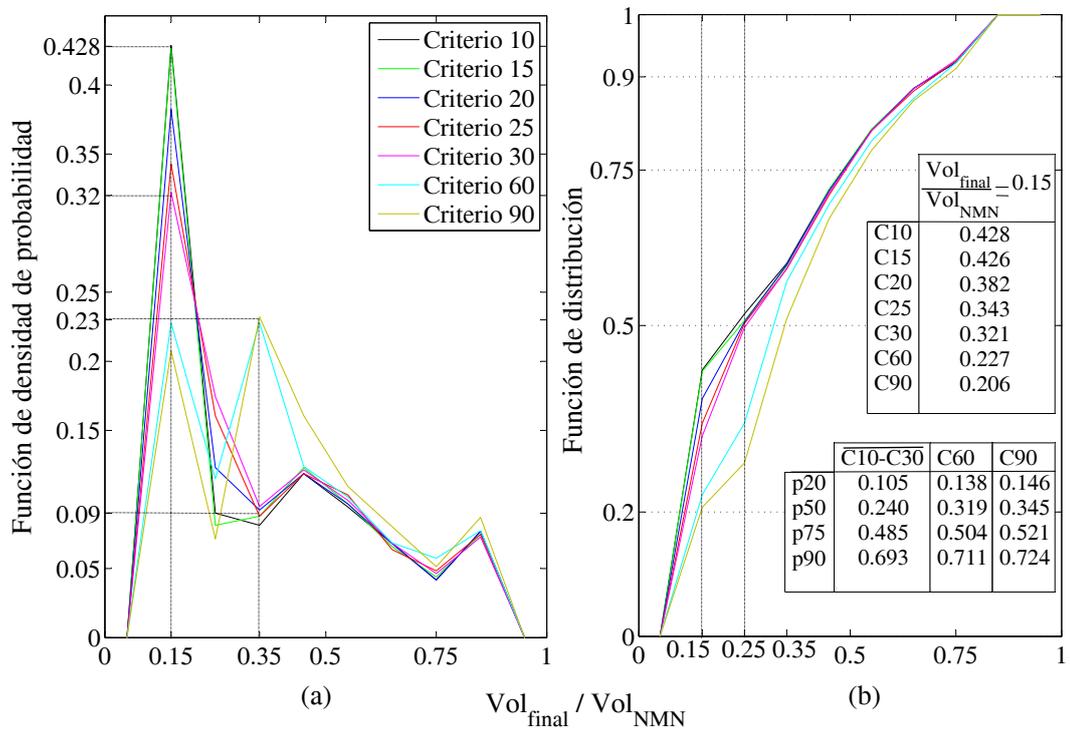


Figura 5.12: Funciones de densidad de probabilidad y de distribución del volumen almacenado al final de la serie de 10 años (Vol_{final}) con respecto al volumen correspondiente al Nivel Máximo Normal (Vol_{NMN}).

Regadío

En cuanto al análisis del riesgo en el suministro al regadío, se ha evaluado su probabilidad de fallo en base al cumplimiento de los criterios de garantía establecidos por el PHCG (2013):

- El déficit en 1 año no puede superar el 50 % de la demanda anual.
- El déficit en 2 años consecutivos no puede ser superior al 75 % de la demanda anual.
- El déficit en 10 años consecutivos no puede ser superior al 100 % de la demanda anual.

De esta manera, con el déficit máximo permitido para 1 año, se consigue que la sequía no afecte a los cultivos durante más tiempo que dicho periodo, y con los déficit máximos para 2 y 10 años se pretende conseguir asegurar las cosechas y recuperar los resultados adversos de las sequías.

Sin embargo, queda un aspecto por contemplar en la demanda de regadío que se ha querido incluir en este análisis. Al proyectar una presa para abastecer una serie de usos en una región, se ha de tener en cuenta el efecto que la disponibilidad de recursos va a tener en la zona. Es decir, el embalse ha sido diseñado para el suministro a una serie de actividades consolidadas, que requieren una cantidad de agua para su desarrollo. Tras la puesta en funcionamiento de la presa, y debido al aumento en el volumen de agua almacenada, los usuarios pueden aumentar la demanda. En el caso del uso agrícola, es habitual el incremento de la superficie regable ante el aumento de la disponibilidad del recurso, por lo que el suministro a esta demanda puede verse comprometido al requerir un volumen de agua superior al proyectado inicialmente.

Por todo ello, junto a las funciones de probabilidad del número de fallos en la serie de diez años (N), para los criterios de garantía de 1 y 2 años para la situación inicialmente proyectada (Escenario 1). Además, se han representado las mismas funciones para una demanda creciente tras la puesta en funcionamiento de la presa, considerando que durante los 5 primeros años la demanda de regadío ha aumentado gradualmente hasta un 200 % (Escenario 3) (figura 5.13). En la tabla 5.7 se muestra la tasa de cumplimiento de la garantía de 10 años para ambos escenarios.

Criterio	E1 T(%)	E3 T(%)
C10	80.2	100
C15	80.6	100
C20	81.2	100
C25	82.2	100
C30	82.8	100
C60	87.6	100
C90	92.0	100

tabla 5.7: Tasa de superación del déficit máximo en 10 años en el suministro a regadío desde el embalse de Rules en la simulación de las 500 series estocásticas (T).

En el Escenario 1, el déficit máximo en 10 años es superado entre un 80 % y un 92 % de los casos simulados, para los criterios de 10 y 90 días respectivamente (tabla 5.7). En el Escenario

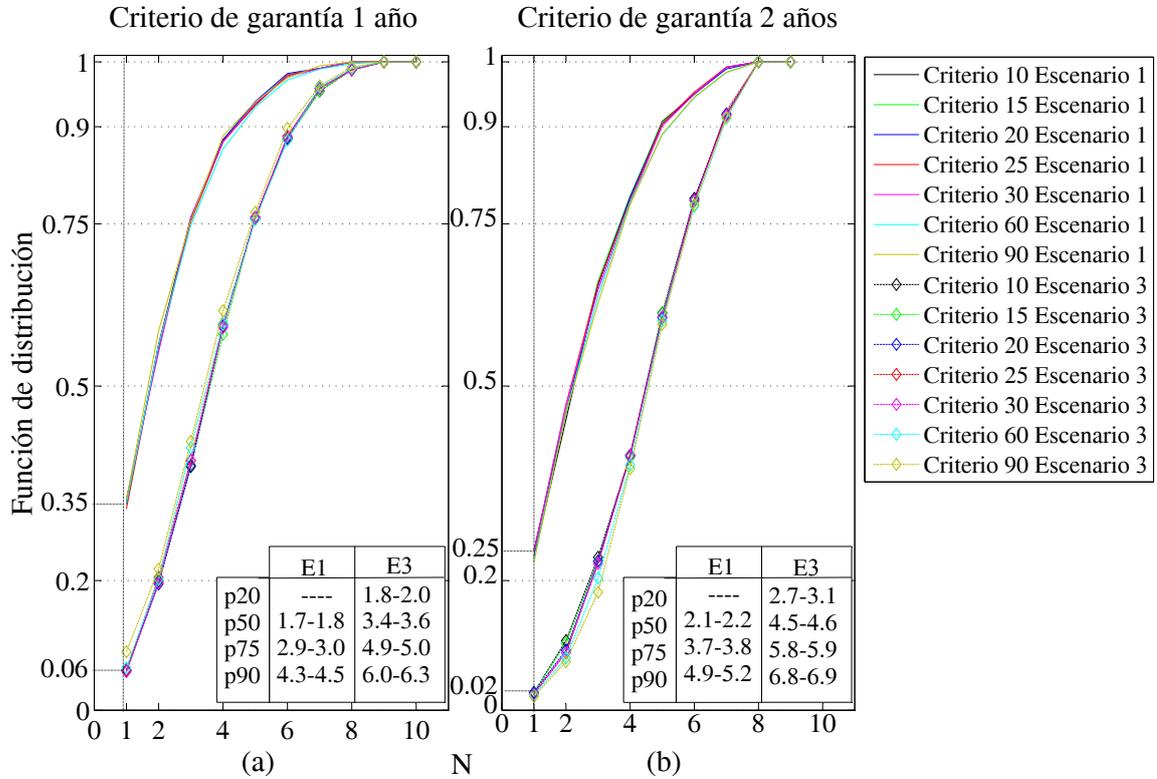


Figura 5.13: Funciones de distribución del número de veces (N) que no se cumplen los criterios de garantía de 1 y 2 años en la serie de 10 años, para ambos escenarios.

3, este criterio de garantía no se cumple en ninguno de los casos simulados.

En ambos escenarios, no se observan diferencias significativas entre las simulaciones correspondientes a los distintos umbrales operativos, tanto para la garantía de 1 año como para la de 2 años. En el caso del Escenario 1, la probabilidad de que ambos criterios de garantía se incumplan solamente una vez en la serie de 10 años es mayor que en el Escenario 3, con probabilidades de 0.35 (garantía de 1 año) y de 0.25 (garantía de 2 años), frente a 0.06 y 0.02 respectivamente para el Escenario 3. Sin embargo, para una probabilidad de 0.75, el incumplimiento para el Escenario 1 es de aproximadamente 3 veces para el criterio de garantía de 1 año, siendo un 67% mayor ($N=5$) en el Escenario 3. En el caso del criterio de garantía de 2 años, ambos valores aumentan (3.8 y 5.9 respectivamente), siendo en este caso 55% mayor en el Escenario 3. Es decir, al aumentar la demanda por la entrada en funcionamiento de la presa, la probabilidad de fallo aumenta en un 60% aproximadamente.

Ante estos resultados se puede concluir, que con los criterios de gestión establecidos, la probabilidad de que no se supere el déficit máximo establecido por el PHCG (2013) es del orden del 35%. No obstante, se ha de tener en cuenta el incremento en la demanda de agua que puede darse al entrar en funcionamiento la presa, situación que supondría mayor número

de fallos por incumplimiento de las garantías de riego y por tanto, un mayor nivel de riesgo.

Análisis de costes

Con el fin de cuantificar el riesgo en el sistema de abastecimiento desde el embalse de Rules, se ha realizado un análisis adimensional del coste total de no satisfacción de la demanda. Para ello, se ha utilizado la expresión 5.1:

$$N \cdot 1 + M \cdot f = V_u \cdot C_u + V_i \cdot C_i \quad (5.1)$$

donde:

- 1 es coste relativo de fallo en el abastecimiento urbano [€T^{-1}];
- f es coste relativo de fallo en el abastecimiento a regadío [€T^{-1}], siendo $f < 1$, debido a la prioridad del abastecimiento urbano sobre el resto de los usos;
- N es la media anual del número de días de cierre en la toma de abastecimiento urbano [T];
- M es la media anual del número de días de cierre en la toma de abastecimiento regadío [T];
- C_u es el coste de fallo en la demanda urbana [€L^{-3}];
- C_i es el coste de fallo en la demanda de regadío [€L^{-3}];
- V_u es el volumen de fallo en la demanda urbana [L^3];
- V_i es el volumen de fallo en la demanda de regadío [L^3];

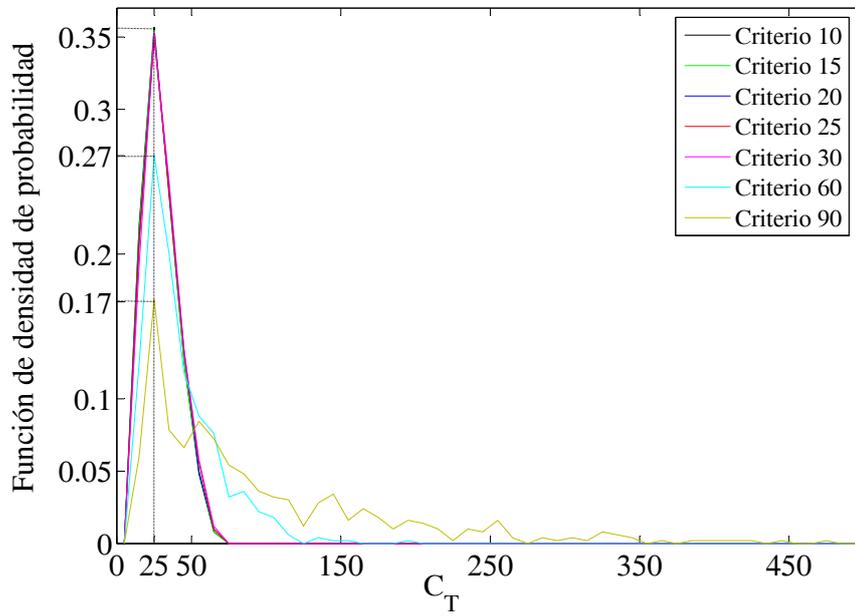
siendo C_u , C_i , V_u y V_i variables locales definidas para cada sistema en particular.

La ecuación 5.1 determina un sistema de referencia para el análisis de costes, donde, a partir de demandas locales y los costes asociados a las consecuencias del fallo en el abastecimiento a la demanda, es posible estimar el coste anual total (C_T) del sistema de abastecimiento al uso agrícola desde el embalse de Rules, junto con la probabilidad de que se produzca dicho fallo. Con estos datos es posible cuantificar el riesgo correspondiente.

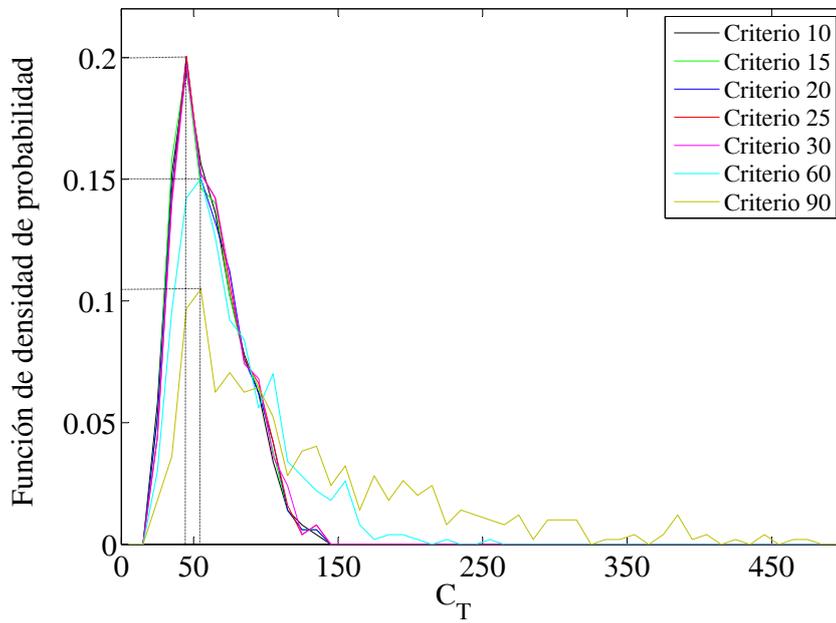
$$\text{Riesgo} = \text{Probabilidad de fallo} \times \text{Coste asociado} \quad (5.2)$$

Para ilustrar la aplicabilidad de la expresión 5.1, se muestran las funciones de probabilidad en el sistema para dos valores orientativos de f : 0.33 (Escenario 4) y 0.67 (Escenario 5) (figura 5.14). A partir de dicha figura, se observa cómo al aumentar el coste relativo de la demanda de riego de 0.33 a 0.67, se produce un desplazamiento general de las funciones de probabilidad hacia costes mayores (de 25 a 50 unidades respectivamente). Estos valores, correspondientes a 25 unidades, se dan para un coste relativo de 0.33 con una probabilidad de 0.35 para los criterios 10 a 30 días, disminuyendo a 0.27 para el criterio de 60 días, y a 0.17 para el de 90 días. Sin embargo, estas probabilidades disminuyen para el valor de 0.67 de coste unitario, siendo de 0.2 para los criterios 10 a 30 días, 0.15 para el criterio de 60 días, y 0.1 para el de 90 días. Esta disminución en la probabilidad para el mayor coste relativo es debida al aumento de la probabilidad de que el precio sea mayor, como se ha reseñado anteriormente, siendo más acusada la tendencia en los criterios más restrictivos de 60 y 90 días. Por tanto, en términos de

riesgo, los más altos costes estarán asociados al fallo en el abastecimiento al uso agrícola, debido a la prioridad establecida para el uso urbano, y dado que los caudales ecológicos y los efectos de la colmatación suponen una restricción al volumen disponible. Dado este orden de prioridades, el hecho de imponer un mayor volumen de resguardo para el abastecimiento urbano (60 y 90 días de garantía), afecta en mayor medida al uso agrícola, como se ha podido comprobar en las figuras 5.14(a) y 5.14(b).



(a) $f=0.33$



(b) $f=0.67$

Figura 5.14: Funciones de densidad de probabilidad del coste total (C_T) en la serie de 10 años para distintos valores de f .

Por último, se ha querido incluir en el estudio el coste de oportunidad en el suministro al regadío (Escenario 6). Este coste se ha representado como el aumento de precio que supone para el agricultor el m^3 suministrado en función de la disminución del volumen de reserva en cada momento. Es decir, se ha establecido un incremento gradual del precio del agua proporcionalmente a la disminución del volumen de reserva en el sistema. Para ello, se ha partido de la estimación realizada por Gómez *et al.* (2002) en la cuenca del Guadalquivir. En dicho trabajo, se asigna un coste al m^3 de agua suministrado para el abastecimiento al regadío, variable en función del volumen instantáneo de reserva en el sistema (tabla D.1). Así, a menor cantidad de agua almacenada en cada paso de tiempo, más elevado será el coste del volumen suministrado. En la figura 5.15 se muestran la función de densidad de probabilidad y de distribución del coste total del regadío en la serie de 10 años, a partir de los criterios expuestos. El establecer un coste sujeto a la disponibilidad de recurso, resalta el impacto de la gestión llevada a cabo mediante el establecimiento de los umbrales de garantía. Así, los menores costes del agua para regadío se dan para los criterios de garantía de 60 y 90 días (6.5×10^7 y 7×10^7 € respectivamente) (figura 5.15(a)), llegando a ser un 12.5% inferiores al resto de criterios (figura 5.15(b)). Además, estos criterios alcanzan una probabilidad más alta, de 0.50, para dichos precios de menor valor, frente a 0.37 para los criterios 20 a 30 días, y 0.32 para 10 y 15 días, y para 7.5×10^7 €. Estos resultados eran de esperar tras el análisis del volumen de reserva al cabo de la simulación de 10 años realizado anteriormente (figura 5.12), en el que los mayores volúmenes se daban para estos dos criterios de mayor periodo de garantía. El análisis de costes de oportunidad realizado muestra que los menores costes se dan para los criterios más restrictivos, ya que a partir de ellos se asegura un mayor volumen de reserva, el cual, según los criterios establecidos, está ligado a un menor precio de suministro.

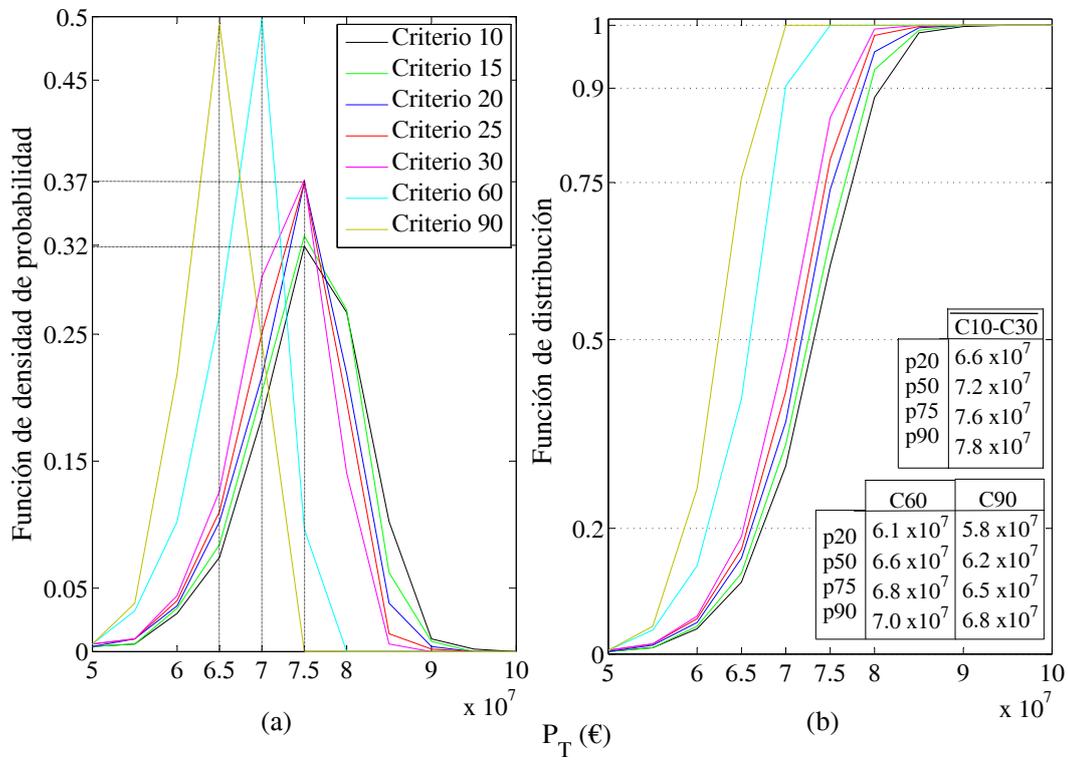


Figura 5.15: Funciones de densidad de probabilidad y de distribución del precio total (P_T) pagado por el agricultor en la serie de 10 años.

Al igual que en el caso anterior, en la tabla 5.8 se presenta los valores medios anuales del número de días de cierre en el abastecimiento al uso de regadío desde el embalse de Rules para los escenarios 1 y 2 (N_{reg}), el número de veces en que no se cumple los criterios de garantía de 1 y 2 años en los escenarios 1 y 3 (N), el coste medio anual en los escenarios 4 y 5 (C_T) y el precio total en el escenario 6 (P_T). Para los criterios de operación C10 a C30 se da el valor de la media, ya que el análisis arroja valores similares en estos criterios.

tabla 5.8: Valores de las variable utilizadas en el análisis de escenarios (N_{reg} , N (criterios 1 y 2 años de garantía), C_T y P_T), en los dos percentiles más significativos de las funciones de distribución, para los criterios de operación y escenarios considerados en el embalse de Rules.

Escenario	Variable	Percentil	C10-C30	C60	C90
Escenario 1	N_{reg}	p50	7.91-8.15	8.54	9.10
		p90	13.17-13.52	14.10	14.45
	N (1 año)	p50		1.70-1.80	
		p90		4.30-4.50	
	N (2 años)	p50		2.10-2.20	
		p90		4.90-5.20	
Escenario 2	N_{reg}	p50	7.95-8.15	8.58	9.15
		p90	13.17-13.47	14.14	14.53
Escenario 3	N (1 año)	p50		3.40-3.60	
		p90		6.00-6.30	
	N (2 años)	p50		4.50-4.60	
		p90		6.80-6.90	
Escenario 4	C_T	p50	23	31	62
		p90	43	73	203
Escenario 5	C_T	p50	52	62	94
		p90	90	122	248
Escenario 6	P_T	p50	7.2×10^7	6.6×10^7	6.2×10^7
		p90	7.8×10^7	7.0×10^7	6.8×10^7

5.4. Conclusiones

La operatividad de los sistemas de abastecimiento de agua puede ser evaluada mediante el análisis de incertidumbre y riesgos de los procesos involucrados en el almacenamiento del recurso. Para proveer a los gestores de conocimientos sobre la respuesta del sistema ante diversas situaciones, se ha realizado un análisis de posibles escenarios de demanda y su gestión. Este estudio constituye una potente herramienta para la toma de decisiones en la gestión y planificación de los recursos hídricos.

Además, la herramienta permite al gestor seleccionar los criterios de operación de los caudales salientes, mediante la apertura y cierre de las válvulas, de manera que se pueda optimizar la operatividad del embalse. Los resultados obtenidos permiten esta optimización en base a minimizar el fallo en el abastecimiento, maximizar el agua almacenada al cabo del periodo de tiempo considerado, o minimizar los costes de oportunidad. En ambos casos de estudio, se ha observado que los criterios de garantía de 60 y 90 días son muy restrictivos, y, a pesar de que aseguran un estado más favorable del volumen embalsado al cabo de los diez años simulados (del orden de un 25% mayor de volumen de reserva en el caso de Rules), el número de cierres en el suministro y, por tanto el fallo del sistema, también se ve incrementado bajo estas premisas.

El análisis realizado sobre la concentración de terbutilazina en el embalse del Víboras, junto con el conocimiento de la carga que aporta la cuenca vertiente al mismo de forma distribuida, permite proponer una regulación sobre la aplicación de esta sustancia en las tierras de cultivo. De esta manera, se puede prevenir un exceso en la cantidad de dicha sustancia en el agua del embalse, que la convierten en no apta para consumo humano, previniendo una repercusión social inaceptable. En el presente estudio, se ha mostrado como la reducción a la mitad de la dosis de aplicación del herbicida terbutilazina (de $1.74 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ a $0.87 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$), ha disminuido la probabilidad de fallo en el suministro en un 20 % aproximadamente para la mayor probabilidad dada, correspondiente a 1250 días de cierre.

La pérdida de capacidad por colmatación en el embalse es más acusada en cuencas con predominio de olivar, debido a que este cultivo se suele encontrar en suelos marginales con fuertes pendientes que llevan asociadas mayores tasas de erosión y pérdida de suelo. El no incluir esta restricción en la gestión, lleva a subestimar en un 20 % la probabilidad de fallo en el suministro en el horizonte temporal analizado para la cuenca de olivar del Víboras, siendo inferiores estas diferencias (10 % aproximadamente) para el mismo horizonte en el caso de Rules. No obstante, hay que tener en cuenta la distinta precisión y calidad de la información de partida para la estimación de la colmatación en ambos casos.

En términos de riesgos, los mayores costes están asociados al fallo en el sistema de abastecimiento al uso agrícola, debido a la prioridad establecida para el uso urbano en los planes hidrológicos de cuenca, y al ser los caudales ecológicos considerados una restricción al uso, de manera que el regadío se ve interrumpido un 40 % de días más que el abastecimiento urbano. De nuevo se observa que los criterios más restrictivos de 60 y 90 días de volumen de garantía, afectan en mayor grado al fallo en el suministro a regadío. Para estos criterios, la probabilidad de un menor coste total del agua del sistema (25 unidades), es hasta un 18 % menor que para los criterios de 10 a 30 días, aumentando por tanto la probabilidad de un mayor coste total (mayor de 50 unidades). En contrapartida, si se establecen unos costes de oportunidad para los volúmenes de regadío inversamente proporcionales al volumen de reserva, el coste total del agua suministrada será menor para los criterios de 60 y 90 días (85 % y 93 % inferiores respectivamente).

La metodología empleada puede aplicarse a cualquier sistema bajo condiciones similares de hidrología, adaptando los criterios de suministro, restricciones y garantías, bien para evaluar los requisitos y las medidas adoptadas en la explotación de un sistema dado, bien para optimizar uno o varios de ellos. Los resultados obtenidos en los dos sistemas piloto, con características y condiciones diferentes, permiten analizar el potencial de la metodología, pero también cuantificar la importancia de incluir criterios de calidad del agua, la estimación de la colmatación del sistema o el impacto sobre las demandas locales de la construcción de un embalse a la hora de estudiar la operatividad de la gestión del embalse en atención a las demandas.

Capítulo 6

Conclusiones y futuras líneas de investigación

6.1. Conclusiones

El modelo de gestión de agua en embalses presentado permite la regulación del sistema de abastecimiento en base a unos criterios establecidos por el propio gestor, de manera que se convierte en una herramienta eficaz para la toma de decisiones sobre las asignaciones de agua a los distintos usos. El modelo ha sido desarrollado y calibrado en dos embalses en concreto, particularizado a partir de parámetros que definen dichos sistemas. Sin embargo, es posible su aplicación a cualquier embalse en clima mediterráneo mediante la variación de dichos parámetros. La estructura del modelo permite la incorporación de series de datos con diferentes escalas temporales, siendo posible a su vez la obtención de resultados a distintas escalas, que no necesariamente tienen que coincidir con las primeras. Además, permite incluir la incertidumbre inherente a los procesos naturales a los que se encuentra sometido el sistema y estimar su influencia en la respuesta del mismo a partir del estudio de las funciones de probabilidad de las variables que representan la mencionada respuesta (nivel de embalse y fallo en el suministro, entre otras).

El modelo de embalse ha sido concebido y diseñado para su inclusión en un modelo hidrológico de cuenca, mediante el cual es posible realizar simulaciones sobre cambios en los usos del suelo de la cuenca vertiente al embalse y analizar su influencia sobre los flujos de agua y sustancias asociadas que llegan al mismo.

Por otro lado, la inclusión en el modelo de la dinámica de sustancias en el embalse ha permitido reproducir adecuadamente la respuesta del sistema ante una carga entrante, en particular la carga del herbicida terbutilazina, aplicado en la cuenca agrícola vertiente al embalse del Víboras. Una vez calibrado el modelo con medidas de carga entrante al embalse, es posible realizar simulaciones con datos de predicción meteorológica, de manera que se convierte en una herramienta para el pronóstico de posibles episodios significativos de contaminación en el embalse. Unido a ello, al suministrar el modelo resultados semidistribuidos en el cuerpo del embalse, es posible identificar las zonas más vulnerables a la eutrofización y pérdida de calidad del agua. La principal aplicación de este resultado es poder disponer de mayor información en la gestión diaria del embalse que la proporcionada por una sonda en un punto de control para

el abastecimiento, seleccionar nuevos puntos de control, en su caso, e identificar, con una resolución espacial mínima, regímenes asociados a distintos estados límite en la calidad del agua. El principal inconveniente en la aplicación en este tipo de modelos es la escasez de información y dificultad en su recopilación para la implementación de los mismos. Sin embargo, el modelo de embalse ha sido desarrollado de tal manera que es posible su calibración con un reducido número de parámetros, por lo que su aplicación puede realizarse en zonas no monitorizadas expresamente.

Finalmente, el modelo de embalse presentado se convierte también en una herramienta para el análisis de la operatividad de sistemas de abastecimiento, así como para el análisis de posibles escenarios de demandas y criterios de suministro. A través de los ejemplos presentados para este tipo de estudios, se puede concluir que la optimización y análisis llevados a cabo permiten discriminar criterios que, aunque a corto plazo no suponen una amenaza a la operatividad del sistema, a largo plazo pueden disminuir la misma. La estimación del riesgo asociado al fallo en el suministro se ha llevado a cabo mediante el análisis de costes de oportunidad, siendo el abastecimiento a regadío el uso más vulnerable en este aspecto. Por otro lado, en términos de calidad del agua suministrada y su efecto sobre la operatividad del sistema, se ha mostrado cómo es posible disminuir la contaminación de las aguas del embalse mediante la planificación sobre zonas y fechas de aplicación de sustancias. En cuanto a las restricciones al suministro representadas en este estudio por la pérdida de capacidad de almacenamiento por colmatación del vaso del embalse y la reducción en la disponibilidad del recurso debido al volumen destinado al régimen de caudales ecológicos, se han analizado las consecuencias sobre el sistema. Tras la incorporación de la pérdida de volumen por sedimentación o colmatación del vaso del embalse es posible una primera aproximación a la estimación de la vida útil de las tomas de las presas y del propio embalse, que permite programar otros análisis a partir de medidas periódicas y modelos de colmatación con mayor detalle. En cuanto al volumen destinado al régimen de caudales ecológicos se encontró que, a pesar de ser una restricción al suministro, la garantía en su dotación puede verse comprometida al destinar volúmenes al resto de los usos. Es decir, para que sea técnicamente posible suministrar este caudal la lámina de agua tiene que alcanzar la cota del desagüe desde el que es liberado, pero el volumen destinado al resto de usos hace que a medio y largo plazo la cantidad de agua disponible en el embalse sea menor y, por tanto, dicha cota disminuya llegando a impedir el suministro de caudales ecológicos.

Procesos como la colmatación del embalse o los que favorecen la difusión de sustancias como mecanismo de transporte han sido estudiados por numerosos autores y existen modelos de la dinámica de transporte en embalses con gran nivel de resolución numérica. El esquema de modelo de gestión propuesto puede incorporar dichos módulos de cálculo, con un elevado coste computacional si se trabaja con los equipos habituales, pero factible si se instalan en otras opciones de trabajo. La propuesta efectuada persigue proporcionar herramientas de apoyo a la gestión bajo las condiciones prácticas de su desarrollo.

6.2. Futuras líneas de investigación

A partir de las conclusiones anteriores, con el fin de complementar o ampliar el trabajo presentado, se plantean las siguientes líneas de investigación futuras, algunas de las cuales se encuentran ya en marcha:

- Con respecto a la inclusión de la incertidumbre de la respuesta hidrológica de la cuenca vertiente al embalse:

- Incorporar escalas temporales de pronóstico adicionales en la simulación del caudal entrante: gestión a escala diaria, semanal y mensual, y gestión bajo hipótesis de variabilidad climática a medio y largo plazo.
- Adaptar la arquitectura del modelo de manera que sea capaz de recibir información sobre caudales de aportación y carga asociada a los mismos en tiempo real, de forma que la gestión se pueda llevar a cabo acoplada al paso de tiempo en que reciba dicha información.
- En cuanto a la inclusión de fallo por calidad de agua insuficiente:
 - Incorporar en el cálculo las cargas de sustancias asociadas a los flujos subsuperficial y subterráneo del agua, en caso de que sean significativos.
 - Incorporar con un nivel variable la estratificación de la columna de agua, para aquellas situaciones en las que sea significativa.
 - Validar su aplicabilidad para otras sustancias relevantes, como nitratos y fósforo, u otros contaminantes específicos.
- Por último, con respecto a la estructura, con fines de mejora de uso del mismo, se plantea:
 - Diseño de una interfaz de usuario que permita al gestor actuar dinámicamente sobre los criterios de abastecimiento y sobre los órganos de toma y desagüe de agua desde la presa.
 - Incorporar criterios para la toma selectiva para el abastecimiento a los distintos usos en función de la altura de la lámina de agua.

6.3. Conclusions

The water management model for reservoir presented allows the regulation of the supply system based on criteria set by the manager, thus it becoming an efficient tool in the decision-making on water allocation between different uses. The model has been developed and calibrated in two specific reservoirs, particularized from parameters which define the mentioned systems. However, it is possible its application to any reservoir in Mediterranean climate by the variation of these parameters. The model scheme allows the incorporation of data series with different temporal scales, being possible at the same time to obtain results at various scales, which not necessarily have to coincide with the corresponding of the data series. Moreover, the model allows to include the uncertainty inherent to the natural processes to which the system is subjected and to estimate its influence on the system response from the study of probability functions of the variables which represents that response (reservoir water level and supply failure, among others).

The reservoir model has been conceived and designed for its inclusion in a watershed hydrological model, through which it is possible to perform simulations including changes in soil uses in the watershed upstream the reservoir and to analyze their influence on water flows and associated substances reaching it.

On the other hand, the inclusion in the model of substances dynamics in the reservoir have allowed to reproduce adequately the system response to an inlet load, in particular the load of therbuthylazine, a herbicide applied in the agricultural watershed upstream Víboras River reservoir. Once the model has been calibrated with measurements of inlet loads to the reservoir, it is possible to perform simulations with forecast meteorological data, thus becoming a tool for

the prediction of probable significant episodes of contamination in the reservoir. Besides, due to fact that the results obtained are semi-distributed in the reservoir water body, it is possible to identify the more sensible areas prone to eutrophication and loss of water quality. The main uses of this result are having more information in the daily management of the reservoir than that provided by a sonde in a control point for supply, selecting new control points, where needed, and identifying, with a minimal spatial resolution, regimes associated with different limit states related to water quality. The main drawback in the application of this type of models is the lack of information and the difficulty in collecting it for their implementation. However, the reservoir model has been developed so that calibration is possible with a small number of parameters, so its application can be carried out in areas not specifically monitored.

Finally, the reservoir model proposed is also a tool for analyzing the effectiveness of water supply systems, as well as for describing possible demand scenarios and supply criteria. Through the examples provided for this type of study, it can be concluded that the optimization and analysis carried out allow to select criteria which, though in the short term are not a threat to the system operation, in the long term can reduce it. The estimation of the risk associated with supply failure has been performed by analysis of opportunity costs, being the irrigation supply the most vulnerable use. On the other hand, in terms of supplied water quality and its effect on the system effectiveness, it is shown how it is possible to reduce the reservoir water pollution by planning for areas and dates of substances application. The effect on the system of supply constraints represented in this study by the loss of reservoir storage capacity by silting and the decrease in water availability due to the volume allocated to environmental flow regime has been analyzed. After the incorporation of volume loss by sedimentation or reservoir siltation, it is possible to make a first approach to estimate the lifetime of the shots of the dams and the reservoir, which allows to scheduling other tests from periodic measurements and reservoir siltation models in more detail. With regard to the volume destined to environmental flow regime it was found that, despite being a restriction on supply, his provision guarantee can be compromised due to the water volumes allocated to other uses. That is, in order to be technically possible to supply this flow, the water level has to reach the level of the sink from which it is released, but the water volume allocated to other uses reduces, in the medium and long term, the amount of water available in the reservoir and, therefore, this level decreases going as far as to prevent the environmental flows supply.

Processes such as reservoir silting or those that cause the substances diffusion as a transport mechanism have been studied by many authors and there are models of reservoir transport dynamics with high numerical resolution level. The scheme of the proposed management model can incorporate such calculation modules, with a high computational cost when working with standard equipment, but feasible if other work options are installed. The aim of this proposal is to provide tools for supporting management decisions considering practical conditions of its development.

6.4. Future research lines

From the above findings, in order to complement or extend the work presented, the following future research lines are proposed, some of which are already underway:

- With regard to the inclusion of uncertainty in the hydrological response of the watershed to the reservoir:
 - To incorporate additional prognostic timescales in the simulation of inflow: manage-

ment at daily, weekly and monthly scale, and management under climate variability hypothesis in the medium and long term.

- To adapt the model the architecture in order to be able of receiving information of input flows and loads associated with them in real time, so that management can be performed coupled to the time step in which information is received.
- Regarding failure due to low water quality:
 - To incorporate substance loads in the calculation associated with subsurface water and underground streams, if they are significant.
 - To incorporate the stratification in the water column with a varying level, for those situations when this could be significant.
 - To validate its applicability for other relevant substances such as nitrates, phosphorus, and other specific pollutants.
- Finally, with respect to the structure, for the purpose of improving its use, it is proposed:
 - To design a user interface that allows the manager to act dynamically on the supply criteria and on the inlet and drainage of water from the dam.
 - To include criteria for the selective uptake in order to supply to different uses depending on the reservoir water level.

Apéndice A

Caracterización de las cargas efectuadas desde la cuenca del río Víboras al embalse

A.1. Fuentes de datos

A.1.1. Medidas de campo propias realizadas por Infraeco

La empresa Infraeco ha realizado un seguimiento de los herbicidas en el embalse del Víboras con una periodicidad quincenal y mensual en el periodo comprendido entre julio de 2009 y junio de 2010, por lo que se dispone de valores de características físicas, químicas y biológicas del agua del embalse como temperatura, pH, oxígeno disuelto, potencial redox, etc. Estos datos se tienen en tres ubicaciones del embalse (figura A.1): cabecera, centro y cola, y a distintas profundidades: desde 1 a 20 metros en cabecera hasta 1 a 3 metros en la cola del embalse. También se dispone de valores de concentración de herbicidas: diurón, terbutilazina, simazina, glifosato, etc. Estas medidas se han realizado para tres profundidades en cada una de las ubicaciones mencionadas, excepto en cola donde solamente se realizó una medida. También se han tomado muestras para su análisis en el río Víboras justo antes de la entrada al embalse. En el caso de esta última medida, se ha realizado con una periodicidad mayor, coincidiendo la toma de muestras con días en los que el valor del caudal es mayor en el río debido a un aumento significativo de la precipitación en la cuenca por tratarse de un año extraordinariamente húmedo, con lluvias de gran intensidad durante el invierno y mayor flujo de escorrentía.

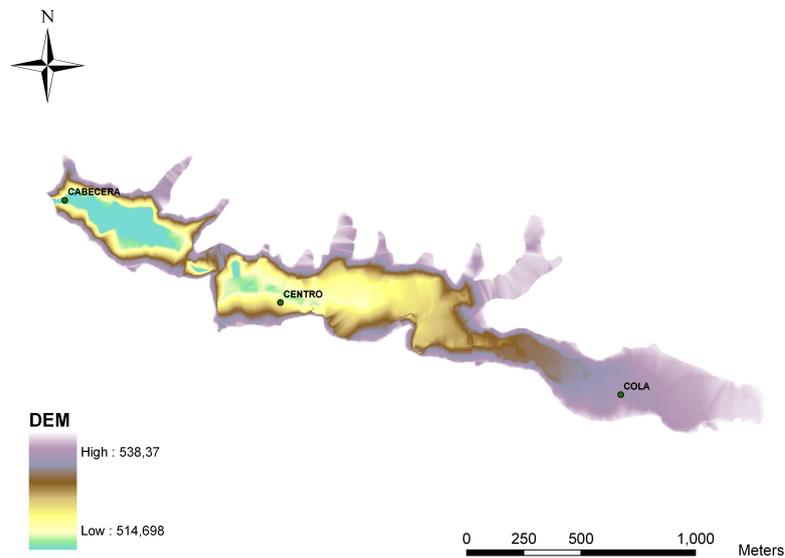


Figura A.1: Localización de los puntos de control (Infraeco (2010))

A.1.2. Redes de monitorización de calidad de las aguas superficiales

Junto con los datos analizados por Infraeco (2010), se ha utilizado los de la red Integrada de Calidad de Aguas (ICA). Dicha red está organizada por estaciones de carácter fijo donde se realizan, desde enero de 1981, controles periódicos con carácter aproximadamente mensual (ya que se toma una medida instantánea del parámetro en un determinado día del mes, siendo el día de medida distinto de un mes a otro y, en ocasiones, distinto de una estación a otra), sobre muestras de agua analizadas a posteriori en laboratorio de parámetros físico-químicos y microbiológicos, como son pH, temperatura, conductividad hidráulica, concentración de materia orgánica, nitratos, nitritos, amonio, fosfatos, fósforo total, herbicidas, sólidos en suspensión, etc. La red de control ICA se ha ido adaptando desde el año 2007 a los objetivos de la Directiva Marco del Agua, concretando los programas de seguimiento y control de zonas protegidas, control operativo, control de vigilancia y red de referencia, evolucionando a la red de estaciones DMA, que dan mayor relevancia a los aspectos biológicos e hidromorfológicos en el diagnóstico integrado de calidad de las masas de agua superficiales. De esta manera, la hasta entonces red ICA, pasa a formar la red DMA que realiza un control basado en el estado ecológico de las aguas. En la figura A.2 se han localizado las dos estaciones de dicha red ubicadas en el embalse del Víboras o próximas a él.

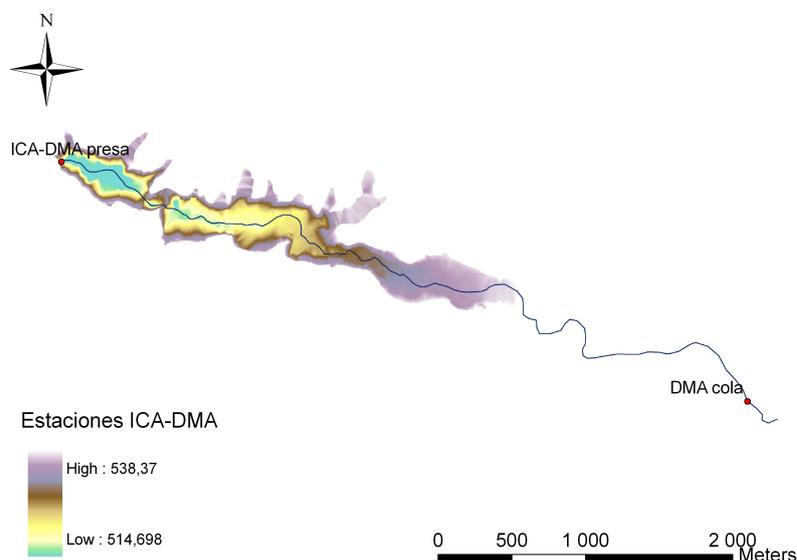


Figura A.2: Localización de los puntos de control de la red de monitorización ICA-DMA

A.2. Análisis de variables de calidad

A.2.1. Evolución a lo largo del tiempo

A continuación se representan los valores de cada uno de los parámetros mencionados, así como su evolución a lo largo del tiempo en cada profundidad y para cada ubicación.

En cuanto a los herbicidas, se observa un aumento de concentración en todas las localizaciones para el diurón (figura A.8), la simazina (figura A.10) y la terbutilazina (figura A.11), lo que puede explicarse al observar la gráfica A.5, en la que se han representado las épocas de aplicación de los herbicidas en el olivar, que es el cultivo más extendido en la cuenca del río Víboras. De esta manera se puede concluir que en los meses de septiembre, octubre y noviembre se han estado aplicando herbicidas, y las lluvias del mes de diciembre han arrastrado estos herbicidas del suelo al río y al embalse, lo que queda corroborado al observar la figura en la que se representa la evolución de la concentración de sólidos en suspensión, que sigue la misma tendencia que los herbicidas anteriormente mencionados.

De entre las catorce materias activas permitidas en el olivar, en las aguas del embalse y río Víboras se han encontrado valores significativos de diurón, terbutilazina, simazina (actualmente prohibida), glifosato y su metabolito AMPA.

La simazina es un herbicida que ha sido usado en olivar con bastante frecuencia hasta su prohibición, por lo que su presencia en las muestras analizadas, así como la de su metabolito desisopropilatrastazina, se debe a su persistencia en el suelo. Por otro lado, la combinación de terbutilazina y diurón ha sustituido en olivar al uso de simazina, lo que explica la presencia de estos compuestos.

En cuanto al glifosato, se trata de un compuesto que es adsorbido fácilmente por el sedimento, lo que queda justificado por su elevado coeficiente de adsorción, del orden 400 veces mayor al

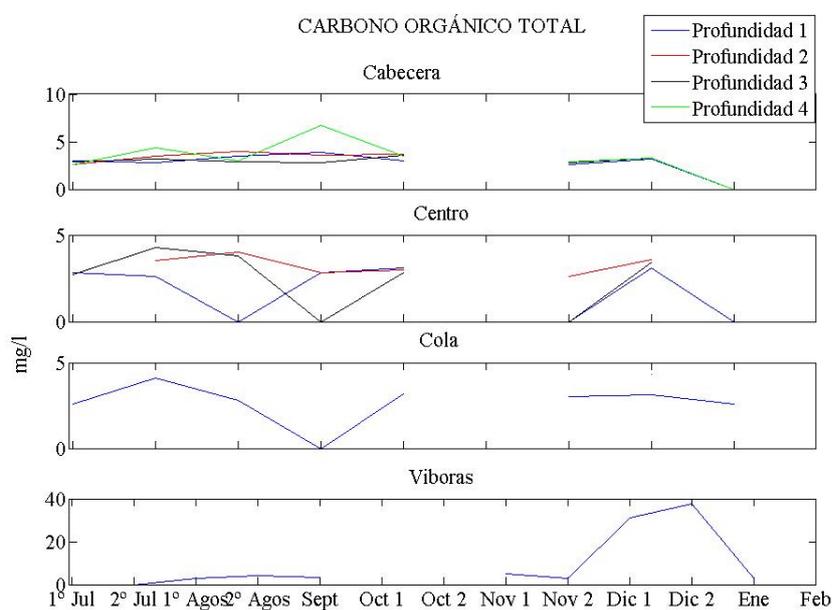


Figura A.3: Evolución del carbono orgánico total en los puntos de medida a distintas profundidades

resto de herbicidas. A continuación, por acción de los microorganismos, el glifosato evoluciona rápidamente a su metabolito AMPA. Estos dos hechos explican la elevada concentración que se puede observar de glifosato y AMPA en las muestras de sólidos sedimentables analizadas, así como la ausencia de glifosato en las aguas, tanto del río como del embalse, encontrándose concentraciones significativas de AMPA.

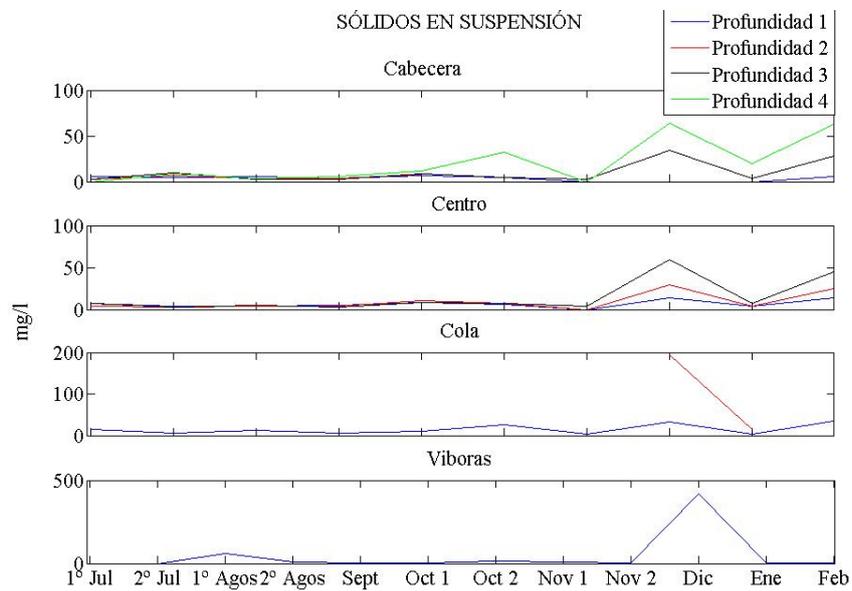


Figura A.4: Evolución de la concentración de sólidos en suspensión en los puntos de medida a distintas profundidades

Programa de Vigilancia del Uso de Productos Fitosanitarios

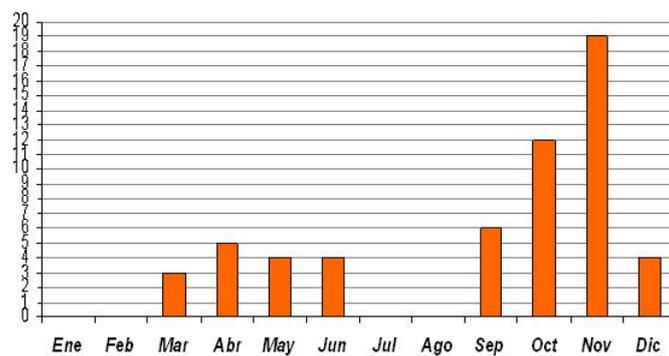


Figura A.5: Épocas de aplicación de herbicidas en olivar

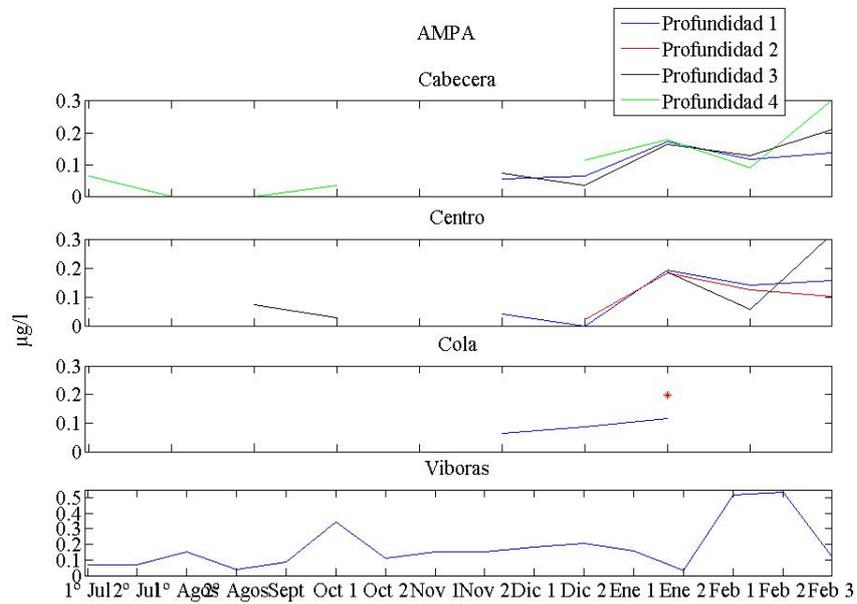


Figura A.6: Evolución de la concentración de AMPA en los puntos de medida a distintas profundidades

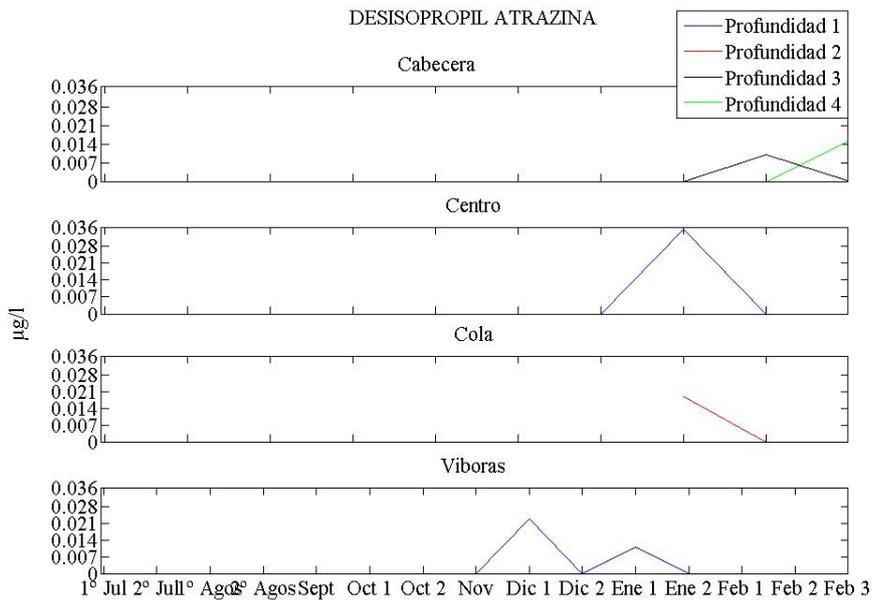


Figura A.7: Evolución de la concentración de desisopropil atrazina en los puntos de medida a distintas profundidades

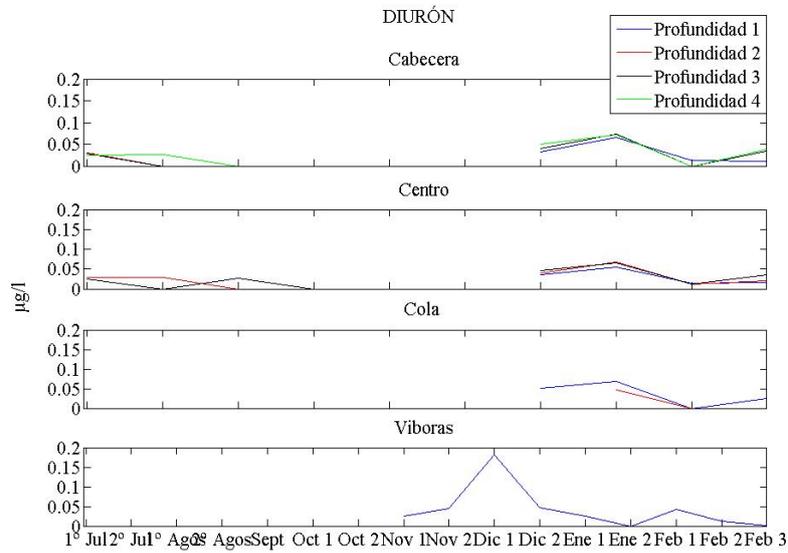


Figura A.8: Evolución de la concentración de diurón en los puntos de medida a distintas profundidades

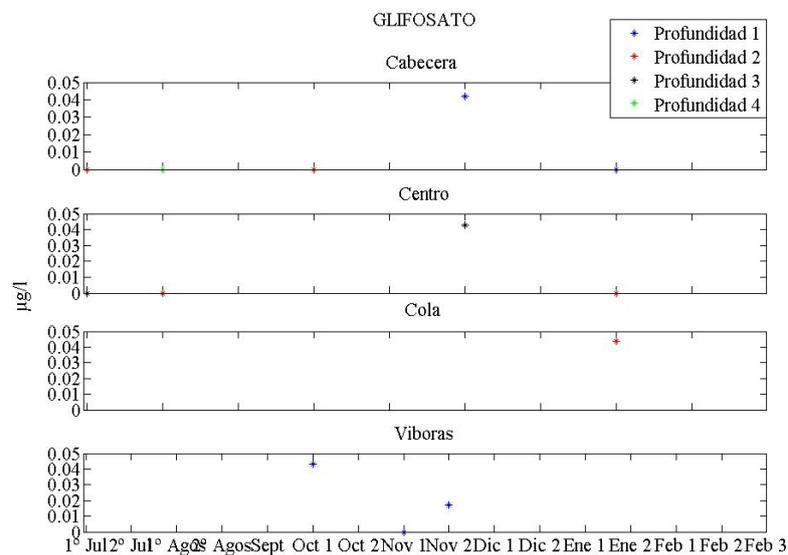


Figura A.9: Evolución de la concentración de glifosato en los puntos de medida a distintas profundidades

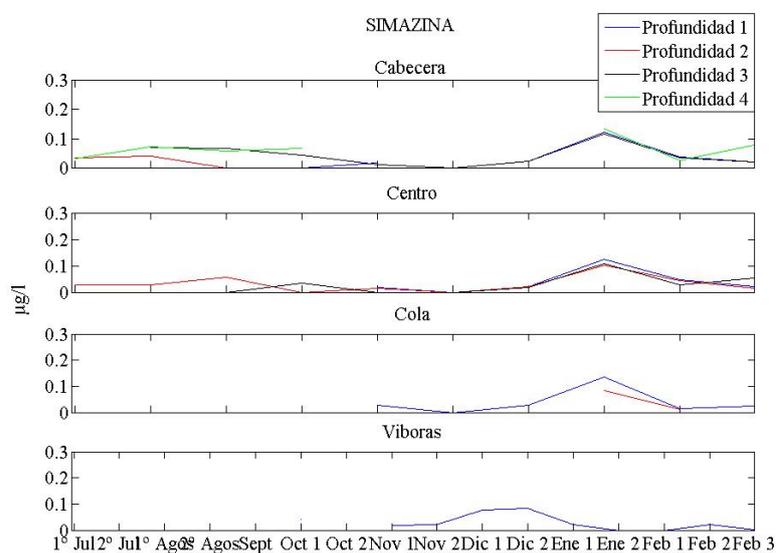


Figura A.10: Evolución de la concentración de simazina en los puntos de medida a distintas profundidades

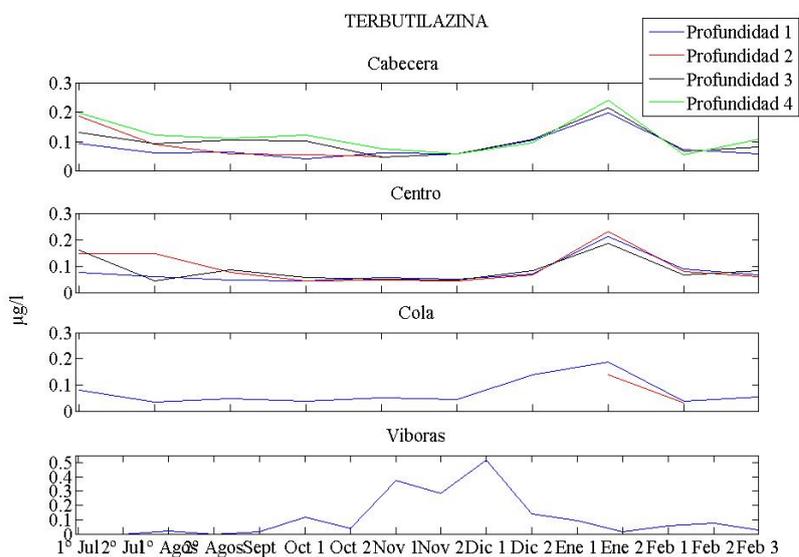


Figura A.11: Evolución de la concentración de terbutilazina en los puntos de medida a distintas profundidades

A.2.2. Niveles de herbicidas en el cauce

Con el fin de conocer la carga de contaminante que llega a las aguas del embalse, se ha realizado un análisis de las concentraciones de herbicidas en el cauce, aguas arriba de la entrada del embalse. En esta localización se ha llevado a cabo una toma de muestras con una periodicidad mayor que en el resto, coincidiendo con eventos de precipitación de gran intensidad (Infraeco, 2010). De esta manera se tienen un total de 16 medidas a lo largo del periodo comprendido entre julio de 2009 y junio de 2010. Sobre estas muestras se hizo un análisis de herbicidas, obteniendo valores de concentración de diurón, terbutilazina, simazina y glifosato, así como de dos de sus metabolitos: AMPA (glifosato) y desisopropilatrizona (simazina).

En los siguientes apartados se han representado los valores de concentración de estos herbicidas frente a los caudales de aportación, lo que permitirá tener una noción de la carga de contaminante que está entrando en el embalse; y frente a los niveles de embalse, a partir de las cuales se tendrá conocimiento del estado en que se encuentra el embalse cuando se produce dicha entrada.

Relación entre la concentración de herbicidas en el cauce y las aportaciones al embalse

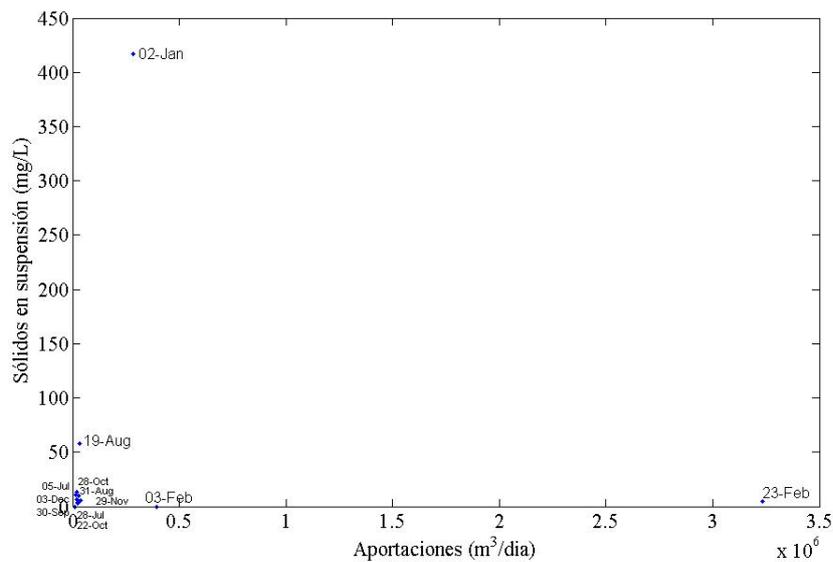


Figura A.12: Concentración de sólidos en suspensión frente a caudales de aportaciones en el río Víboras

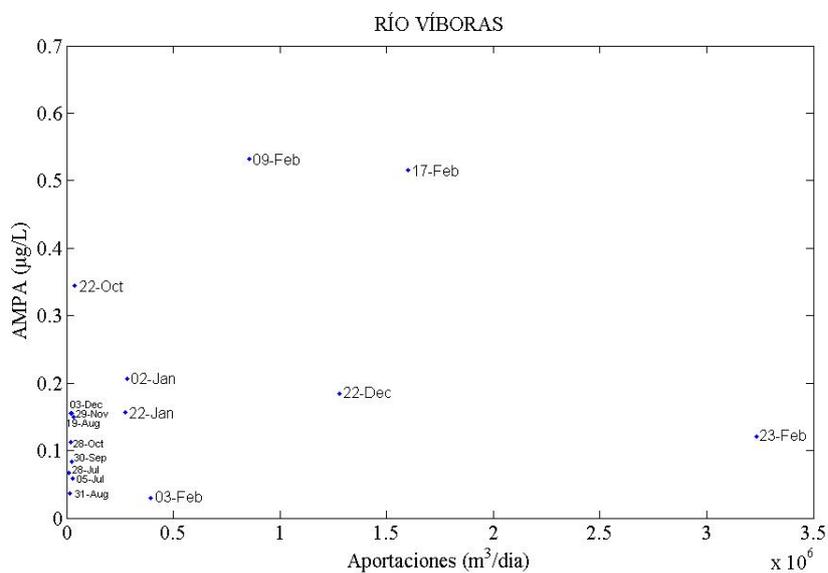


Figura A.13: Concentración de AMPA frente a caudales de aportaciones al embalse en el río Víboras

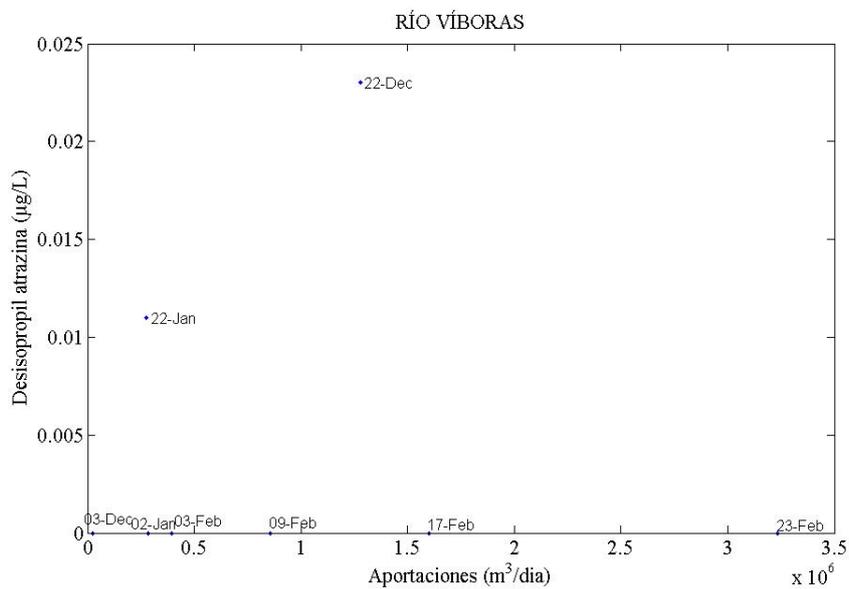


Figura A.14: Concentración de desisopropil atrazina frente a caudales de aportaciones en el río Víboras

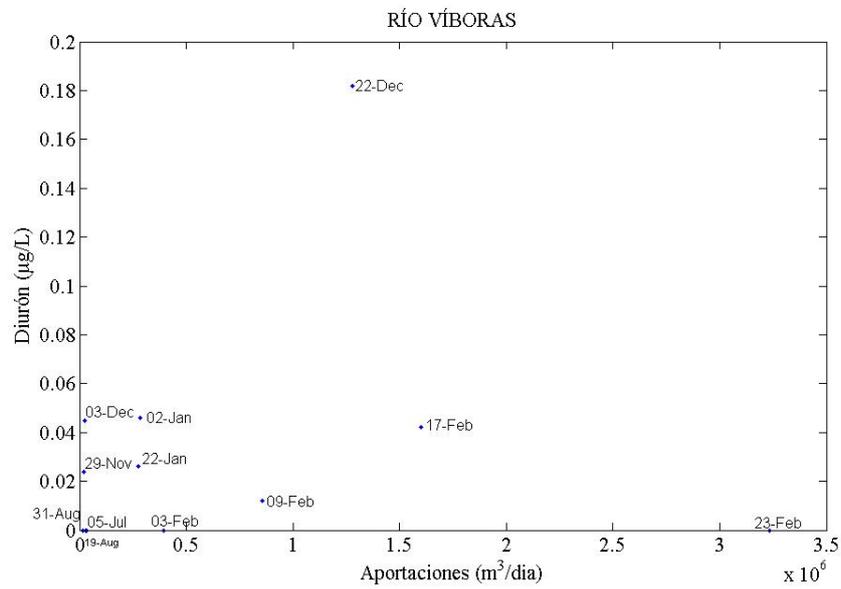


Figura A.15: Concentración de diurón frente a caudales de aportaciones en el río Víboras

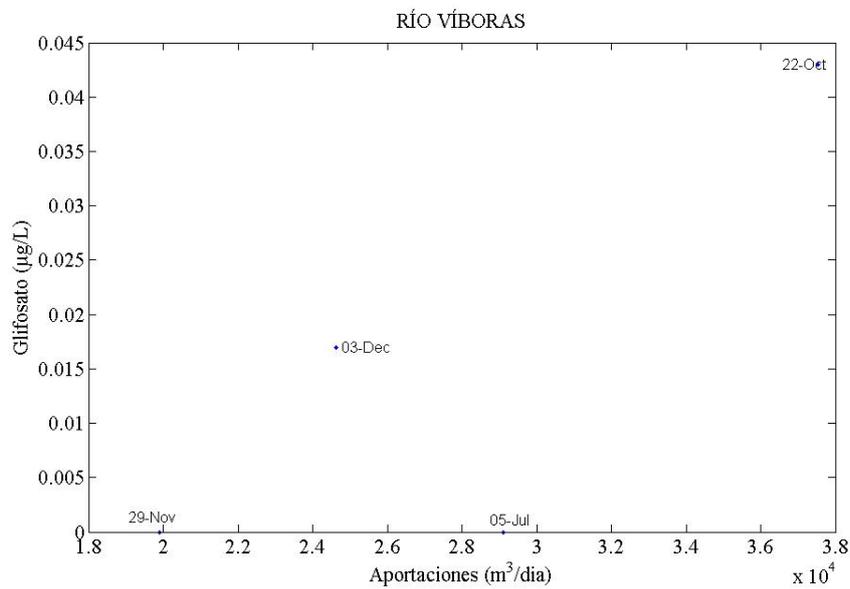


Figura A.16: Concentración de glifosato frente a caudales de aportaciones en el río Víboras

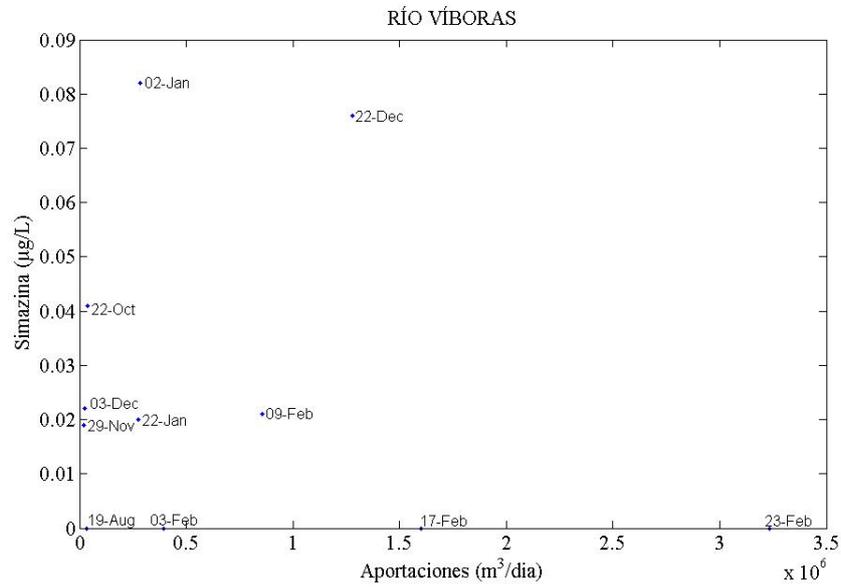


Figura A.17: Concentración de simazina frente a caudales de aportaciones en el río Víboras

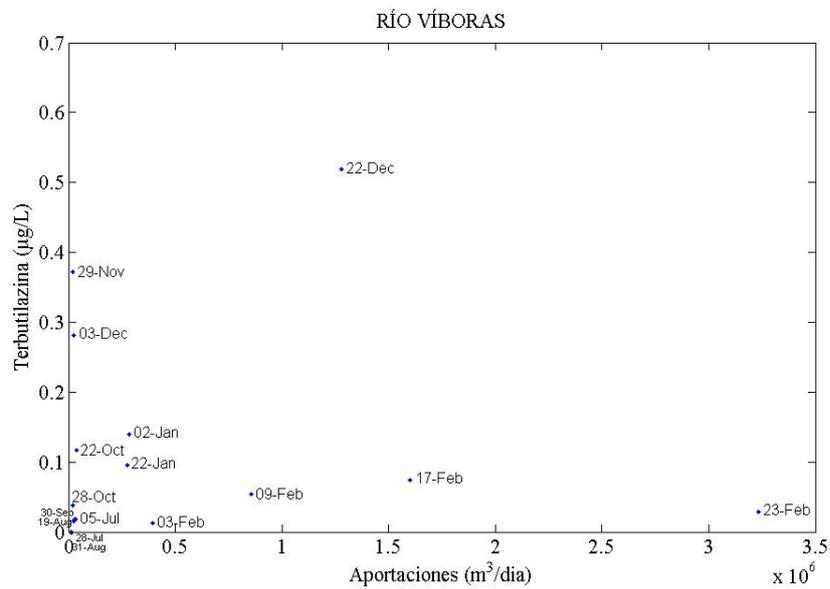


Figura A.18: Concentración de terbutilazina frente a caudales de aportaciones en el río Víboras

Relación entre la concentración de herbicidas en el cauce y el nivel de agua almacenada

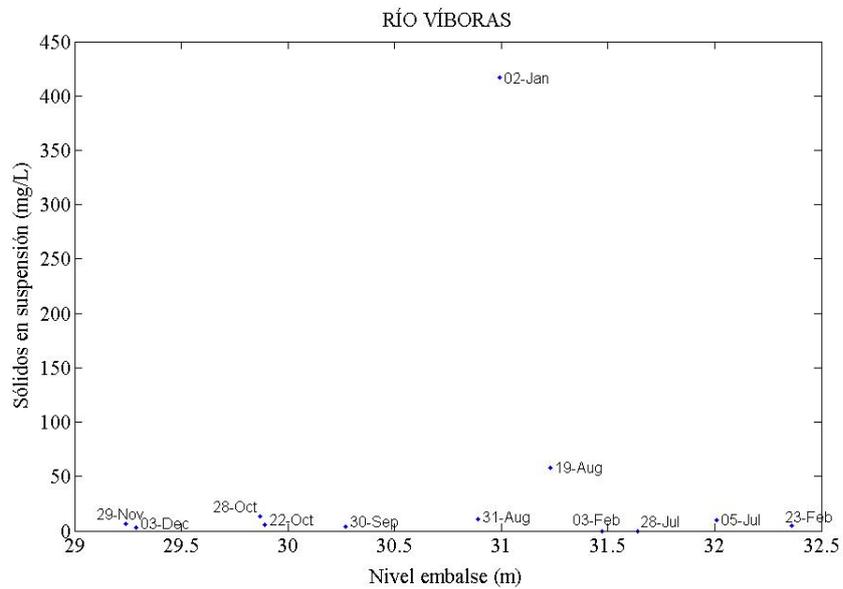


Figura A.19: Concentración de sólidos en suspensión frente a nivel de embalse en el río Víboras

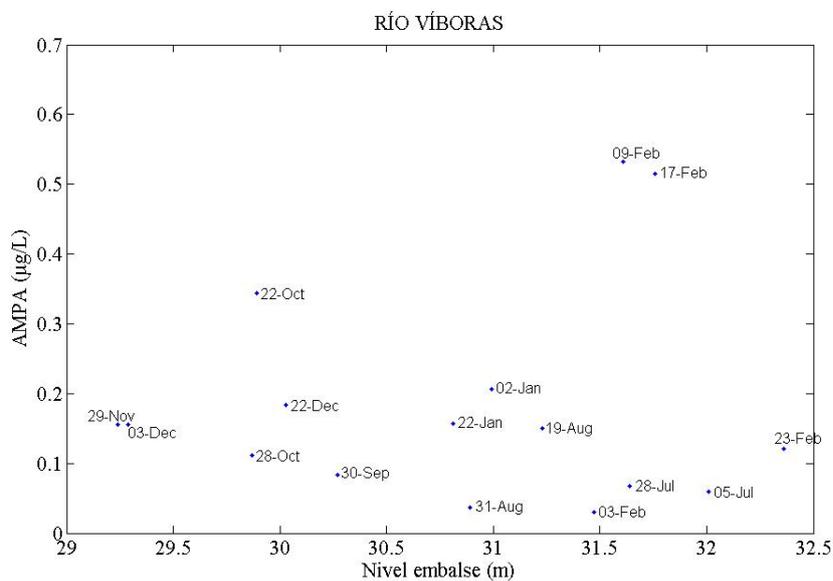


Figura A.20: Concentración de AMPA frente a nivel de embalse en el río Víboras

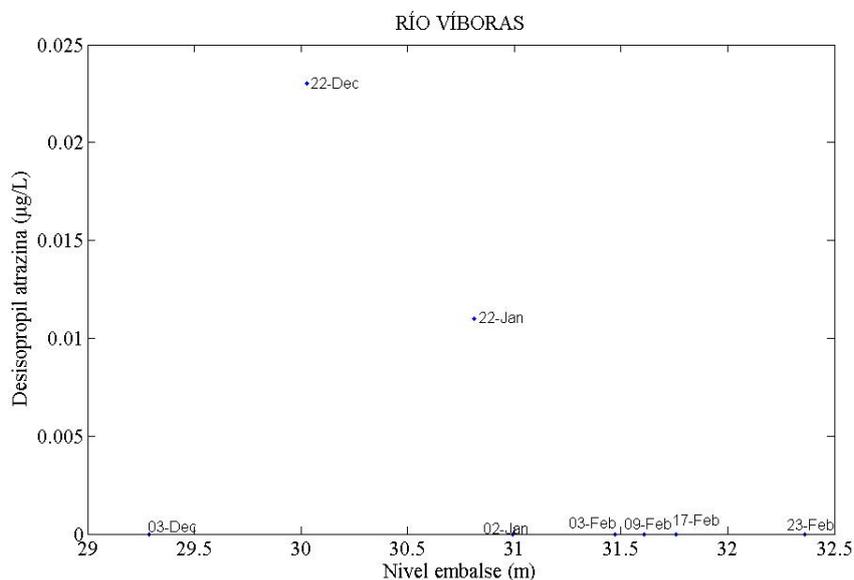


Figura A.21: Concentración de desisopropil atrazina frente a nivel de embalse en el río Víboras

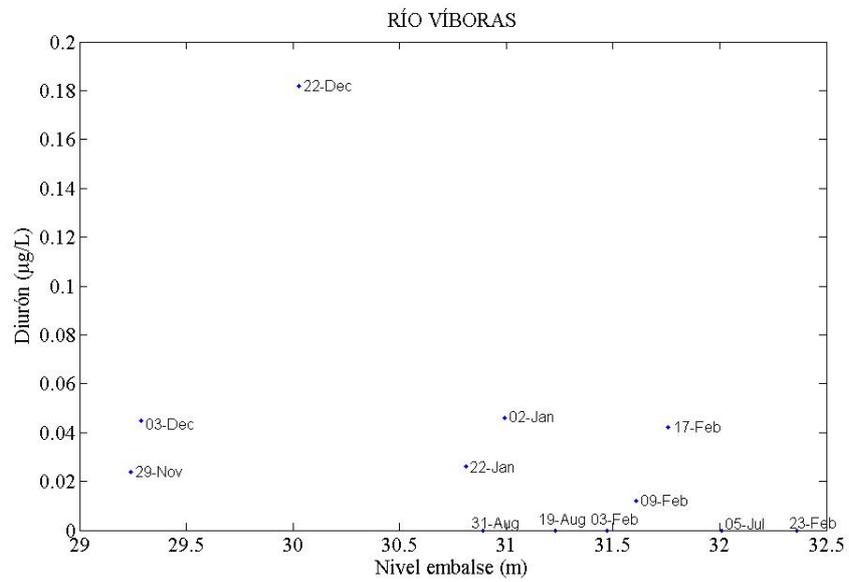


Figura A.22: Concentración de diurón frente a nivel de embalse en el río Víboras

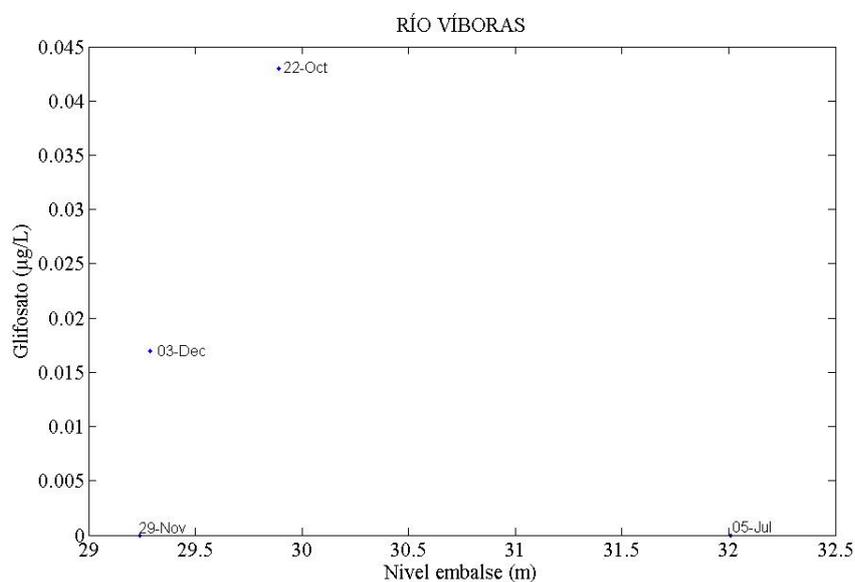


Figura A.23: Concentración de glifosato frente a nivel de embalse en el río Víboras

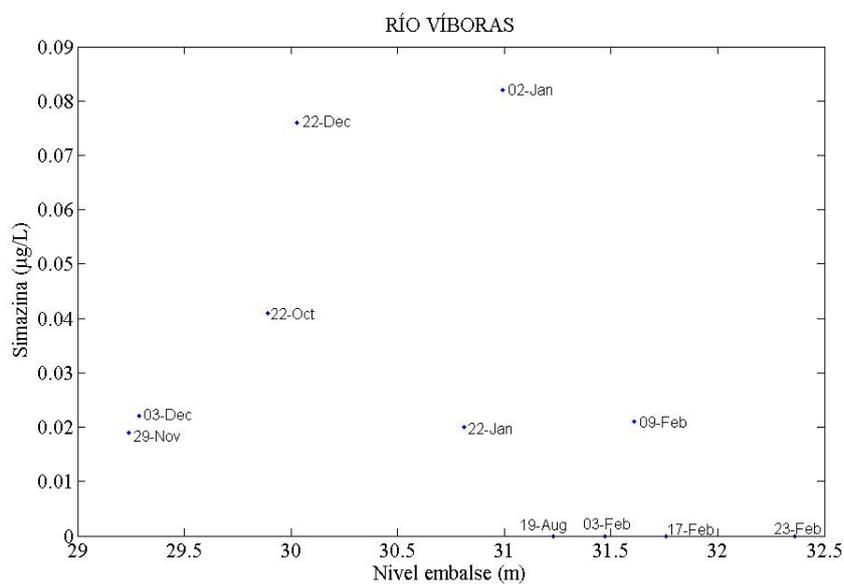


Figura A.24: Concentración de simazina frente a nivel de embalse en el río Víboras

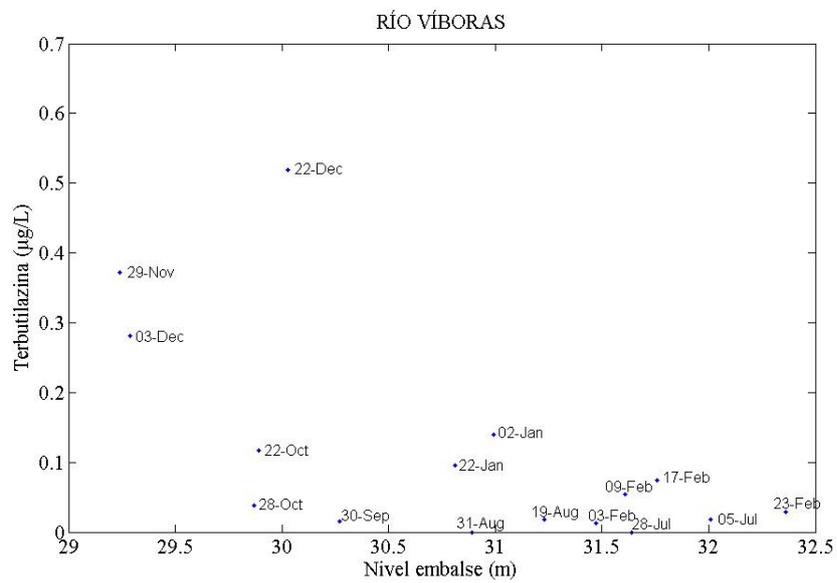


Figura A.25: Concentración de terbutilazina frente a nivel de embalse en el río Víboras

A.2.3. Relación herbicidas con aportaciones y nivel de embalse según datos de la ICA-DMA

En las siguientes figuras se representan en gráficos de dispersión la relación entre herbicidas y caudales de aportaciones al embalse, así como el nivel del mismo en una serie más larga de medidas tomada a lo largo de 4 años por la red de calidad de aguas *ICA – DMA* de la Junta de Andalucía.

De nuevo se puede observar que las medidas se corresponden con las dos épocas del año de aplicación de herbicidas en el olivar, más concretamente en el mes siguiente al de aplicación, es decir, en mayo y en enero-febrero.

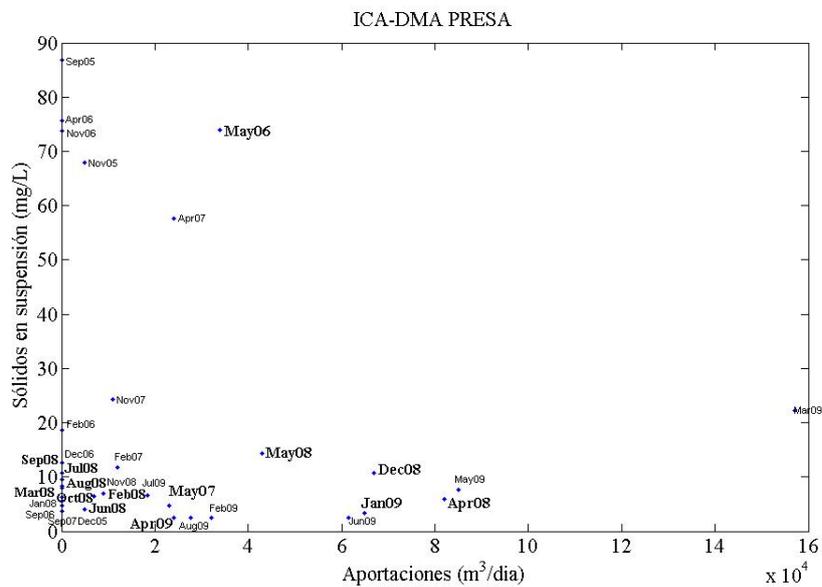


Figura A.26: Sólidos en Suspensión frente a aportaciones al embalse con datos de la ICA y DMA

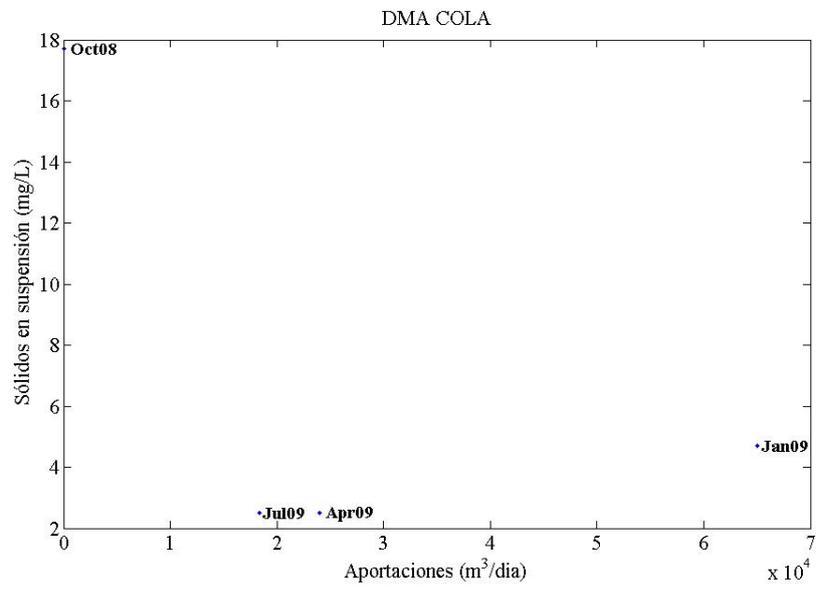


Figura A.27: Sólidos en Suspensión frente a aportaciones al embalse con datos de la DMA en la cola

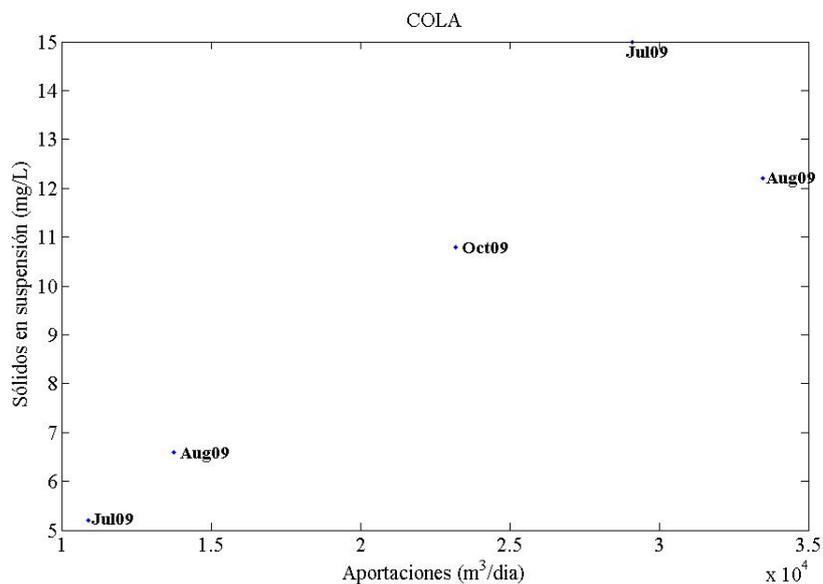


Figura A.28: Sólidos en Suspensión frente a aportaciones al embalse con datos de la DMA en la cola

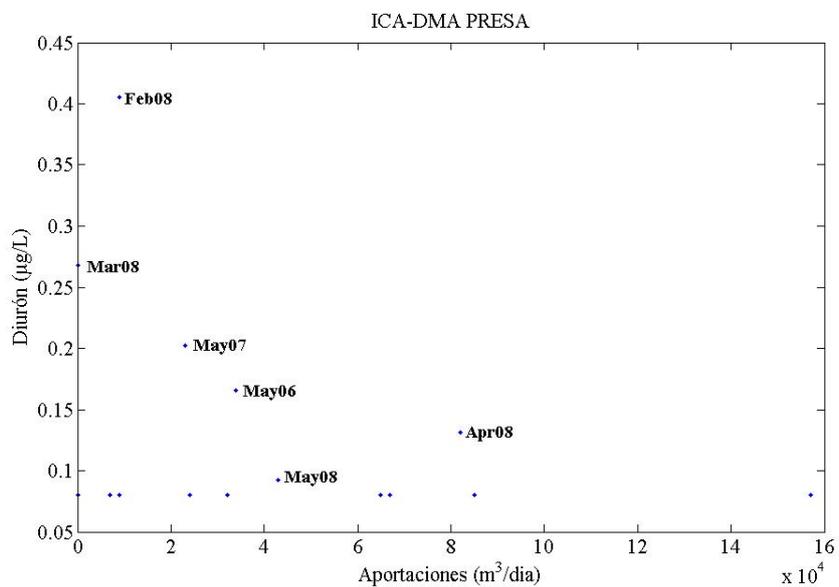


Figura A.29: Diurón frente a aportaciones al embalse con datos de la ICA y DMA

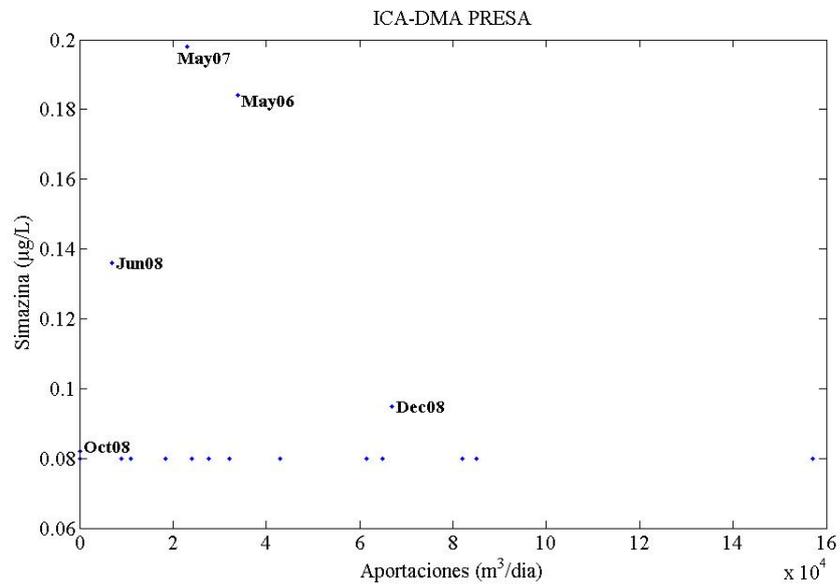


Figura A.30: Simazina frente a aportaciones al embalse con datos de la ICA y DMA

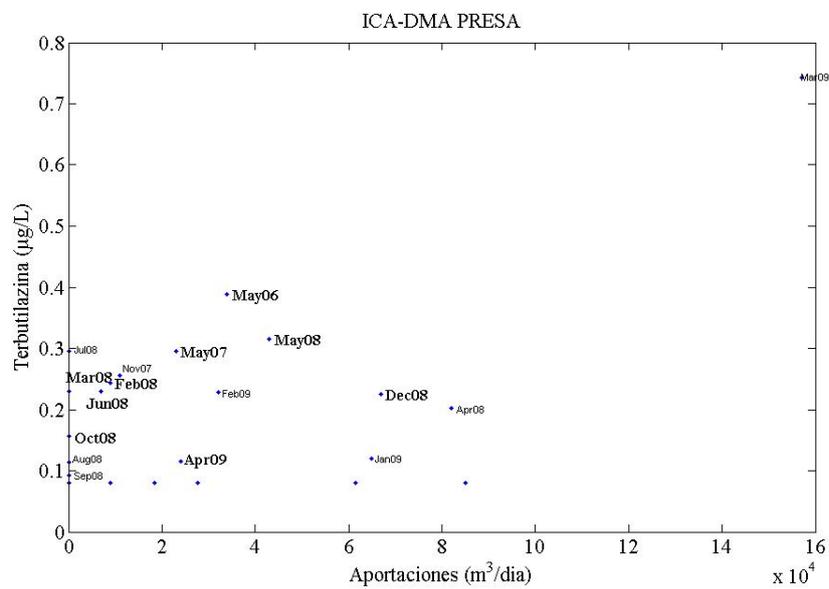


Figura A.31: Terbutilazina frente a aportaciones al embalse con datos de la ICA y DMA

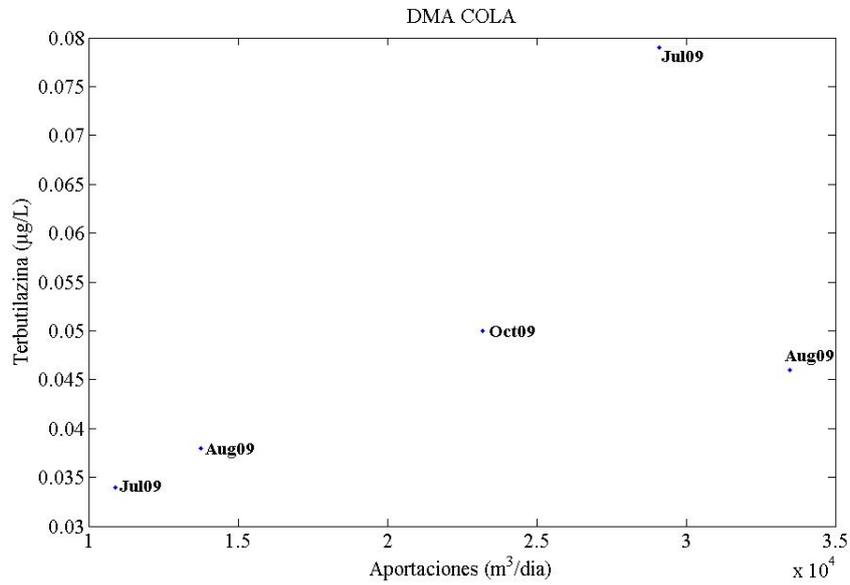


Figura A.32: Terbutilazina frente a aportaciones al embalse con datos de la DMA en la cola

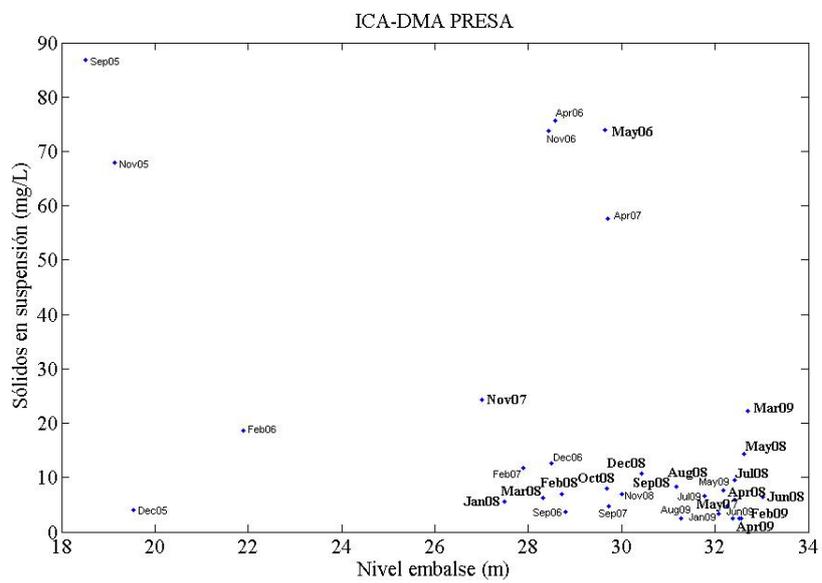


Figura A.33: Sólidos en suspensión frente a nivel de embalse con datos de la ICA y DMA

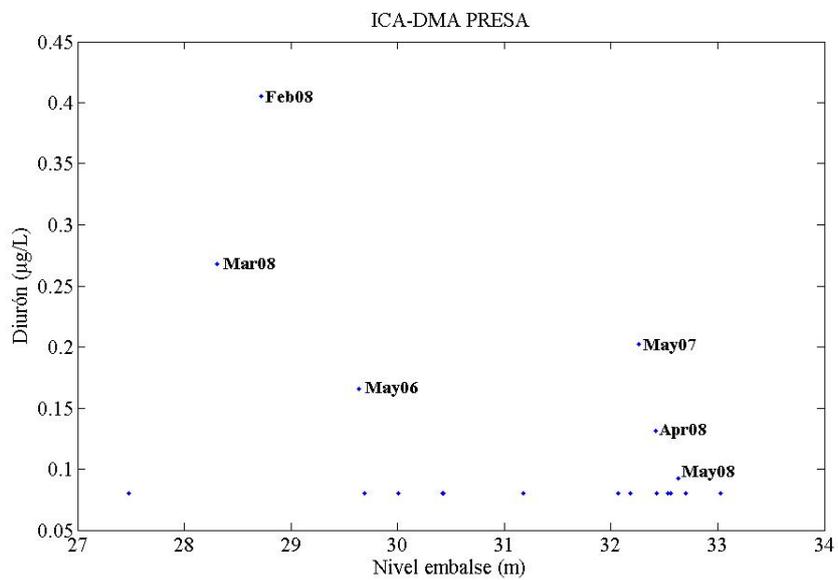


Figura A.34: Diurón frente a nivel de embalse con datos de la ICA y DMA

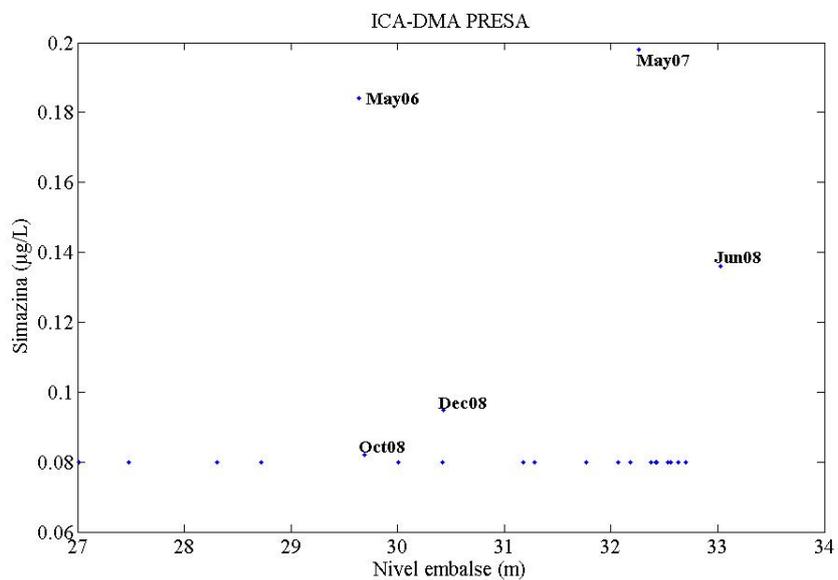


Figura A.35: Simazina frente a nivel de embalse con datos de la ICA y DMA

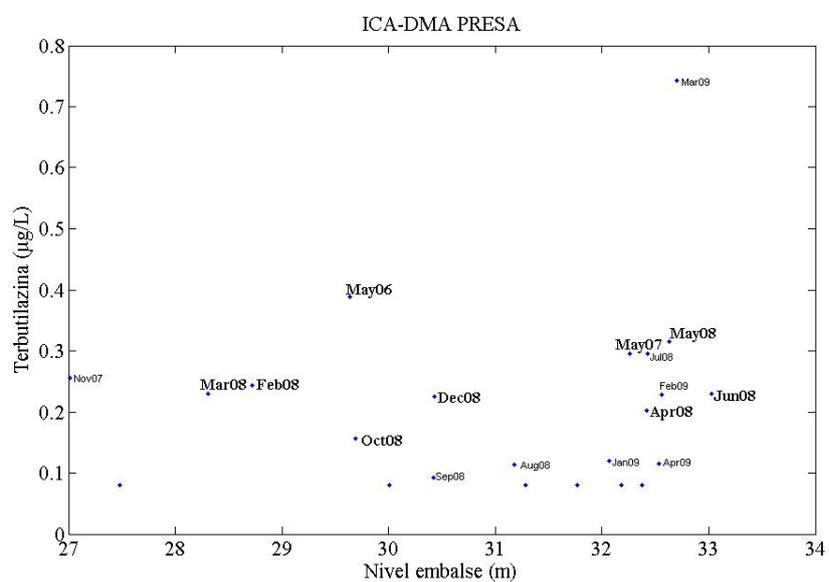


Figura A.36: Terbutilazina frente a nivel de embalse con datos de la ICA y DMA

Apéndice B

Interpolación de variables en el embalse del Víboras

B.1. Introducción

El embalse del Víboras es clasificado como monomítico cálido en base a la distribución de temperaturas y densidades en las aguas del mismo, tal y como se ha argumentado en los capítulos 2 y 4. Por lo tanto, la densidad se asume uniforme en todo su volumen, de manera que como hipótesis de trabajo se considera mezcla completa en el mismo. De esta manera es posible la interpolación de la concentración de herbicida y otras variables que describen las propiedades del agua almacenada relacionadas con la dinámica de sustancias en el medio acuático. En el presente apéndice se presentan los resultados de dicha interpolación en la sección transversal del embalse, realizada a partir de las medidas puntuales tomadas por Infraeco (2010) y presentadas en el apéndice A. El método utilizado es la Inversa de la Distancia al Cuadrado (Inverse Distance Weighted, IDW²) en dicha sección transversal. A partir de esta interpolación, y atendiendo a la división en celdas del volumen del embalse realizada en el capítulo 4, se calcula el valor medio del parámetro en dicha celda. Este valor medio es el de referencia empleado en la calibración del modelo de acuerdo a dicha hipótesis de mezcla completa, es decir, el resultado de concentración arrojado por el modelo en las celdas correspondientes será ajustado a dicho valor medio.

En la figura B.1 se muestra el resultado de la interpolación de la temperatura del agua (°C) en el embalse del Víboras para las distintas campañas de seguimiento.

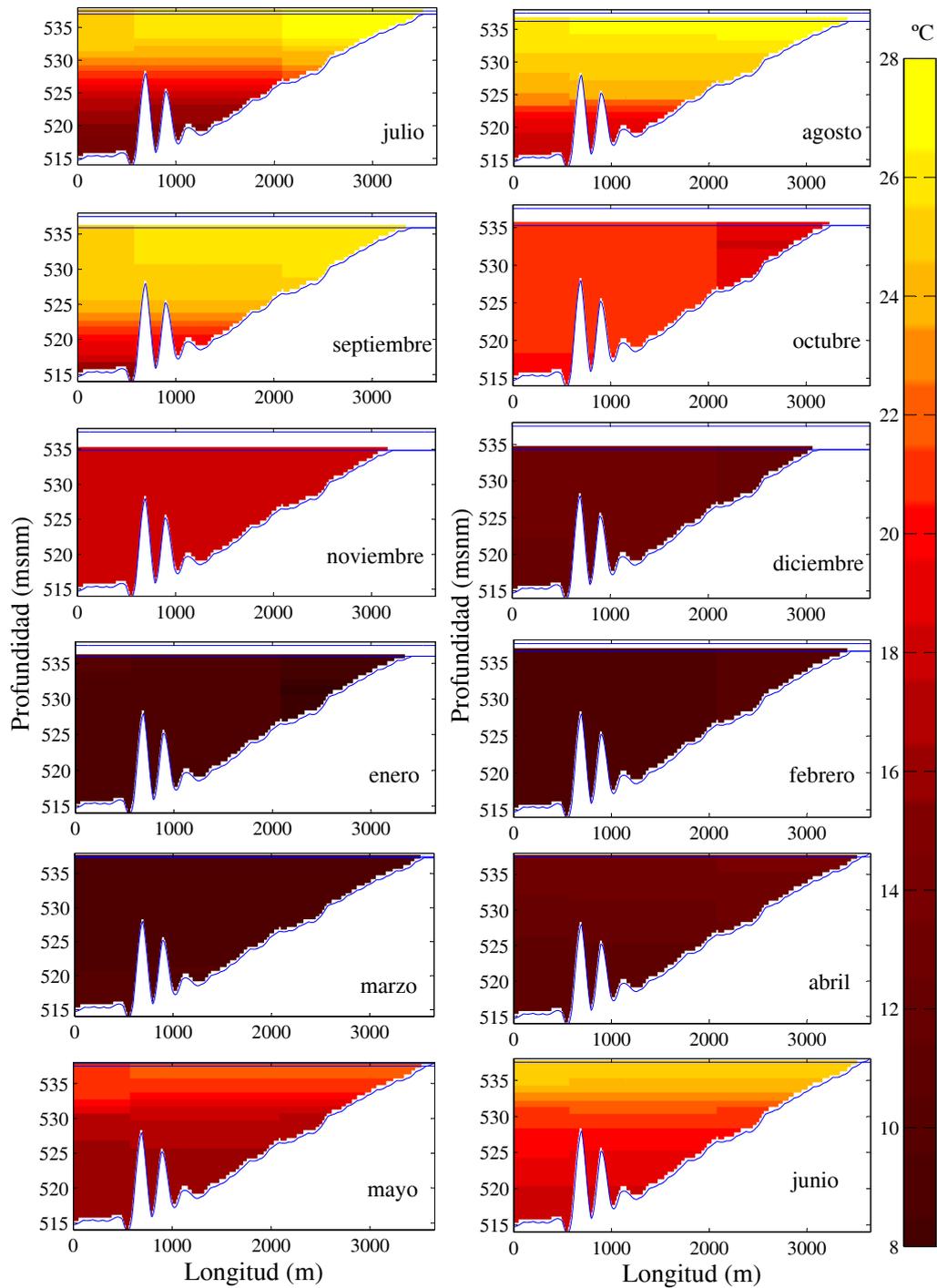


Figura B.1: Interpolación de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) en el embalse del río Víboras a partir de medidas a distintas profundidades a lo largo del año hidrológico 2009-2010.

En las siguientes figuras, junto con los resultados de temperatura, se muestran independientemente para cada campaña, los resultados de la interpolación de otros tres parámetros representativos del análisis realizado: concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), pH y concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

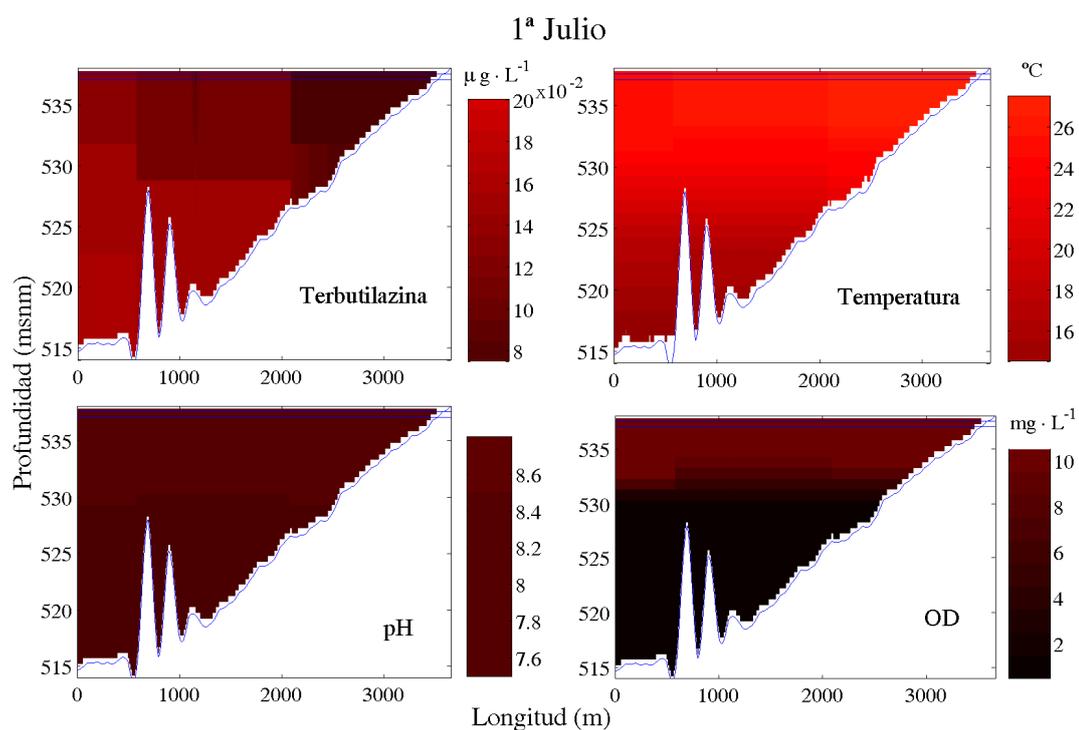


Figura B.2: Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la primera campaña de julio de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

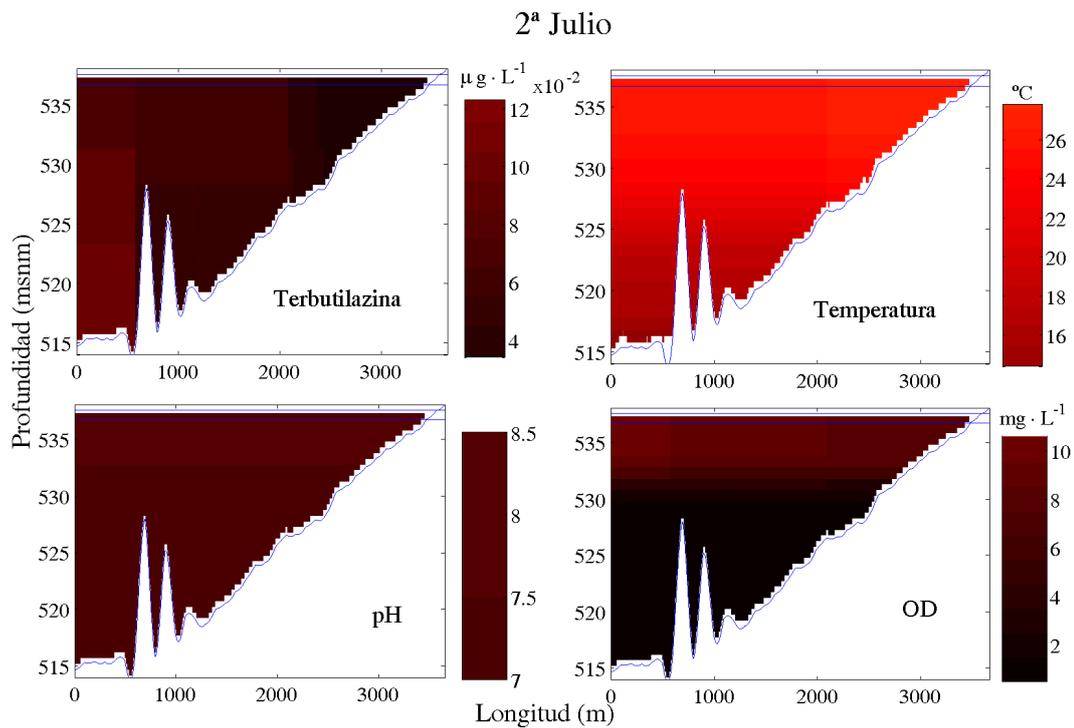


Figura B.3: Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la segunda campaña de julio de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

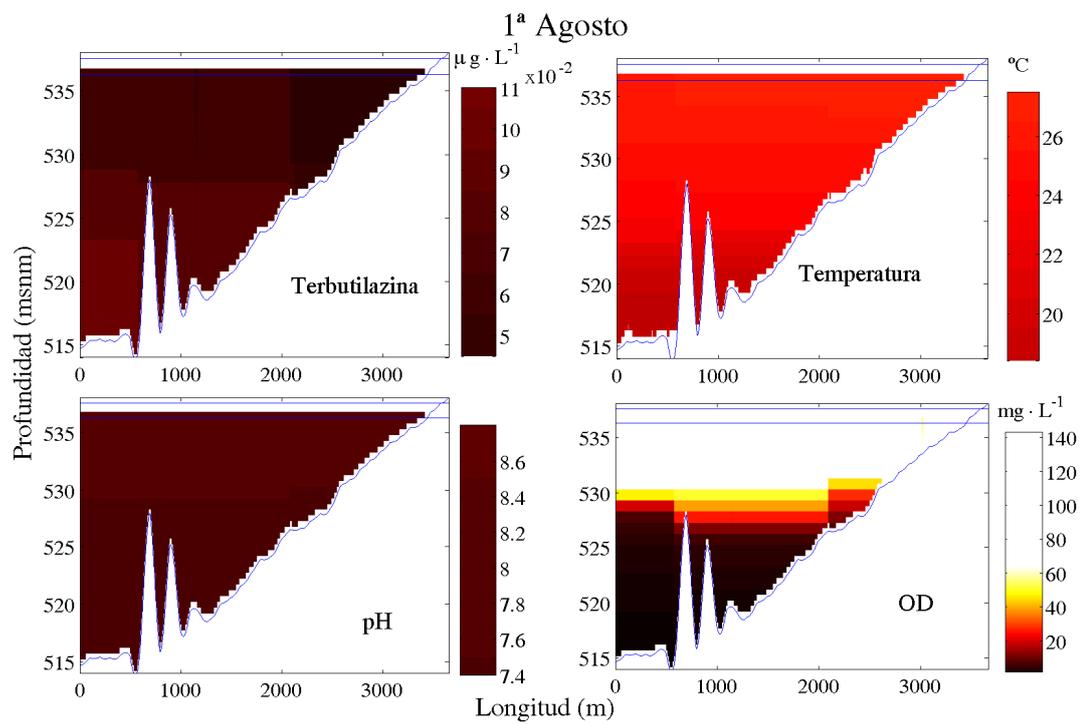


Figura B.4: Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la primera campaña de agosto de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

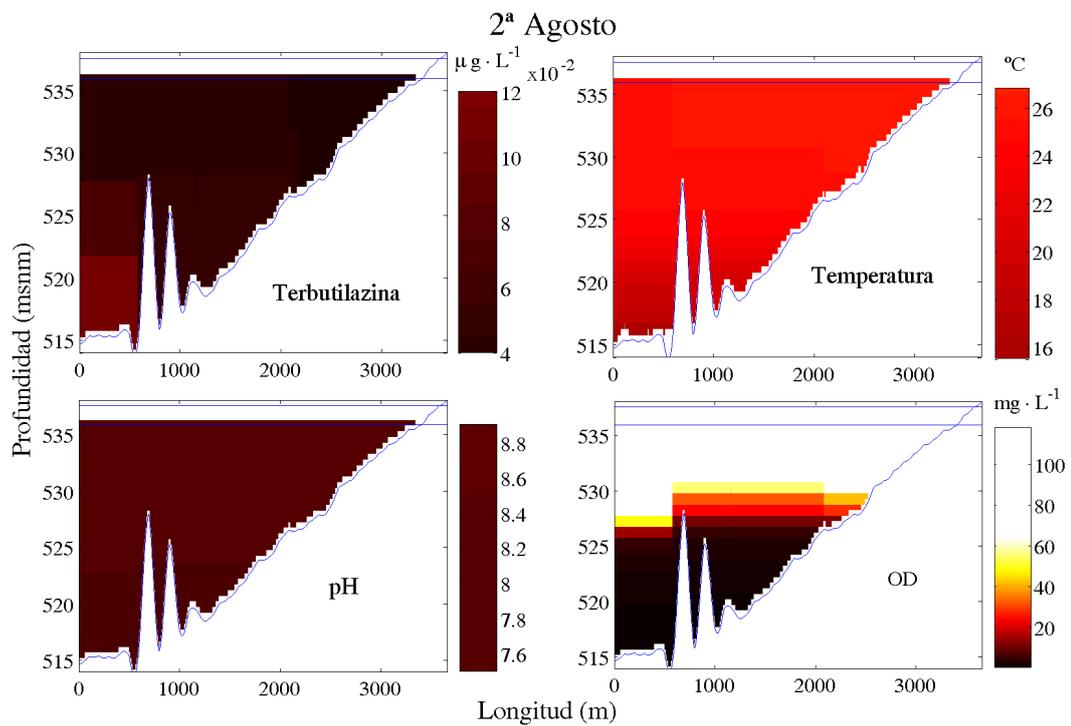


Figura B.5: Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la segunda campaña de agosto de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

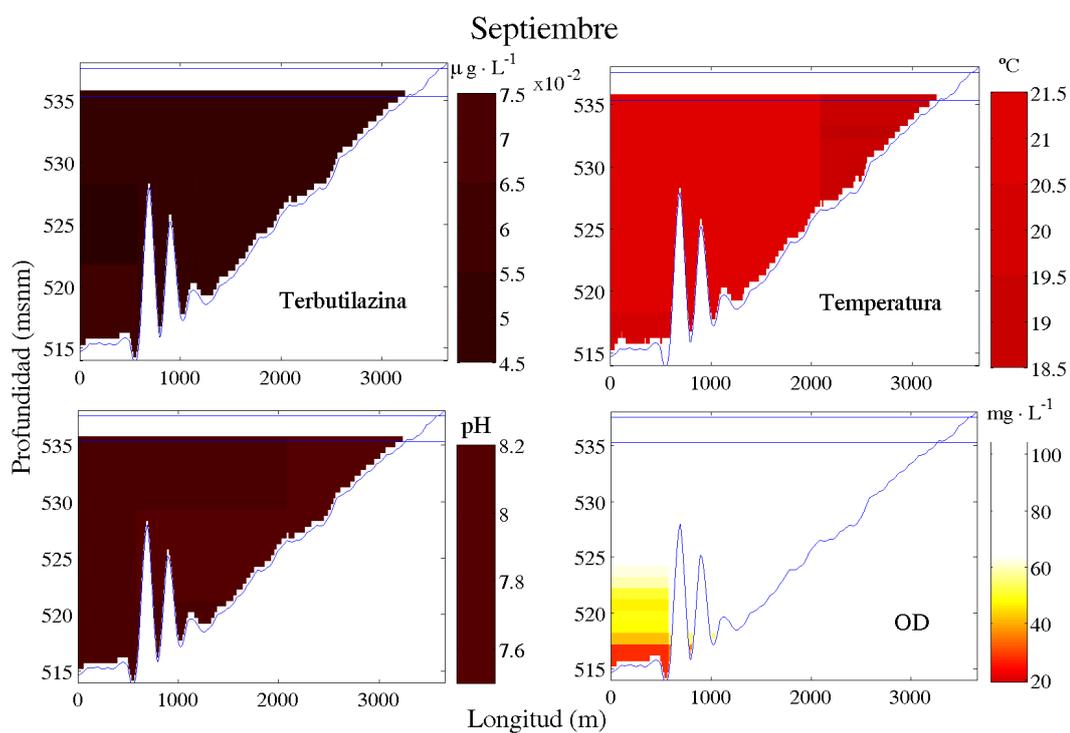


Figura B.6: Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de septiembre de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

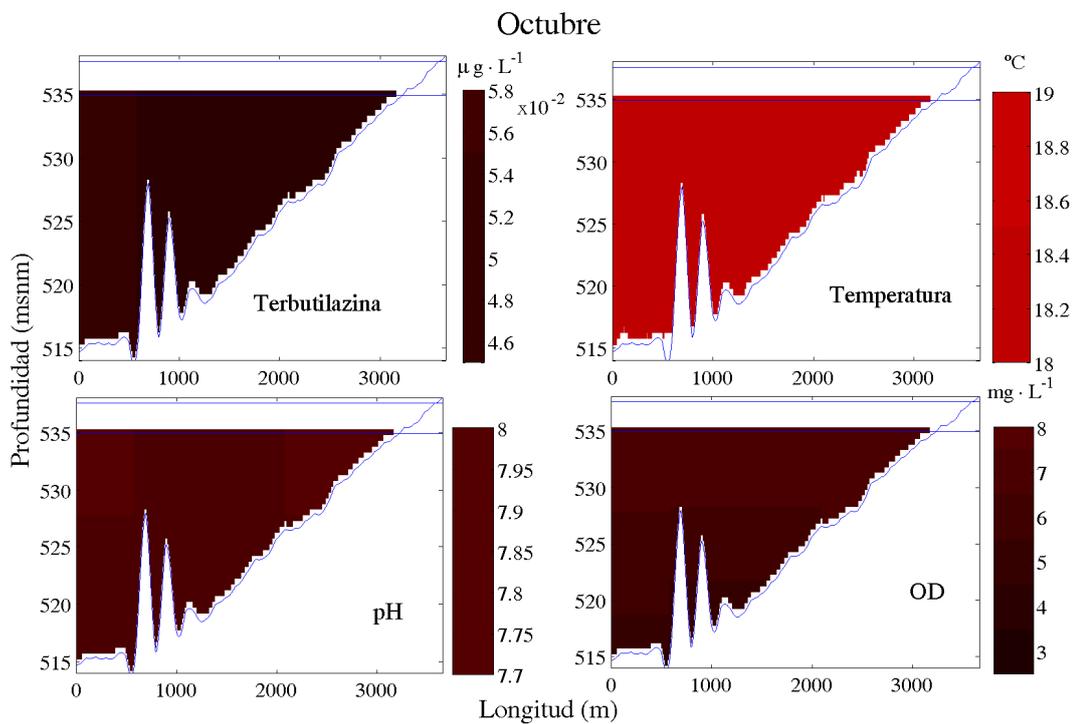


Figura B.7: Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de octubre de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

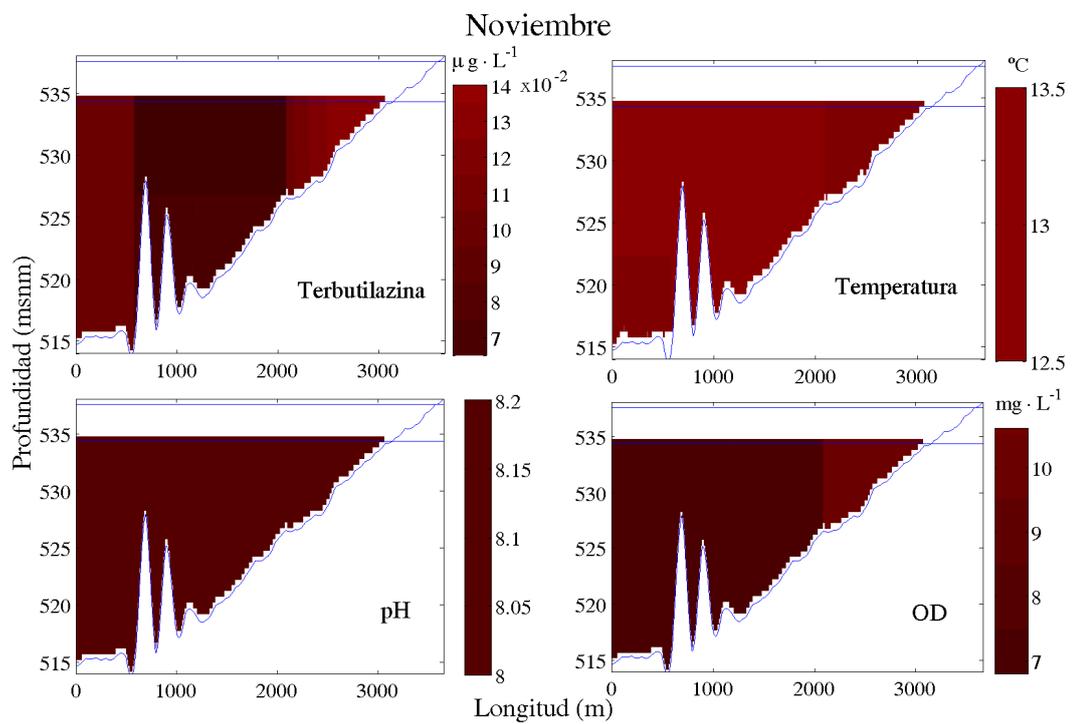


Figura B.8: Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de noviembre de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

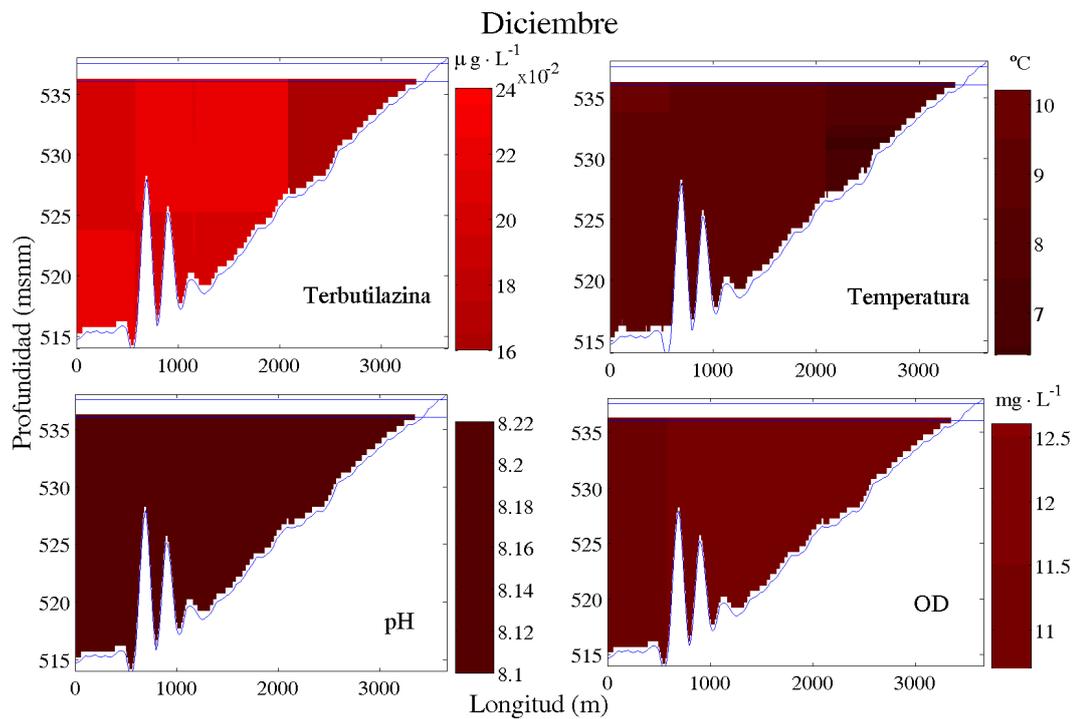


Figura B.9: Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de diciembre de 2009, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

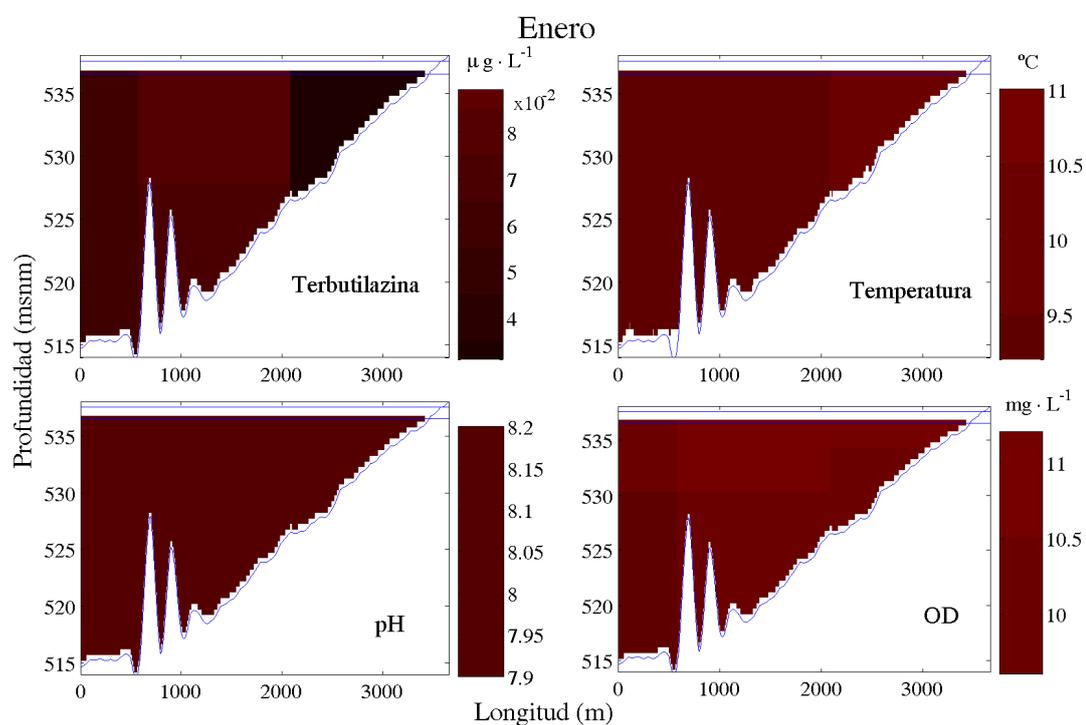


Figura B.10: Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de enero de 2010, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

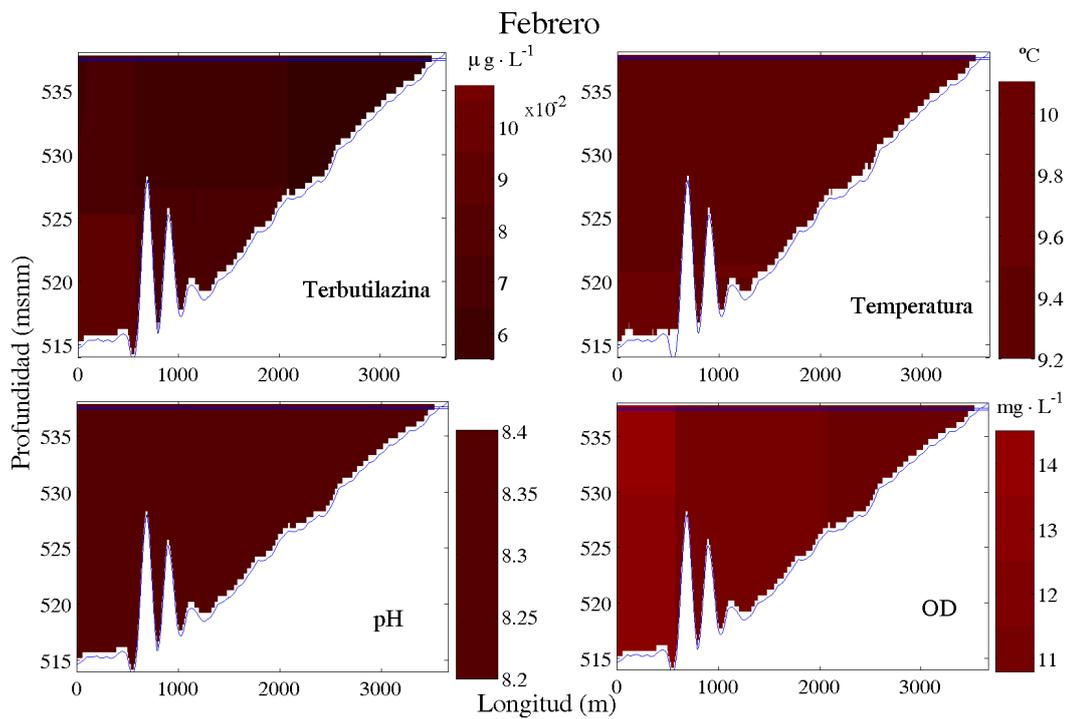


Figura B.11: Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de febrero de 2010, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

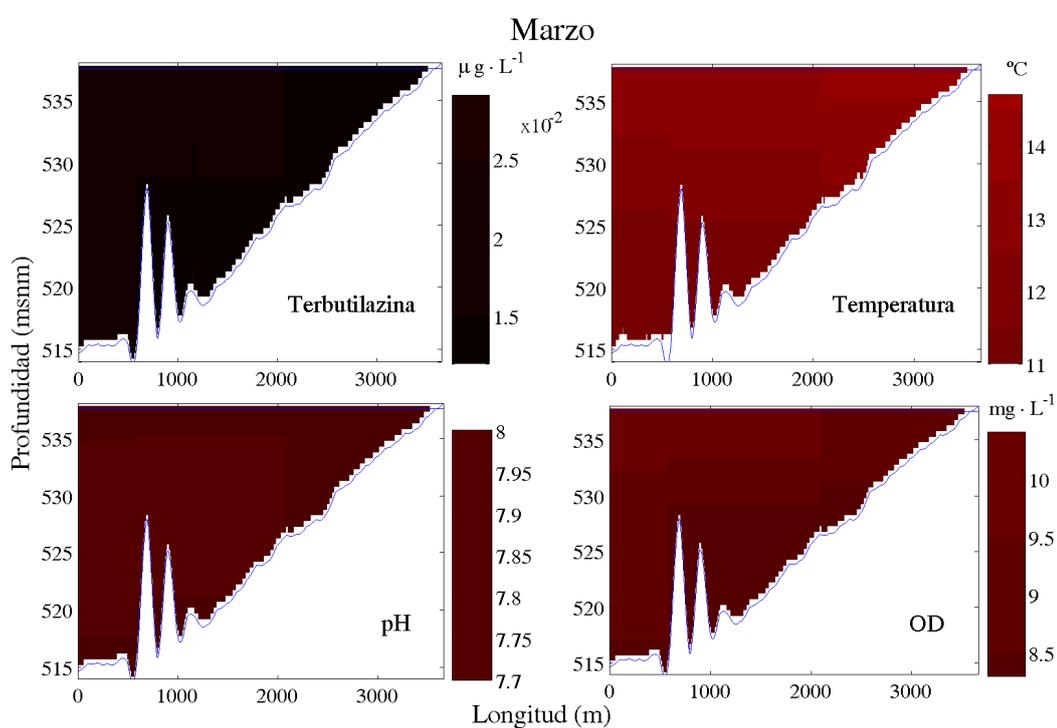


Figura B.12: Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de marzo de 2010, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

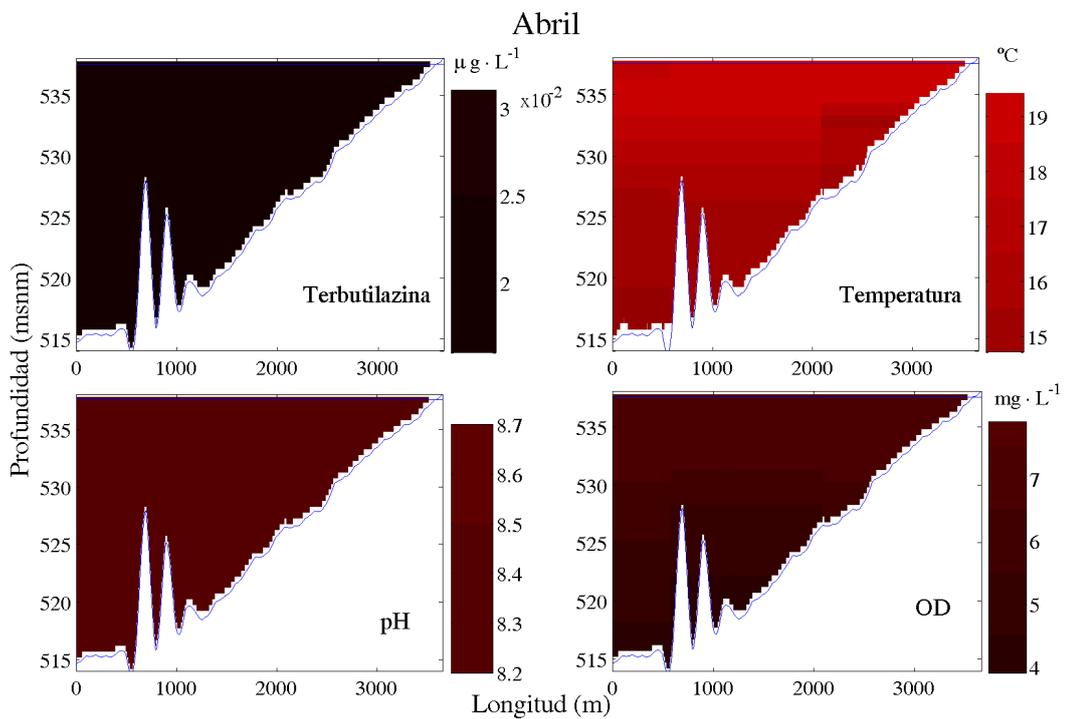


Figura B.13: Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de abril de 2010, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

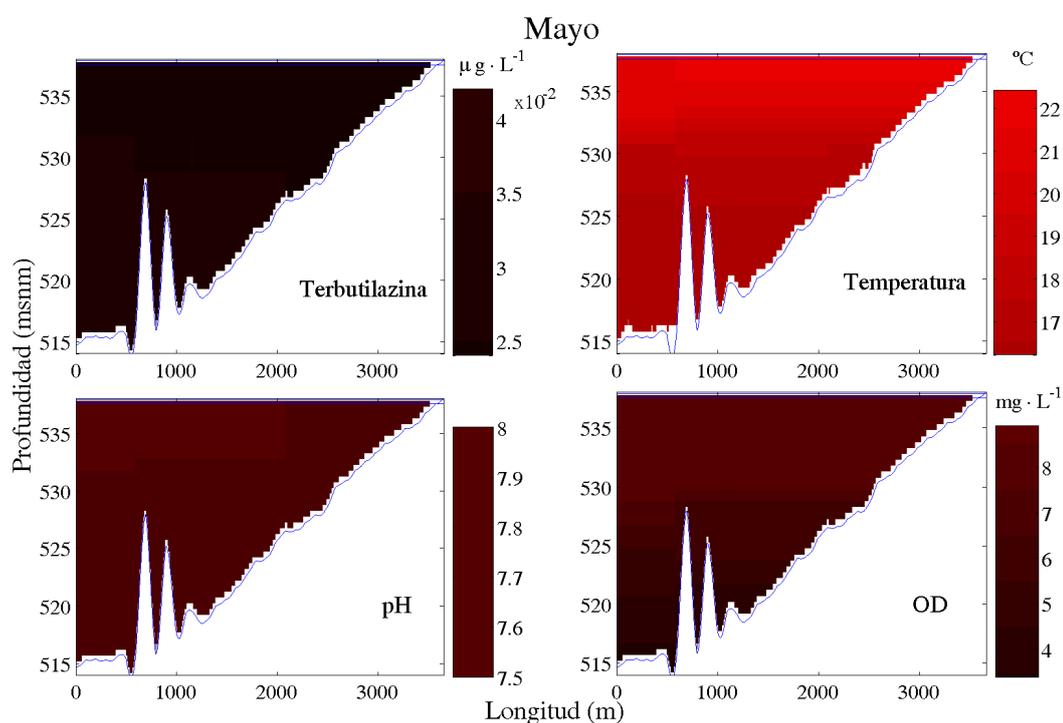


Figura B.14: Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de mayo de 2010, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

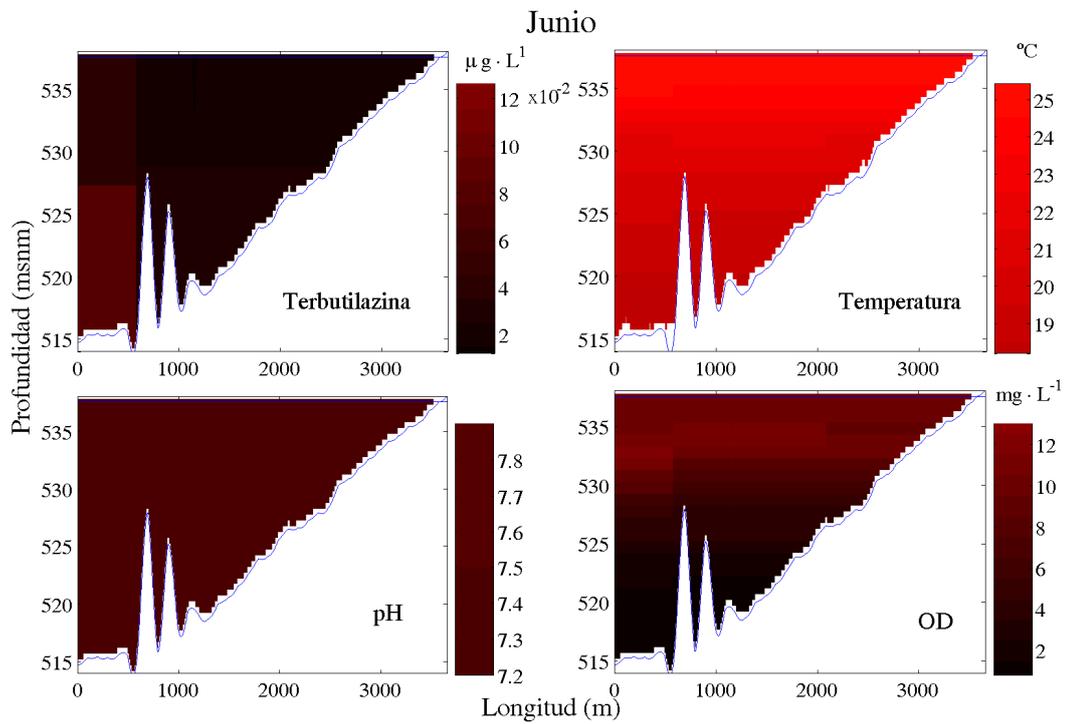


Figura B.15: Interpolación mediante el método IDW² en la sección transversal del cuerpo del embalse, y a partir de las medidas puntuales de Infraeco (2010) en la campaña de junio de 2010, de la concentración de terbutilazina ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$), de la temperatura del agua ($^{\circ}\text{C}$), del pH y de la concentración de Oxígeno Disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

Apéndice C

Análisis de las zonas de mayor aporte de carga de sustancia al embalse del Víboras

A la hora demostrar la operatividad de un sistema de abastecimiento desde un embalse mediante criterios de calidad del agua suministrada, es fundamental el disponer de herramientas que permitan identificar las zonas de la cuenca vertiente al embalse que mayor aporte de sustancias realizan al mismo. Para ello, tal y como se muestra en el capítulo 4, se ha aplicado el modelo paramétrico de Contreras *et al.* (2009), que arroja resultados distribuidos de dicha carga de aportación. El modelo se ha completado incluyendo el efecto de la temperatura del suelo en la degradación de las sustancias (Gómez-Beas *et al.*, 2013), mostrándose en las siguientes figuras los mapas que representan dicha carga, junto con la escorrentía que la arrastra y la temperatura media del suelo en cada celda, para dos eventos simulados en el periodo en el que se dispuso de toma de datos y, por tanto, en el que el modelo pudo ser calibrado.

En las figuras se han representado los resultados obtenidos con el modelo original y con el modificado que incluye el efecto de la temperatura del suelo. Se observa cómo el modelo original subestima los aportes de herbicida en el tramo alto de la cuenca y los sobreestima en el tramo bajo, con respecto a los resultados con inclusión de la temperatura, por la diferencia de temperatura entre zonas debida en parte a la menor altitud. En el caso de la zona estudiada, los esfuerzos en realizar medidas correctoras deberían centrarse en el tramo alto de la cuenca, dado que a las mayores pendientes (Fig. 2.9) y mayor escorrentía, se les suma una en general menor temperatura del suelo (Figs. C.1 y C.2).

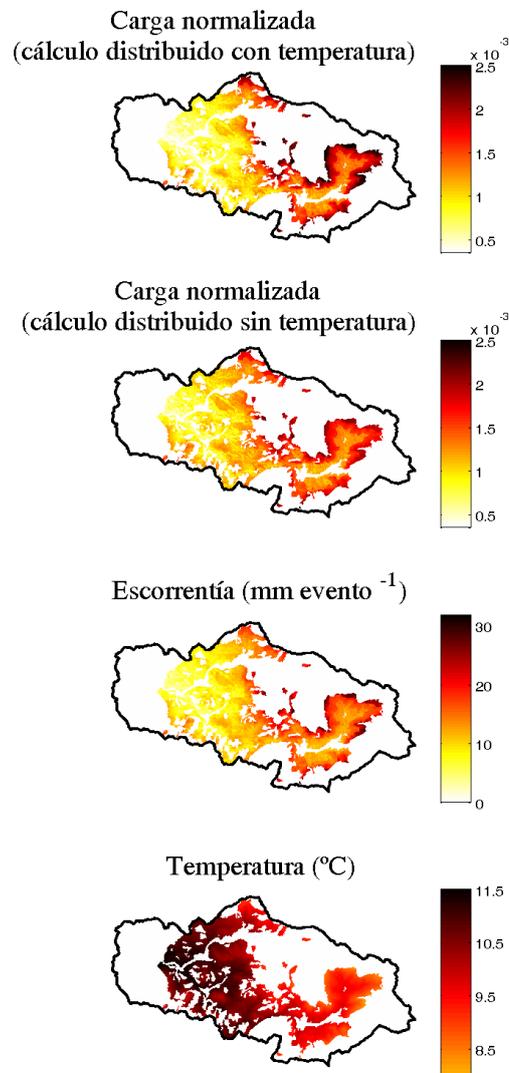


Figura C.1: Evento del 21 de diciembre de 2009. Mapas de carga acumulada en la escorrentía, normalizada por la carga total en el punto de entrada al embalse con y sin incorporación de la temperatura en el cálculo; escorrentía acumulada y temperatura media del suelo.

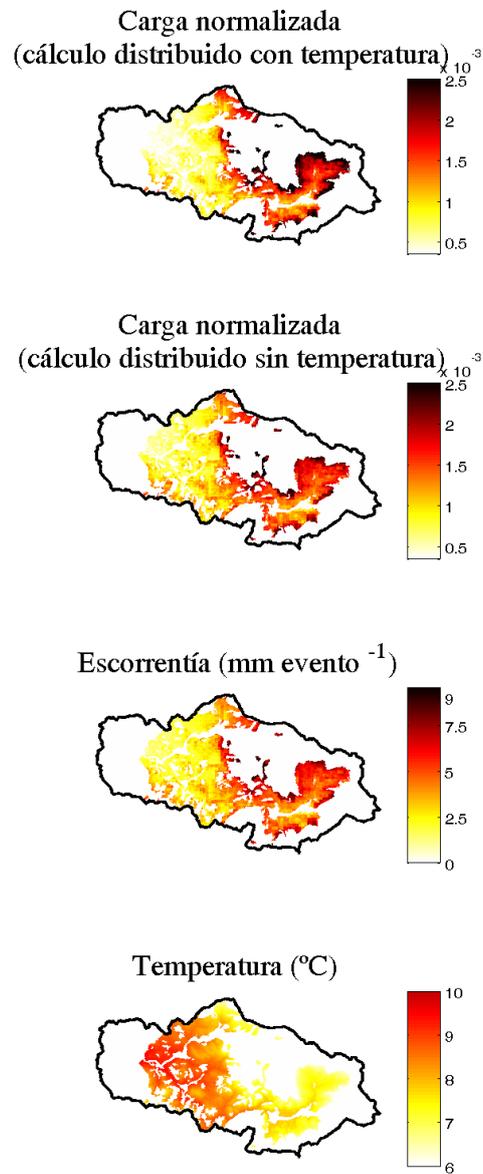


Figura C.2: Evento del 17 de febrero de 2010. Mapas de carga acumulada en la escorrentía, normalizada por la carga total en el punto de entrada al embalse con y sin incorporación de la temperatura en el cálculo; escorrentía acumulada y temperatura media del suelo.

Apéndice D

Costes de oportunidad

En el Capítulo 5 se ha realizado un estudio de los costes de oportunidad en el suministro al regadío en el embalse de Rules, en base a la estimación realizada por Gómez *et al.* (2002) en la cuenca del Guadalquivir. Dicha estimación considera el coste de oportunidad como el aumento de precio que supone para el agricultor el m³ suministrado en función de la disminución de volumen de reserva en cada momento.

En la siguiente tabla se muestra dicho coste de oportunidad para el m³ de agua suministrado en función del volumen instantáneo de reserva, extraído de dicho trabajo (Gómez *et al.*, 2002).

Nivel de Reserva (%)	Valor dual (€ m ⁻³)
14	0.30
16	0.16
18	0.15
20	0.14
22	0.13
24	0.12
26	0.11
28	0.11
30	0.10
32	0.10
34	0.10
36	0.09
38	0.09
40	0.09
42	0.09
44	0.08
46	0.08
48	0.08
50	0.08
52	0.08
54	0.07
56	0.07
58	0.07
60	0.07
62	0.07
64	0.07
66	0.07
68	0.07
70	0.07
72	0.06
74	0.06
76	0.06
78	0.06
80	0.06
96	0.06
98	0.06
100	0.06

tabla D.1: Valor dual del precio del m³ de agua suministrada en función del volumen de reserva instantáneo. Fuente Gómez *et al.* (2002).

Bibliografía

- Agenda del Regadío Andaluz. Horizonte 2015. Junta de Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca, 2011. <http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/portal/areas-tematicas/infraestructuras-agrarias/>
- Aguilar, C.: Efectos de escala en procesos hidrológicos. Aplicación a la cuenca del río Guadalfeo (Granada). (Scale effects in hydrological processes. Application to the Guadalfeo River watershed (Granada)). Ph.D. thesis. Agricultural Hydrology and Hydraulics Research Group. University of Córdoba, Spain, 235 pp., 2008. http://www.cuencaguadalfeo.com/archivos/Guadalfeo/Tesis/TesisCris_en.pdf.
- Aguilar, C., Herrero, J. & Polo, M.J.: Topographic effects on solar radiation distribution in mountainous watersheds and their influence on reference evapotranspiration estimates at watershed scale. *Hydrol. Earth Syst. SC.*, 14, 2479-2494, 2010. doi:10.5194/hess-14-2479-2010. <http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/14/2479/2010/hess-14-2479-2010.html>
- Aguilar, C., Egüen, M., Perales, J.M., Losada, M.A. & Polo, M.J.: Stochastic Assessment of environmental flows in semiarid environments. 11th International Conference on Hydroinformatics, HIC 2014, New York City, USA. https://www.conftool.pro/hic2014/index.php?page=browseSessions&form_session=81
- Alcázar, J. & Palau, A.: Establishing environmental flow regimes in a Mediterranean watershed based on a regional classification. *J. Hydrol.*, 338, 41-51, doi: 10.1016/j.jhydrol.2010.04.026, 2010.
- Baquerizo, A. & Losada, M.A.: Human interaction with large scale coastal morphological evolution. An assessment of the uncertainty. *Coast. Eng.*, 55, 569-580, 2008.
- Bovee, D.D.: A guide to stream habitat analysis using the Istream Flow Incremental Methodology. Instream Flow Information Paper 12. US Fish and Wildlife Service. FWS/OBS-82/26. Washington DC, 1982.
- Brown, C.D., Hodgkinson, R.A., Rose, D.A., Syers, J.K. & Wilcoxon, S.J.: Movement of pesticides to surface waters from a heavy clay soil. *Pestic. Sci.*, 43, 131-140, 1995.
- Cabecinha, E., Lourenço, M., Moura, J.P., Pardal, M.A. & Cabral, J.A.: A multi-scale approach to modelling spatial and dynamic ecological patterns for reservoir's water quality management. *Ecol. Model.*, 220, 2559-2569, 2009.
- Campos, J.N.B., Souza Filho, F.A., Lima, H.V.C.: Risks and uncertainties in reservoir yield in highly variable intermittent rivers: the Castanhão reservoir case in Brazilian semiarid. *Hydrolog. Sci. J.*, doi: 10.1080/02626667.2013.836277, 2013.

- Chapra, S.C.: Surface Water-Quality Modeling. McGraw-Hill. Nueva York, 1997.
- Chatterjee, B., Howitt, R.E. & Sexton, R.J.: The optimal joint provision of water for irrigation and hydropower. *J. Environ. Econ. Manag.*, 36, 295-313, 1998.
- Chaves, P & Kojiri, T.: Deriving reservoir operational strategies considering water quantity and quality objectives by stochastic fuzzy neural networks. *Adv. Water Resour.*, 30, 1329-1341, 2007.
- CONSEJERÍA DE AGRICULTURA Y PESCA. JUNTA DE ANDALUCÍA. *Red de Información Agroclimática de Andalucía*. <http://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/ifapa/ria/servlet/FrontController> (12/07/2013)
- Contreras, E.: Transferencia de solutos al agua de escorrentía. Monografía 2007, 1. Grupo de Hidrología e Hidráulica Agrícola. Universidad de Córdoba, 111 pp. ISBN: 978-84-691-2211-2, 2007.
- Contreras, E.: Influence of the fluvial discharges on the water quality of the Guadalquivir Estuary. Ph.D. thesis. Grupo de Dinámica Fluvial e Hidrología. Universidad de Córdoba, 171 pp., 2012.
- Contreras, E., Egüen, M., Nofuentes, M. & Polo, M.J.: Modelo paramétrico distribuido de transferencia de sustancias al flujo de escorrentía superficial a escala de cuenca. *Estudios en la Zona No Saturada del Suelo*, Vol. IX - ZNS'09, 377-384. ISBN: 978-84-96736-83-2, 2009.
- Cruz, L.: Estudio del funcionamiento limnológico del embalse de Rules (Primeros resultados). Informe Técnico. (Limnological study of Rules reservoir operation (First results). Technical report). IT. VIII. 6.1. Versión 1. Rivers and Reservoirs Section of the Andalusian Centre of Environment. University of Granada, Spain, 2005.
- DePinto, J.V., Freedman, P.L., Dilks, D.M. & Larson, W.M.: Models quantify the total maximum daily load process. *J. Environ. Eng.-ASCE*, 160(6), 703-713, 2004.
- Draper, A.J., Munévar, A., Arora, S.K., Reyes, E., Parker, N.L., Chung, F.I. & Peterson, L.E.: CalSim: generalized model for reservoir system analysis. *J. Water Res. Pl.-ASCE*, 130(6), 480-489, 2004.
- Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, of 23 October 2000, establishing a framework for community action in the field of water policy. Official Journal of the European Commission L327/1,22.12.2000.
- Egüen, M., Aguilar, C., Polo, M.J., Moreno, I., Herrero, J., Millares, A. & Losada, M.A.: WiMMed, a distributed physically-based watershed model (II): Application examples. *Environmental Hydraulics: Theoretical, Experimental and Computational Solutions*. CRC Press/Balkema, 229-232. ISBN: 978-0-415-56697-1, 2009.
- Fernández Gómez, R., Ávila Alabarces, R., López Rodríguez, M., Gavilán Zafra, P., Oyonarte Gutiérrez, N.A.: Manual de riego para agricultores. Módulo 1. Fundamentos del Riego. Junta de Andalucía Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera, Consejería de Agricultura y Pesca. 104 pp. ISBN: 978-84-8474-133-6, 2010.

- Fisher, F.M., Arlosoroff, S., Eckstein, Z., Haddadin, M., Hamati, S.G., Huber-Lee, A., Jarrar, A., Jauuoussi, A., Shamir, U. & Wesseling, H.: Optimal water management and conflict resolution: the middle east water project. *Water Resour. Res.*, 38(11), 25.1-25.17, 2002.
- Gaivoronski, A.A., Sechi, G.M. & Zuddas, P.: Balancing cost-risk in management optimization of water resource systems under uncertainty. *Phys. Chem. Earth*, 42-44, 98-107, 2012.
- Galindo, P.: Transferencia de herbicidas al flujo de escorrentía superficial en olivar de no laboreo con bandas de cubierta vegetal. *Monografías 2006*, 2. Grupo de Hidrología e Hidráulica Agrícola. Córdoba, 85 pp. ISBN: 978-84-690-4413-1, 2006.
- Galindo, P., Polo, M.J. & de Luna, E.: Transport by runoff of herbicides used in olive orchards: The role of physico-chemical characteristics. *Olea FAO Olive Network*, 26, 44-47, 2007.
- Gómez-Beas, R.: Propuesta de una Herramienta de Gestión del Embalse de Rules basada en modelos de Simulación y Control (Proposal for a Management Tool for Rules reservoir based in Simulation and Control models). Graduate thesis, University of Granada, Spain. Available at www.cuencaguadalfeo.com, last access: 18 March 2012, 2008.
- Gómez-Beas, R., Contreras, E., Aguilar, C., Egüen, M. & Polo, M.J.: Aplicación de un modelo paramétrico distribuido de transferencia de herbicidas al flujo de escorrentía superficial en una cuenca con predominio de olivar. *Estudios en la Zona No Saturada del Suelo*, Vol. X - ZNS'11, 241-246. ISBN: 978-84-694-6642-1, 2011a.
- Gómez-Beas, R., Moñino A., Aguilar, C. & Polo, M.J.: Application of a management tool based on uncertainty analysis to a reservoir in a Mediterranean watershed: Cost analysis, *Geophys. Res. Abstr.*, 13, EGU2011-13225, 2011b. Available at: http://presentations.copernicus.org/EGU2011-13225_presentation.pdf
<http://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2011/EGU2011-13225.pdf>
- Gómez-Beas, R., Moñino A., & Polo, M.J.: Development of a management tool for reservoirs in Mediterranean environments based on uncertainty analysis, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 12, 1789-1797, doi: 10.5194/nhess-12-1789-2012, 2012. Available at: www.nat-hazards-earth-syst-sci.net/12/1789/2012/
- Gómez-Beas, R., Contreras, E. & Polo, M.J.: Incorporando la temperatura del suelo en el modelado de la transferencia de herbicidas al flujo de escorrentía superficial mediante un modelo distribuido. *Estudios en la Zona No Saturada del Suelo*, Vol. XI - ZNS'13, 175-182. ISBN: 978-84-616-6234-0, 2013.
- Gómez Ramos, A., Iglesias Martínez, E. & Garrido Colmenero, A.: Evaluación de la garantía de suministro de agua a la agricultura. Una aplicación a la cuenca del Guadalquivir. *Ingeniería del agua*, Vol. 9, 279-294, 2002.
- Hamilton, D.P. & Schladow, S.G.: Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I - Model Description. *Ecol. Model.*, 96, 91-110, 1996.
- Herrero, J.: Modelo físico de acumulación y fusión de la nieve. Aplicación a Sierra Nevada (España). Tesis Doctoral. Grupo de Dinámica de Flujos Ambientales. Universidad de Granada, 2007. <http://www.ugr.es/herrero>.
- Herrero J., Polo, M.J., Moñino, A. & Losada, M.A.: An energy balance snowmelt model in a Mediterranean site. *J. Hydrol.* 371, 98-107, 2009. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.03.021

- Herrero, J., Aguilar, C., Millares, A., Egüen, M., Carpintero, M., Polo, M.J. & Losada, M.A.: WiMMed. User Manual v1.1. Fluvial Dynamics and Hydrology, Research Group (University of Córdoba) and Environmental Flows Dynamics Research Group-CEAMA (University of Granada). Available at: <http://www.uco.es/dfh/images/stories/20101215%20wimmed%20user%20manual%20v1-english1.pdf>, last access: 18 March 2012, 2010.
- Herrero, J., Millares, A., Aguilar, C., Díaz, A., Polo, M.J. & Losada, M.A.: WiMMed 1.0. Base teórica (WiMMed 1.0. Theoretical basis). Environmental Flows Dynamics Research Group-CEAMA (University of Granada) and Fluvial Dynamics and Hydrology, Research Group (University of Córdoba), available at: http://www.uco.es/dfh/images/stories/20110614%20wimmed_%teoria1.pdf, last access: 18 March 2012, 2011.
- Housh, M., Ostfeld, A. & Shamir, U.: Seasonal multi-year optimal management of quantities and salinities in regional water supply systems. *Environmental Modell. Softw.*, 37, 55-67, 2012.
- Huang, W.C. & Chou, C.C.: Risk-based drought early warning system in reservoir operation. *Adv. Water Resour.*, 31, 649-660, 2008.
- Instituto Nacional de Estadística. *Boletín Informativo del Instituto Nacional de Estadística. Estadísticas e indicadores del Agua*. 1/2008. ISSN 1579-2277.
- Inventario y Caracterización de los Regadíos de Andalucía. Actualización 2002. Colección Agricultura. Serie Riegos. Editado por Consejería de Agricultura y Pesca. ISBN: 84-8474-117-6, 2003.
- Instrucción de Planificación Hidrológica (Borrador), 2007. Versión 5.4.
- Infraeco: Comunicación personal. Datos incluidos en el estudio de las interacciones del sistema plaguicida-agua-sedimento en apoyo a la gestión de embalses para abastecimiento y elaboración de modelo matemático de análisis. Memoria técnica. Programa nacional de proyectos de desarrollo experimental. Plan nacional de investigación científica, desarrollo e innovación tecnológica, 2008-2011. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2010.
- Jenkins, M.W., Lund, J.R., Howitt, R.E., Draper, A.J., Msangi, S.M., Tanaka, S.K., Ritzema, R.S. & Marques, G.F.: Optimization of California's water supply system: results and insights. *J. Water Res. Pl.-ASCE*, 130(4), 271-280, 2004.
- Jørgensen, S.E. & Bendricchio, G.: *Fundamentals of Ecological Modelling*. Third Edition. Elsevier. ISBN: 9780080440156, 2001.
- Kerachian, R. & Karamouz, M.: Optimal reservoir operation considering the water quality issues: a stochastic conflict resolution approach. *Water Resour. Res.*, 42(12), 1-17, 2006.
- Labadie, J.W.: Operation of Multireservoir Systems: State-of-the-Art Review. *J. Water Res. Pl.-ASCE*, 130 (2), 93-111, 2004.
- Leonard, R.A.: Movement of pesticides into surface. Pesticide in the Soil environment. Process, Impacts and Modeling. SSSA Book Series 2, Ed. H. H. Cheng, Cap. 9, 303-350, 1990.

- Li, S.F., Wang, X.L., Xiao, J.Z. & Yin, Z.J.: Self-adaptive obtaining water-supply reservoir operation rules: Co-evolution artificial immune system. *Expert Syst. Appl.*, 41, 1262-1270, 2014.
- Lindim, C., Pinho, J.L. & Vieira J.M.P.: Analysis of spatial and temporal patterns in a large reservoir using water quality and hydrodynamic modeling. *Ecol. Model.*, 222, 2485- 2494, 2011.
- Losada, M.A.: ROM 0.0. Procedimiento General y Bases de Cálculo en el Proyecto de Obras Marítimas y Portuarias. Parte I. (General procedure and requirements in the design of harbor and maritime structures. Part 1). Puertos del Estado, 220 pp., ISBN: 84-88975-30-9, 2001.
- Marcé, R., Moreno-Ostos, E., García-Barcina, J.M. & Armengol, J.: Tailoring dam structures to water quality predictions in new reservoir projects: Assisting decision-making using numerical modeling. *J. Environ. Manage.*, 91, 1255-1267, 2010.
- Milhaus, R.T., Updike, M.A. & Schneider, D.A.: Physical habitat simulation system reference manual. Version II. Instream Flow Information Paper, 26. US Fish and Wildlife Service, Biological Report 89 (16), Washington DC, 1989.
- Millares, A.: Integración del caudal base en un modelo distribuido de cuenca. Estudio de las aportaciones subterráneas en ríos de montaña. Tesis Doctoral. Grupo de Dinámica de Flujos Ambientales. Universidad de Granada. <http://www.ugr.es/mivalag>
- Millares A., Aguilar C., Herrero J., Ávila A., Moñino A., Nieto S., Vega C., Polo M. J. & Losada M.A.: Proyecto Guadalfeo. Modelo de Gestión Integral de Cuencas Mediterráneas. 92 pp. ISBN: 978-84-691-0148-3, 2008.
- Millares, A., Polo M.J. & Losada M.A.: The hydrological response of baseflow in fractured mountain areas. *Hydrol. Earth Syst. SC.*, 13, 1261-1271, 2009.
- Millares, A., Moñino, A., Herrero, J., Torres, R., Losada, M.A. & Polo, M.J.: Estimación de procesos erosivos por carga de fondo y costes asociados en un río aluvial de entorno semi-árido. VI Congreso Iberoamericano de Control de Erosión y Sedimentos (CICES 2012). Granada, 2012.
- Millares, A., Polo, M.J., Moñino, A., Herrero, J. & Losada, M.A.: Bedload dynamics and associated snowmelt influence in mountainous and semiarid alluvial rivers. *Geomorphology*, 206, 330-342, 2014a.
- Millares, A., Polo, M.J., Moñino, A., Herrero, J. & Losada, M.A.: Reservoir sedimentation and erosion processes in a snow-influenced basin in Southern Spain. Reservoir Sedimentation - Special Session on Reservoir Sedimentation of the 7th International Conference on Fluvial Hydraulics, RIVER FLOW, 91-98, ISBN: 978-1-315-73691-4, 2014b.
- Missaghi, S. & Hondzo, M.: Evaluation and application of a three-dimensional water quality model in a shallow lake with complex morphometry, *Ecol. Model.*, 221, 1512-1525, 2010.
- Moñino A.: La Medida de Grandes Caudales. Revisión de Criterios Aplicados a Aliviaderos de Presas. Tesina de Magister. Universidad de Granada, 1998.
- Moñino, A.: Sobre soluciones analíticas y experimentales de flujos en régimen libre (On analytical and experimental solutions in free regime flows). Ph.D. thesis. University of Granada, Spain, 2004.

- Moñino, A., Millares, A., Herrero, J., Polo, M.J. & Losada, M.A.: Measurement of infilling rate in a small reservoir in a Mediterranean semi-arid area. *Geophys. Res. Abstr.*, 13, EGU2011-10756, 2011.
- Murillo, J.M. & Navarro, J.A.: Las aguas subterráneas en la investigación y la gestión hídrica medioambiental. Uso conjunto y caudal ambiental. Aplicación al sistema de aprovechamiento del Quebrajano-Víboras. 235 pp. ISBN: 978-84-7840-767-5, 2008.
- Neitsch, S.L., Arnold, J.G., Kiniry, J.R., Williams, J.R. & King, K.W.: Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation. Version 2000. Blackland Research Center and Grassland Soil and Water Research Laboratory, Temple, Texas. USA, 2002.
- Nevot, A.: La presa de Rules. *Revista de Obras Públicas*, Febrero 2004, No. 3441. p.p. 131-152, 2004.
- Nofuentes, M. & Polo, M.J.: A first approach to the characterization of solute transfer from soil to runoff in transient shallow flows. *Geophys. Res. Letters*. 35, L17406, doi: 10.1029/2008GL034578, 2008.
- Otto, S., Cardinali, A., Marotta, E., Paradisi, C. & Zanin, G.: Effect of vegetative filter strips on herbicide runoff under various types of rainfall. *Chemosphere*, 88, 113-119, 2012.
- Pallottino, S., Sechi, G.M. & Zuddas, P.: A DSS for water resources management under uncertainty by scenario analysis. *Environ. Modell. Softw.*, 20, 1031-1042, 2005.
- Paraíba, L.C. & Pulino, P.: Pesticide dispersion-advection equation with soil temperature effect. *Environmetrics*, 14, 323-337, 2003.
- Park, Y., Cho, K.H., Kang, J.H., Lee, S.W. & Kim, J.H.: Developing a low control strategy to reduce nutrient load in a reclaimed multi-reservoir system using a 2D hydrodynamic and water quality model. *Sci. Total Environ.*, 446-447, 871-880, 2014.
- Perales, J.M.: Caracterización del régimen de caudales ecológicos mínimos y análisis de riesgos en embalses de la cuenca del río Guadalfeo. Proyecto profesional fin de carrera. Universidad de Córdoba, 2010.
- Pérez-López, R., Nieto, J.M. & Ruiz de Almodóvar, G.: Mantenimiento hídrico de los cursos fluviales y uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas. Aplicación al sistema de explotación Quebrajano-Víboras (Jaén). VI Simposio del Agua en Andalucía. IGME, 797-798, 2005.
- Plan Hidrológico de la Cuenca Sur (PHCS) (Hydrological Plan of the Sourthen Basin (PHCS)): Available at <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/web/>, 1999.
- Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir (PHCG). BOE Núm. 121, Sec. I, página 38229, 21 de Mayo de 2013. Available at: <http://www.boe.es/boe/dias/2013/05/21/pdfs/BOE-A-2013-5319.pdf>, 2013.
- Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (PHCMA). Boletín Oficial de la Junta de Andalucía Núm. 138, página 67, 17 de Julio de 2013. Available at http://cidta.usal.es/legislacion/BOJA_138_2013.pdf, 2013.

- Polo, M.J. & Losada, M.A.: Uncertainty assessment for long-term forecasting of extreme values in streamflows due to catchment changes in a Mediterranean mountainous watershed in Southern Spain. *International Interdisciplinary Conference on Predictions for Hydrology, Ecology and Water Resources Management HydroPredict 2010*, 2010.
- Polo, M.J., Losada, M.A. & López Martos, J.: Bases de un modelo estocástico de gestión integral de la cuenca del Guadalfeo. Comunicación oral. VI Congrés Ibéric de Gestió i Planificació de l'Aigua. Técnica i ciutadania Claus per a la gestió sostenible de l'aigua. Àrea Temàtica II, n.º 134. ISBN: 84-68900524, 2004.
- Polo, M.J., Herrero, J., Aguilar, C., Millares, A., Moñino, A., Nieto, S. & Losada, M.A.: WiMMed, a distributed physically-based watershed model (I): Description and validation. *Environmental Hydraulics: Theoretical, Experimental and Computational Solutions*. CRC Press/Balkema, 225-228. ISBN: 978-84-0-415-56697-1, 2009.
- Polo, M.J., Aguilar, C., Millares, A., Herrero, J., Gómez-Beas, R., Contreras, E. & Losada, M.A.: Assessing risks for integrated water resource management: coping with uncertainty and the human factor. *Evolving Water Resources Systems: Understanding, Predicting and Managing Water-Society Interactions*. IAHS Publ. 364. Proceeding of ICWRS20014, Bologna, Italy, 285-291. ISBN: 978-1-907161-42-1, 2014.
- Pulido-Velazquez, M., Andreu, J., Sahuquillo, A. & Pulido-Velazquez, D.: Hydro-economic river basin modelling: The application of a holistic surface-groundwater model to assess opportunity costs of water use in Spain. *Ecol. Econ.*, 66. 51-65, 2008.
- Quevedo, E.: Circulación debido al viento de la plataforma continental en el interior. Aplicación al litoral de Carchuna (Granada) (Movement due to wind of the continental platform inland. Application to Carchuna coastal (Granada)). Graduate thesis. University of Granada, Spain, 2005.
- Rodríguez, J.A.: Inferencia espacial de propiedades físico-químicas e hidráulicas de los suelos de Andalucía. *Estudios en la Zona No Saturada del Suelo*, Vol. IX - ZNS'09, 448-455. ISBN: 978-84-96736-83-2, 2009.
- Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH). Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. <http://www.chguadalquivir.es/saih/DatosHistoricos.aspx> (22/7/2013)
- Sechi, G.M. & Sulis, A.: Dynamic attribution of water quality indexes in a multi-reservoir optimization model. *Desalination*, 237, 99-107, 2009.
- Shen, A., Chen, L., Hong, Q., Qiu, J., Xie, H. & Liu, R.: Assessment of nitrogen and phosphorus loads and causal factors from different land use and soil types in the Three Gorges Reservoir Area. *Sci. Total Environ.*, 454-455, 383-392, 2013.
- Taguas, E.V., Ayuso, J.L., Peña, A., Yuan, Y. & Pérez, R.: Rainfall variability and hydrological and erosive response of an olive tree microcatchment under no-tillage with a spontaneous grass cover in Spain. *Earth Surf. Proc. Land.*, 35, 750-760, 2010.
- Taguas, E.V., Carpintero, E. & Ayuso, J.L.: Assessing land degradation risk through the long-term analysis of erosivity: a case study in southern Spain. *Land. Degrad. Develop.*, 24, 179-187, 2013.

- Tu, M., Tsai, F.T. & Yeh, W.W.: Optimization of water distribution and water quality by hybrid genetic algorithm. *J. Water Res. Pl.-ASCE*, 131(6), 431-440, 2005.
- Tulleken, H.J.A.F.: Grey-box Modelling and Identification Using Physical Knowledge and Bayesian Techniques. *Automatica*, Vol. 29, No. 2, 285-308, 1993.
- U.S. BUREAU OF RECLAMATION. *Design of Small Dams*. United States Department of Interior, 1970.
- Vanwallegheem, T., Laguna, A., Giráldez, J.V. & Jiménez-Hornero, F.J.: Applying a simple methodology to assess historical soil erosion in olive orchards. *Geomorphology*, 114, Issue 3, 294-302, 2010.
- Wang, Y., Chang, J. & Huang, Q.: Simulation with RBF Neural Network Model for Reservoir Operation Rules. *Water Resour. Manag.* doi 10.1007/s11269-009-9569-0, 2009.
- Watkins Jr., D.W., Kirby, K.W. & Punnett, R.E.: Water for the everglades: application of the south Florida systems analysis model. *J. Water Res. Pl.-ASCE*, 130(5), 359-366, 2004.
- Wetzel, R.: *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Third Edition. 1006 pp. Academic Press. ISBN: 978-0-12-744760-5, 2001.
- Wu, Y. & Chen, J.: Estimating irrigation water demand using an improved method and optimizing reservoir operation for water supply and hydropower generation: A case study of the Xinfengjiang reservoir in southern China. *Agr. Water Manage.*, 116, 110-121, 2013.
- Yin, X.A. & Yang, Z.F.: Development of a coupled reservoir operation and water diversion model: Balancing human and environmental flow requirements. *Ecol. Model.*, 222, 224-231, 2011.
- Zahraie, B. & Karamouz, M.: Hydropower reservoir operation: A time decomposition approach. *Sci. Iran.*, 11, 92-103, 2004.
- Zhao, L., Zhang, X., Liu, Y., He, B., Zhu, X., Zou, R. & Zhu, Y.: Three-dimensional hydrodynamic and water quality model for TMDL development of Lake Fuxian, China. *J. Environ. Sci.*, 24(8) 1355-1363, 2012.