



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

máster en ingeniería
hidráulica y medio ambiente
mihma

Título del Trabajo Fin de Máster:

**Desarrollo y aplicación de un modelo de
dinámica de sistemas para la gestión
integral del sistema Júcar**

Intensificación:

ANÁLISIS DE SISTEMAS DE RECURSOS HÍDRICOS

Autor:

RUBIO MARTÍN, ADRIÀ

Director/es:

DR. PULIDO VELÁZQUEZ, MANUEL AUGUSTO

Fecha: **SEPTIEMBRE, 2016**



Resumen del Trabajo Final de Máster

Datos del proyecto
Título del TFM en español: Desarrollo y aplicación de un modelo de dinámica de sistemas para la gestión integral del sistema Júcar
Título del TFM en valenciano: Desenvolupament i aplicació d'un model de dinàmica de sistemes per a la gestió integral del sistema Xúquer
Título del TFM en inglés: Development and application of a system dynamics model for the integral management of Jucar's system
Alumno: Adrià Rubio Martín
Director: Manuel Augusto Pulido Velázquez
Fecha de lectura: Septiembre, 2016

Resumen
<p>La dinámica de sistemas es una metodología para la representación simbólica de sistemas complejos mediante la definición matemática de variables y de sus relaciones. En los últimos 50 años la dinámica de sistemas se ha consolidado como una metodología aplicada a campos tan diversos como la economía, ecología, política, sociología y gestión de recursos. Su aplicación al campo de los recursos hídricos ha crecido de forma notable durante las últimas dos décadas. Algunas de las características de esta metodología son su flexibilidad —que ha permitido su aplicación a campos de muy diversa índole—, su transparencia y la capacidad para integrar información tanto cuantitativa como cualitativa. El objetivo de este trabajo es la creación de un modelo en dinámica de sistemas del sistema Júcar utilizando el software Vensim PLE. Se busca con esto demostrar la viabilidad de esta metodología para representar sistemas de recursos hídricos complejos, definir de forma explícita sus normas de operación y generar índices que definan el estado del sistema de forma dinámica. De este modo, se pretende asentar una base para el estudio del sistema desde la lógica propia de la dinámica de sistemas.</p>

Resum

La dinàmica de sistemes és una metodologia per a la representació simbòlica de sistemes complexos mitjançant la definició matemàtica de variables i de les seves relacions. En els últims 50 anys, la dinàmica de sistemes s'ha establert com una metodologia aplicada a camps tan diversos com l'economia, ecologia, política, sociologia i gestió de recursos. La seva aplicació al camp dels recursos hídrics ha crescut de forma notable durant les últimes dues dècades. Algunes de les característiques d'aquesta metodologia són la seva flexibilitat —que ha permès la seva aplicació a camps de molt diversa índole—, la seva transparència i la capacitat per integrar informació tant quantitativa com a qualitativa. L'objectiu d'aquest treball és la creació d'un model en dinàmica de sistemes del sistema Xúquer utilitzant el programa Vensim PLE. Es busca amb això demostrar la viabilitat d'aquesta metodologia per representar sistemes de recursos hídrics complexos, definir de forma explícita normes d'operació i generar índexs d'estat del sistema dinàmics. D'aquesta manera, es pretén assentar una base per a l'estudi del sistema des de la lògica pròpia de la dinàmica de sistemes.

Abstract

System dynamics is a methodology for the symbolic representation of complex systems by the mathematical definition of variables and their relationships. Over the past 50 years, system dynamics has been consolidated as a methodology applied to fields as diverse as economics, ecology, politics, sociology and resource management. Its application to the field of water resources has grown significantly over the last two decades. Some features of this approach are its flexibility —which has allowed its application to diverse fields—, transparency and the ability to integrate both quantitative and qualitative information. The aim of this work is the creation of a system dynamics model of the Júcar system in Vensim PLE. By doing so, we intend to demonstrate the feasibility of this methodology to represent complex systems, to explicitly define operating rules and to generate dynamic indexes of the system status its explicit operational rules and dynamics index , and to lay a foundation for the study of the system from the logic of system dynamics.

Palabras clave:

Dinámica de sistemas, Modelo, Júcar, Recursos hídricos

Paraules clau:

Dinàmica de sistemes, Model, Xúquer, Recursos hídrics

Keywords:

System dynamics, Model, Júcar, Water resources

Agradecimientos

Este trabajo no hubiera sido posible sin el apoyo y la ayuda de muchas personas que han compensado con su conocimiento y tiempo mi limitado conocimiento y excesiva impaciencia. Deseo agradecer y expresar mi profunda gratitud a las siguientes personas.

A Manuel Pulido, por creer en la idea de este proyecto cuando se lo planteé con muchas dudas y por sus constantes consejos, recomendaciones, observaciones y revisiones. Manuel me surtió de libros, artículos, autores y revistas cuando yo todavía no sabía ni cómo traducir al español «system dynamics», y ha sido un apoyo constante durante todo el periodo de creación de este proyecto.

A la gente del IIAMA con quienes he compartido almuerzos e inquietudes, especialmente:

Antonio López por su ayuda con el modelo de Aquatool y por el modo en que ha resuelto mis constantes dudas, siempre con paciencia y disponibilidad, pese a lo apurado que tiene su tiempo. Probablemente le deba una cena.

Héctor Macián por compartir su detallado conocimiento sobre el sistema y la gestión de sus embalses y porque ha sido también una fuente de sabiduría sobre el proceso de redacción de un trabajo académico como este.

Patricia Marcos me proveyó con las series futuras de aportaciones y algunas de las mejores figuras de este documento. Este trabajo habría sido más feo y menos completo sin su ayuda.

Mar Ortega por ser una compañera de oficina estupenda y porque, como Héctor, sabe todo lo que hay que saber sobre cómo controlar los tiempos y la redacción de este tipo de trabajos.

Y, finalmente, a mi familia, amigos y a todas esas personas que —con toda seguridad— he olvidado mencionar y que han contribuido de una forma u otra a que este trabajo haya sido posible.

Índice del documento

Capítulo 1: Introducción	12
1.1 Motivación.....	13
1.2 Objetivos y metodología	14
1.3 Estructura del documento	15
Capítulo 2: Estado del arte	17
2.1 Modelos de gestión de recursos hídricos: Dinámica de sistemas ..	17
2.2 Aplicaciones de la dinámica de sistemas en la gestión de los recursos hídricos	20
2.3 Modelado en dinámica de sistemas.....	24
2.4 Modelos cualitativos frente a cuantitativos	28
2.5 Diferencias entre modelos de dinámica de sistemas y modelos de simulación-optimización	29
Capítulo 3: Caso de estudio	31
3.1 Descripción del sistema Júcar	31
3.2 Caracterización de usos y demandas del agua	35
Capítulo 4: Modelo Vensim del sistema Júcar	40
4.1 Estructura del modelo: Vista General.....	40
4.2 Subsistema de control de embalses.....	47
4.2.1 Reglas de operación de Alarcón.....	48
4.2.2 Reglas de operación de Contreras	51
4.2.3 Reglas de operación de Tous	53

4.2 Subsistema acuífero de la Mancha Oriental.....	55
4.3 Subsistema de demandas.....	59
4.4 Calibración y resultados del modelo.....	64
4.4.1 Calibración	64
4.4.2 Resultados	65
Capítulo 5: Escenarios de simulación	74
5.1 Diseño de escenarios	74
5.2 Cambio climático: reducción del recurso hídrico	74
5.2.1 Cambio climático: alternativas a la gestión.....	79
5.2.2 Cambio climático: indicador de sequía	86
5.3 Demandas de agua variables	96
5.3.1 Demanda urbana: variación de usuarios.....	96
5.3.2 Demanda agrícola: precio del agua.....	97
5.4 Trasvase Júcar-Vinalopó	98
Capítulo 6: Conclusiones.....	103
Referencias	105

Índice de figuras

Figura 1: Diagrama de variables de caja y flujos en proceso hidrológico simplificado (Simonovic, 2009).....	24
Figura 2: Principales ríos y trasvases del sistema Júcar.	31
Figura 3: Embalses más importantes del sistema Júcar, detalle de sus afluentes y principales subcuencas drenantes.	32
Figura 4: Esquema simplificado del sistema Júcar en Aquatool (Asensio García, F. Javier, 2014).	36
Figura 5: Vista general del modelo Vensim del sistema Júcar.	40
Figura 6: Filtraciones mensuales de Contreras en Aquatool y Vensim para el periodo histórico.	44
Figura 7: Relación Volumen-Superficie para embalse de Alarcón.....	45
Figura 8: Variables implicadas en el cálculo de la evaporación para Alarcón en Vensim.	46
Figura 9: Evaporación mensual en Alarcón durante el periodo histórico.	46
Figura 10: Subsistema de control de embalses en Vensim.	48
Figura 11: Embalse de Tous representado en la vista general del modelo Vensim.	53
Figura 12: Subsistema del acuífero de la Mancha Oriental.....	56
Figura 13: Caudal cedido por el Júcar al acuífero de la Mancha Oriental en Aquatool y Vensim a lo largo de la simulación.	57
Figura 14: Histograma de sueltas mensuales por rangos de caudales —Hm ³ /mes— desde Alarcón en Vensim y Aquatool.....	58
Figura 15: Vista del subsistema de demandas en Vensim.	60
Figura 16: Volúmenes embalsados en Alarcón para modelos Vensim y SIMGES a lo largo de la simulación.	65
Figura 17: Volúmenes embalsados en Contreras para modelos Vensim y SIMGES.	66
Figura 18: Volúmenes embalsados en Tous para modelos Vensim y SIMGES.....	67
Figura 19: Déficit total de agua en el sistema (Hm ³), según uso del recurso.	68

Figura 20: Déficits mensuales totales —sin separación por usos— a lo largo del periodo histórico de simulación.....	69
Figura 21: Comparativa para Alarcón entre el modelo original de Aquatool, el modelo Vensim y la modificación de Aquatool.....	71
Figura 22: Comparativa para Contreras entre el modelo original de Aquatool, el modelo Vensim y la modificación de Aquatool.	72
Figura 23: Comparativa para Tous entre el modelo original de Aquatool, el modelo Vensim y la modificación de Aquatool.....	73
Figura 24: Volúmenes embalsados en Alarcón para escenario RCP4.5 medio plazo.	77
Figura 25: Comparativa de sueltas al Júcar para ambos modelos durante periodo de simulación.	77
Figura 26: Volúmenes embalsados en Contreras para escenario RCP4.5 medio plazo.	78
Figura 27: Volúmenes embalsados en Tous para escenario RCP4.5 medio plazo. ..	78
Figura 28: Salidas de Tous por el CJT y bombeos auxiliares de hasta 10 Hm ³ /mes programados para apoyar a demanda agrícola.	80
Figura 29: Suministro a las demandas agrícolas de la Ribera desde Tous frente a déficit urbano en zona de Valencia y Sagunto para periodo de simulación 2051-2067.	80
Figura 30: Variable indicador de estrés hídrico definida en nuestro modelo.	81
Figura 31: Valor de la demanda total de la Ribera y su variabilidad en función del indicador planteado.	82
Figura 32: Volúmenes embalsados en Alarcón 2041-2070.	84
Figura 33: Volúmenes embalsados en Contreras 2041-2070.	84
Figura 34: Volumen embalsado en Tous 2041-2070.....	85
Figura 35: Subsistema de Índice de Estado y actuaciones.....	88
Figura 36: Índice de estado del sistema sin actuación en sequías (1940-2009). ...	90

Figura 37: Índice de estado del sistema con medidas de actuación frente a sequías (1940-2009).....	91
Figura 38: Estado del sistema y volumen embalsado en el periodo 1991-2009.	92
Figura 39: Resultados de volumen total embalsado e índice de estado en el escenario de simulación RCP8.5CP (2011-2040).	93
Figura 40: Déficit Ribera escenario RCP8.5CP con y sin actuaciones.	94
Figura 41: Demanda de agua de Valencia y su zona metropolitana con y sin medidas de ahorro.	95
Figura 42: Variables del modelo para la simulación de la variabilidad en la población.	96
Figura 43: Demanda urbana de la zona de Valencia 2041-2070.....	97
Figura 44: Estado cuantitativo de las masas de agua subterráneas del sistema de explotación Vinalopó-Alacantí.....	99
Figura 45: Variable trasvase Júcar-Vinalopó en sistema Vensim.	101

Índice de tablas

Tabla 1: Software de dinámica de sistemas.....	26
Tabla 2: Volúmenes máximos mensuales de Tous (CHJ).	34
Tabla 3: Comparación entre resultados de los sistemas completo y simplificado para la Ribera.....	36
Tabla 4: Demandas del sistema Júcar. Todos los valores expresados en Hm ³ /mes.	38
Tabla 5: Volúmenes máximos y mínimos de Alarcón y Contreras.	42
Tabla 6: Volúmenes máximo y mínimo de Tous introducidos.	43
Tabla 7: Pérdidas totales de cada embalse por evaporación en el periodo histórico de cálculo (1940-2008).	47
Tabla 8: Parámetros del acuífero de dos celdas	56
Tabla 9: Caudales mensuales bombeados del acuífero por la demanda de Albacete.	59
Tabla 10: Valores totales (Hm ³), medios y mediana (Hm ³ /mes) de los valores de infiltración al acuífero de la MO en SIMGES y Vensim.	59
Tabla 11: Extracciones mensuales ordinarias del acuífero auxiliar, valor de la demanda agrícola y capacidad máxima estimada del sistema para el regadío.	63
Tabla 12: Valores totales del sistema en Hm ³	69
Tabla 13: Valores totales del sistema en Hm ³	70
Tabla 14: Aportaciones totales en Hm ³ de cada input del sistema para el periodo histórico (1980-2009) y la serie generada RCP4.5 a medio plazo (2041-2070).	76
Tabla 15: Déficits del sistema para escenario RCP4.5 medio plazo (2041-2070). ...	79
Tabla 16: Valor del indicador para cada intervalo de recurso mensual disponible. .	82
Tabla 17: Déficits en Hm ³ del sistema para SIMGES y ambos modelos Vensim escenario 2041-2070.	85
Tabla 18: Relación de equivalencias para el Índice de Estado (CHJ, 2016).	86
Tabla 19: Aportaciones totales en Hm ³ de cada input del sistema para el periodo histórico (1980-2009) y la serie generada RCP8.5 a corto plazo (2011-2040).	92

Tabla 20: Déficits totales en hm ³ del escenario RCP8.5CP (2011-2041) con y sin actuaciones contra sequías.	93
Tabla 21: Valor mensual de un hipotético trasvase Júcar-Vinalopó.	100

Capítulo 1: Introducción

El agua es esencial para la vida. Ningún ser vivo conocido puede sobrevivir sin ella. Desde los albores de la humanidad, el agua ha jugado un papel fundamental en el desarrollo y la organización de las sociedades. La aparición de organismos e instituciones encargadas de la gestión colectiva de este recurso se dio, en primer lugar, en aquellas regiones en las que el agua, por su escasez, era un bien de mayor valor. El ámbito de influencia del río Júcar es una zona de clima mayoritariamente mediterráneo sometida a frecuentes periodos de sequía y escasez de agua. No es casual que en la zona se encuentren algunos de los organismos e infraestructuras para la regulación del agua más antiguos de los que se tiene constancia. En el siglo XXI, la gestión de los recursos hídricos requiere considerar una gran variedad de usos, utilidades y riesgos diseminados entre múltiples sectores de interés (social, económico, medioambiental, político...) que pueden tener impactos de distinta magnitud y a distintas escalas temporales. La complejidad real de la gestión de los recursos hídricos ha requerido la creación de modelos de mayor flexibilidad y alcance, que sean capaces de integrar conocimientos de múltiples disciplinas para representar la variedad de fenómenos relacionados con la gestión del agua.

La dinámica de sistemas es una metodología para el modelado matemático de sistemas complejos. Su flexibilidad y transparencia en el funcionamiento la han llevado a ser uno de los principales métodos de modelado de sistemas en campos tan diversos como la economía, sociología o la gestión de recursos. La aplicación de la dinámica de sistemas a la gestión de recursos hídricos ha vivido un auge desde mediados de los años 90. Los modelos resultantes de esta metodología no solo son capaces de integrar realidades propias de distintos campos científicos, sino que, a menudo, exponen relaciones no evidentes entre variables pertenecientes al sistema y amplían la comprensión del mismo.

1.1 Motivación

Durante la segunda mitad del siglo XX los modelos matemáticos experimentaron una notable evolución en complejidad, rapidez y capacidad de cálculo gracias, entre otros avances, al desarrollo de la informática. La aplicación de estos avances a la gestión de los recursos hídricos, ha propiciado la aparición de modelos informáticos de gestión cada vez más sofisticados, capaces de calcular el uso más eficaz y óptimo del recurso. Sin embargo, la realidad de la gestión ha demostrado que los resultados de estos modelos no siempre pueden trasladarse a la práctica. En la gestión del agua intervienen múltiples actores con intereses y puntos de vista distintos y con visiones globales sobre el sistema que a menudo difieren de forma notable. Con frecuencia, estos actores no se sienten representados en nuestros modelos de gestión, o no disponen de los conocimientos técnicos necesarios para su correcta comprensión. Otra dificultad que han encontrado los modelos tradicionales de gestión es la de poder representar realidades y relaciones que se alejen de los cálculos hidrológicos puros, pero que están vinculadas a la gestión de los recursos hídricos y que los agentes implicados en la gestión consideran de importancia. La participación de los diversos actores en la elaboración y el refinamiento de los modelos de simulación es vital para conseguir su implicación posterior en la ejecución de las medidas que se deriven de su aplicación. El paradigma de la optimización pura, según la cual hay un único resultado correcto y adecuado, ha quedado atrás, dejando paso a la simulación de alternativas, a la integración en nuestros modelos de distintos objetivos y a la búsqueda de actuaciones que logren un mayor consenso entre los actores implicados.

La realidad cambia constantemente. Con el tiempo, factores no considerados con anterioridad cobran importancia y periodos de escasez y mala calidad del recurso hídrico exigen introducir nuevas medidas, patrones de consumo y usos del recurso. Es importante que nuestros modelos informáticos sean capaces de representar e integrar los cambios que se dan en la realidad. La rigidez de algunos modelos de simulación es un factor negativo para la longevidad de los mismos.

El avance de la ciencia es, en la actualidad, un esfuerzo colectivo. La globalización y el desarrollo de internet han facilitado enormemente la colaboración entre investigadores y universidades diseminados por todo el mundo. En este contexto globalizado en que el conocimiento se comparte, se discute y se refina en el proceso, resulta interesante el desarrollo de modelos mediante metodologías de programación muy extendidas entre varias disciplinas y que disponen de un amplio rango de utilización. La dinámica de sistemas es una metodología, o un «lenguaje», que se ha utilizado para representar todo tipo de sistemas y cuya aplicación en el campo de la gestión de recursos hídricos está en claro ascenso desde hace dos décadas. La traducción del conocimiento que poseemos sobre el sistema Júcar a un idioma global, que cuenta con multitud de hablantes y que es multidisciplinar, flexible y se encuentra en continuo crecimiento, puede abrir nuevos caminos para la investigación y ampliar nuestro conocimiento del sistema.

1.2 Objetivos y metodología

El principal objetivo de este trabajo es la creación de un modelo del sistema Júcar aplicando la metodología de dinámica de sistemas y utilizando el software Vensim PLE, de forma que se muestre el potencial que tiene esta metodología para representar de forma sencilla sistemas complejos de recursos hídricos, sin sacrificar por ello la precisión de sus resultados, y con la capacidad de integrar y simular variables y procesos nuevos no considerados en otros modelos ya existentes del sistema.

La elaboración de este trabajo toma como punto de partida el conocimiento previo del sistema Júcar ya conceptualizado en forma de modelo informático de optimización en SIMGES. Este trabajo previo nos será de utilidad, fundamentalmente, en tanto que nos facilita la definición de la estructura general del sistema Júcar y de sus dinámicas principales. La correcta definición de la estructura del sistema es un punto clave para la elaboración de todo modelo de dinámica de sistemas. Teniendo en cuenta este material previo, el proceso metodológico seguido en la elaboración del presente trabajo se resume en los siguientes puntos:

- Recopilación de información, artículos y publicaciones sobre la dinámica de sistemas, especialmente sobre su aplicación para el modelado de sistemas de recursos hídricos.
- Estudio del software Vensim PLE: bases teóricas, tipos de variables, funciones principales, métodos de resolución, discretización temporal, etc.
- Planteamiento de la estructura principal del modelo: variables de caja, variables auxiliares, puntos para la introducción de datos o *inputs*, relaciones entre variables y esbozo de los principales subsistemas.
- Búsqueda y elaboración de las ecuaciones que rigen las dinámicas y relaciones entre cada variable presente en el sistema.
- Calibración del modelo mediante la comparación de sus resultados con los del modelo SIMGES. Especial atención a la definición de las reglas de operación de los embalses, pues son éstas las que rigen el funcionamiento general del modelo al definir las condiciones del reparto de agua.
- Estudio de posibles mejoras de la gestión del sistema.
- Búsqueda de información, documentación y tratamiento de datos para plantear nuevos escenarios de simulación.
- Definición y elaboración de estos escenarios mediante la introducción de nuevas variables, dinámicas y subsistemas.

1.3 Estructura del documento

El documento se compone de cinco capítulos adicionales al de esta Introducción.

En el Capítulo 2, «Estado del arte», se presenta una revisión del estado del arte del «system dynamics» (dinámica de sistemas), historia, particularidades de la metodología, aplicaciones y principales tendencias dentro del campo de estudio.

A continuación, el Capítulo 3, «Caso de estudio», describe el sistema del río Júcar centrándonos en aquellos componentes que son de interés para la caracterización de nuestro modelo. También se describirán los principales usos del agua, su localización y las dotaciones consideradas.

En el Capítulo 4, «Modelo Vensim», se describe el modelo del sistema Júcar creado en Vensim PLE, su estructura general y sus varios subsistemas. Se detallan las relaciones entre variables, el código utilizado en aquellas de mayor importancia o dificultad de planteamiento, y se presentan los resultados obtenidos en comparación con aquellos del modelo SIMGES. A continuación, se tratan las diferencias de funcionamiento entre ambos modelos y se arroja algo de luz sobre los motivos, mediante una modificación del modelo SIMGES.

Más adelante, en el Capítulo 5, «Escenarios de simulación», se presentan varios escenarios de simulación que consideren escenarios o hipótesis novedosos para cuyo funcionamiento se pueden llegar a introducir nuevos módulos o subsistemas al modelo. Se muestran resultados y, en aquellos casos en que es posible, se comparan con los mismos escenarios planteados en SIMGES.

Por último, en el Capítulo 6, «Discusión y conclusiones», se hace un resumen de los resultados del trabajo, detallando las principales conclusiones obtenidas del estudio realizado y se indican posibles líneas de investigación futuras sobre la aplicación del modelo de dinámica de sistemas al estudio del sistema de recursos hídricos del Júcar.

Capítulo 2: Estado del arte

2.1 Modelos de gestión de recursos hídricos: Dinámica de sistemas

La gestión efectiva de los recursos hídricos requiere tener en cuenta la interacción entre las políticas de gestión y los procesos económicos, sociales, técnicos, medioambientales y cualquier otro proceso relacionado que pueda verse afectado por las decisiones de la gestión del agua. La necesidad de diseñar políticas de gestión que tomen en consideración estas complejas interacciones fue una de las causas de la aparición y el desarrollo de los modelos de gestión. Estos modelos, capaces de integrar de forma sistemática el conocimiento aportado por un amplio rango de campos del conocimiento (hidrología, ecología, economía, sociología, agronomía, etc.), son fundamentales para comprender y evaluar la naturaleza y el alcance de estas interacciones (Letcher et al., 2013)

La integración en los trabajos de modelado no se limita a la integración del conocimiento procedente de distintos campos. También existe una integración que se refiere a la cercanía entre los actores de decisión representados en el modelo y el propio modelo. La implicación real de los actores, su participación y colaboración activa en el desarrollo y la verificación del modelo son factores que repercuten de forma positiva en los resultados finales que se generan (Voinov and Bousquet, 2010). La integración del conocimiento de los actores, que a menudo se consigue mediante talleres y mesas de participación, puede llevarse a cabo de forma paralela al desarrollo del modelo. No solo la verosimilitud y la coherencia del modelo se ven beneficiadas por estos procesos de participación, a menudo la integración de los actores en el proceso de modelado repercute positivamente en los propios actores, ya que adquieren un mayor conocimiento del sistema, amplían su perspectiva del mismo y pueden descartar o corregir prejuicios previos. Para que esta integración de los actores implicados sea posible, es necesario que nuestros modelos resulten comprensibles para personas no especializadas y de distintos ámbitos profesionales y bagaje educativo.

El desarrollo computacional y las distintas realidades y necesidades con las que se han encontrado los usuarios, desarrolladores e investigadores, ha dado lugar a una pequeña variedad de tipologías de modelos. De forma general, los modelos de simulación se basan en ecuaciones que describen cambios dentro de un sistema. Conociendo las condiciones del sistema en un momento dado, el modelo es capaz de calcular las condiciones del sistema para otro momento temporal, siempre y cuando las condiciones de contorno y las ecuaciones del modelo estén bien definidas. De este modo, la simulación otorga la capacidad de hacer predicciones de estados futuros a partir de unos datos de entrada o inputs.

La dinámica de sistemas (system dynamics) es un campo dentro de la Teoría de Sistemas que fue desarrollado por un grupo de investigadores liderado por Forrester en el Massachusetts Institute of Technology (MIT) durante la década de 1950. En su origen, nació como un método para comprender la estructura y las dinámicas internas de procesos industriales y de desarrollo urbano. Desde entonces, esta metodología se ha extendido entre varias disciplinas como una herramienta para el análisis de las relaciones existentes entre los distintos componentes de un sistema, la simulación de escenarios futuros y el uso de esta información para la mejora de la gestión de los sistemas. En los últimos 50 años, la dinámica de sistemas se ha convertido en una metodología bien establecida que se ha aplicado en una gran variedad de campos científicos: economía, ecología, educación, ingeniería, política, sociología, gestión de recursos, etc. La aplicación de la dinámica de sistemas al campo de los recursos hídricos ha crecido de forma notable durante las últimas dos décadas. Las ventajas de la metodología de dinámica de sistemas pueden resumirse en tres puntos (Winz et al., 2009):

- Flexibilidad: puede aplicarse a una amplia variedad de campos y disciplinas. Permite el uso de variables y datos tanto cuantitativos como cualitativos. Es posible plantear varios sub-modelos dentro del sistema o modelo general y asociarlos de modo que funcionen en conjunto. Esto da como resultado modelos escalables y maleables, alejados de la relativa rigidez de otras metodologías.

- **Transparencia y accesibilidad:** en la actualidad existe una gran variedad de software de fácil acceso, algunos de ellos con versiones gratuitas (por ejemplo, Vensim, Powersim, Simile), sobre dinámica de sistemas. Estos programas presentan interfaces intuitivas que reducen de forma considerable la cantidad de conocimientos de programación necesarios para utilizarlos.
- **Utilidad predictiva y de participación:** las simulaciones permiten la prueba continuada de funcionamientos hipotéticos del sistema y de nuevos escenarios sin muchas dificultades, siempre y cuando las variables pueden ser identificadas y se puedan establecer sus relaciones (Morecroft, 1988). Existen métodos disponibles para la participación de actores durante las distintas fases del proceso de modelado y varias formas para presentar la información sobre el funcionamiento interno del modelo.

En comparación con otro tipo de modelos, como pueden ser los de predicción estadística, la dinámica de sistemas no permite calcular de forma sencilla la incertidumbre asociada a sus resultados. Este tipo de modelos estocásticos (ej. Redes Bayesianas) desarrollan sus ecuaciones *ex post*, con el objetivo de representar con sus resultados los datos históricos (Brierley and Trowsdale, 2009). Es propio de la naturaleza de estos modelos obtener un grado de la incertidumbre asociada a los resultados generados para calcular escenarios futuros. Los modelos de dinámica de sistemas son de tipo causal (Barlas, 1996). Esto significa que será la estructura del sistema la que dará lugar a su observable y predecible comportamiento (Forrester 1968, 1987). Como consecuencia de esto, la incertidumbre respecto a los resultados que podrían generar futuros cambios en la estructura del sistema puede responderse con mayor facilidad en modelos de dinámica de sistema, ya que éstos requieren un mayor conocimiento de la estructura y del funcionamiento del propio sistema. Los modelos de dinámica de sistemas son especialmente útiles para estudiar sistemas complejos en los que el resultado de las interacciones entre diversos elementos no es fácilmente predecible. Otra ventaja de los modelos de dinámica de sistemas frente a modelos probabilísticos, como los modelos de Redes Bayesianas, es que estos últimos no permiten la retroalimentación de nuestras ecuaciones con los resultados obtenidos en el paso de tiempo previo. La

dinámica de sistemas sí permite este tipo de representaciones matemáticas y suele reproducir con facilidad ecuaciones y relaciones no lineales (Sušnik et al., 2013).

Los modelos de dinámica de sistemas suelen validarse mediante tres pruebas fundamentales (Barlas, 1996). Las Pruebas de Estructura determinan lo bien que el modelo representa la estructura real del sistema. Esto será cierto cuando toda componente del modelo tenga su homólogo en el mundo real. Las Pruebas de Comportamiento determinan la precisión con la que los resultados del modelo se acercan a representar los datos históricos disponibles. La utilidad de esta prueba depende en gran medida de la calidad de los datos disponibles. Por último, las Pruebas de Aplicación de Políticas determinan si el modelo responde a cambios en las políticas de gestión de forma similar a como lo hace el sistema en la realidad. Esta prueba no suele realizarse debido a que tendría lugar durante la fase de utilización del modelo, cuando el equipo de desarrollo ha cesado su implicación activa con el mismo. Este hecho subraya de nuevo la importancia de la transparencia y de la colaboración entre modeladores y usuarios finales (Winz et al., 2009).

2.2 Aplicaciones de la dinámica de sistemas en la gestión de los recursos hídricos

Desde su nacimiento, hace apenas 60 años, la aplicación de modelos de dinámica de sistemas para la gestión de recursos hídricos se ha ramificado en múltiples direcciones. Dependiendo de sus objetivos, las aplicaciones se pueden clasificar en los siguientes grupos (Brierley y Trowsdale, 2009):

- Análisis regional y de planificación de cuencas
- Hidráulica urbana
- Estudio de inundaciones
- Regadío
- Modelos de procesos puros (ej. modelos de contaminación de las aguas)

Tradicionalmente, se considera que el modelo Stanford Watershed Model (Crawford y Linsley, 1966) fue el primer modelo de simulación hidrológica a escala de cuenca hidrográfica. Fue desarrollado poco después de la aparición de la dinámica de sistemas en 1958. El Modelo de la Cuenca del río Susquehanna, desarrollado por Hamilton durante la década de los sesenta y publicado en forma de libro en 1969, pretendía facilitar la comprensión de las interdependencias existentes entre la gestión de los recursos hídricos y varios factores sociales y económicos cuantificables (demográficos, de empleo y de actividad industrial). La complejidad de este modelo supuso dificultades para la gestión de datos y su correcta representación en el espacio debido a las limitaciones de la computación por ordenadores en aquella época.

La utilización de la dinámica de sistemas como herramienta para el análisis regional integral ha seguido siendo objeto de investigación hasta nuestros días. La escala espacial de este tipo de modelos ha ido variando de regional a nacional y global, también lo han hecho los factores socioeconómicos considerados. Esto es un reflejo tanto de la mejora en las capacidades de cálculo de los computadores, como del cambio de perspectiva por los nuevos problemas que han surgido debido a la crisis global del agua y al cambio climático y su previsible impacto social a escala global. Aunque este cambio de paradigma fue posible y se dio a lo largo de la última década del siglo XX, algunos autores como Simonovic y Rajasekaram (2004) hablan de la necesidad de reducir de nuevo la escala espacial de los modelos a la de cuencas y subcuencas con el objetivo de identificar soluciones regionales y locales a los desafíos globales que deparan a la gestión de las aguas.

Durante la década de 1990 el modelado mediante dinámica de sistemas incorporó de forma cada vez más frecuente métodos participativos, especialmente en los estudios de tipo regional y de gestión regional y urbana del agua. Esta tendencia respondía a la demanda de participación por parte de los actores y a la de incorporar mayor transparencia y participación pública a la toma de decisiones en la gestión de recursos ambientales. La dinámica de sistemas tiene la suficiente flexibilidad y capacidad para acoger este tipo de procesos participativos de deliberación de forma efectiva. El análisis regional mediante este tipo de modelos ha tenido siempre un fuerte componente

económico, centrándose en las relaciones entre los recursos hídricos disponibles y las actividades industriales y agrícolas dependientes de estos. Los análisis a escalas más reducidas, nivel cuenca o subcuenca, suelen centrarse de forma más específica en la relación entre el crecimiento de la población y la cantidad de recurso hídrico disponible, según el análisis de este tipo de proyectos realizado por Winz et al (2009). En ambos casos la escala temporal de los modelos suele ser a largo plazo (de 50 a 100 años).

Los modelos dinámicos de procesos puros, como pueden ser aquellos que se centran en procesos bioquímicos de forma exclusiva, son poco frecuentes y tienen fuertes restricciones espaciales y temporales. Este hecho refleja la limitada aceptación que tiene todavía la dinámica de sistemas en comparación con otros métodos de modelado para problemas específicos y bien definidos. A pesar de esto, ha habido aplicaciones notables de modelos de dinámica de sistemas para tratar temas de calidad de agua (Albuquerque, 2001; Fasset y Rostapshov, 2001; Hines y Knight, 1971).

Durante la década de los sesenta y setenta los modelos de sistemas dinámicos experimentaron un aumento lento en popularidad. La aceptación inicial para este tipo de modelos era baja. Los modelos resultaban demasiado agregados y no daban respuesta a las necesidades operativas diarias que podían tener los gestores municipales del agua, por ejemplo. Además, el *zeitgeist* de la época era que todo problema parecía soluble de forma analítica, de modo que la complejidad y la incertidumbre que introducían este tipo de modelos más complejos no estaba bien vista. La promesa de un tipo de modelo de operación que arrojará soluciones exactas y óptimas para los problemas de gestión, así como la publicidad negativa y las malinterpretaciones que rodearon en aquella época a las publicaciones de Forrester («Urban Dynamics», 1969) y Meadows («Limits to Growth», 1972), provocaron que la dinámica de sistemas se mantuviera como una metodología infrautilizada para el estudio de la gestión del agua durante la década de 1970. Sin embargo, conceptos propios de la dinámica de sistemas terminaron enraizados en la concepción sistemática de la gestión de los recursos hídricos (Biswas, 1976; Grigg, 1977). Grigg define esta asimilación al *system thinking* como «un método sistemático que conceptualice el sistema de recursos hídricos y utilice herramientas de análisis de sistemas

(bases de datos, modelos, SIG) para identificar y evaluar las estrategias de gestión». A la estela de esta concepción integrada de los recursos hídricos surgió el concepto de Gestión Integrada de Recursos Hídricos (IWRM), a finales de los años ochenta, que fue rápidamente promovido por el Global Water Partnership. La gestión integrada de los recursos hídricos no solo reconoce la naturaleza integral de los problemas de recursos hídricos, sino que también expone la necesidad de incorporar múltiples objetivos y de integrar a múltiples actores en el proceso de toma de decisiones.

Durante la década de 1990 surgieron las primeras aplicaciones comerciales para la creación de modelos de sistemas dinámicos. Esto aumentó de forma notable la cantidad y la variedad de este tipo de modelos. En este periodo, los modelos aumentaron por un lado en complejidad y ganaron con ello utilidad para la gestión operativa (ver por ejemplo los trabajos de Slobodan Simonovic durante esta época), proveyendo de conocimiento experto en áreas como la generación hidroeléctrica, control de embalses y de avenidas. Por otro lado, otra corriente de trabajo propuso modelos más simples que facilitaban el aprendizaje sobre sistemas y la comprensión integral de problemas. Los modelos destinados a la gestión operativa y a la toma de decisiones todavía son utilizados, pero durante los últimos 10 años los métodos de participación han ganado en importancia (Brierley and Trowsdale, 2009). Las iniciativas de gestión participativa y adaptativa son cada vez más demandadas, y desde organismos europeos, como la Directiva marco del agua (DMA), se ha pasado a priorizar la participación pública y de agentes de decisión en la gestión de los recursos hídricos (CE diciembre 2000).

La toma de conciencia por parte del público general y de la comunidad científica de la complejidad creciente y de las múltiples ramificaciones que afectan a la gestión de los recursos hídricos, ha resultado en el auge de los modelos de dinámica de sistemas. Esto es así gracias a su flexibilidad y a la transparencia que les es connatural. La capacidad de integrar información tanto cualitativa como cuantitativa, la habilidad para plasmar de forma significativa un amplio número de variables representando sus relaciones e interacciones, y la realidad cada vez más evidente de que los sistemas de gestión actuales van a tener que adaptarse para afrontar los retos planteados por los cambios venideros (cambio

climático, fenómenos extremos, aumento de la población, etc.), han contribuido a la renovada importancia de esta metodología.

2.3 Modelado en dinámica de sistemas

La estructura de cualquier modelo de dinámica de sistemas se basa en las relaciones causales positivas o negativas entre las distintas variables. Una relación causal positiva significa que un incremento o reducción de la Variable A del modelo daría como resultado un incremento o reducción, respectivamente, de la Variable B causalmente relacionada. De forma inversa, una relación causal negativa supone que un incremento o reducción de la Variable A resultaría en una reducción o incremento de la Variable B. Por ejemplo, un aumento de la superficie de cultivo en una zona determinada supondría el aumento de la demanda de agua por parte de la agricultura en dicha zona (relación causal positiva). Así mismo y a efectos de cálculo, existe un tipo especial de variable que acumula su valor anterior y que parte de éste para el cálculo de su valor actual. En su formulación el valor de la variable se expresa como una integral a lo largo del tiempo. Estas variables se conocen como stocks o variables de caja. Las variables de caja suelen verse afectadas por dos variables genéricas de entrada y salida (Figura 1).

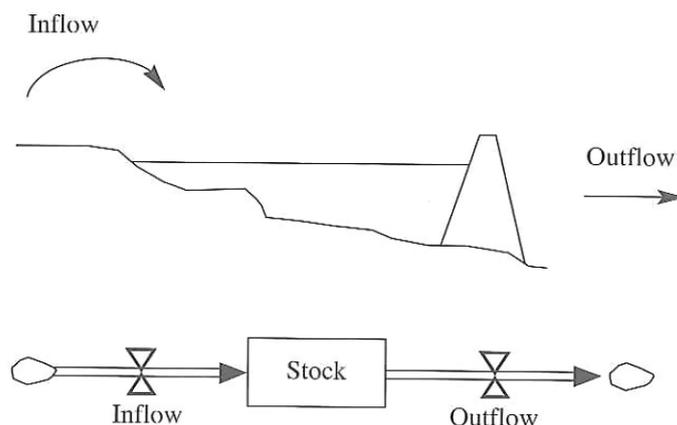


Figura 1: Diagrama de variables de caja y flujos en proceso hidrológico simplificado (Simonovic, 2009)

En el ámbito de los recursos hídricos, una variable de caja habitual sería, por ejemplo, la reserva de agua en un acuífero o el almacenamiento de agua en un

embalse. Las entradas a esta variable de caja podrían ser la recarga y las inyecciones de agua mediante pozo. Y las salidas podrían ser la descarga y las extracciones de agua mediante pozos de bombeo. Las variables de entrada mencionadas, por otro lado, podrían ser variables de tipo constante o cambiantes en el tiempo. Suele ser habitual en este tipo de modelos la existencia de *loops* o ciclos de retroalimentación. Hay dos tipos principales de ciclos, los positivos y los negativos, esto depende de las relaciones establecidas entre las variables que conforman el ciclo.

Los modelos de dinámica de sistemas consisten en sistemas de ecuaciones diferenciales no lineales (Simonovic, 2009). Estas ecuaciones son del tipo:

$$\frac{d(Stock)}{dt} = Inflow(t) - Outflow(t)$$

Esta ecuación, basada en el diagrama representado en la Figura 1, se presenta en los programas de sistemas dinámicos con una notación simplificada que tiene el siguiente aspecto:

$$S_t = INTEGRAL(I_t - O_t, S_{t0})$$

Donde el signo de la integral ha sido remplazado por la función INTEGRAL(); Inflow por I, Outflow por O y Stock por S. Este tipo de ecuación es el que podríamos encontrar en una variable de caja de herramientas de dinámica de sistemas como Vensim.

Existen varios programas de software que facilitan el modelado de sistemas dinámicos. Algunos de los más famosos son STELLA (High Performance Systems 1992), Powersim (Powersim Corp. 1996) y Vensim (Ventana Systems 1996). Los tres cuentan con características similares y difieren en los distintos módulos accesibles sin cargo, la cantidad de opciones que dan para la resolución numérica de sus ecuaciones diferenciales, y aspectos estéticos y de presentación de los resultados (Tabla 1). Estos espacios de simulación facilitan el modelado de sistemas mediante bloques que representan variables y flechas de conexión entre los mismos. También permiten definir la discretización

temporal conveniente e introducir datos ya sea en forma de archivo .csv o .dat con los que alimentar las variables auxiliares.

	Última versión	Tipo de licencia
STELLA	2015	Software propietario. Solo versiones comerciales con más o menos funcionalidades
Powersim	2012	Software propietario. Versión de prueba accesible durante 30 días
Vensim	2012	Software propietario. Personal Learning Edition (PLE) gratuita para uso personal y educativo

Tabla 1: Software de dinámica de sistemas

En nuestro caso, ha sido Vensim el programa escogido, ya que su versión gratuita cuenta con las suficientes funcionalidades para nuestro trabajo, no dispone de límite de tiempo, incorpora un manual muy completo y cuenta con una comunidad de usuarios muy activa que resuelve dudas y presenta nuevas ideas a través de varios foros de Internet. Los programas como Vensim abren la posibilidad de trabajar con distintas «ventanas» o vistas del sistema. Esto permite articular el sistema como la interacción de un conjunto de subsistemas relacionados, lo que aumenta la claridad conceptual del modelo y su propia presentación estética al separar los distintos subsistemas de la vista general del sistema. En resumen: la vista general del modelo plasmará una integración de todos los sistemas mediante referencias a los subsistemas no presentes de forma explícita. Este tipo de programas incluyen funcionalidades para la comprobación de las unidades de las variables en busca de posibles contradicciones, y de herramientas que verifican la estructura del propio sistema definido, lo que facilita considerablemente la definición de subsistemas.

Toda conexión entre variables debe ser explicada mediante ecuaciones matemáticas. Estas ecuaciones pueden venir precedidas de estructuras de control (If-Then-Else) que tomen en consideración el valor de otras variables en ese mismo paso de tiempo durante la simulación. El software de dinámica de sistemas existente incluye otras opciones de variables, como las tablas de valor (una variable A tomará su valor de una tabla o función continua, dependiendo

del valor de otra variable B) o los delays, capaces de aumentar la complejidad de nuestros sistemas. Como ya hemos introducido antes, los sistemas de ecuaciones resultantes de la interacción entre variables en un modelo de dinámica de sistemas están compuestos por ecuaciones diferenciales ordinarias no lineales. En consecuencia, la solución analítica es inalcanzable para cualquier modelo mínimamente complejo. El modelo debe alcanzar una solución numérica. Vensim proporciona varios métodos de resolución numérica de sus ecuaciones. Algunos de ellos son simples, como Euler, que es el que viene asignado por defecto, y otros como Runge-Kutta cuentan con una mayor sofisticación y precisión. Para la resolución numérica de estas ecuaciones es necesario definir un «time step» (nos referiremos al mismo como «paso de tiempo» a partir de ahora) o dt . Cuanto menor sea el paso de tiempo menor será el error que contenga el resultado, pero a su vez será mayor el tiempo de cálculo requerido para alcanzar dicho resultado. La elección de un paso de tiempo adecuado no es una cuestión trivial. Simonovic (2009) da algunas recomendaciones prácticas desde su vasta experiencia como modelador:

- Debe ser posible dividir de forma igualitaria el paso de tiempo a lo largo del intervalo que exista entre dos instantes que introduzcan datos.
- Siempre que sea posible, selecciona un paso de tiempo que sea entre una cuarta y una décima parte de la constante de tiempo más pequeña del modelo.
- Probar si existen errores de integración bajando el paso de tiempo a la mitad. Si los resultados no presentan diferencias significativas, el valor original del paso del tiempo es correcto. Si, por el contrario, los resultados varían demasiado, dividir de nuevo el paso de tiempo hasta que las diferencias entre iteraciones consecutivas se anulen.
- Debe tenerse en cuenta que el método de Euler será casi siempre correcto en modelos que tengan grandes errores en sus parámetros, condiciones iniciales, datos históricos y en su estructura. Se puede probar lo robustos que son los resultados con Euler lanzando el modelo bajo métodos de integración más sofisticados (ej. Runge-Kutta) y viendo si hay o no grandes diferencias en los resultados.

La integración mediante Euler es simple y se adecúa a muchas aplicaciones de gestión de recursos hídricos. Es recomendable invertir más tiempo en mejorar el modelo, sus ecuaciones y sus estructuras, que en refinar el método de integración numérica (Simonovic, 2009). Y es que no todos los modelos de dinámicas de sistemas tienen una carga numérica lo suficientemente pesada como para justificar el uso de métodos de integración muy sofisticados. Este es el caso de los modelos de tipo cualitativo.

2.4 Modelos cualitativos frente a cuantitativos

Un modelado cualitativo en sistemas dinámicos difiere del cuantitativo en el tipo de resultado que arroja y en el modo en que define las interacciones entre sus variables. El atractivo de un modelo estrictamente cualitativo es evidente: la mayor parte del conocimiento humano toma una forma descriptiva y no cuantitativa (Randers, 1980). Es por esto que los analistas no siempre deberían restringirse de forma exclusiva a generar modelos que consideren sólo datos numéricos, ya que estos son únicamente una pequeña parte de la información disponible para el análisis de los sistemas. Los defensores del modelado cuantitativo, por otro lado, defienden que una solución final numérica tendrá casi siempre un valor añadido, incluso en los casos en que haya incertidumbre con los datos de partida y en los que se haya incorporado información cualitativa a la simulación (Forrester 1975; Dhawan et al. 2011).

Los defensores del enfoque cuantitativo de esta disciplina arguyen que la dinámica de un sistema no puede inferirse simplemente mediante el razonamiento de las relaciones positivas o negativas entre las variables y de la definición de los ciclos de retroalimentación, para ellos, la simulación cuantitativa es una condición *sine qua non* del análisis de las políticas de gestión. Esta concepción, que fue la más arraigada desde los orígenes de la disciplina, comenzó a desafiarse en la década de los ochenta, cuando surgieron numerosas publicaciones que reivindicaban el valor intrínseco de una descripción rigurosa del sistema mediante las técnicas de la dinámica de sistema, sin que fuera necesaria una simulación numérica que, en muchos casos, conllevaba asumir

una gran incertidumbre. Se consideraba entonces que la 'cuantificación' del modelo no añadiría ningún valor al análisis cualitativo del sistema.

Lo cierto es que todo modelo de dinámica de sistemas, sea cualitativo o cuantitativo, comienza siendo un modelo cualitativo. Es decir, comienza siendo una simplificación de la realidad que pretende representarla mediante la definición de interacciones entre variables, flujos de caja y ciclos de retroalimentación. Es más tarde, cuando se definen las relaciones matemáticas entre las variables, cuando convertimos el modelo en uno cuantitativo. El paso de un modelo cualitativo puro a uno cuantitativo requiere no solo que consideremos la utilidad que añade la cuantificación, también requiere que se analice la cantidad de incertidumbre que vamos a asumir en el proceso de cuantificación (Coyle, 1999). Hay una variedad de casos en los que modelos cualitativos han resultado útiles para la resolución o el mejor entendimiento de un problema. Este es especialmente el caso cuando se fomenta la participación de los distintos actores en la validación de la estructura y las dinámicas del modelo.

2.5 Diferencias entre modelos de dinámica de sistemas y modelos de simulación-optimización

El modelo Vensim del sistema Júcar que presentamos en este trabajo toma como punto de partida el modelo del sistema realizado en el software Aquatool. Aquatool es un entorno de desarrollo de sistemas de ayuda a la decisión para la planificación y gestión de sistemas de recursos hídricos. La simulación y gestión principal del sistema de Aquatool depende de su módulo de cálculo SIMGES. Este módulo realiza una simulación y optimización mensual del sistema mediante el uso de un algoritmo de optimización de redes de flujo conservativo (Andreu et al. 1996, 2008). El algoritmo de optimización se encarga de determinar el flujo de agua en el sistema tratando de satisfacer principalmente y de forma simultánea los múltiples objetivos de minimización de déficits, ponderados según prioridades de suministro, y las curvas de volumen objetivo de los embalses. La optimización se completa por un proceso iterativo en el que se ejecuta el algoritmo de optimización lineal, lo que permite mejorar la calidad

de la simulación en procesos no lineales como son la evaporación, las filtraciones y la relación entre aguas superficiales y subterráneas.

Frente a los modelos de gestión en los que simulación y optimización son conceptos que van cogidos de la mano, la dinámica de sistema propuso desde su concepción hacer un énfasis en la simulación. Esto es así porque el objetivo principal de la dinámica de sistemas es, como ya hemos explicado anteriormente, el análisis de los sistemas de gestión, de las relaciones que existen entre distintas variables y el modo en que éstas interaccionan para dar resultados a veces difíciles de predecir. El hecho de que la optimización no sea uno de los objetivos de esta metodología es lo que permite, entre otras cosas, que se puedan definir relaciones entre múltiples variables con mayor flexibilidad y mediante ecuaciones con mucha frecuencia no lineales, ya que su resolución no requiere de iteraciones ni del cumplimiento de una determinada función objetivo.

La diferencia de enfoque entre los modelos de dinámica de sistemas y los de simulación-optimización es notable y, por lo tanto, no se deben confundir o utilizar de forma análoga ya que cada tipología de modelos tiene su propia finalidad.

Capítulo 3: Caso de estudio

3.1 Descripción del sistema Júcar

El río Júcar tienen una longitud aproximada de 498 kilómetros, nace en los Montes Universales de Cuenca y atraviesa la provincia de Albacete antes de desembocar en el mar Mediterráneo, al sur de la ciudad de Valencia. Su nacimiento se produce a unos 1700 metros sobre el nivel del mar en la Sierra de Albarracín, en la vertiente meridional del cerro de San Felipe, gracias a la confluencia de numerosos manantiales. En su curso alto, el río Júcar desciende las montañas de Cuenca siguiendo un curso en el que abundan los cañones y las gargantas entalladas en la roca por el propio río durante cientos de miles de años. La vegetación durante este tramo del recorrido es la propia de zonas montañosas, abundan los montes de pinos y las sabinas, los sauces y los chopos, en las cercanías del cauce. Al salir de una zona inicial predominantemente escarpada va a parar a un valle fluvial de entre montañas. Allí atraviesa el municipio de Villalba de la Sierra donde se le incorpora por el oeste el caudal del río Villalbilla. Tras Villalba, y a lo largo de esta llanura de inundación, surgen los primeros cultivos de regadío a ambas márgenes del río.

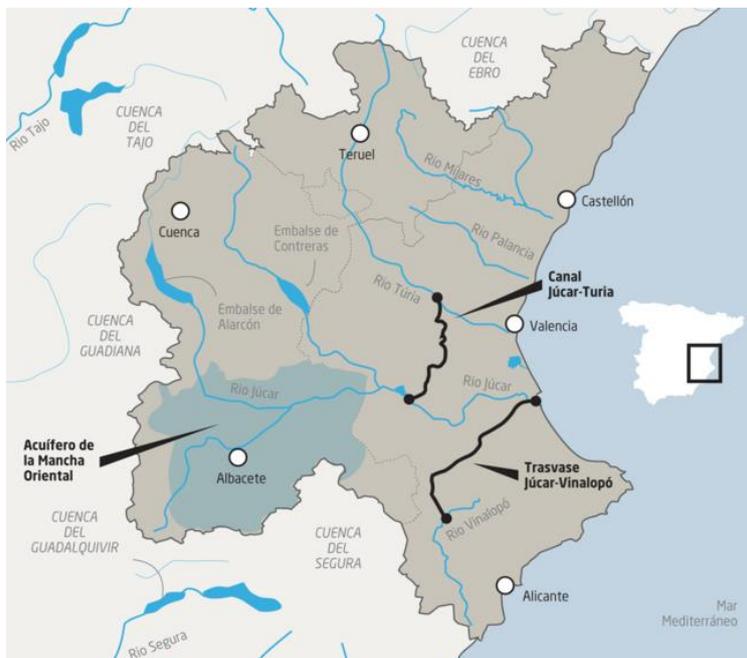


Figura 2: Principales ríos y trasvases del sistema Júcar (Jiménez, P).

3. Caso de estudio

El Júcar continúa su curso orientado hacia el sur, pasa a través de la Sierra de Valdecabras y las estribaciones de la Sierra de Bascuñana y recibe aguas del río Mariana por su vertiente este. Al atravesar la ciudad de Cuenca el Júcar une sus aguas con las del río Huécar. A lo largo de su curso por la ciudad, ambos ríos han formado una garganta de unos 100 metros de profundidad sobre la que se sitúan las famosas Casas Colgadas. Dejada atrás la ciudad de Cuenca, el Júcar entra en un tramo de recorrido sinuoso en el que sus meandros se van clavando en los sedimentos del terciario Inferior que conforman el lado oeste de la Cordillera Ibérica. A una distancia de unos 35 km al sur de Cuenca, el río se encuentra con la cola del embalse de Alarcón. La presa de Alarcón entró en 1955, se trata de una presa de gravedad con un volumen máximo de 1112 hm³ y una superficie de embalse de 6480 hectáreas. Está destinado a la regulación del recurso hídrico, el riego y la producción hidroeléctrica.

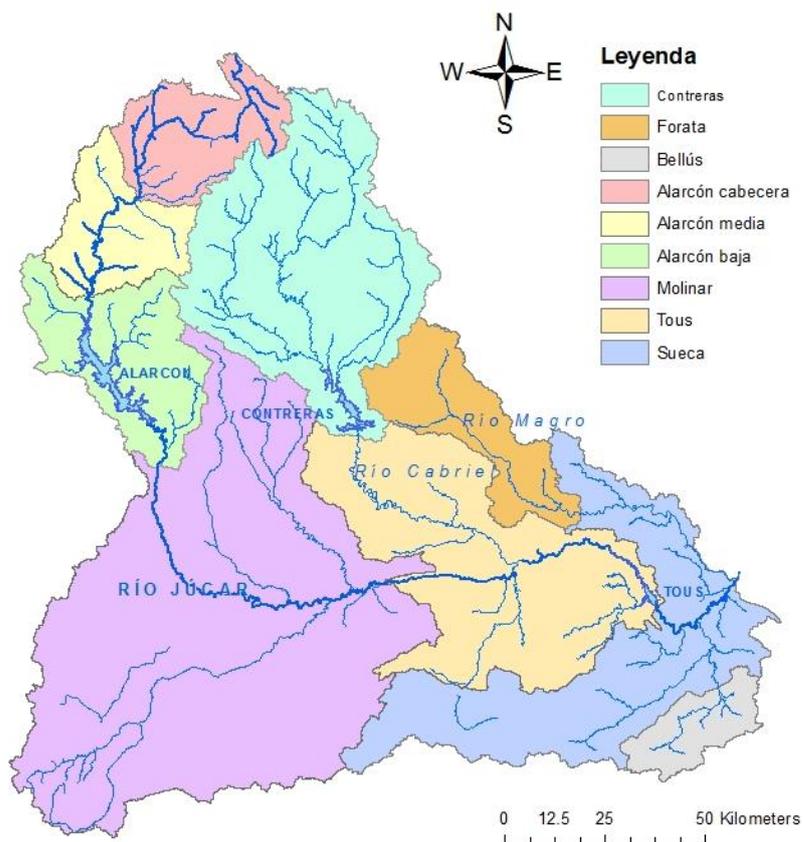


Figura 3: Embalses más importantes del sistema Júcar, detalle de sus afluentes y principales subcuencas drenantes.

En este embalse se unen las aguas de los ríos Júcar y Tajo gracias a la infraestructura del Canal Tajo-Segura. Para nuestro sistema interesa considerar

la función de este canal para el transvase de agua desde el embalse de Alarcón a la zona de Albacete y las demandas de La Mancha. Las aguas del embalse son reguladas en base a las necesidades de la cuenca del Júcar y del trasvase Tajo-Segura. Al tratarse de una presa de gravedad, las filtraciones se consideran despreciables. Sin embargo, al ser tanta su superficie de embalse, la evaporación que se da en el mismo es considerable.

Aguas abajo del cuerpo de la presa de Alarcón, el río Júcar comienza un tramo angosto y en dirección sur que experimenta numerosos y agudos meandros. Podríamos considerar este el inicio del curso medio del río. En este tramo el Júcar va tomando poco a poco el sentido este, sentido predominante que no abandonará hasta desembocar en el mar. A lo largo de este paulatino cambio de sentido, el río Júcar atraviesa una zona de amplias superficies de regadíos (algo más de 60200 hectáreas) que obtienen sus recursos del acuífero de La Mancha Oriental. Esta extracción de aguas ha provocado una disminución del caudal drenado hacia el Júcar y el descenso de las reservas del sistema. El Júcar se convierte aquí en un río perdedor de modo que buena parte de su caudal fluyente va a parar al sobreexplotado acuífero de La Mancha.

Dejando a un lado por un momento el curso principal del Júcar, debemos hablar del río Cabriel. Se trata éste del principal afluente del Júcar. Nace en la Sierra de Albarracín, a los pies de la Muela de San Juan, emplazamiento privilegiado de manantiales ya que en la misma zona nacen los ríos Tajo y el Guadalaviar. El Cabriel es un río de 262 km de longitud y desde su nacimiento discurre en dirección sur hasta unirse al curso del Júcar a la altura de Cofrentes. Desde el punto de vista de la regulación, el flujo del río se controla desde el embalse de Contreras. Este embalse se encuentra en el interior de la provincia de Valencia y posee una capacidad máxima de proyecto de 884 hm³. Revisiones posteriores del estado del muro han descendido su capacidad máxima a unos 463 hm³. Contreras es una presa de gravedad cuya construcción se finalizó en el año 1974. Factores geológicos del terreno provocan que el embalse sufra importantes filtraciones, especialmente a través del muro del Collado, situado al oeste de la presa principal. Tendremos que tener en cuenta estas características en nuestro modelo.

El río Cabriel confluye con el Júcar a la altura de Cofrentes, en el nuevo embalse de Cortes II, de uso fundamentalmente hidroeléctrico. Avanza ahora el Júcar en dirección este a través del embalse de Naranjero, presa de gravedad, también de uso hidroeléctrico, que no modifica de forma notable las aportaciones del río al no dar cabida a usos consuntivos del agua. Aguas debajo de este embalse, el Júcar se encuentra con la cola del embalse de Tous. Tous es una presa de materiales sueltos con núcleo de arcilla. Tiene una altura de 135.50 metros y sus funciones son las de gestión para el abastecimiento de demandas aguas debajo de la misma y la defensa frente a avenidas. Esta segunda función, junto a la especial sensibilidad histórica que provoca el embalse debido a la Pantanada de Tous acaecida en el año 1982, implica que el embalse tiene unos volúmenes máximos de almacenamiento variables a lo largo del año. De este modo, en la regulación de Tous se consideran unos volúmenes máximos que pretenden responder a los posibles eventos de avenida, especialmente en los meses en los que estos eventos extremos son más probables (Tabla 2).

Mes	Volumen máximo (Hm ³)
Octubre	72.4
Noviembre	72.4
Diciembre	378.6
Enero	378.6
Febrero	378.6
Marzo	378.6
Abril	378.6
Mayo	378.6
Junio	378.6
Julio	195
Agosto	72.4

Tabla 2: Volúmenes máximos mensuales de Tous (CHJ).

Desde el embalse de Tous sale agua a través del túnel de la Escala — infraestructura subterránea de más de 5 km — hacia el Canal Júcar-Turía. Este canal toma el agua desviada del Júcar y la transporta 60 km en dirección norte, hacia el río Turia. Tiene una capacidad de 32 m³/s y sus caudales se dedican

fundamentalmente al riego y a atender las demandas urbanas de Valencia, Sagunto y otras muchas poblaciones periféricas a éstas y pertenecientes a la comarca.

Aguas abajo de Tous existen las demandas agrícolas de la Ribera Alta y Baja. Los cultivos de la zona, que se dividen fundamentalmente en cultivos de cítricos y arrozales, se extienden sobre la Ribera con más de 58000 hectáreas. El agua que se suelta desde Tous se distribuye entre las demandas mediante un sistema de acequias conocido como la Acequia Real del Júcar. Esta obra hidráulica data de la segunda mitad del siglo XIII y ha sufrido diversas modificaciones y ampliaciones hasta la actualidad, en la que cuenta con 54 kilómetros de recorrido y una capacidad de 34 m³/s. Para suministrar agua a estas demandas no solo se cuenta con el recurso hídrico procedente de Tous. Aguas abajo del embalse existen algunas aportaciones de agua en forma de retornos de riego y de afluentes costeros. Es el caso del río Magro, que tiene 130 kilómetros de longitud y un caudal que, aunque escaso e irregular debido a su aprovechamiento en usos consuntivos (fundamentalmente regadío), une sus aguas a las del Júcar a escasos 20 kilómetros del mar Mediterráneo. Otros afluentes importantes del Júcar aguas debajo de Tous son el río Albaida con un caudal medio anual de 4.78 m³/s y el río Verde o río de los Ojos de caudal muy reducido, pero normalmente constante a lo largo del año. Deberemos tener en cuenta estas aportaciones en nuestro modelo.

3.2 Caracterización de usos y demandas del agua

La caracterización de los usos del agua en el sistema Júcar se ha realizado a partir de los trabajos previos existentes del sistema. Ha sido el modelo simplificado de Aquatool el que ha servido de base fundamental para considerar estos usos y demandas. Este modelo simplificado desarrollado en el año 2014 por el Grupo de Ingeniería de Recursos Hídricos del Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA) se basa en un modelo previo del sistema desarrollado con SIMGES (Andreu J., et al, 1996) y que representa de forma exhaustiva el sistema Júcar. La simplificación de este sistema completo supone reducir los embalses del sistema a tres: Alarcón, Contreras y Tous. Ya que son

3. Caso de estudio

estos los principales responsables de la gestión de los recursos hídricos en el sistema Júcar. También requiere la agrupación de aportaciones y demandas de agua.

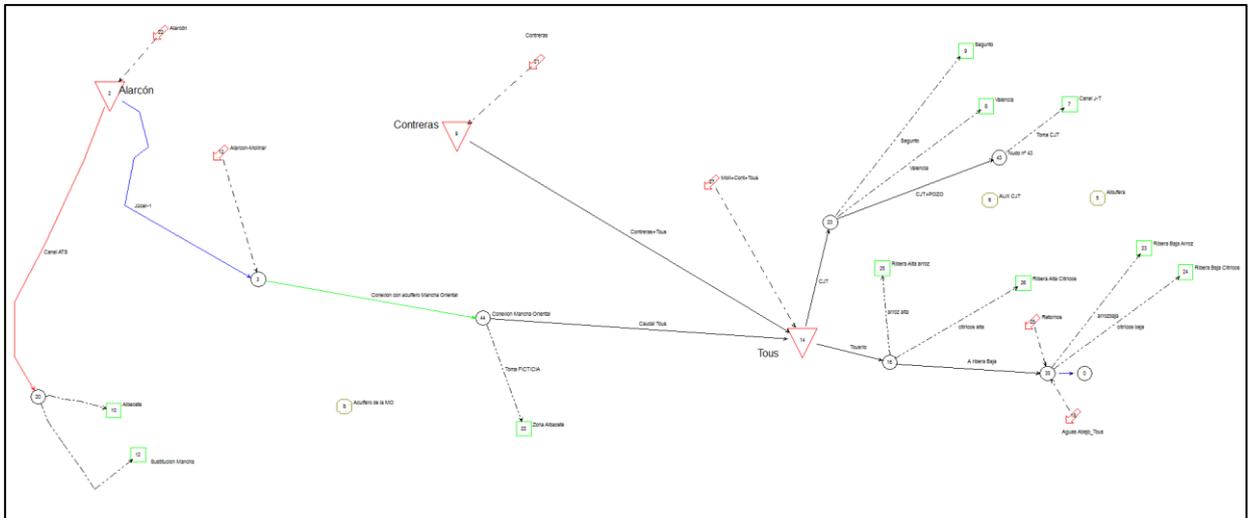


Figura 4: Esquema simplificado del sistema Júcar en Aquatool (Asensio García, 2014).

Este modelo simplificado ha sido calibrado y validado previamente por investigadores del Grupo de Ingeniería de Recursos Hídricos del IIAMA, de modo que sus resultados son similares a los que obtiene el modelo completo. Esto puede apreciarse en la Tabla 3, que compara los caudales anuales y las garantías que obtienen la Ribera Alta y Baja en el modelo completo y en el simplificado. Las diferencias entre los caudales anuales son menores al 1%.

	Esquema Simplificado			Esquema Completo			% error Q.
	Hm ³ /año	Garantía Vol. (%)	Garantía Anual (%)	Hm ³ /año	Garantía Vol. (%)	Garantía Anual (%)	
Ribera Alta	276.87	99.24	95.65	277.3	99.410	98.651	-0.155
Ribera Baja	247.42	98.97	92.75	249.41	99.767	98.551	0.798

Tabla 3: Comparación entre resultados de los sistemas completo y simplificado para la Ribera.

Así pues, extraeremos las demandas, los usos y los caudales ecológicos del modelo simplificado del sistema Júcar. Estas demandas, comenzando desde aguas arriba serían:

- Demanda de Albacete, Sustitución de la Mancha y caudal ecológico: Estas dos primeras demandas se suministran desde Alarcón a través del canal Tajo-Segura. Desde el propio embalse de Alarcón se debe suministrar un caudal ecológico al Júcar para el tramo de río aguas abajo del mismo.
- Demanda de la zona de Albacete: esta demanda no actúa de forma explícita sobre las aguas superficiales, sino que representa la extracción de agua por bombeo que se produce en el acuífero de la Mancha Oriental. Esto supone que no se dará un suministro explícito a esta demanda desde el embalse de Alarcón. Lo anterior no quiere decir, sin embargo, que el valor de esta demanda no influya en el sistema de recursos hídricos. La extracción de agua en el acuífero de la Mancha Oriental impacta de forma directa al Júcar al convertirse el río en este tramo en un río perdedor que cede agua al acuífero.
- Demanda de Valencia, Sagunto y del canal Júcar-Turia: son estas las demandas urbanas de la ciudad de Valencia y Sagunto —considerando, además, la de núcleos urbanos adyacentes a ambas ciudades— y las demandas agrícolas del canal Júcar-Turia. Cierta porcentaje de estas demandas de riego se sufraga mediante pozos de bombeo.
- Demandas agrícolas de la Ribera y caudal ecológico al mar: se tienen en cuenta aquí las demandas agrícolas de la Ribera Alta y Baja, separándolas en cuatro demandas distintas según sean de una u otra comarca y según la tipología de cultivo (arroz o cítricos). Por último, en la Ribera Baja hay un caudal ecológico de salida al mar por el azud de La Marquesa.

Los valores de las demandas no son constantes, sino que disponemos de doce valores anuales para cada una de ellas. Los valores iniciales de todas las demandas (agrícolas, urbanas, ecológicas y de otro tipo) se adjuntan en la Tabla 4.

3. Caso de estudio

	Demandas Urbanas				Demandas Agrícolas						Caudales ecológicos	
	Albacete	Valencia	Sagunto	Zona Albacete	RA Arroz	RA Cítricos	RB Arroz	RB cítricos	Canal J-T	Sustitución La Mancha	Alarcón	Ribera Baja
Octubre	1.44	8.04	0.67	13.9	2.78	8.07	9.27	4.28	4.2	1.05	4.285	4.018
Noviembre	1.39	7.78	0.65	0	0.73	2.12	8.99	3.56	0.86	0	4.147	3.88
Diciembre	1.44	8.04	0.67	0	1.24	3.61	10.27	2.54	2.53	0	5.357	4.018
Enero	1.44	8.04	0.67	0	0.49	1.41	4.2	2.18	1.35	0	6.428	4.018
Febrero	1.3	7.26	0.60	0	0.86	2.49	4.78	1.8	2.03	0	5.806	3.629
Marzo	1.44	8.04	0.67	20.02	2.97	8.61	8.62	2.91	5.5	1.52	6.428	4.018
Abril	1.39	7.78	0.65	23.47	2.76	7.99	4.45	2.73	4.67	1.78	6.221	3.88
Mayo	1.44	8.04	0.67	32.49	9.67	28.03	43.48	10.5	6.86	2.46	6.428	4.018
Junio	1.39	7.78	0.65	44.48	11.87	34.41	37.9	10.06	11.69	3.37	5.184	3.88
Julio	1.44	8.04	0.67	72.85	16.9	48.99	41.89	12.19	13.9	5.52	4.285	4.018
Agosto	1.44	8.04	0.67	75.3	10.03	29.08	34.31	10.01	9.55	5.71	4.285	4.018
Septiembre	1.39	7.78	0.65	34.09	3.82	11.07	4.69	3.38	6.85	2.58	4.147	3.88

Tabla 4: Demandas del sistema Júcar. Todos los valores expresados en Hm³/mes.

Las aportaciones de agua al sistema han quedado, así mismo, reducidas a las siguientes: Aportación a embalse de Alarcón. Aportación entre embalses de Alarcón y Molinar. Aportación a embalse de Contreras. Aportaciones entre embalses de Molinar, Contreras y Tous. Y por último una aportación aguas debajo de Tous, que corresponde a la suma de retornos y de afluentes del río Júcar como el río Magro y el Verde, antes mencionados. Respecto a estas aportaciones, contamos con datos mensuales de cada una de ellas desde octubre de 1940 hasta septiembre de 2009. Trabajaremos, por tanto, con una serie de 68 años hidrológicos.

Capítulo 4: Modelo Vensim del sistema Júcar

4.1 Estructura del modelo: Vista General

Como hemos indicado en el capítulo 3, nuestro modelo de dinámicas de sistemas programado mediante el programa Vensim está fuertemente basado en el modelo simplificado del Júcar desarrollado en SIMGES. Esto no solo nos permitirá trabajar sobre un modelo cuya estructura y dinámicas ya han sido validadas, sino que además nos permitirá comparar el funcionamiento de ambos modelos y comprobar si se obtienen resultados similares.

Hemos estructurado el modelo Vensim en una vista general y 3 submodelos que integran las diferentes dinámicas del sistema. La vista general o vista 1 (Figura 5) da una idea de las principales relaciones entre las distintas variables y componentes del sistema.

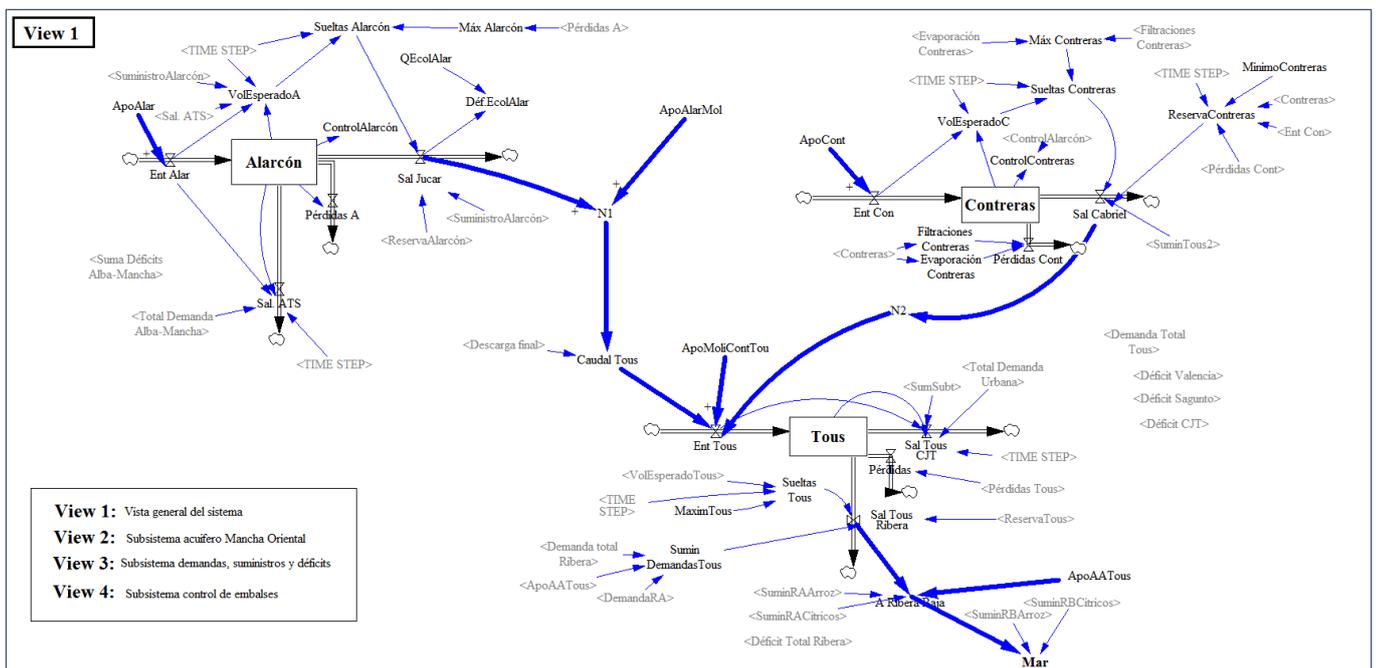


Figura 5: Vista general del modelo Vensim del sistema Júcar.

En esta vista vemos los tres embalses, modelados como variables de caja, que regulan el funcionamiento del sistema. Las componentes de balance de estos embalses son las siguientes:

- Embalse de Alarcón:
 - Entradas: serie de aportaciones a Alarcón. Dato suministrado, unidades Hm^3/mes .
 - Salidas:
 - Canal Tajo-Segura: las salidas a través de este canal son prioritarias frente al resto. El valor será el de la suma de las demandas de Albacete y la Sustitución de la Mancha.
 - Río Júcar: posibles sueltas en caso de alcanzarse la capacidad máxima de embalse, suministro a caudal ecológico situado aguas abajo de Alarcón y caudal de regulación.
 - Pérdidas: se consideran únicamente pérdidas por evaporación. Al igual que en SIMGES, no se esperan filtraciones significativas en Alarcón.

- Embalse de Contreras:
 - Entradas: serie de aportaciones a Contreras. Dato suministrado, unidades Hm^3/mes .
 - Salidas:
 - Río Cabriel: posibles sueltas y caudales de regulación.
 - Pérdidas: se incluyen aquí las pérdidas por evaporación y las filtraciones (de importancia notable en este caso).

En ambos casos las pérdidas por evaporación y filtraciones serán extraídas del sistema y dejarán de existir como recurso disponible. Se han modelado como salidas de las variables de caja.

- Embalse de Tous:
 - Entradas:

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

- Serie de aportaciones entre Molinar, Contreras y Tous. Dato suministrado, unidades Hm³/mes.
 - Río Júcar: tiene en cuenta las salidas al Júcar desde Alarcón, la aportación entre Alarcón y Molinar (dato suministrado) y la detracción de caudal al río por infiltración al acuífero de la Mancha.
 - Río Cabriel: sueltas desde el embalse de Contreras.
- Salidas:
- Canal Júcar-Túria: son prioritarias frente al resto, al tratarse de uso urbano. Suma de demandas de Valencia, Sagunto y las agrícolas del CJT; se establece una prioridad en ese orden.
 - A Ribera: es la mayor demanda del sistema. Consideramos la suma de cinco demandas distintas. Las agrícolas de la Ribera Alta y Baja, de cítricos y arroz. Y un caudal ecológico al mar.
 - Pérdidas: por evaporación y filtraciones en el embalse.

Hemos fijado, además, un volumen de embalse mínimo y máximo para los tres embalses del sistema.

	Alarcón	Contreras
Volumen máximo (Hm ³)	1112	463 ¹
Volumen mínimo (Hm ³)	30	15

Tabla 5: Volúmenes máximos y mínimos de Alarcón y Contreras.

El volumen máximo de Alarcón y Contreras es constante en el tiempo. Sin embargo, el volumen máximo del embalse de Tous es variable a lo largo del año y ha tenido que ser introducido de forma explícita en forma de serie temporal.

¹ Se trata de un límite inferior a su capacidad máxima teórica (ver apartado 3.1).

Mes	Volumen máximo (Hm ³)	Volumen mínimo (Hm ³)
Octubre	72.4	30
Noviembre	72.4	
Diciembre	378.6	
Enero	378.6	
Febrero	378.6	
Marzo	378.6	
Abril	378.6	
Mayo	378.6	
Junio	378.6	
Julio	195	
Agosto	72.4	
Septiembre	72.4	

Tabla 6: Volúmenes máximo y mínimo de Tous introducidos.

Con estos volúmenes máximos de almacenamiento calculamos las posibles sueltas en los embalses utilizando dos variables:

Volumen esperado:

$$Vol. Esperado = Vol. Embalse + (Entradas - Salidas) * TIMESTEP$$

En las Salidas se incluyen únicamente las pérdidas por evaporación y filtraciones, y las que están programadas por las demandas aguas abajo.

Sueltas:

$$Sueltas = IF THEN ELSE (Vol. Esperado > Vol. Máx, (Vol. Esperado - Vol. Máx) / TIME STEP, 0)$$

Las sueltas calculadas se suman a la salida correspondiente para cada uno de los embalses. Esto es, la salida al Júcar para Alarcón, la única salida al Cabriel para Contreras y la salida a la Ribera para Tous. Como ya hemos explicado, el embalse de Tous tiene la particularidad de poseer un volumen máximo variable.

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

Este dato lo hemos introducido como una serie temporal, adelantando el valor un mes. Se ha hecho así porque con Vensim obtenemos el valor de volumen en el embalse a principio de cada paso de tiempo (mes) y las sueltas que se produzcan mediante la lógica If/Then tendrán su efecto respecto al siguiente mes. De modo que, si el máximo volumen de Tous para el mes de septiembre es 72 Hm³, queremos que durante agosto se produzcan las sueltas que garanticen que a inicios de septiembre no tendremos más de 72 Hm³.

Para el cálculo de las pérdidas por filtración se ha adaptado la ley utilizada por SIMGES (Andreu et al., 2008):

$$P = a + b \cdot V^c$$

Donde P y V son las pérdidas y volumen instantáneos y a, b y c son parámetros suministrados por el usuario. No se ha procedido a la extrapolación lineal de la ecuación a lo largo del paso de tiempo debido a que ese tipo de formulación no es fácilmente adaptable a las rutinas de cálculo de Vensim.

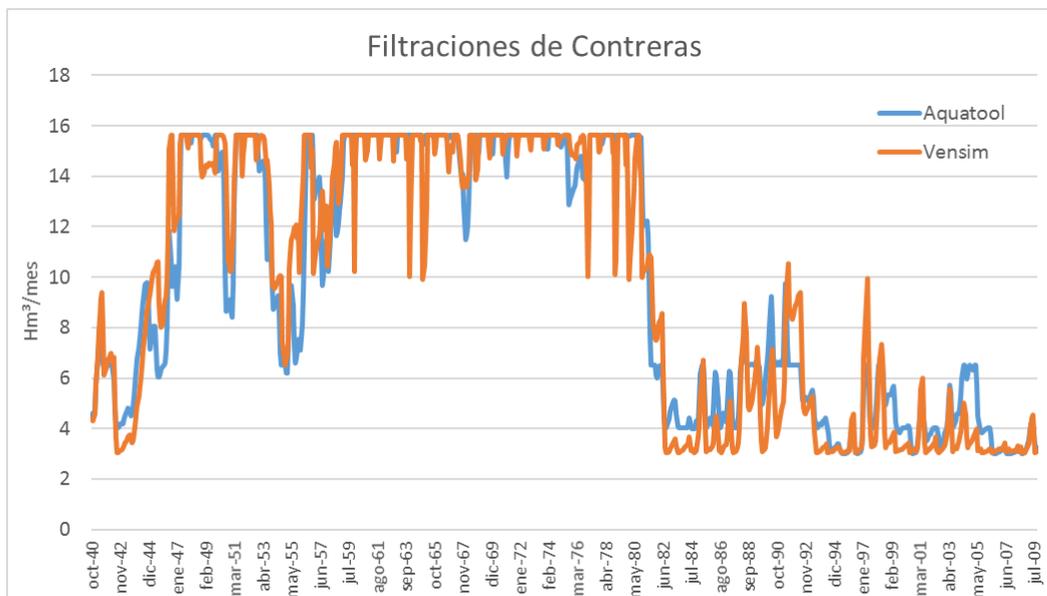


Figura 6: Filtraciones mensuales de Contreras en Aquatool y Vensim para el periodo histórico.

Por lo tanto, las filtraciones a lo largo del mes Y en Vensim se calcularán a partir del volumen del embalse a inicios del mes Y. Esta simplificación no tiene un impacto dramático en los resultados obtenidos y, por lo general, se reproduce la dinámica de filtraciones y su orden de magnitud de forma correcta (Figura 6).

La estimación de la evaporación mensual en los embalses ha requerido de una simplificación similar. Hemos aplicado la fórmula de SIMGES considerando únicamente la superficie del embalse a inicios de mes, no el promedio entre esta y la correspondiente al final del mes. Para ello, se ha calculado la ecuación que relaciona volumen y superficie de agua en el embalse para cada uno de los embalses. De modo que:

$$\text{Superficie} = \text{Volumen} \cdot a^b$$

Siendo a y b los parámetros que ajustamos a cada uno de los embalses. Esta ecuación permite al modelo hallar la superficie correspondiente a cada volumen mensual registrado durante la simulación.

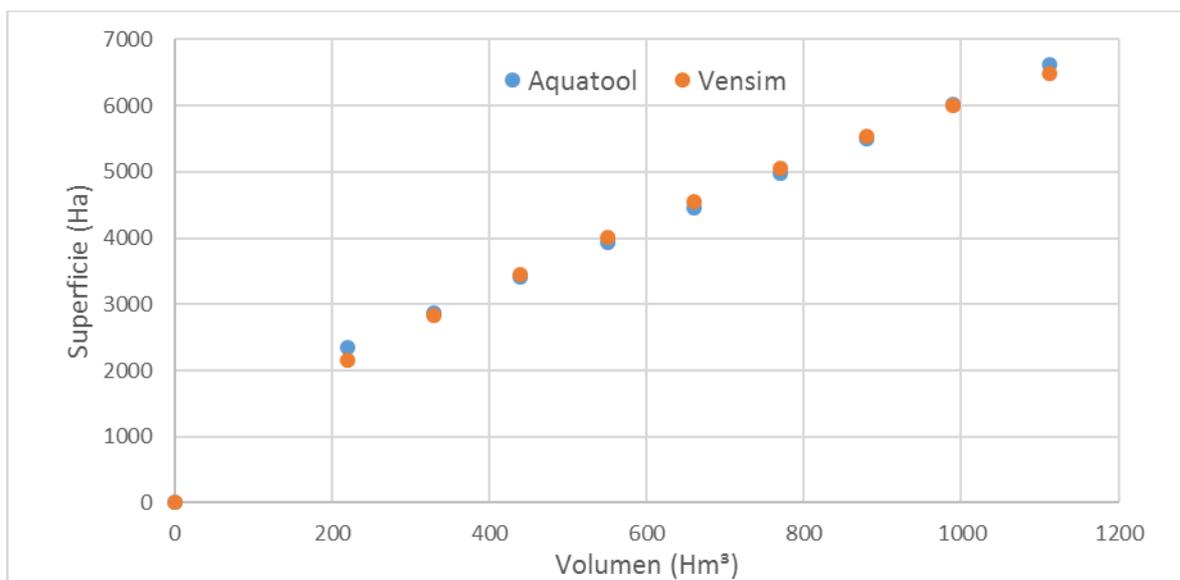


Figura 7: Relación Volumen-Superficie para embalse de Alarcón.

Con esta superficie y la Tasa de Evaporación mensual correspondiente a cada embalse es posible calcular el volumen de agua evaporado cada mes.



Figura 8: Variables implicadas en el cálculo de la evaporación para Alarcón en Vensim.

Los resultados obtenidos mediante nuestro modelo son muy similares a los que obtiene SIMGES. Las diferencias existentes podrían deberse a la no promediación del volumen mensual y a las diferencias de volumen almacenado en los embalses, debido a la gestión diferente que realizan ambos modelos.

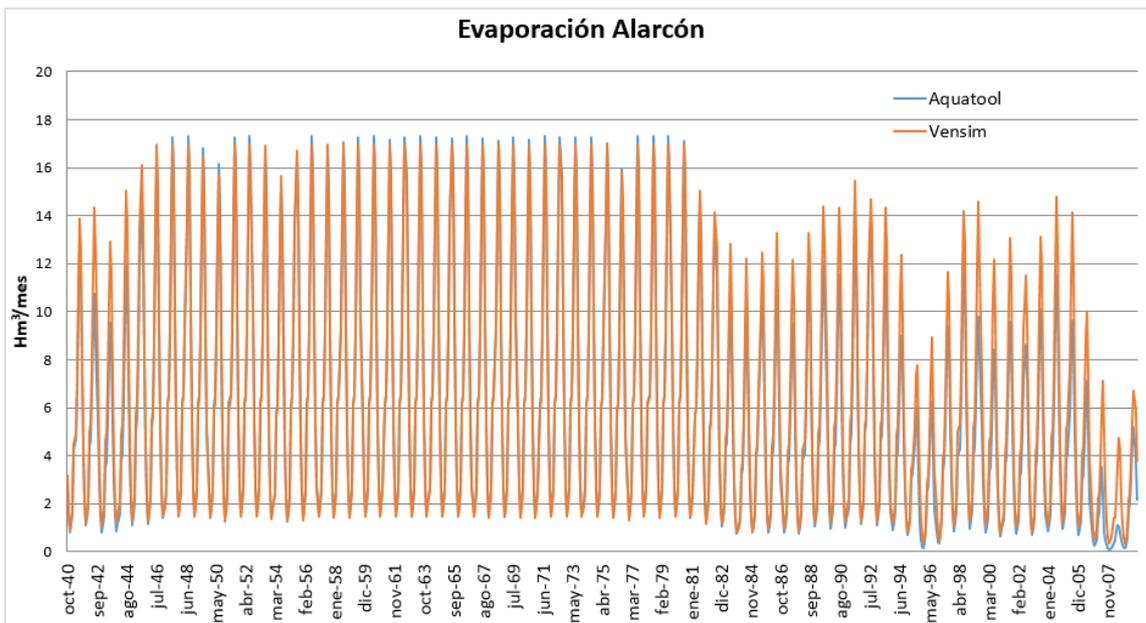


Figura 9: Evaporación mensual en Alarcón durante el periodo histórico.

Consideramos que los resultados son aceptables debido a que se encuentran dentro del mismo orden de magnitud y a que reproducen la variabilidad estacional como resultado de la variación de la tasa de evaporación cada mes. Como se puede observar en la Tabla 7, las pérdidas totales por evaporación en los embalses son muy similares a lo largo del periodo de simulación. Que Alarcón tenga una evaporación superior en nuestro modelo Vensim, es casi con toda seguridad una consecuencia del mayor volumen que almacenamos en este embalse, como veremos más adelante.

	Aquatool (Hm ³)	Vensim (Hm ³)
Alarcón	5034.35	5382.72
Contreras	1247.96	1216.15
Tous	591.85	556.23

Tabla 7: Pérdidas totales de cada embalse por evaporación en el periodo histórico de cálculo (1940-2008).

4.2 Subsistema de control de embalses

El apartado 1 de este capítulo ha estado dedicado a describir la vista general del sistema. De forma natural, la descripción se ha centrado en tres elementos protagonistas: los tres embalses del sistema. Esto no debería resultar sorprendente, nuestro modelo de simulación Vensim pretende ser un modelo de gestión del sistema Júcar, y los principales elementos de gestión o regulación del recurso hídrico son, por lo general, los embalses. Este segundo apartado, por lo tanto, va a tratar sobre cómo se ha introducido la operación de estos embalses en Vensim.

Como ya introdujimos en el Capítulo 3, los programas de sistemas dinámicos permiten crear distintas ventanas o vistas de trabajo. Esta función resulta útil no solo para descargar la vista general de variables auxiliares y de cálculo que saturan el modelo, sino que además permite compartimentar el sistema con lo que se gana en claridad conceptual durante el trabajo de modelado. El control de los embalses en nuestro modelo Vensim se lleva a cabo, en su mayoría, desde la Vista 4 o de Control de Embalses. Es aquí donde hemos definido la mayor parte de las reglas de operación y donde se «ocultan» los principales cálculos y variables relacionados con la gestión pura del sistema.

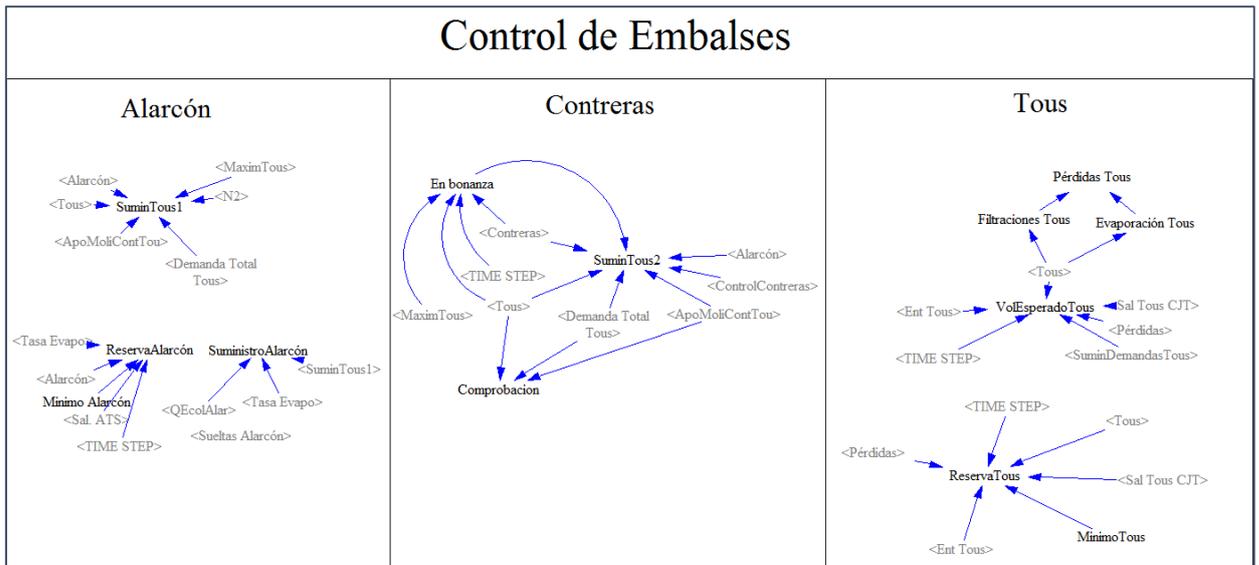


Figura 10: Subsistema de control de embalses en Vensim.

Una de las características interesantes de las reglas de operación que se pueden definir en Vensim es que son expresables y comprensibles de forma lógica. Es decir, se basan en relaciones entre variables y estamentos lógicos que podrían ser comprendidos por actores y participantes no especializados. No hay detrás del modelo un sistema de optimización que maneje el funcionamiento del mismo tras las bambalinas, de forma opaca. A continuación, vamos a tratar de resumir las reglas de operación de cada uno de los embalses.

4.2.1 Reglas de operación de Alarcón

Salida Canal Tajo-Segura

$$\text{Sal ATS} = \text{MIN}(\text{"Tot. Demanda Alba-Mancha"} , (\text{Alarcón} / \text{TIME STEP}) + \text{Entradas Alarcón} - \text{Pérdidas} - \text{Mínimo Alarcón})$$

Esto quiere decir que desde Alarcón cada mes se soltará hacia el canal Tajo-Segura el caudal mínimo entre la demanda total de Albacete y la Sustitución de la Mancha en ese mes, y el volumen que quede a principios de mes en Alarcón más las entradas a lo largo de dicho mes. La función MIN nos garantiza que, en caso de que Alarcón estuviera lleno, soltaríamos solo el agua demandada; pero si Alarcón se encontrara con muy poca agua, suministraríamos toda la posible a las demandas respetando el mínimo.

Salida al Júcar

Sal Jucar = MIN(ReservaAlarcón, SuministroAlarcón + Sueltas Alarcón)

Donde:

ReservaAlarcón = MAX(0, (Alarcón/TIME STEP) + Ent Alar - Pérdidas A
- "Sal. ATS" - Mínimo Alarcón)

SuministroAlarcón = SuminTous1 + QEcolAlar

Hasta aquí, el código quiere decir que soltaremos al Júcar el mínimo entre la variable «Reserva Alarcón» y la de «Suministro Alarcón» más las sueltas. La reserva, como su nombre indica, garantiza que el embalse se quedará con un volumen de agua mínimo de reserva que se ha especificado en la variable «Mínimo Alarcón» y cuyo valor coincide con el referido en la Tabla 2 (Capítulo 3). Por cómo se ha escrito la variable «Reserva Alarcón» podemos apreciar que la demanda del Tajo-Segura tiene prioridad sobre esta, al ser restada ya en la propia variable (se descuenta el agua que ya se ha decidido soltar por el canal Tajo-Segura).

La segunda parte de la ecuación se aplicará cuando haya agua suficiente para dar un suministro. Cobra importancia aquí el caudal ecológico aguas abajo de Alarcón («QEcolAlar») y el suministro a Tous.

```
SuminTous1 = IF THEN ELSE(Tous+N2+Aportación Tous <= Demanda Total
Tous
    , Demanda Total Tous - (Tous + Aportación Tous + N2)
    , IF THEN ELSE(Alarcón > 920 :AND: Tous < 50
        , MAX(0, MaximTous-Tous-Aportación Tous-
N2)
        , 0 ))
```

Si traducimos este código a escritura común veremos que aquí se están definiendo varios aspectos fundamentales para la caracterización del

comportamiento global del sistema. En primer lugar, el suministro a Tous desde Alarcón se activará si la suma del agua almacenada en Tous, más su aportación natural, más la aportación que llegue desde Contreras, resulta ser inferior a la demanda total aguas debajo de Tous. Cuando esto ocurra soltaremos desde Alarcón ese déficit de agua calculado. Esto quiere decir, por lo tanto, que el primer embalse de regulación del agua que llega a Tous será Contreras, ya que sus sueltas ya se consideran en la posible aportación que se tenga que dar desde Alarcón.

La segunda parte del estamento condicional se activará cuando lo anterior no sea cierto, es decir, cuando el agua de Tous más sus aportaciones —al margen de la de Alarcón— sea suficiente para atender a las demandas. Cuando esto es así, se considera otra condición: si Alarcón se encuentra en condiciones de bonanza, es decir, si su volumen almacenado es superior a 920 Hm^3 y si, al mismo tiempo, el volumen de Tous es inferior a 50 Hm^3 entonces desde Alarcón se soltará un caudal con el objetivo de aumentar el volumen de Tous, teniendo en cuenta otras aportaciones y su volumen máximo mensual. Por supuesto, estos indicadores de bonanza según el volumen almacenado pueden ser alterados. Cuando ninguna de las condiciones anteriores se cumpla, la variable SuminTous tomará el valor de 0. De modo que la variable SuministroTous solo será la suma del caudal ecológico aguas abajo de Alarcón y la evaporación del propio embalse.

La mayor inercia que posee Alarcón debido a su gran capacidad de almacenamiento es la principal característica que hemos tenido en cuenta para decidir que este embalse permanecerá como embalse de apoyo, en la segunda línea de la regulación. La gestión principal, la más activa, se realizará prioritariamente por tanto desde Contreras, un embalse menor, que se llena y se vacía más rápidamente y que es más vulnerable a ambas acciones fundamentales. El segundo motivo por el que es preferible la gestión principal desde Contreras es el acuífero de la Mancha Oriental. Este acuífero substraee agua del río Júcar en su tramo medio. Esta substracción, que viene provocada por el descenso de los niveles piezométricos del acuífero debido a los bombeos excesivos, introduce un grado de incertidumbre, ya que no podemos garantizar

que toda el agua soltada desde Alarcón vaya a llegar a Tous para apoyar a sus demandas.

Antes de pasar al embalse de Contreras es necesario presentar una variable de control que va a ser fundamental para su funcionamiento.

```
ControlAlarcón = IF THEN ELSE(Alarcón>=900, 1, 0)
```

Si el volumen de Alarcón es mayor que 900 Hm³, la variable tomará el valor unidad.

4.2.2 Reglas de operación de Contreras

Salidas al Cabriel

En primer lugar, hemos de introducir su variable de control:

```
ControlContreras = IF THEN ELSE(Contreras>50, 1, 0) - ControlAlarcón
```

Vemos que en esta variable de control participa la variable de control de Alarcón, lo que significa que, cuando Alarcón se encuentre en buenas condiciones (volumen superior a 900 Hm³), podrá tomar mayor protagonismo en la regulación. Pasemos a ver las salidas al Cabriel:

```
Sal Cabriel = MIN(ReservaContreras , Seltas Contreras + SuminTous2)
```

Como ocurría con Alarcón, la primera parte de esta consideración de mínimos entrará en funcionamiento cuando el volumen de Contreras sea muy bajo y garantiza que nos quedaremos con una reserva mínima. La segunda, además de las sueltas y las pérdidas del embalse, es la que introduce la variable de suministro.

```
Sumin Tous2 = IF THEN ELSE(ControlContreras > 0.5  
    , IF THEN ELSE(Tous + Aportación Tous < Demanda Total  
Tous
```

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

```

, MAX(0, Demanda Total Tous - Aportación
Tous - Tous )
, En bonanza)
, IF THEN ELSE(Tous + Aportación Tous < Demanda Total
Tous :AND: Contreras > Alarcón
, MAX(0, Demanda Total Tous - Aportación
Tous - Tous )
, IF THEN ELSE(Contreras > 20 :AND:
Alarcón < 55
, MAX(0, Demanda Total Tous
- Aportación Tous - Tous )
, En bonanza )))
```

Donde:

```

En bonanza = IF THEN ELSE(Contreras > 345 :AND: Tous < 70
, MIN((Contreras/TIME STEP) - 340 , (MaximTous -
Tous)/TIME STEP)
, 0)
```

En primer lugar, hemos de tener en cuenta que la condicional inicial se refiere a la variable de control de Contreras. Cuando este condicional se cumpla, desde Contreras se aportará a Tous el déficit que sufra respecto a la demanda total, teniendo en cuenta la aportación natural al río. O, en condiciones de bonanza el caudal necesario para rellenar Tous. La escritura de esta variable garantiza que Contreras no se vaciará de forma extrema para apoyar a Tous, ya que hay un mínimo establecido de 340 Hm³. De nuevo, estos límites se pueden variar, simplemente hemos fijado los valores que mejor rendimiento han dado al sistema tras varias iteraciones. Los siguientes condicionales consideran casos límite que se comprueban cuando el primer estamento lógico no es verdadero. La variable «En bonanza» permanece siempre de fondo, incluso cuando la variable de control de Contreras no da un valor verdadero, ya que esta situación podría darse si Alarcón se encontrara con un volumen superior a 900 Hm³, sin que queramos por ello, en caso de que Contreras se encuentre en condiciones de bonanza, que Alarcón tome toda la responsabilidad de suministro.

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

```
MIN(MAX(0, Total Demanda Urbana - SumSubt), MAX(0, (Tous/TIME STEP) +  
Ent Tous - Pérdidas T - MinimoTous) )
```

Al definirla de este modo la hemos convertido en la demanda de principal prioridad del sistema. Hacia el Júcar-Turia saldrá el agua que corresponde a la demanda total de Valencia, Sagunto y de regadío del canal (menos una variable de suministro subterráneo por pozos para las demandas agrícolas). En caso de que no haya suficiente agua en Tous a principios del mes, la función de mínimos garantiza que se dará toda la disponible más las entradas a lo largo de ese mes, sin reservar agua en el embalse ya que las demandas urbanas se consideran de prioridad máxima; la función de máximos garantiza que no se darán caudales negativos. Esta situación podría darse de forma excepcional en los escenarios de cambio climático, cuando la aportación que llega a Tous es prácticamente nula y el embalse se encuentra en estado crítico.

Salidas a la Ribera

```
Sal Ribera = MIN(ReservaTous, SumDemandasTous + Seltas Tous)
```

De nuevo, la primera parte de esta función se refiere a la reserva mínima de Tous, que según indicamos en la Tabla 6 es de 30 Hm³. En esta variable ReservaTous, además, tendremos en cuenta las pérdidas y las salidas prioritarias por el Canal Júcar-Turia. De este modo nos aseguramos de que no vamos a dar más agua de la que realmente hay en el embalse:

```
ReservaTous = MAX(0, (Tous/TIME STEP) + Ent Tous - Sal Tous CJT -  
Pérdidas - MinimoTous)
```

La segunda parte de la variable Sal Ribera presenta la variable de suministro a las demandas y las posibles sueltas que tienen en cuenta el volumen máximo variable de Tous.

```
SumDemandasTous = IF THEN ELSE(Demanda total Ribera-ApoAATous >  
DemandaRA  
, Demanda total Ribera-ApoAATous
```

, DemandaRA)

Se tienen en cuenta las aportaciones aguas abajo de Tous. De modo que si las aportaciones aguas abajo de Tous son lo suficientemente cuantiosas para suministrar a las demandas de la Ribera Baja (que son las únicas que se pueden beneficiar de las mismas), desde Tous solo se soltará agua para las demandas de la Ribera Alta. Si las aportaciones no son lo suficientemente cuantiosas, desde Tous soltaremos el agua que falta para suministrar a todas las demandas de la Ribera.

Anteriormente hemos hablado de cómo la gestión activa del sistema se realiza, de forma prioritaria, desde Contreras. Justificábamos esto debido a la gran capacidad de Alarcón, que permite disponer de un mayor volumen inicial de reserva cuando el sistema entra en fases de estrés hídrico, y a la incertidumbre que introducen las substracciones al caudal del Júcar que se dan en el tramo medio del río. Pasemos entonces a hablar del modelo para el acuífero de la Mancha Oriental.

4.2 Subsistema acuífero de la Mancha Oriental

El acuífero de la Mancha Oriental ha sido simulado en nuestro modelo como un acuífero de dos celdas basándonos en las siguientes ecuaciones demostradas por Andreu (1983):

$$V_n = V_{n-1} \cdot e^{-\alpha \cdot t} + \frac{R_n}{\alpha} (1 - e^{-\alpha \cdot t})$$

$$Q_n = \alpha \cdot V_n = Q_{n-1} \cdot e^{-\alpha \cdot t} + R_n \cdot (1 - e^{-\alpha \cdot t})$$

La división del acuífero en dos celdas pretende capturar las dos fuerzas elementales que explican la descarga del río al acuífero en el sistema de la Mancha Oriental. Por un lado, existe un flujo del río al acuífero que llamaremos «lento» o «de base» y que se corresponde con el intercambio predecible entre un río perdedor y su acuífero receptor de las infiltraciones. Por otro lado, existe un flujo que se ve fuertemente influenciado por los eventuales bombeos que se producen en las proximidades del río, y que depende, por lo tanto, de la

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

magnitud de estas extracciones de agua. Por supuesto, ambas descargas se agregan y resultan en un único caudal infiltrado, pero es importante tener en cuenta las dos dinámicas existentes. Los parámetros de nuestro modelo para ambas celdas del acuífero coinciden con los del modelo SIMGES simplificado:

Celda	Vol. Inicial (Hm ³)	Alfa (mes ⁻¹)	Reparto
1	-6350	0.0035	0.80
2	-3.5	0.8	0.2

Tabla 8: Parámetros del acuífero de dos celdas

El coeficiente de reparto es el que delimita el reparto de la acción elemental R_n , que es en nuestro caso la acción de bombeo en la zona de Albacete y los distintos valores de alfa pretenden modelar el comportamiento rápido y lento de cada una de las celdas. El subsistema del acuífero de la Mancha Oriental queda definido del siguiente modo:

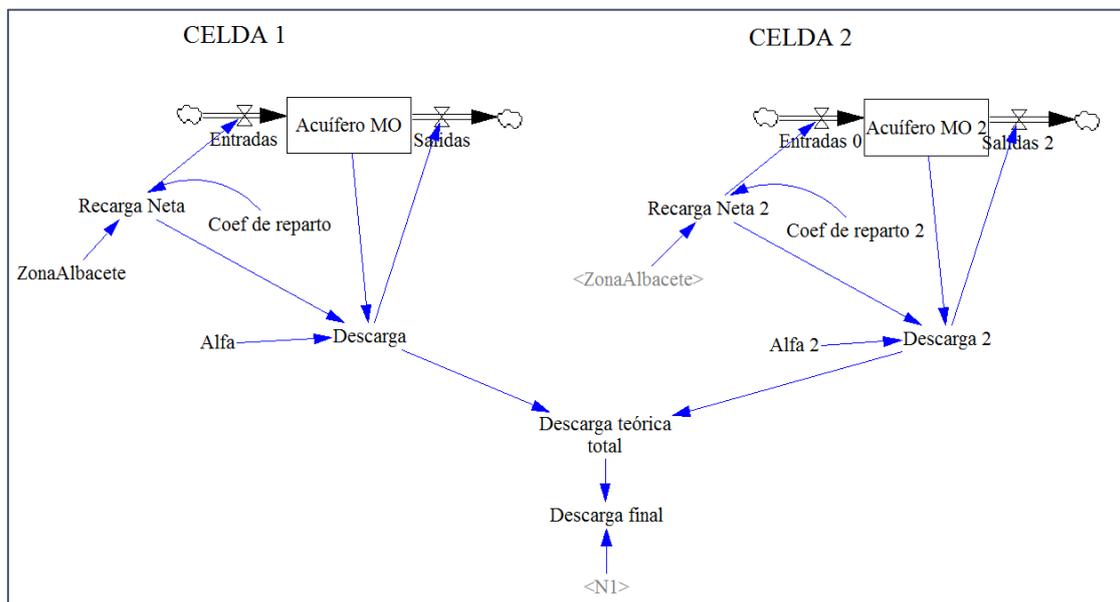


Figura 12: Subsistema del acuífero de la Mancha Oriental.

El volumen del acuífero se calcula como un simple balance entre entradas y salidas. Tras calcular las descargas teóricas mensuales para cada una de las celdas, ambos valores se suman y se llega al valor de descarga real o final mediante la expresión:

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

Descarga final = MAX(-N1 , Descarga teórica total)

Siendo N1 el caudal de agua que circula por el tramo medio del Júcar, aguas abajo de Alarcón una vez añadida la aportación del tramo medio (Alarcón-Molinar). De modo que la función nos asegura que en ningún caso se tomará más agua que la que circule por el río.

Pasemos a comentar los resultados obtenidos con este submodelo de simulación. El valor en el que se va a centrar el análisis es la descarga final, ya que se trata del caudal que el río Júcar cede al acuífero y es un recurso que, de forma efectiva, desaparece de nuestro sistema.

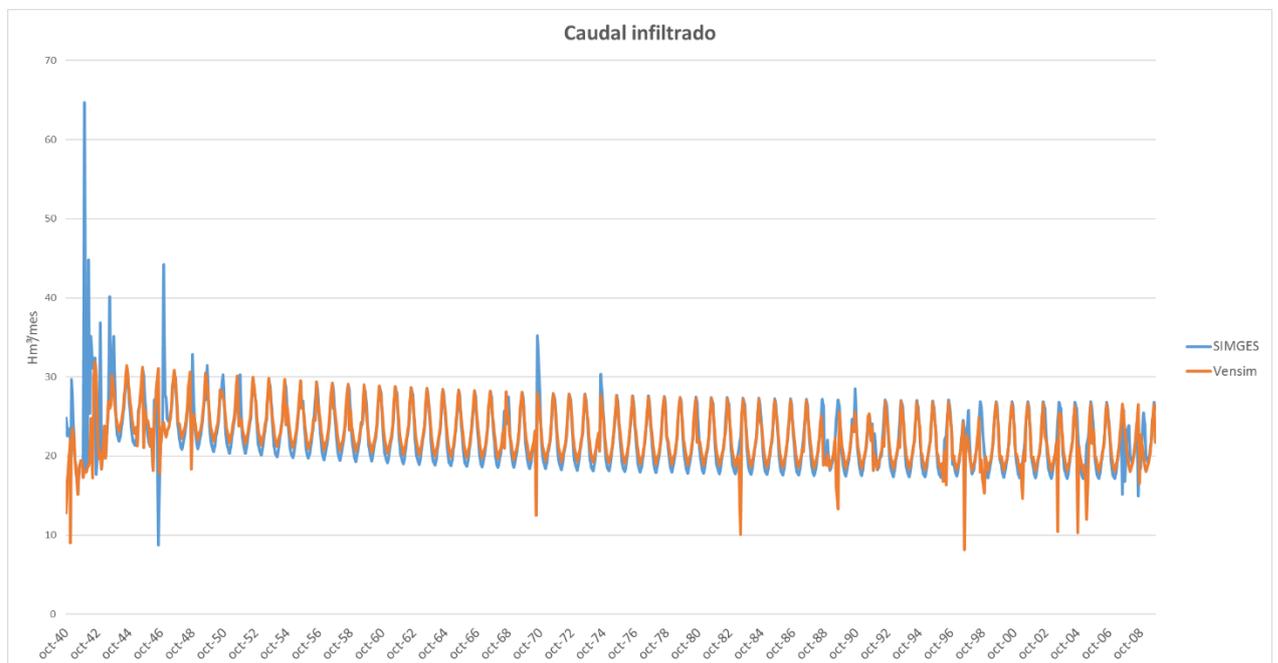


Figura 13: Caudal cedido por el Júcar al acuífero de la Mancha Oriental en Aqatool y Vensim a lo largo de la simulación.

Ambos modelos dan resultados similares de infiltración, resulta especialmente apreciable a partir de 1948, cuando la infiltración al acuífero toma en ambos casos una dinámica más estacionaria. Las diferencias en los resultados se explican, en parte, debido a que ambos modelos realizan sueltas diferentes desde Alarcón, de modo que el caudal potencialmente infiltrado es distinto en algunos meses. Esto explica los descensos puntuales que observamos en el modelo Vensim a unos 10 Hm³/mes, ya que se corresponde con meses en los que desde Alarcón se ha soltado el caudal imprescindible para atender la

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

demanda ecológica, y no se ha recibido una aportación desde Molinares lo suficientemente grande como para que el caudal infiltrado sea superior.

En el sistema Vensim la responsabilidad de la regulación corresponde a Contreras de forma mayoritaria. SIMGES, por otro lado, suelta mayores caudales hacia el Júcar a lo largo de toda la simulación. El total de volumen que se suelta desde Alarcón hacia el Júcar es, como era de esperar, mayor en el modelo SIMGES que en Vensim, 20073.68 Hm³ frente a 19212.07 Hm³, respectivamente.

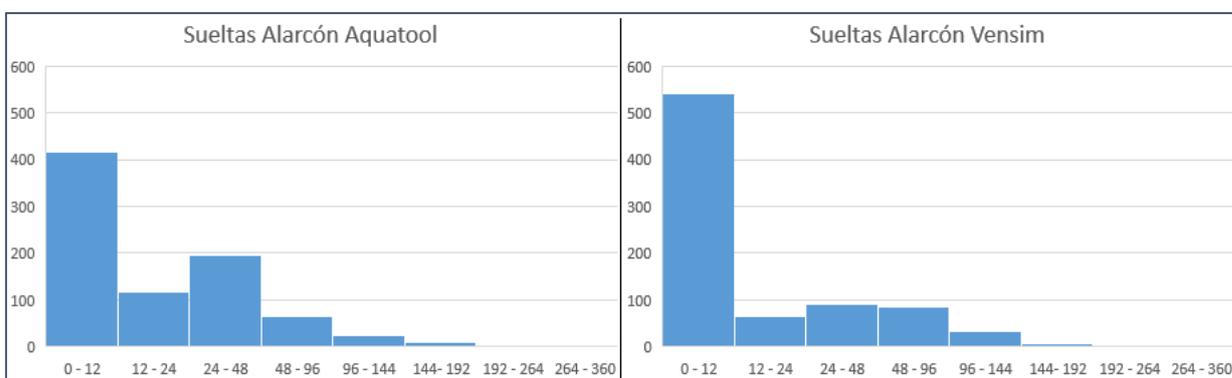


Figura 14: Histograma de sueltas mensuales por rangos de caudales — Hm³/mes— desde Alarcón en Vensim y Aquatool.

Ambos modelos capturan bien el funcionamiento rápido y lento de la infiltración. La componente de infiltración debida a los bombeos cercanos al río, modelada con la celda del acuífero de menor volumen y mayor alfa, depende en mayor medida del valor mensual de los bombeos para la zona de Albacete (Tabla 9). De modo que es durante los meses de julio y agosto cuando el valor de la infiltración tiende a ser mayor.

	Zona Albacete (Hm ³ /mes)
Octubre	13.9
Noviembre	0
Diciembre	0
Enero	0
Febrero	0
Marzo	20.02
Abril	23.47
Mayo	32.49
Junio	44.48
Julio	72.85
Agosto	75.3
Septiembre	34.09

Tabla 9: Caudales mensuales bombeados del acuífero por la demanda de Albacete.

Los valores de infiltración total, media y mediana son similares para ambos modelos.

	Aquatool	Vensim
Total	18625.96	18604.53
Media	22.49	22.47
Mediana	21.86	22.04

Tabla 10: Valores totales (Hm³), medios y mediana (Hm³/mes) de los valores de infiltración al acuífero de la MO en SIMGES y Vensim.

4.3 Subsistema de demandas

El subsistema de demandas se ocupa de modelar las demandas existentes en el sistema y a calcular el suministro a cada una de ellas en función del agua disponible.

A continuación, el suministro se calcula en función del recurso total disponible en la Ribera:

```
SuministroDemanda_N = IF THEN ELSE(Total Recurso Disponible Ribera  
>= Demanda total Ribera  
    , ValorDemanda_N  
    , MIN(PesoDemanda_N*Total Recurso Disponible Ribera,  
ValorDemanda_N))
```

Donde:

```
Total Recurso Disponible Ribera = Salida Tous Ribera +  
AportaciónAATous
```

De este modo nos aseguramos de que, si hay recurso suficiente disponible, todas las demandas se verán satisfechas, pero si la demanda total fuera superior al recurso disponible el agua se repartiría de forma proporcional al peso de cada una de las demandas, ninguna demanda quedaría sin recibir agua y el déficit de cada una de ellas sería la diferencia entre lo demandado y lo suministrado:

```
DéficitDemanda_N = ValorDemanda_N - SuministroDemanda_N
```

El déficit total de la Ribera puede calcularse como la suma de déficits individuales de cada una de las demandas, o como la diferencia entre el total del recurso disponible en la Ribera y la demanda total de la misma. Ambos cálculos deben dar lo mismo y se han integrado como método de verificación.

Realizar un reparto del agua (o de su déficit) de forma proporcional al valor de cada una de las demandas sigue la idea del modelo SIMGES (Andreu et al. 2008) de reparto de agua para usos consuntivos isoprioritarios.

Suministro Urbano y CJT

En el reparto del recurso para el suministro urbano de la zona de Valencia y Sagunto se incluye por cuestiones estructurales la demanda agrícola del canal

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

Júcar-Turia (CJT), aunque su prioridad ha sido fijada como la menor de las tres. Este reparto no se realiza, como antes, de forma proporcional a la demanda, sino que se han jerarquizado las demandas de la forma Valencia > Sagunto > Canal Júcar-Turia. De este modo, el suministro a Valencia se obtiene de la siguiente manera:

```
SuminValencia = IF THEN ELSE(Sal Tous CJT >= Total Demanda Urbana
    , Valencia
    , IF THEN ELSE(Sal Tous CJT >= Valencia
        , Valencia
        , Sal Tous CJT))
```

Si la salida de agua desde Tous a través del canal Júcar-Turia es mayor o igual al total de demanda urbana (esto es, a la suma de las tres demandas especificadas), se proporcionará a la ciudad el total de su demanda. Si no fuera así, pero se hubiera soltado suficiente agua para suministrar a Valencia, se le daría ese suministro. En el caso hipotético de que tampoco hubiera suficiente agua para atender a la demanda de Valencia, se le daría todo el recurso disponible. Del mismo modo, el suministro a Sagunto seguiría una lógica similar, tan solo se descontaría al recurso disponible el suministro que ya se haya asignado a Valencia. El suministro a la demanda agrícola del CJT tiene una particularidad, y es que puede tomar agua de pozos auxiliares para sufragar sus demandas hasta un máximo de 10 Hm³ mensuales, según viene delimitado por la Confederación Hidrográfica del Júcar. De modo que, siendo además la última demanda suministrada, su suministro toma la forma de la expresión:

```
SUM_CJT = Sal Tous CJT - (SuminValencia+Sumin Sagunto) + Acuífero
Auxiliar
```

Los valores de este bombeo subterráneo pueden aumentar hasta los 10 Hm³ mensuales, pero el funcionamiento ordinario del sistema implica unos bombeos ordinarios que se corresponden con los de la Tabla 11. Estos bombeos ordinarios vienen a corregir, en algunos casos, la limitada capacidad hídrica del propio sistema de regadío y reparto del agua.

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

	Bombeo (Hm ³ /mes)	Demanda CJT (Hm ³ /mes)	Capacidad máxima CJT (Hm ³ /mes)
Octubre	1.62	4.2	2.58
Noviembre	0.33	0.86	0.53
Diciembre	0.98	2.53	1.55
Enero	0.52	1.35	0.83
Febrero	0.78	2.03	1.25
Marzo	2.12	5.5	3.38
Abril	1.80	4.67	2.87
Mayo	2.64	6.86	4.21
Junio	4.51	11.69	7.18
Julio	5.36	13.9	8.54
Agosto	3.68	9.55	5.87
Septiembre	2.64	6.85	4.21

Tabla 11: Extracciones mensuales ordinarias del acuífero auxiliar, valor de la demanda agrícola y capacidad máxima estimada del sistema para el regadío.

El suministro a través del acuífero auxiliar de la demanda se caracteriza por lo tanto como:

```
Acuífero Auxiliar = IF THEN ELSE (Sal Tous CJT >= Total Demanda Urbana
- SumSubt
, SumSubt
, MIN(10, CJT - (Sal Tous CJT-
SuminValencia-Sumin Sagunto)))
```

El cálculo del déficit de estos usos del agua se realiza de la forma habitual, restando al suministro mensual proporcionado la demanda de cada uso en el mismo periodo. Los déficits de Albacete y de la Sustitución de la Mancha también se calculan en este subsistema, del mismo modo.

4.4 Calibración y resultados del modelo

4.4.1 Calibración

El proceso de calibración de este modelo en Vensim se ha basado, fundamentalmente, en encontrar unas reglas de operación que, siendo coherentes, resulten en el buen funcionamiento del modelo. Entendemos por «buen funcionamiento» aquel que, a lo largo del periodo de simulación, realice un reparto del agua racional, garantice el suministro a las demandas en la mayor medida posible teniendo en cuenta las prioridades de suministro y distribuya los déficits —cuando los haya— de forma previsible, priorizando unas demandas sobre otras. El buen funcionamiento de un modelo de sistemas dinámicos requiere algo más que la calibración de unos parámetros, es fundamental que la estructura y las dinámicas del modelo se encuentren bien definidas. Es, así mismo, fundamental, que los diferentes subsistemas integrados en el modelo funcionen correctamente de forma individual y que interaccionen entre sin que se generen errores. Vensim facilita algunas tareas como es comprobar la coherencia de las unidades de las variables, para lo que existe una herramienta explícitamente diseñada en el programa; la no aparición de valores negativos de volumen o caudal, hemos establecido alertas en el modelo que avisan de su aparición; y la no superación de un cierto volumen en los embalses, en este caso es posible establecer umbrales de máximo y mínimo para las variables de caja.

La elección del paso de tiempo y el método de integración numérica ha sido sencilla. Euler y un paso de tiempo mensual funcionan correctamente en este modelo. La elección del paso de tiempo se fundamenta en la distribución temporal de los datos con los que alimentamos al modelo. Disponemos de datos mensuales de aportaciones, demandas y volúmenes máximos de embalses. La elección de un paso de tiempo inferior al mes supone introducir nuevos *inputs* intermensuales obtenidos mediante el promedio de los existentes. Esto tiende a generar problemas, especialmente a la hora de evaluar las cláusulas condicionales para aportaciones intermensuales que no existirían con un paso de tiempo mensual. El cálculo de estos valores implica la utilización de un método de integración, ya sea Euler o Runge-Kutta, lo que alarga los tiempos

de simulación. Con un paso de tiempo mensual, a imitación de los *inputs* propios del modelo, la resolución numérica de las simulaciones se limita a balances entre variables que pueden verificarse de forma manual o mediante una hoja de cálculo sin mayores complicaciones. En este caso, la diferencia mínima entre los resultados obtenidos con Euler y Runge-Kutta no justifica la utilización del segundo.

4.4.2 Resultados

Se cuentan con datos de aportaciones y demandas desde octubre de 1940 hasta septiembre de 2009. Son 68 años hidrológicos de simulación. Para la comprobación de los resultados vamos a comparar volúmenes de embalse y déficits con los obtenidos mediante el modelo SIMGES simplificado del Júcar, ya calibrado y ejecutado en la interfaz de Aquatool (IIAMA-UPV, 2014).

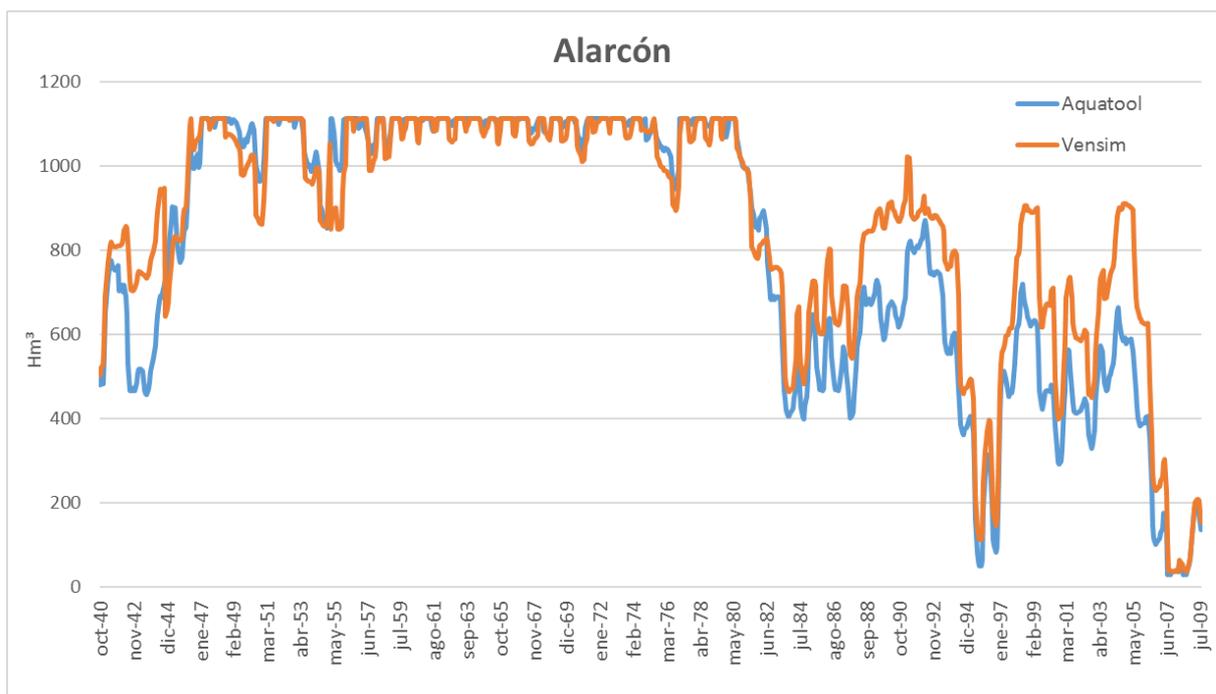


Figura 16: Volúmenes embalsados en Alarcón para modelos Vensim y SIMGES a lo largo de la simulación.

Observamos similitudes y diferencias de comportamiento entre ambos modelos en los tres embalses. En el embalse de Alarcón (Figura 16), la principal diferencia entre los resultados arrojados por Vensim y por Aquatool es la

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

tendencia a retener más agua en el modelo Vensim. Esto es debido a las reglas de operación que hemos establecido, que localizan la gestión principal del sistema en el embalse de Contreras (Figura 17). Una de las consecuencias de esta diferencia en la regulación es que durante el periodo de 1988 a 1992 observamos un incremento mayor de los volúmenes embalsados en el modelo Vensim. Esto también se debe a que, una vez entramos en la década de 1980, con la reducción del régimen de aportaciones en el sistema de explotación del Júcar, estimada en un 30% respecto al periodo 1955-1980 (Confederación Hidrográfica del Júcar, 2007), el embalse de Tous en Vensim es gestionado de forma más ajustada o precisa. Es decir, una vez comienza el periodo histórico de mayor estrés hídrico, se aportan a Tous unos caudales que garantizan demandas sin buscar con ello llenar el embalse ni alcanzar unos volúmenes objetivos determinados para los que no hay suficiente agua según las reglas de operación definidas.

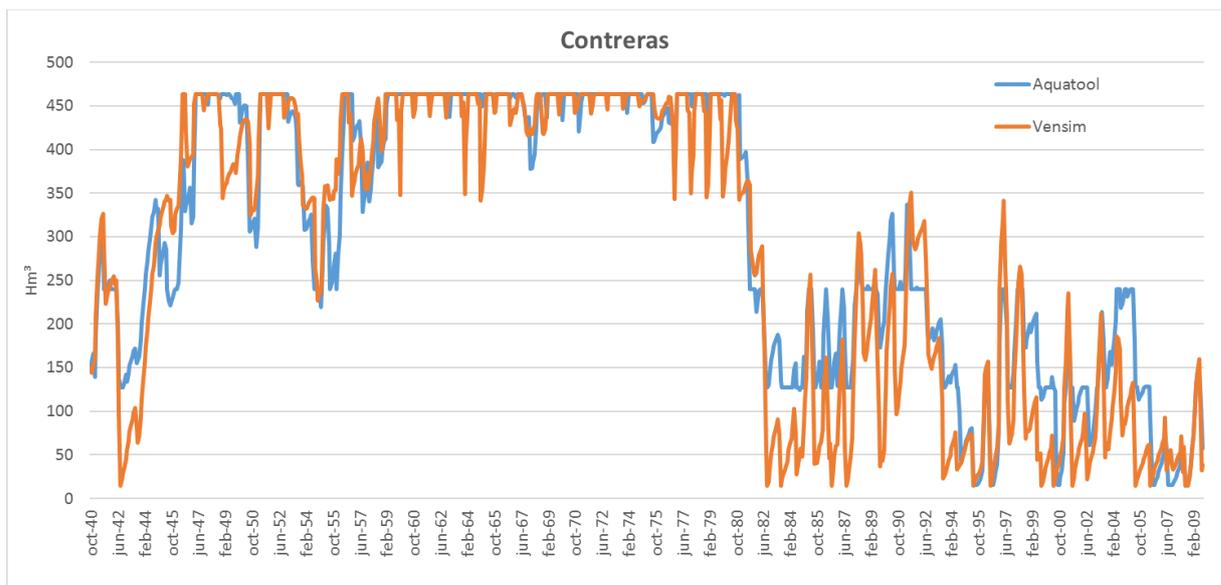


Figura 17: Volúmenes embalsados en Contreras para modelos Vensim y SIMGES.

Esta diferencia en la gestión es visible a partir del año 1980, cuando las aportaciones naturales al embalse de Tous y al sistema de explotación se reducen (Figura 18). En ninguno de los tres embalses se superan los límites máximos de volumen establecidos, ni se reducen los volúmenes por debajo de los mínimos definidos.

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

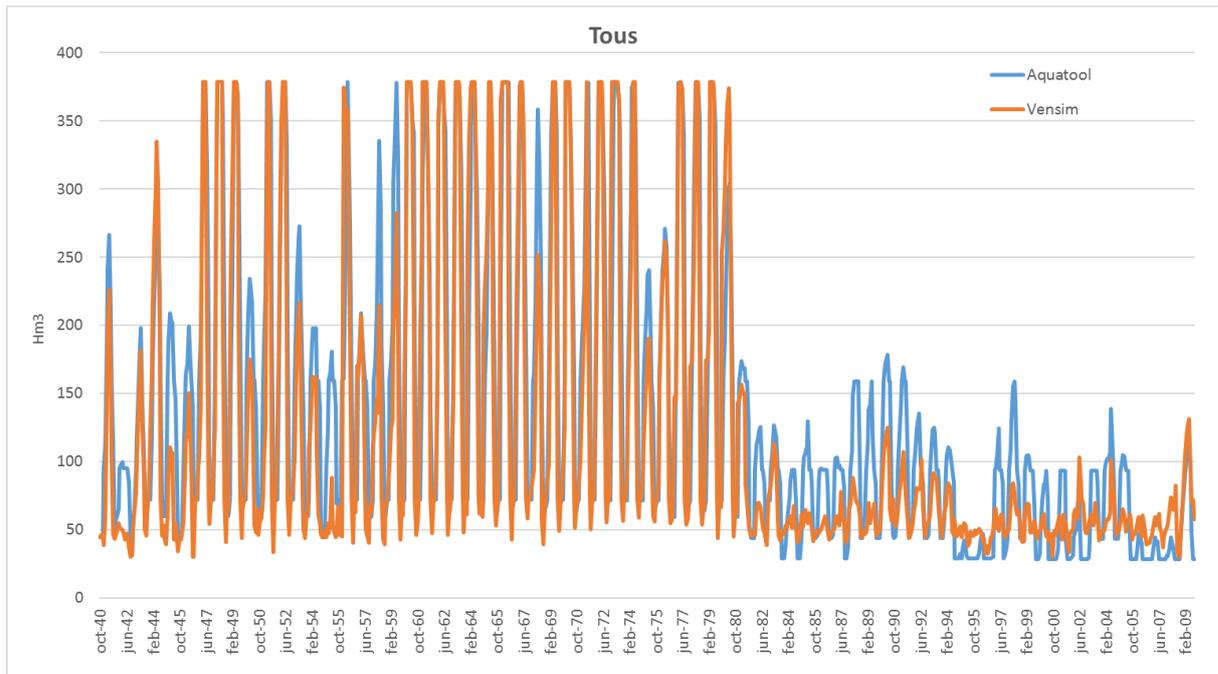


Figura 18: Volúmenes embalsados en Tous para modelos Vensim y SIMGES.

Comparando los resultados de déficits obtenidos con ambos modelos, en Vensim el déficit se concentra principalmente en las demandas de la Ribera, mientras que el modelo ejecutado en Aquatool tiene déficits de agua localizados en otros usos. SIMGES realiza la gestión del sistema de recursos hídricos, y por tanto el reparto de sus déficits, mediante una optimización que busca la minimización de su función objetivo. Esta función tiene en cuenta los valores de prioridad de las demandas y la contribución de los distintos elementos del sistema y se resuelve en un proceso iterativo.

Nuestro modelo no realiza ninguna optimización automática del reparto de agua, sino que reparte el recurso según las reglas de operación que hemos definido previamente. Versiones comerciales del software Vensim cuentan con módulos de optimización que permitirían llevar a cabo un ajuste más fino de los resultados. La versión que estamos utilizando, Vensim PLE no dispone de dicho módulo. A pesar de esto, la comparación inicial de ambos modelos muestra déficits menores para nuestro sistema: 205.6 Hm³ de déficit total en SIMGES, frente a los 126.40 Hm³ obtenidos con Vensim.

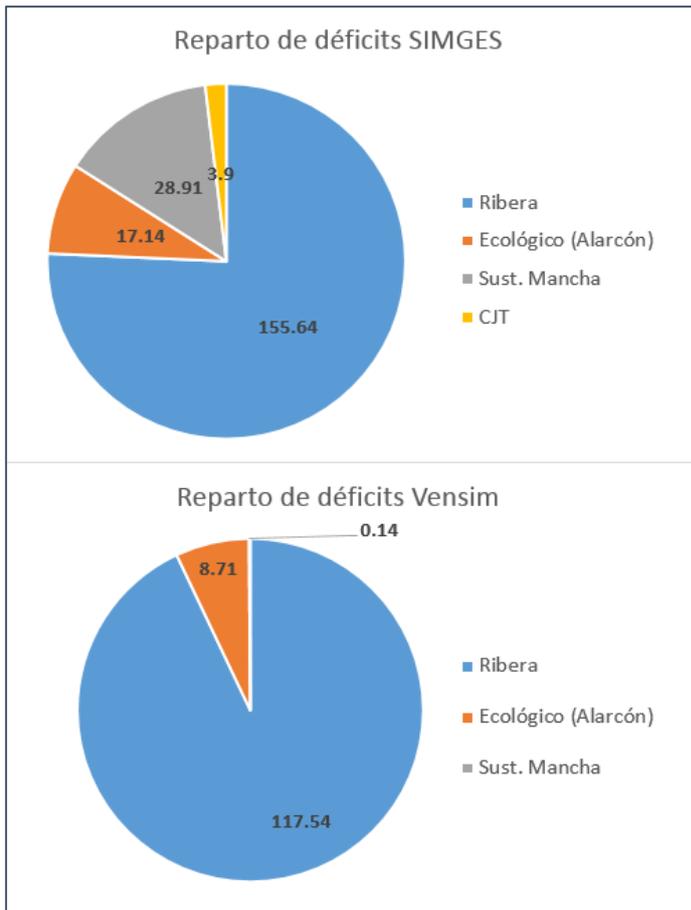


Figura 19: Déficit total de agua en el sistema (Hm³), según uso del recurso.

La diferencia cuantitativa entre ambos modelos es resultado de las diferencias planteadas en la gestión, fundamentalmente debido a las normas de explotación de los embalses. Particularmente, el hecho de que SIMGES opere con más frecuencia desde Alarcón, como hemos visto en el reparto de sueltas de la Figura 14, supone que para abastecer a Tous es necesario soltar más agua para compensar la que va a infiltrar al acuífero de la Mancha Oriental. La distribución temporal de los déficits, sin embargo, es similar en ambos modelos y se concentra en los años de sequía (Figura 20).

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

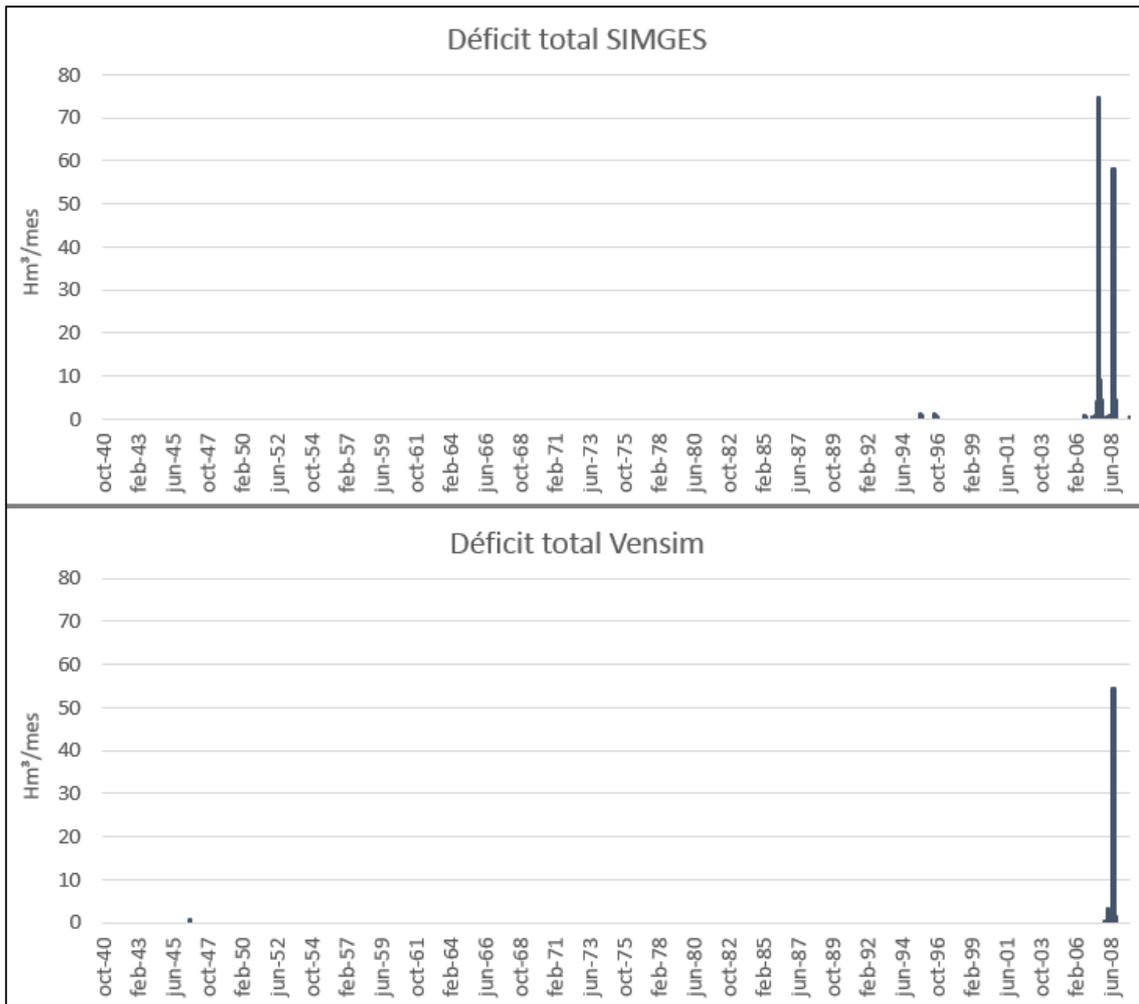


Figura 20: Déficits mensuales totales —sin separación por usos— a lo largo del periodo histórico de simulación.

Un resumen de los valores globales del sistema puede dar una idea de dónde se encuentran estas diferencias de funcionamiento.

	Aquatool	Vensim
Aportaciones	107,840.84	107,840.84
Evaporación en embalses	6,874.16	7,154,15
Filtración en embalses	10,777.89	10,465.35
Descarga acuífero MO	18,625.96	18,604.53
Salida al mar	22,884.68	23,141.80
Déficit demandas consuntivas	188.50	112.46
Déficit caudales ecológicos	17.14	13.93

Tabla 12: Valores totales del sistema en Hm³.

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

¿Es posible cambiar el modelo de SIMGES para que funcione de forma similar al modelo Vensim y dé mejores resultados que los arriba obtenidos? Hemos comprobado que así es. Modificando los valores de los volúmenes objetivo en Aquatool de forma que imiten las reglas de operación que hemos diseñado con Vensim, podemos obtener resultados más parecidos y menores déficits.

Los cambios que se han realizado son dos: Se reduce el volumen objetivo de Contreras de 240 Hm³ a 50 Hm³. Esto se hace a imitación de nuestro modelo, que, para Contreras, tenía impuesto el parámetro de control a 50 Hm³ (ver apartado 4.2.2). Se reduce el caudal objetivo de Tous a 30 Hm³. Esta reducción busca forzar al modelo a no dar a Tous más agua que la que requieren sus demandas, esta es una forma de funcionamiento similar a la que hemos diseñado con Vensim, si bien es cierto que con nuestro modelo hemos establecido condiciones de bonanza en las que desde los embalses de cabecera se suelta agua para rellenar al embalse de Tous.

	Aquatool Modificado	Vensim
Aportaciones	107,840.84	107,840.84
Evaporación en embalses	7,144.89	7,154,15
Filtración en embalses	10,394.97	10,465.35
Descarga acuífero MO	18,620.58	18,604.53
Salida al mar	22,836.27	23,141.80
Déficit demandas consuntivas	48.47	112.46
Déficit caudales ecológicos	4.15	13.93

Tabla 13: Valores totales del sistema en Hm³.

Más allá de la mejora cuantitativa en los resultados de SIMGES (Tabla 13), y de la mayor semejanza de los números, podemos apreciar un cambio en los patrones de comportamiento de los embalses. Tras cambiar los parámetros de volumen objetivo, los modelos Vensim y SIMGES se comportan de forma muy similar en cabecera.

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

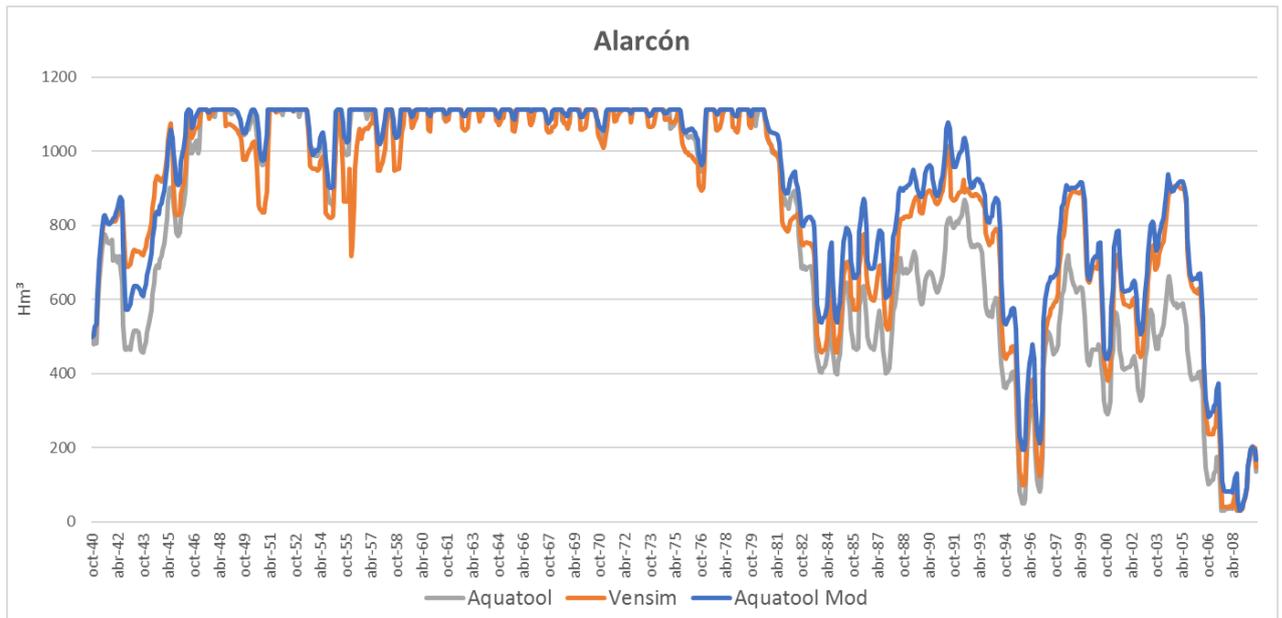


Figura 21: Comparativa para Alarcón entre el modelo original de Aquatool, el modelo Vensim y la modificación de Aquatool.

Podemos apreciar, especialmente, que ahora SIMGES retiene mayores volúmenes de agua en Alarcón, sus volúmenes mensuales en SIMGES son ahora mucho más parecidos a los ya obtenidos con Vensim, incluso se consigue retener un mayor volumen de agua en el periodo crítico de 1980 en adelante. Por otro lado, Contreras ha pasado a ser el principal embalse regulador del sistema. Este paradigma de la gestión parece generar mejores resultados que el anterior, como muestran los resultados obtenidos y resumidos en la Tabla 13.

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

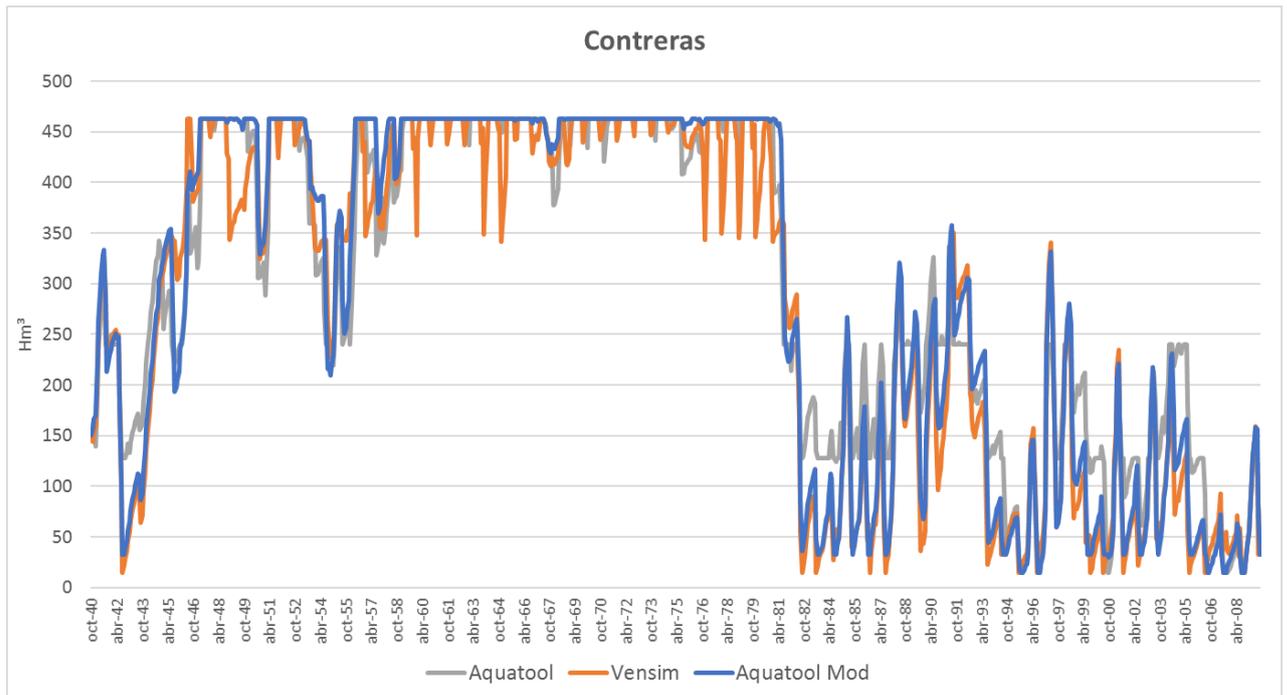


Figura 22: Comparativa para Contreras entre el modelo original de Aquatool, el modelo Vensim y la modificación de Aquatool.

En este modelo modificado en Aquatool, Alarcón es capaz de retener más agua, a semejanza de Vensim, ya que cumple una función más próxima a la de apoyo que a la de regulador principal. Y resulta difícil diferenciar el trazado del volumen almacenado en Contreras entre ambos modelos, solo el comportamiento de Vensim en bonanza, que suelta agua hacia Tous hasta quedarse con un mínimo de 340 Hm³ permite distinguir las líneas de trazado.

Las similitudes en cabecera no se trasladan con tanta exactitud a Tous. Como era de esperar, ya que para este embalse sí hay diferencias de funcionamiento durante los periodos de bonanza y en cuanto a volúmenes objetivo (Figura 23).

4. Modelo Vensim del sistema Júcar

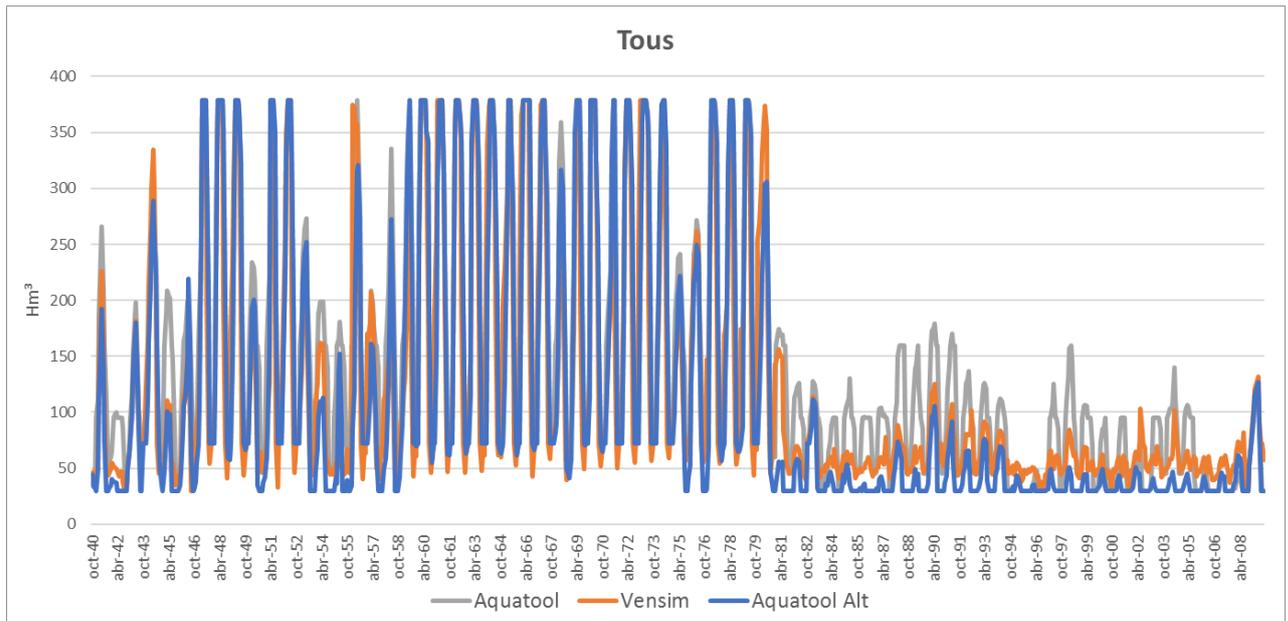


Figura 23: Comparativa para Tous entre el modelo original de Aquatool, el modelo Vensim y la modificación de Aquatool.

En cualquier caso, la modificación del modelo original en Aquatool con el objetivo de que se asemeje más al diseñado con Vensim ha llevado a un modelo que genera déficits menores y cuyo funcionamiento resulta muy similar al modelo conseguido mediante el método de sistemas dinámicos. Los déficits menores del modelo de SIMGES eran previsibles, ya que Aquatool cuenta con un módulo de optimización automático engranado en la base de su funcionamiento.

La experimentación en el modelo Vensim con unas reglas de operación distintas, definidas de forma explícita mediante cláusulas lógicas y la variación de los parámetros de control de los embalses, pueden llevar a funcionamientos distintos del sistema y a una mayor comprensión del mismo.

El paso siguiente sería utilizar el modelo para simular diversas hipótesis de funcionamiento.

Capítulo 5: Escenarios de simulación

5.1 Diseño de escenarios

A partir del sistema base cuya estructura ha sido descrita en el capítulo anterior, es posible agregar nuevas funciones al modelo para el diseño de escenarios que simulen nuevas hipótesis de funcionamiento. Esta es una de la ventaja de los modelos de sistemas dinámicos: son modelos de gran flexibilidad y facilidad para la adaptación que, con los conocimientos adecuados, pueden crecer en complejidad y amplitud para simular nuevas dinámicas que existen en la realidad. La complejidad del diseño de nuevos escenarios puede ser mínima, como por ejemplo aquellas que implican cambios en las aportaciones, o puede requerir de módulos y subsistemas completamente nuevos, como el subsistema económico necesario para aquellos escenarios que plantean demandas variables en función del precio del agua. Los escenarios que hemos diseñado para este trabajo son los siguientes:

- Reducción del recurso hídrico disponible (cambio climático).
- Introducción de actuaciones frente a la escasez de recurso hídrico.
- Introducción de Índice de Sequía y de medidas del plan especial de actuación en situaciones de alerta en la Cuenca Hidrográfica del Júcar.
- Reducción o aumento de la demanda urbana.
- Reducción o aumento de demanda agrícola.
- Modelado y simulación del trasvase Júcar-Vinalopó por fases.

5.2 Cambio climático: reducción del recurso hídrico

La hipótesis de cambio climático se puede plantear de dos formas distintas. El primer método y el más simple consiste en la reducción de las series de aportaciones originales por un porcentaje fijo a lo largo de toda la simulación. De este modo se obtienen series de aportaciones que, atendiendo a la dinámica histórica observada en la zona, implican una reducción del recurso disponible en el sistema. La segunda opción es más compleja y se basa en alimentar al

5. Escenarios de simulación

modelo con series futuras generadas expresamente para la zona del Júcar a partir de los escenarios RCPs (Representative Concentration Pathways) existentes. Esta segunda alternativa implica crear otro archivo *input* con las nuevas series generadas. Aplicando esta metodología podremos, además, comparar de nuevo los resultados obtenidos mediante nuestro modelo Vensim con los obtenidos por el modelo SIMGES alimentado con las mismas series sintéticas.

Para plantear este segundo método hemos recurrido a las series de aportaciones generadas para la cuenca del Júcar por Marcos-García y otros (2015). En este trabajo se toma una combinación de modelos climáticos globales y regionales para obtener valores iniciales de temperatura y precipitación para cada uno de los escenarios de concentración de carbono equivalente (RCP) a corto y medio plazo. A continuación, se corrige el sesgo de las series futuras y se realiza una simulación hidrológica del sistema mediante una cadena de modelos precipitación-escorrentía de Témex para cada subcuenca del sistema Júcar. La división en subcuencas se ha realizado obedeciendo a la disponibilidad de puntos de calibración para los modelos hidrológicos, de modo que una vez generadas las series sintéticas de aportaciones para cada subcuenca se puedan comparar los valores con los datos históricos disponibles y calibrar los modelos hidrológicos.

Con los modelos calibrados se pueden generar las series hidrológicas futuras a partir de las series corregidas de las variables precipitación y temperatura (Marcos-García et al. 2015). De este modo se obtienen series de aportaciones para cada una de las subcuencas y para los escenarios RCP4.5 y RCP8.5 a corto y medio plazo.

En nuestro trabajo hemos agregado las aportaciones de las subcuencas de modo que coincidan con la representación del sistema que hemos llevado a cabo con nuestro modelo. Se ha escogido el escenario RCP4.5 a medio plazo por ser un escenario de cambio climático intermedio entre los cuatro disponibles.

5. Escenarios de simulación

	Escenario 2041-2070	Periodo 1980-2009
Alarcón	7505	8211
Contreras	6343	6908
Cuenca intermedia	4581	6830
Tous	3761	4960
Aguas abajo Tous	7066	9352
TOTAL	29256	36261

Tabla 14: Aportaciones totales en Hm³ de cada *input* del sistema para el periodo histórico (1980-2009) y la serie generada RCP4.5 a medio plazo (2041-2070).

En la Tabla 14 podemos observar que la predicción para el escenario de cambio climático a medio plazo estima una reducción total del recurso hídrico disponible para el escenario de cambio climático de 7005 Hm³ (un 20% de reducción) en comparación con el periodo histórico previo registrado.

En cuanto a los valores iniciales de volumen almacenado en los embalses para ambos modelos (Vensim y SIMGES), hemos comprobado que en ambos casos afectan tan solo a los primeros 5 años de simulación. Una vez superado este periodo de tiempo, el estrés hídrico y la carestía de recursos hídricos es tal que la gestión del recurso y los resultados de déficit se igualan, con independencia de los valores iniciales escogidos. Para seguir la hipótesis planteada de reducción del recurso hídrico, se han introducido valores iniciales de volumen embalsado inferiores a los tomados en la simulación histórica. Alarcón: 100 Hm³. Contreras: 70 Hm³. Tous: 40 Hm³.

A continuación, se presentan los resultados de volúmenes embalsados para este escenario de simulación en los modelos Vensim y SIMGES.

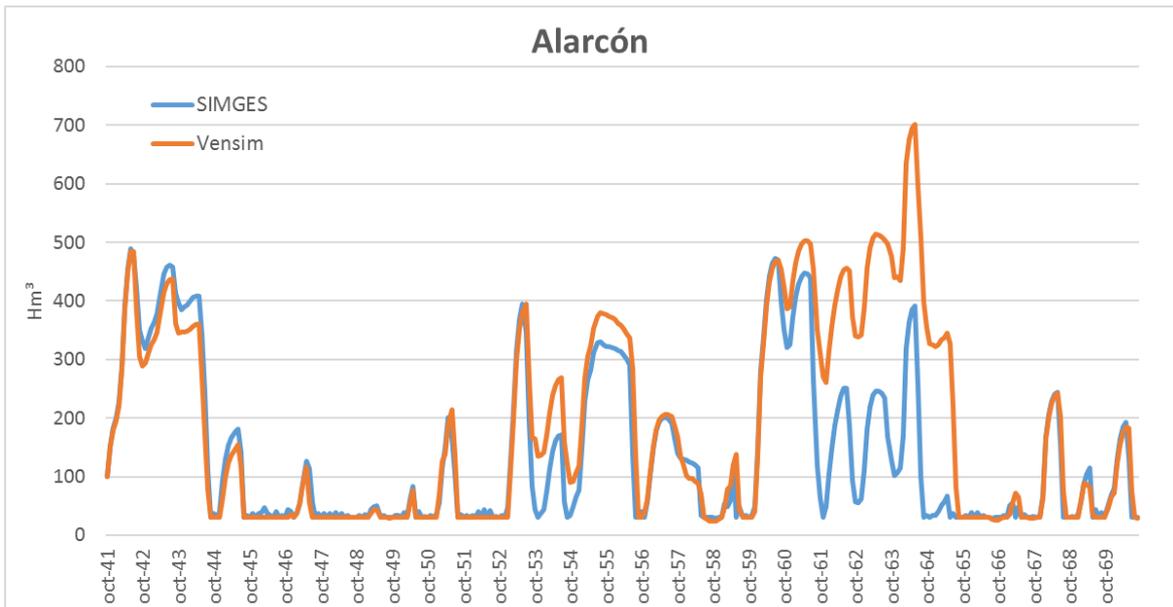


Figura 24: Volúmenes embalsados en Alarcón para escenario RCP4.5 medio plazo.

La diferencia de volumen que se observa durante el periodo 2061-2065 se debe a las mayores sueltas al Júcar que se realizan en el modelo de optimización de SIMGES. Buena parte de estos caudales soltados acaban, sin embargo, infiltrados en el acuífero de la Mancha Oriental.

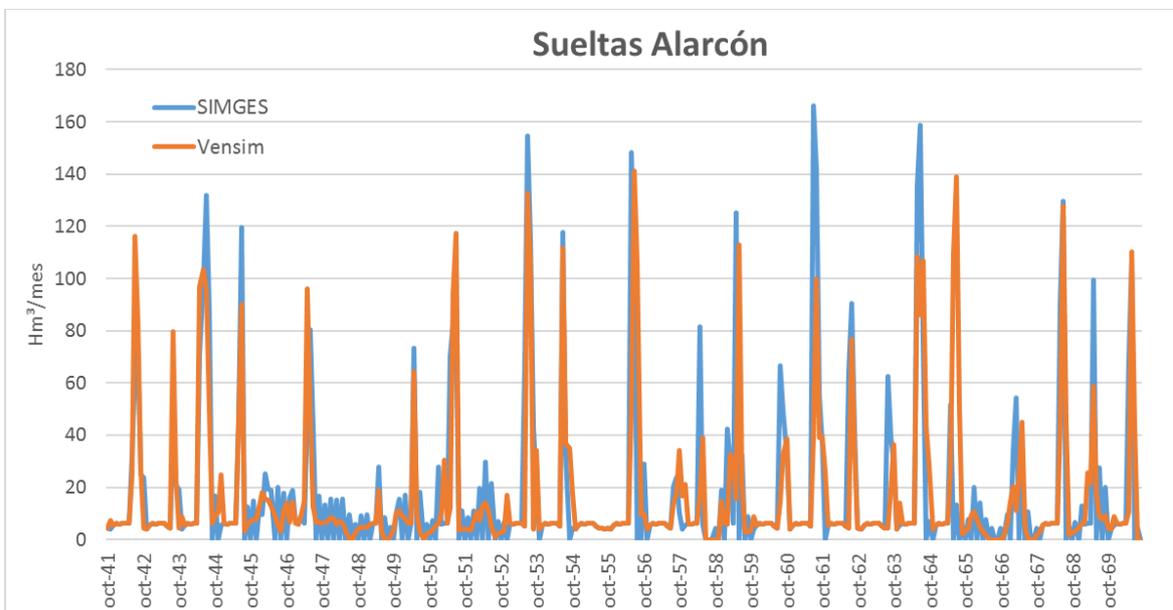


Figura 25: Comparativa de sueltas al Júcar para ambos modelos durante periodo de simulación.

El comportamiento de Contreras y Tous es muy similar entre ambos modelos. Esto se debe a que se ha utilizado el modelo modificado de SIMGES con uno

5. Escenarios de simulación

volúmenes objetivo que imitan a las reglas de operación introducidas en Vensim (ver apartado 4.4.2 de este trabajo) y a que lo limitado del recurso hídrico impone muchas restricciones a la gestión.

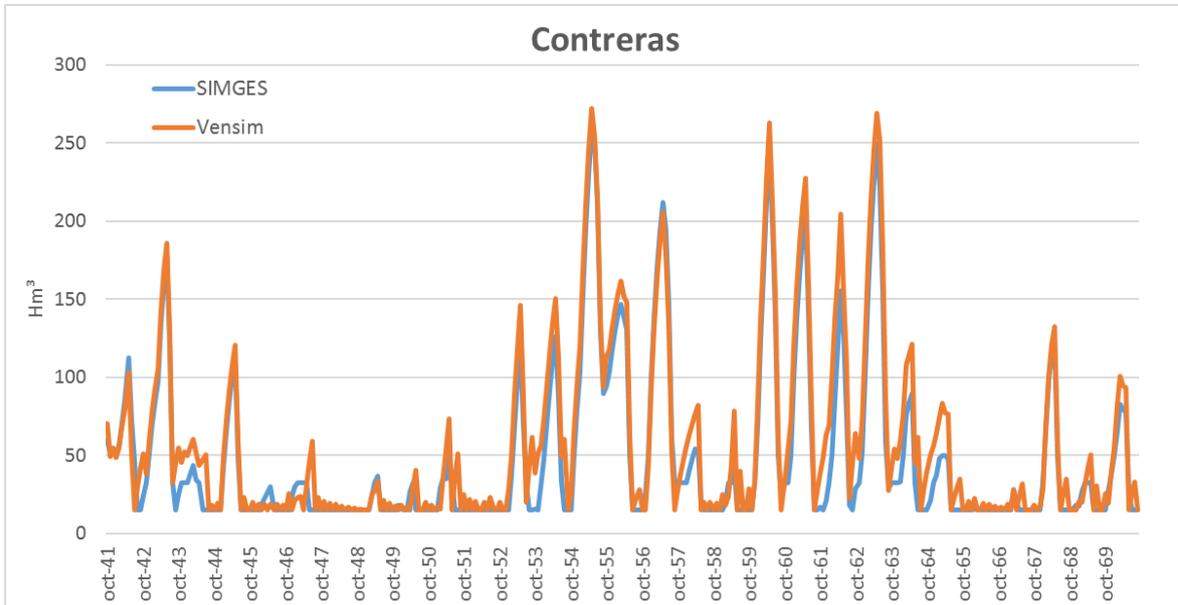


Figura 26: Volúmenes embalsados en Contreras para escenario RCP4.5 medio plazo.

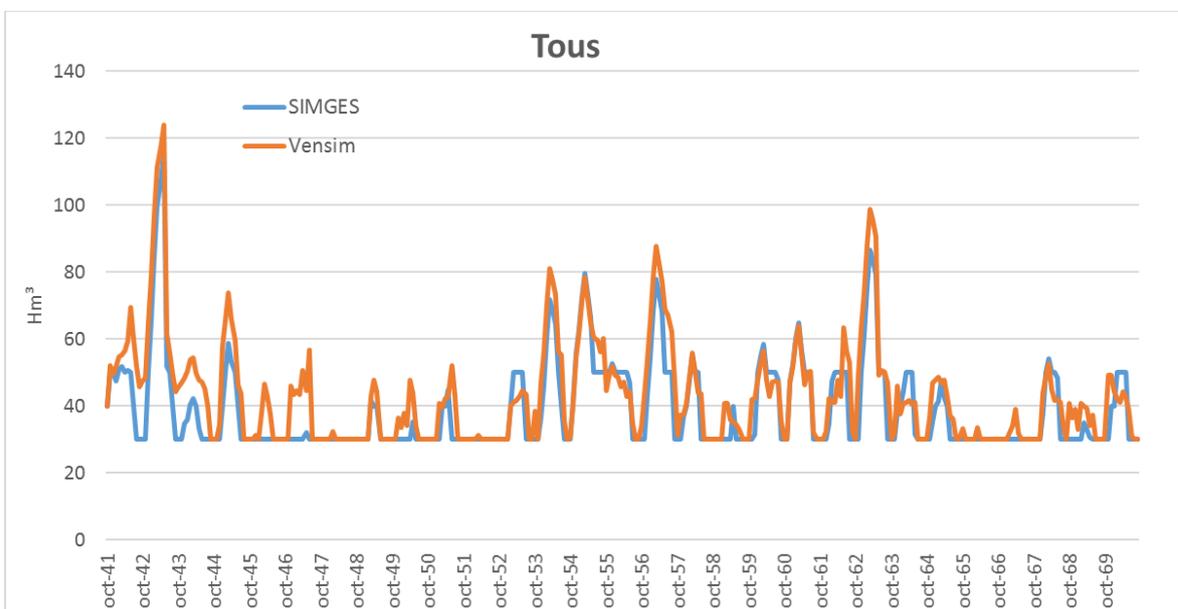


Figura 27: Volúmenes embalsados en Tous para escenario RCP4.5 medio plazo.

La reducción de las aportaciones que plantea este escenario climático supone que los tres embalses se encuentren bajo mínimos durante la mayor parte de

nuestra simulación de 29 años. La magnitud de los déficits del sistema que se generan refleja esta situación de extremo estrés hídrico.

Déficits	SIMGES (Hm ³)	Vensim (Hm ³)
Sustitución de La Mancha	261.95	0.00
Caudal ecológico Alarcón	363.42	141.95
Demandas agrícolas La Ribera	4923.99	3897.86
Caudal ecológico al mar	0.00	245.27
Valencia	110.66	150.28
Sagunto	9.21	27.99
Demandas Canal Júcar Turia	82.73	19.76
Total	5751.96	4483.12

Tabla 15: Déficit del sistema para escenario RCP4.5 medio plazo (2041-2070).

Observamos que el modelo Vensim da un déficit total menor que el de SIMGES, sin embargo, los déficits urbanos de Valencia y Sagunto toman valores mayores en nuestro modelo. Estos déficits en Vensim se han obtenido sin modificar las reglas de operación del modelo calibrado para el periodo histórico.

5.2.1 Cambio climático: alternativas a la gestión

El estudio de estos déficits puede plantearnos cuestiones interesantes sobre las reglas de operación y la lógica que rige el sistema. Por ejemplo: ¿podríamos plantearnos la prioridad tan alta que hemos dado a la Sustitución de La Mancha? ¿Sería preferible permitir que sufriera déficits para tratar de reducir los déficits urbanos aguas abajo del sistema? ¿Podríamos aplicar un bombeo auxiliar para apoyar a la demanda urbana en periodos de mayor sequía, del mismo modo que existe un bombeo para demandas agrícolas del CJT (Figura 28)? ¿Sería interesante moderar el suministro anual a la demanda agrícola en situaciones de estrés hídrico en el sistema para garantizar el suministro de la demanda urbana (Figura 29)?

5. Escenarios de simulación

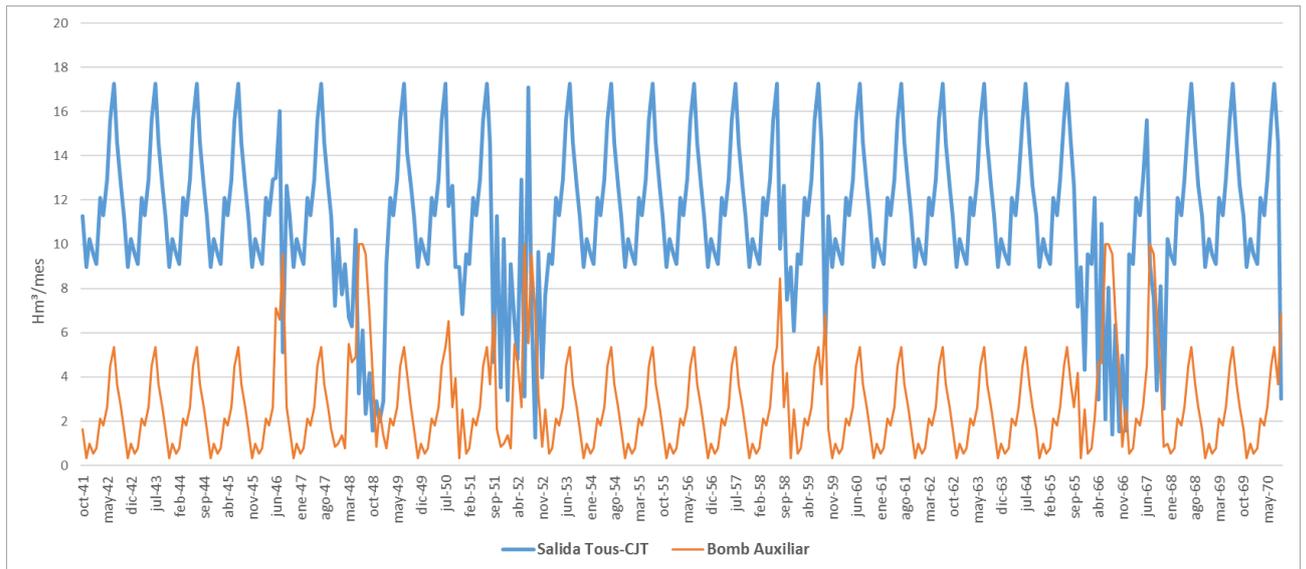


Figura 28: Salidas de Tous por el CJT y bombeos auxiliares de hasta 10 Hm³/mes programados para apoyar a demanda agrícola.

Estas y otras preguntas surgen a raíz del análisis de los resultados. La flexibilidad de la dinámica de sistemas permite experimentar con posibles alternativas de gestión para el modelo de forma más o menos inmediata —tras definir las variables y relaciones necesarias— y dentro del propio modelo programado del sistema. No sería difícil, por ejemplo, introducir un bombeo adicional de apoyo a las demandas urbanas.

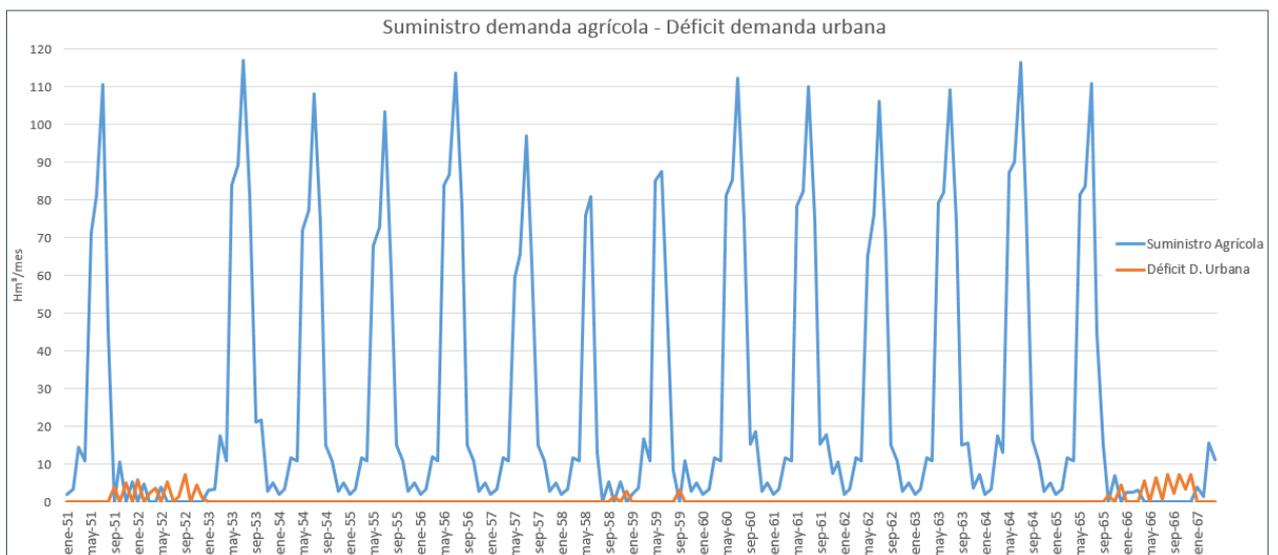


Figura 29: Suministro a las demandas agrícolas de la Ribera desde Tous frente a déficit urbano en zona de Valencia y Sagunto para periodo de simulación 2051-2067.

5. Escenarios de simulación

O definir indicadores de estado de estrés hídrico a partir de, por ejemplo, las aportaciones naturales recibidas y los volúmenes de agua almacenados en los tres embalses de regulación. De este modo, se podría reducir el suministro de agua a las demandas agrícolas de la Ribera durante estos periodos de estrés y hasta que la recuperación de los niveles en los embalses y/o el incremento de las aportaciones permitiera volver a la asignación original de las demandas.

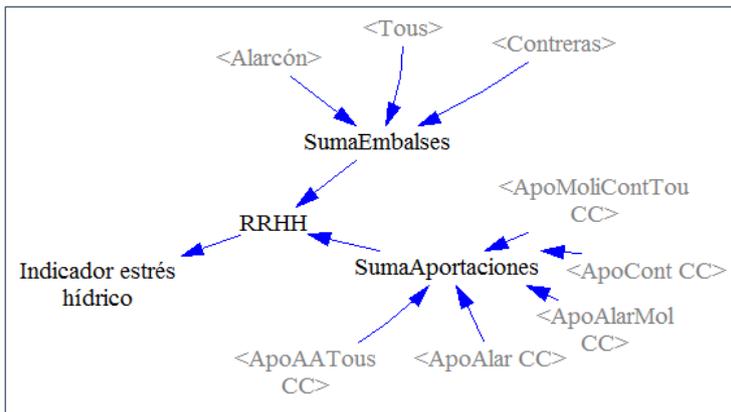


Figura 30: Variable indicador de estrés hídrico definida en nuestro modelo.

Tras estudiar las características de nuestro modelo, las demandas y las condiciones que consideramos de estrés hídrico para nuestro modelo de gestión, podemos definir varios grados de alerta para esta variable del siguiente modo:

```

Indicador estrés hídrico = IF THEN ELSE(RRHH > 300
, 1
, IF THEN ELSE(RRHH > 250
, 0.8
, IF THEN ELSE(RRHH > 200
, 0.5
, IF THEN ELSE(RRHH > 120
, 0.2
, 0.1)) ) )
  
```

De modo que esta variable supone una reducción de las demandas consuntivas de la Ribera al multiplicarlas por el factor correspondiente en cada situación del sistema según el intervalo en que se encuentre el sistema:

5. Escenarios de simulación

Indicador de estrés hídrico	RRHH mensual disponible en el sistema (Hm ³)
1	Más de 300
0.8	(250 , 300)
0.5	(200 , 250)
0.2	(120 , 250)
0.1	Menos de 120

Tabla 16: Valor del indicador para cada intervalo de recurso mensual disponible.

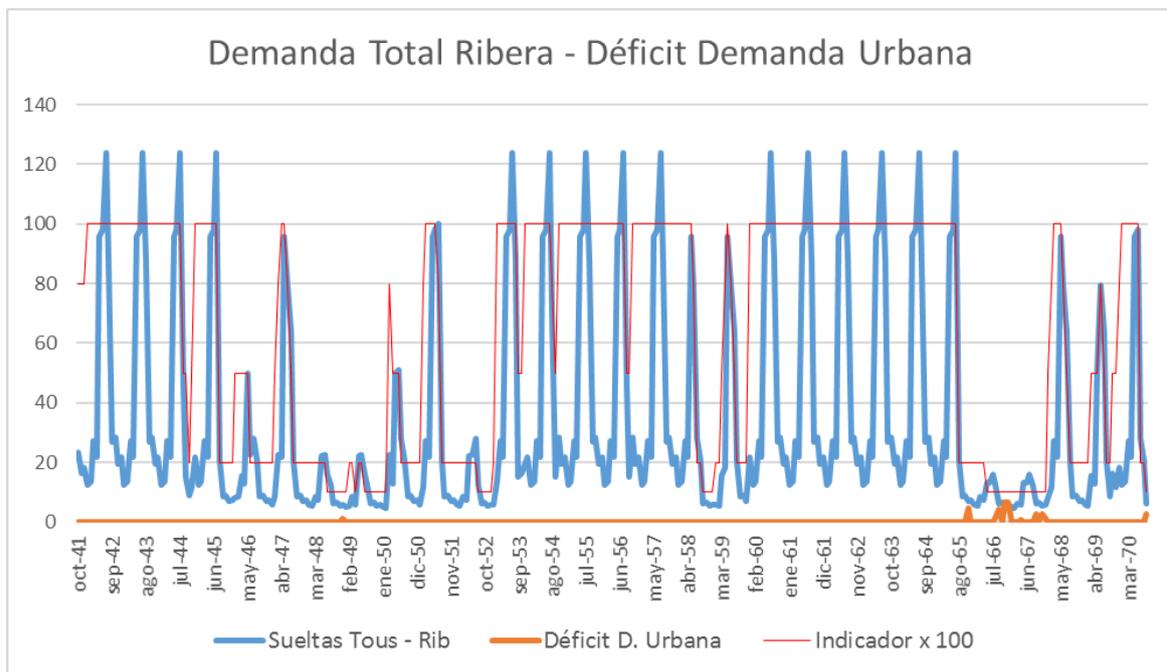


Figura 31: Valor de la demanda total de la Ribera y su variabilidad en función del indicador planteado.

En la Figura 31 se observa cómo esta reducción de las demandas consuntivas de la Ribera en función del valor del indicador (multiplicado en esta gráfica por 100 para que sea visible) da como resultado una reducción del déficit en la demanda urbana y del déficit de caudal ecológico de salida al mar en la Ribera (cuya demanda no ha sido disminuida por el indicador de estrés hídrico), al almacenar los embalses más agua en periodos de estrés hídrico gracias a la reducción de la demanda agrícola. Sin embargo, la reducción de las aportaciones en ciertos periodos es tan extrema (por ejemplo, durante el periodo 2065-2068) que se siguen dando déficits urbanos. Para estos periodos se pueden plantear medidas excepcionales, tal y como se llevaría a cabo en la realidad de la gestión.

5. Escenarios de simulación

Por ejemplo, podemos definir condiciones excepcionales en las que el volumen de embalse mínimo de Tous, Contreras y Alarcón, se reduzca para atender a las demandas prioritarias aguas abajo. De este modo:

```
Mínimo Tous = IF THEN ELSE(ApoMoliContTou CC + (Tous/TIME STEP) -  
Pérdidas T - 30 < Demanda Valencia + Demanda Sagunto  
    , 15  
    , 30)
```

Lo que quiere decir que si la aportación natural a Tous para un mes N, más el volumen de Tous a principios de dicho mes, menos las pérdidas del embalse y menos 30 (la reserva por defecto) es menor que las demandas de Valencia más la de Sagunto, entonces el embalse podrá reducir su volumen hasta un mínimo de 15 Hm³. De lo contrario será el habitual de 30 Hm³. Y con los otros embalses mínimos de 10 y 5 Hm³:

```
Mínimo Alarcón = IF THEN ELSE( Tous < 20  
    , 10  
    , 30)
```

```
Mínimo Contreras = IF THEN ELSE( Tous < 30,  
    5,  
    15)
```

Aplicando ambas modificaciones, la de volúmenes mínimos y la de reducción de las demandas consuntivas de la Ribera en periodos de estrés hídrico, obtenemos resultados distintos para los volúmenes embalsados en los tres embalses del sistema.

5. Escenarios de simulación

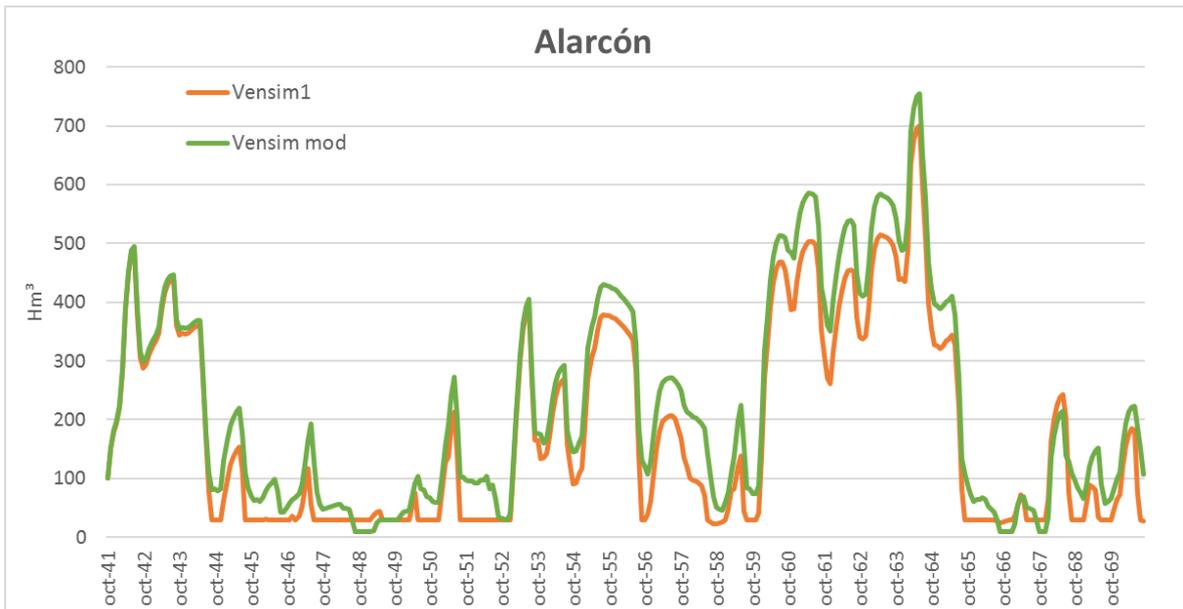


Figura 32: Volúmenes embalsados en Alarcón 2041-2070.

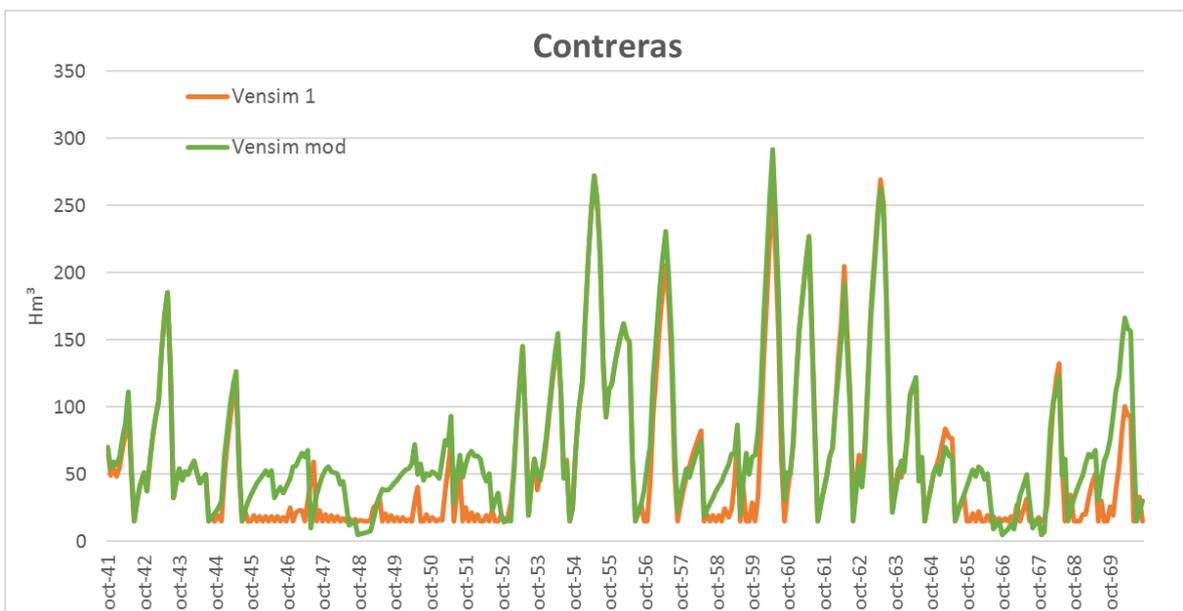


Figura 33: Volúmenes embalsados en Contreras 2041-2070.

Tanto en Contreras como en Alarcón se observan ganancias de volúmenes gracias a la reducción eventual de las demandas consuntivas (Figuras 32 y 33). Así mismo, hay varios periodos en los que los embalses alcanzan los nuevos mínimos para periodos de estrés hídrico de 15 y 5 Hm³ (año hidrológico 2048 y varios periodos entre 2066 y 2067).

5. Escenarios de simulación

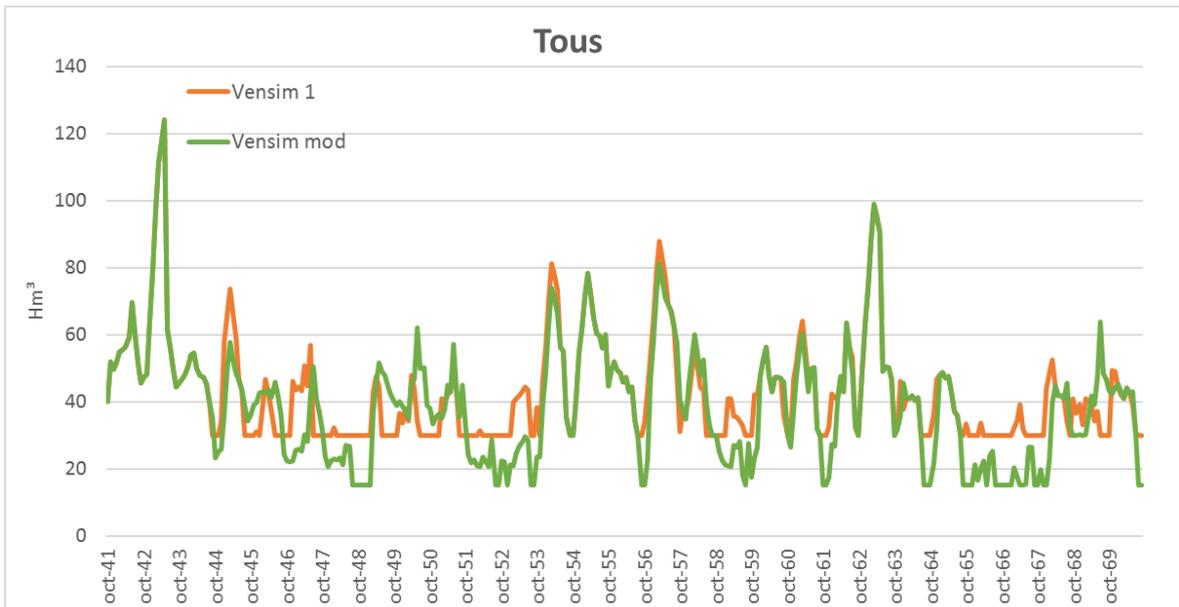


Figura 34: Volumen embalsado en Tous 2041-2070.

Esta nueva metodología en la regulación supone un cambio de los resultados de déficits respecto a la simulación anterior. Hemos decidido calcular el déficit de los usos agrícolas de la Ribera comparando el recurso suministrado a cada una de ellas con la demanda TOTAL que requieren en régimen ordinario, no con la demanda menor que resulta de aplicar el índice reductor en periodos de estrés hídrico.

Déficits	SIMGES	Vensim 1	Vensim mod
Sustitución de La Mancha	261.95	0.00	0.00
Caudal ecológico Alarcón	363.42	141.95	39.72
Demandas agrícolas La Ribera	4923.99	3897.86	5471.89
Caudal ecológico al mar	0.00	245.27	20.92
Valencia	110.66	150.28	60.66
Sagunto	9.21	27.99	10.28
Demandas Canal Júcar Turia	82.73	19.76	0.49
Total	5751.96	4483.12	5603.95

Tabla 17: Déficit en Hm³ del sistema para SIMGES y ambos modelos Vensim escenario 2041-2070.

Podemos observar que, aunque en la modificación de Vensim ha habido un incremento considerable del déficit total del sistema, impulsado por el aumento

del déficit de suministro a las demandas agrícolas de la Ribera, el resto de usos han visto reducidos sus déficits. Especialmente importante es la reducción de los déficits para Valencia y Sagunto, de un 60% y 63% respectivamente, y la reducción del déficit para el caudal de salida al mar, de un 91%.

5.2.2 Cambio climático: indicador de sequía

De forma análoga al indicador de estado de elaboración propia anterior, podemos introducir en el modelo el indicador de sequías para el Sistema de Explotación del Júcar que ha sido diseñado por la Oficina de Planificación Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Este indicador plantea cuatro estados posibles, en función del valor del índice de estado calculado.

Riesgo	Valor Índice de Estado	Estado
Muy bajo	0.75 - 1.00	Normalidad
Bajo	0.50 - 0.75	
Medio	0.30 - 0.49	Prealerta
Alto	0.15 - 0.29	Alerta
Muy alto	0.00 - 0.14	Emergencia

Tabla 18: Relación de equivalencias para el Índice de Estado (CHJ, 2016).

La Confederación Hidrográfica del Júcar ha trabajado para la obtención de un indicador de estado que permita conocer un diagnóstico global y por sistemas de explotación en su Demarcación Hidrográfica. Existen 34 indicadores en toda la demarcación. En nuestro caso, nuestro interés se dirige al indicador del sistema de explotación del Júcar.

La zona que contempla los recursos regulados por Alarcón, Contreras y Tous toma en consideración para el cálculo de su indicador los volúmenes a principio de mes en Alarcón, Contreras y Tous. Para el cálculo del Índice de Estado (I_e) se utilizan dos ecuaciones que comparan el valor de la variable con el valor medio, máximo y mínimo de dicha variable según la serie histórica tomada a partir de octubre de 1982, cuando existan datos (CHJ, 2016). De modo que:

$$\text{-Si } V_i \geq V_{med} \Rightarrow I_e = \frac{1}{2} \left[1 + \frac{V_i - V_{med}}{V_{max} - V_{med}} \right]$$

$$\text{-Si } V_i < V_{med} \Rightarrow I_e = \frac{V_i - V_{min}}{2 \left(V_{med} - V_{min} \right)}$$

Donde V_i es el valor de la medida en el periodo i correspondiente al cálculo del Índice de Estado y V_{med} , V_{max} y V_{min} son el valor medio, máximo y mínimo en el periodo histórico.

A partir del Índice de Estado anterior y basándonos en el «Plan especial de actuación en situación de alerta y eventual sequía de la Cuenca Hidrográfica del Júcar» (2007) podemos plantear actuaciones para la reducción del impacto y el daño que la sequía produzca en el sistema. De este manual de actuaciones hemos extraído el siguiente listado de medidas a implementar en nuestro modelo:

Prealerta:

- Abastecimiento urbano: ahorro de entre un 5 y 10% mediante campañas de concienciación.
- Abastecimiento agrícola: ahorro voluntario

Alerta:

- Incremento extracciones de agua subterránea: de hasta 48 Hm³/año en el Júcar
- Incremento de la reutilización: de hasta 1.2 Hm³/año en Júcar.
- Reducción del abastecimiento a regadío: de hasta 202 Hm³/año (creo que es anual) o un 22% de ahorro en el Júcar.
- Reducción de abastecimiento urbano interrumpiendo consumos innecesarios, utilización de agua gris para usos no potables, etc.

Emergencia:

- Intensificar extracciones de aguas subterráneas: hasta 98 Hm³/año en Júcar.
- Abastecimiento a Valencia y su área metropolitana con recursos superficiales del Júcar y el Turia.
- Abastecimiento a Albacete se realiza en un 30% con pozos subterráneos.
- Restricciones al regadío: de hasta un 43% en el Júcar, 402 Hm³/año.

Todas estas medidas, excepto la que hace referencia a la toma de recurso superficial del Turia para el abastecimiento de Valencia, pueden ser introducidas en el modelo de modo que se activen o no en función del estado en que se encuentre el sistema. Para ello hemos creado un nuevo subsistema dentro del modelo llamado «Índice de estado y actuaciones».

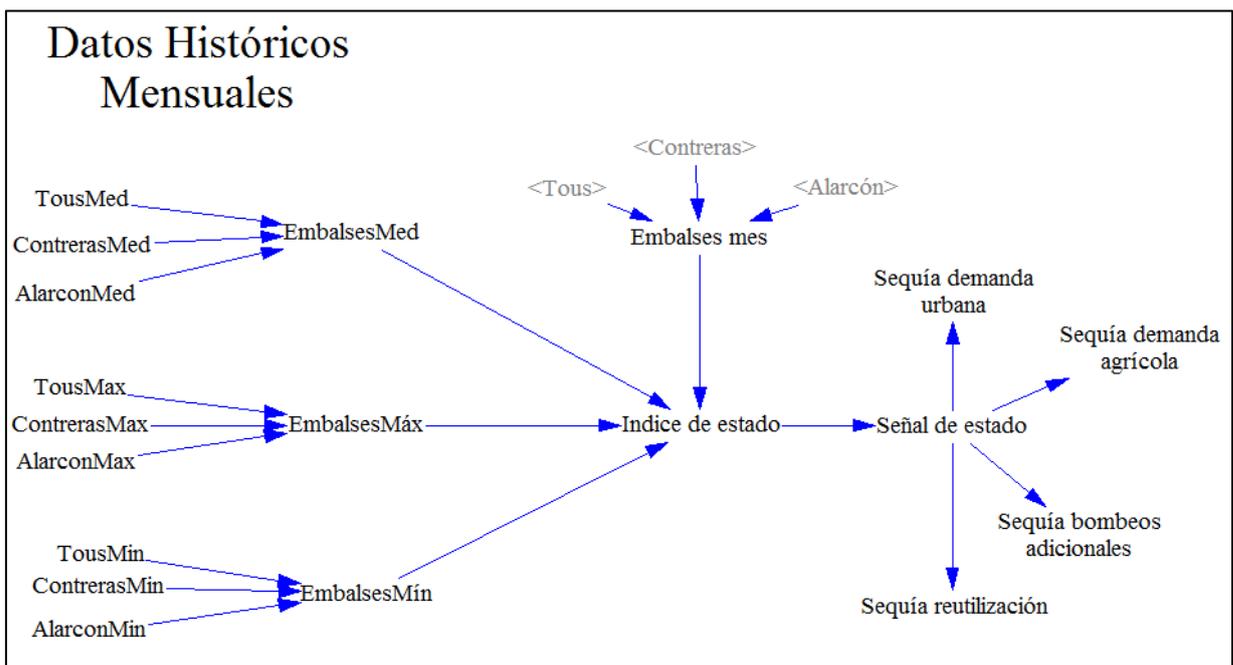


Figura 35: Subsistema de Índice de Estado y actuaciones frente a sequías.

En este subsistema (Figura 35), a partir de los datos históricos mensuales de volumen en los tres embalses introducidos como archivos de datos, se calcula el valor del Índice de Estado cada mes y se traduce este en una señal de estado,

5. Escenarios de simulación

que discretiza el valor numérico obtenido en una serie de cuatro valores basándonos en lo indicado en la Tabla 18. El código para esto es sencillo:

```
Señal de estado = IF THEN ELSE(Índice de estado >= 0.5
    , 2
    , IF THEN ELSE(Índice de estado >= 0.3
        , 1.5
        , IF THEN ELSE(Índice de estado >= 0.15
            , 1
            , 0.5)))
```

Y en función de esta señal de estado se activan las cuatro medidas que actúan sobre la demanda urbana, la agrícola o sobre la obtención de recursos alternativos (mediante bombeo o reutilización).

```
1. Sequía demanda urbana = IF THEN ELSE(Señal de estado < 1.8
    , 0.95
    , 1)
```

En estado de prealerta e inferiores se llevan a cabo campañas para la reducción de la demanda urbana entre un 5% y un 10%. Aplicamos el índice a las demandas de Valencia y Sagunto del subsistema 3 de demandas.

```
2. Sequía demanda agríc. = IF THEN ELSE(Señal de estado >= 1.5
    , 1
    , IF THEN ELSE(Señal de estado > 0.5
        , 0.8
        , 0.6))
```

En estado de alerta y emergencia se reduce la demanda agrícola en un 20 y un 40% respectivamente. Esta reducción se ha introducido en el subsistema 3 de demandas para las demandas agrícolas de la Ribera.

```
3. Bombeos adicionales = IF THEN ELSE(Señal de estado >= 1.5
    , 0
    , IF THEN ELSE( Señal de estado>0.5
```

5. Escenarios de simulación

```
, 48/12  
, 98/12))
```

En caso de que sea necesario y si nos encontramos en estado de emergencia o alerta, las demandas urbanas de Valencia y Sagunto podrán recibir un apoyo mediante la extracción de agua subterránea de 48 Hm³/año en estado de alerta y 98 Hm³/año en emergencia.

```
4. Sequía reutilización = IF THEN ELSE(Señal de estado >= 1.5  
, 0  
, IF THEN ELSE(Señal de estado >0.5  
, 1.2/12  
, 13.5/12))
```

Se ha introducido una reutilización máxima aguas debajo de Tous de hasta 1.2 hm³ anuales en caso de alerta y de 13.5 hm³/año en estado de emergencia.

Para validar este índice de sequías se pueden introducir al modelo, en primer lugar, las aportaciones propias de la serie histórica y comprobar que resultados arroja sin activar las medidas de actuación frente a sequías.

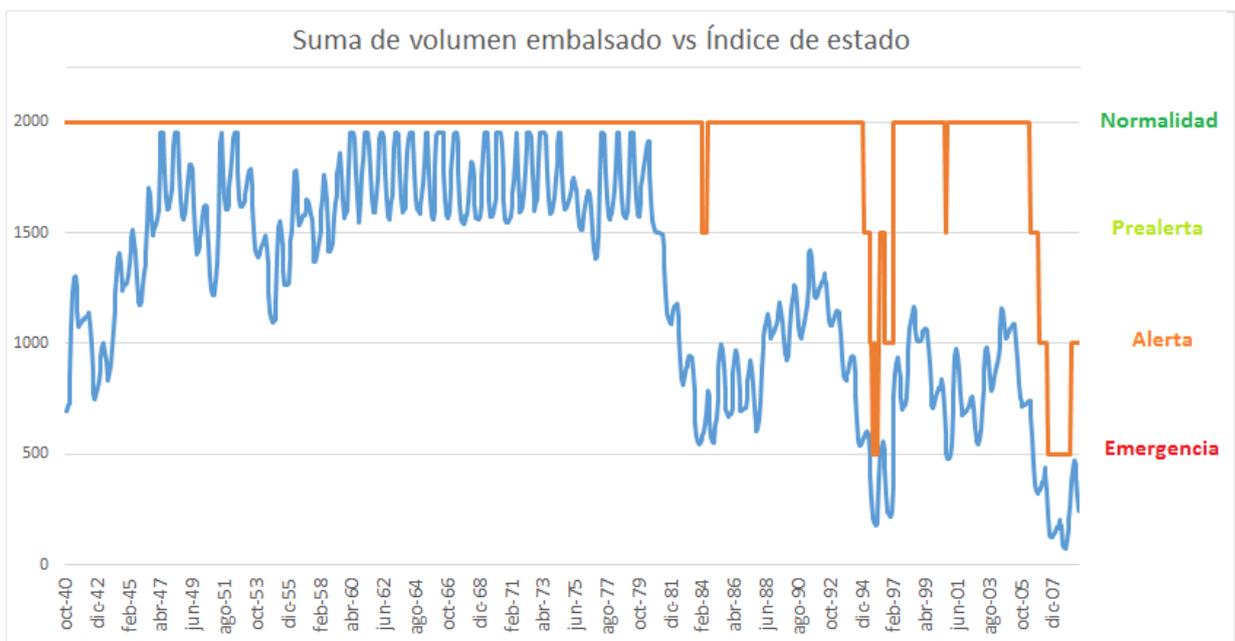


Figura 36: Índice de estado del sistema sin actuación en sequías (1940-2009).

5. Escenarios de simulación

Vemos que los periodos de emergencia por sequía se corresponden con aquellos que el sistema Júcar sufrió en los años 1990 y en la década de los 2000.

A continuación, se puede presentar el mismo gráfico con los sistemas de actuación frente a situaciones de alerta por sequía activados:

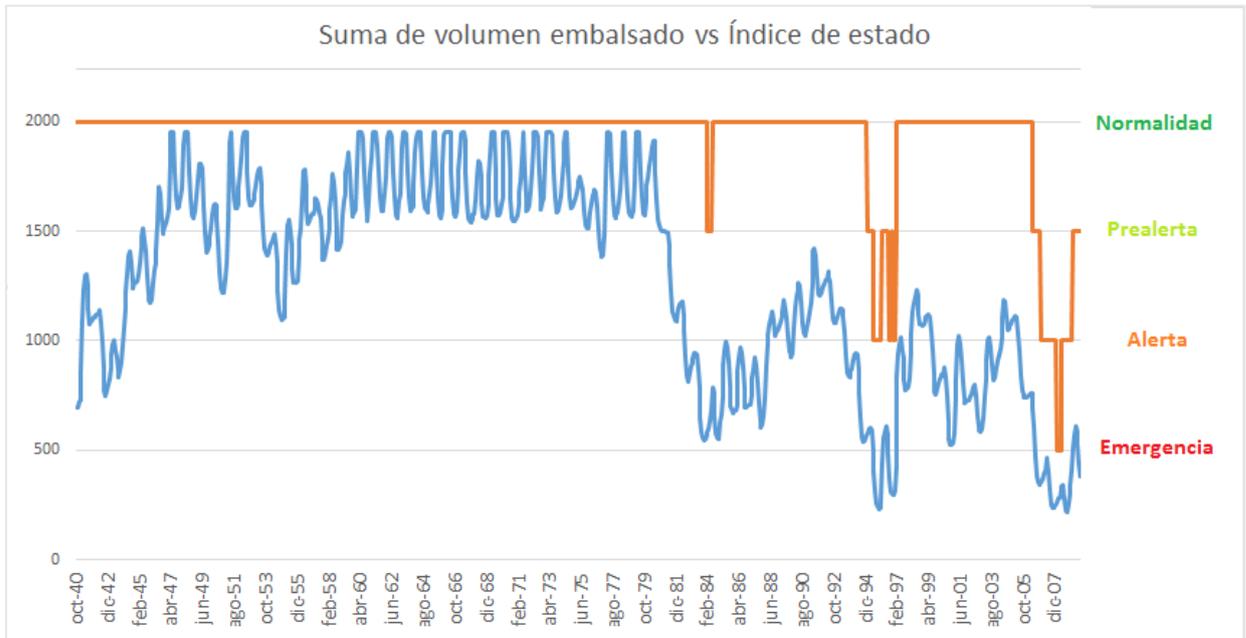


Figura 37: Índice de estado del sistema con medidas de actuación frente a sequías (1940-2009).

Se puede apreciar una reducción notable en la duración del estado de emergencia durante la sequía de la década de los 2000. Gracias a las mismas medidas de actuación, el sistema no entra en estado de emergencia en la sequía de los 90. Estas diferencias pueden apreciarse mejor en la Figura 38. Las diferencias en el indicador de estado se deben a los aumentos de volúmenes embalsados gracias a las medidas de actuación tomadas en estado de prealerta, alerta y emergencia.

5. Escenarios de simulación

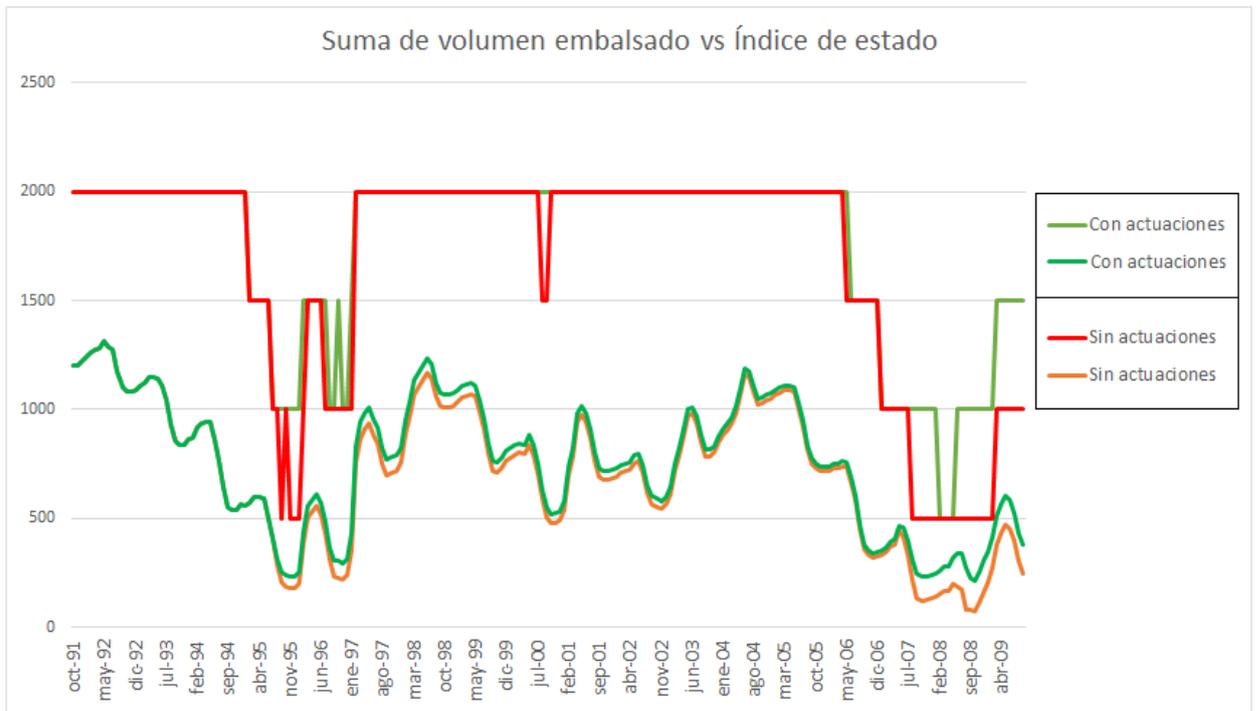


Figura 38: Estado del sistema y volumen embalsado en el periodo 1991-2009.

A continuación, podemos probar el funcionamiento de este sistema de indicadores y actuaciones en un escenario de cambio climático. En esta ocasión utilizaremos las series sintéticas de aportaciones generadas según el RCP8.5 a corto plazo (2011-2040). Las características de las series de aportaciones quedan resumidas en la Tabla 19. Vemos que este escenario RCP a corto plazo presenta unas aportaciones mayores al simulado anteriormente a medio plazo, siendo el total de ambas, en todo caso, inferior a las históricas del periodo anterior.

	Escenario 2041-2070	Periodo 1980-2009
Alarcón	9234	8211
Contreras	8185	6908
Cuenca intermedia	4835	6830
Tous	3754	4960
Aguas abajo Tous	7453	9352
TOTAL	33461	36261

Tabla 19: Aportaciones totales en Hm³ de cada *input* del sistema para el periodo histórico (1980-2009) y la serie generada RCP8.5 a corto plazo (2011-2040).

5. Escenarios de simulación

Se van a comparar los resultados del volumen total embalsado y el Índice de Estado con y sin mecanismos de actuación contra sequías.

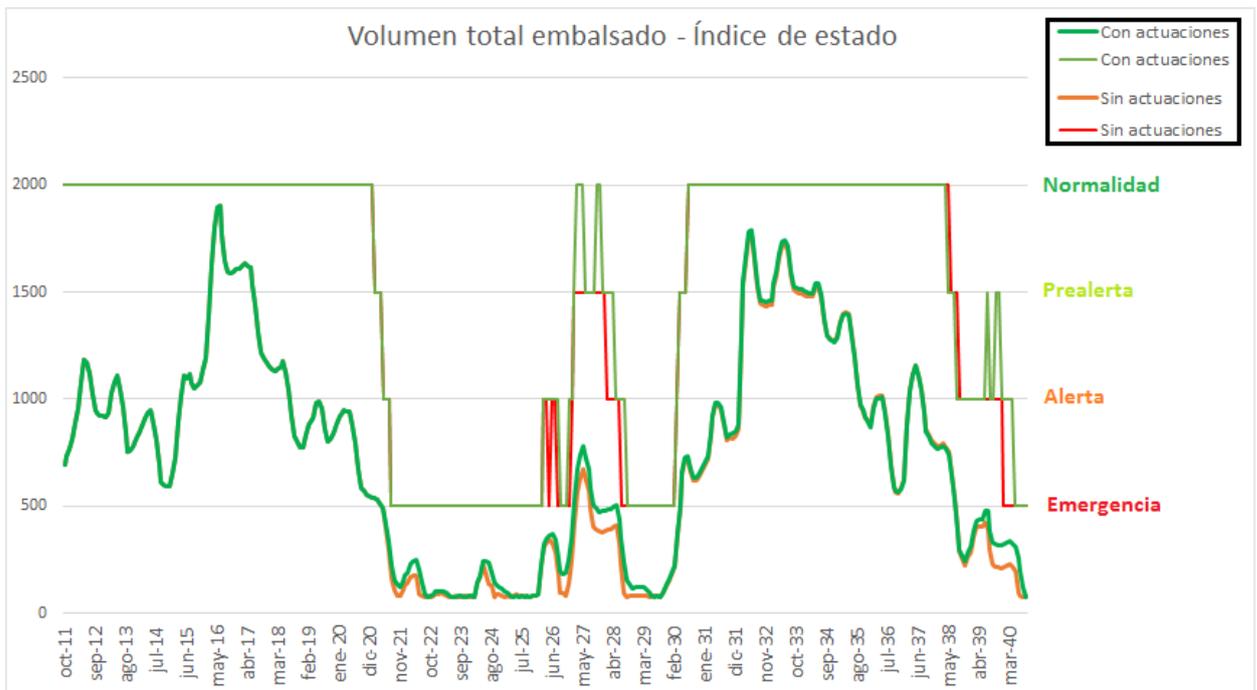


Figura 39: Resultados de volumen total embalsado e índice de estado en el escenario de simulación RCP8.5CP (2011-2040).

Se puede observar que en los periodos simulados de 2026-2029 y 2039 en adelante, el Índice de Estado en las simulaciones con actuaciones frente a sequías se encuentra menos tiempo en situación de emergencia y alerta, regresando a la normalidad durante varios meses.

Respecto a la distribución y el valor de los déficits, ambas simulaciones obtienen resultados de interés:

Déficits	Sin actuaciones	Con actuaciones
Sust. De La Mancha y Albacete	3.77	2.47
Caudal ecológico Alarcón	76.50	38.61
Demandas agrícolas La Ribera	2318.12	1900.76
Valencia y Sagunto	120.33	85.12
Demandas Canal Júcar Turia	6.77	11.18
Total	2525.49	2038.14

Tabla 20: Déficit totales en hm^3 del escenario RCP8.5CP (2011-2041) con y sin actuaciones contra sequías.

5. Escenarios de simulación

Se obtienen déficits totales menores en la simulación con actuaciones frente a los escenarios de sequías en todos los usos, excepto en el del canal Júcar-Turia. Aguas arriba, el sistema se beneficia del ahorro de agua superficial que supone obtener un 30% de la demanda de Albacete mediante pozos subterráneos en estado de emergencia. Las demandas agrícolas de la Ribera ven reducida sus demandas de agua en situaciones de alerta y emergencia, lo que da como resultado un déficit que aparece con antelación en el tiempo (Figura 40).

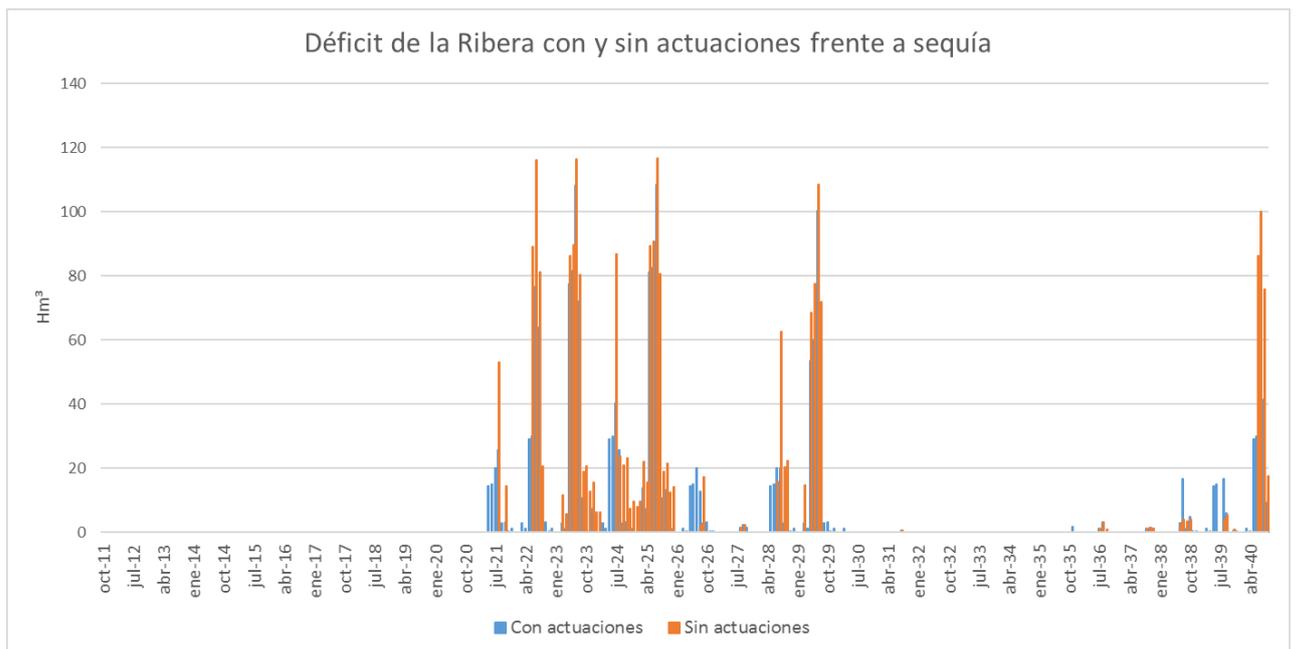


Figura 40: Déficit Ribera escenario RCP8.5CP con y sin actuaciones.

Este déficit de la Ribera, sin embargo, alcance valores menores gracias al ahorro de agua que se produce al tomar medidas preventivas y, especialmente, al apoyo de los bombeos de agua en de hasta 48 y 98 Hm³ anuales en situaciones de alerta y emergencia, respectivamente.

El ahorro de agua en las demandas de la Ribera y la leve bajada de la demanda en periodos de prealerta o más graves mediante campañas de ahorro de agua (Figura 41) ayuda a rebajar el déficit urbano en las simulaciones con medidas contra la sequía.

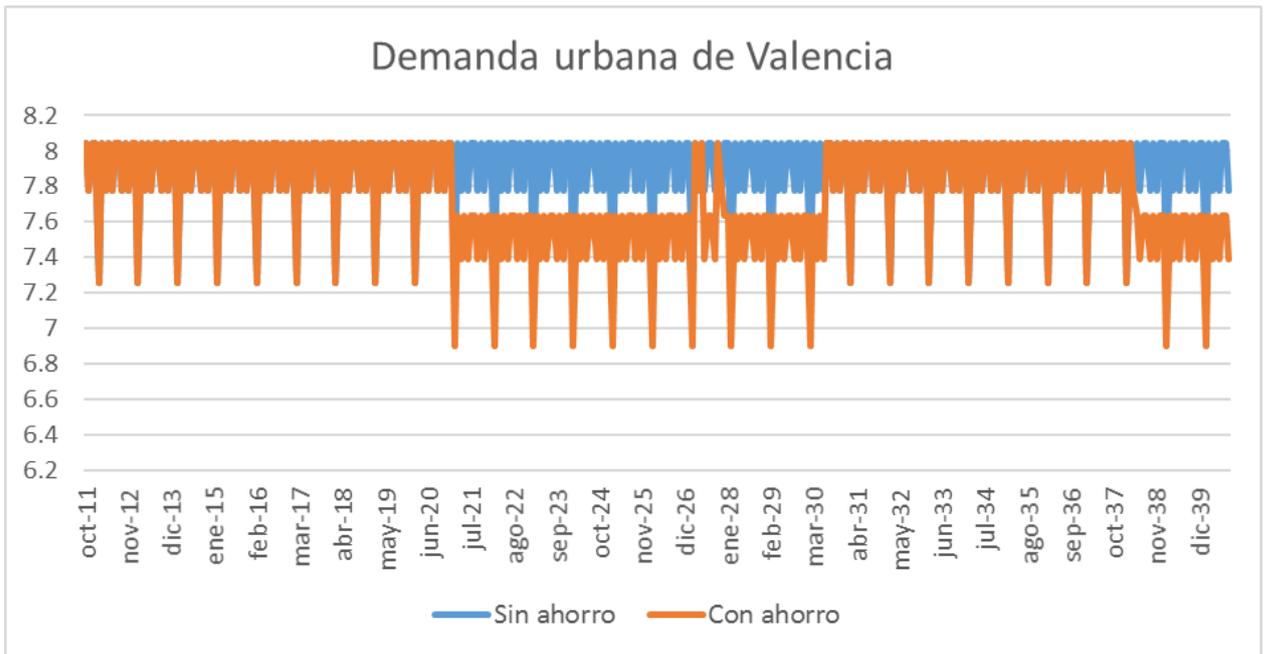


Figura 41: Demanda de agua de Valencia y su zona metropolitana con y sin medidas de ahorro.

El cómputo global de la simulación da un déficit total del sistema de 2526 Hm³ en la simulación sin actuaciones contra sequías, y de 2038 Hm³ en la simulación que, a partir del valor del índice de estado, activa las medidas de actuación oportunas.

Con estas modificaciones hemos querido mostrar la flexibilidad de nuestro modelo de recursos hídricos y la relativa facilidad con la que se pueden introducir nuevas hipótesis y modos de funcionamiento. Con este modelo se puede estimar la eficacia que tendrían medidas de actuación y prevención frente a situaciones de sequía. También es posible calibrar los indicadores y probar nuevas hipótesis de medidas de actuación. En algunos casos, las medidas son capaces de introducir cambios de forma dinámica en los valores de la demanda durante la propia simulación. Sobre esta característica precisamente, se centra de forma exclusiva el próximo apartado.

5.3 Demandas de agua variables

Los cambios en las demandas pueden darse en las demandas de tipo urbano y la demanda agrícola. Tradicionalmente se ha considerado que la demanda urbana es una demanda poco flexible al precio del agua, mientras que el precio del agua sí puede afectar de forma notable el consumo de agua para uso agrícola. La demanda urbana global del sistema sí depende, en cualquier caso, de la cantidad de usuarios presentes en el sistema de explotación.

5.3.1 Demanda urbana: variación de usuarios

Según proyecciones demográficas del Instituto Nacional de Estadística, la población residente en España descenderá en un 12.1% respecto a la población actual durante los próximos 50 años (INE, 2014). En la Comunidad Valenciana, esta tendencia se estima en un 0.0022% de reducción media anual relativa para los próximos 50 años. Es posible, por lo tanto, estimar la reducción mensual de la población presente en el sistema Júcar. Para ello consideraremos tan solo a los usuarios de agua potable en las dos zonas de demanda urbana simulada, Valencia, Sagunto y alrededores. Una agregación de los municipios y ciudades más importantes de la zona y cuya agua es suministrada por el grupo da como resultado una población actual de 1,272,458 habitantes en la zona de Valencia y de 106,204 en la de Sagunto. Es posible simular el descenso mensual de población proyectado mediante sendas variables de caja.

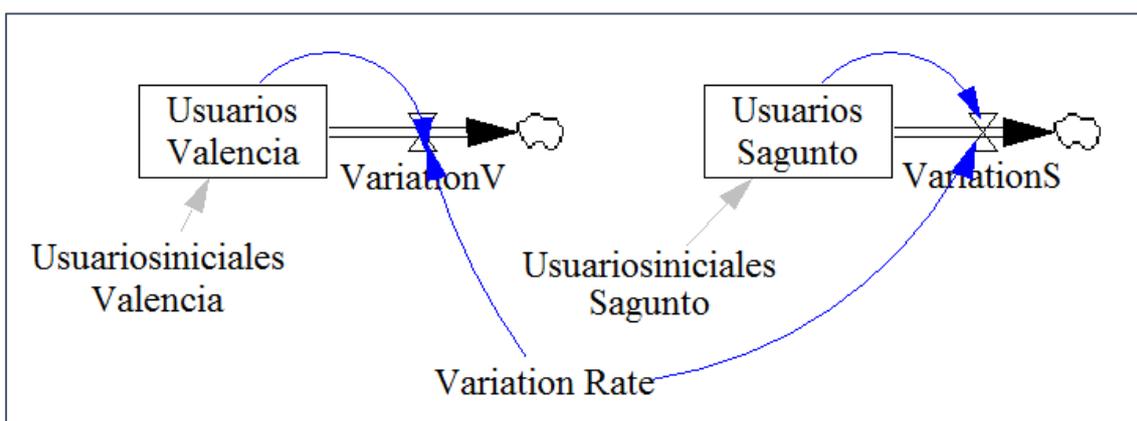


Figura 42: Variables del modelo para la simulación de la variabilidad en la población.

5. Escenarios de simulación

A continuación, resulta sencillo afectar la demanda urbana original de forma lineal y en función de la población existente en cada mes i en el sistema.

$$Demanda_i = Demanda\ mensual\ inicial \cdot \frac{Usuarios_i}{Usuarios\ iniciales}$$

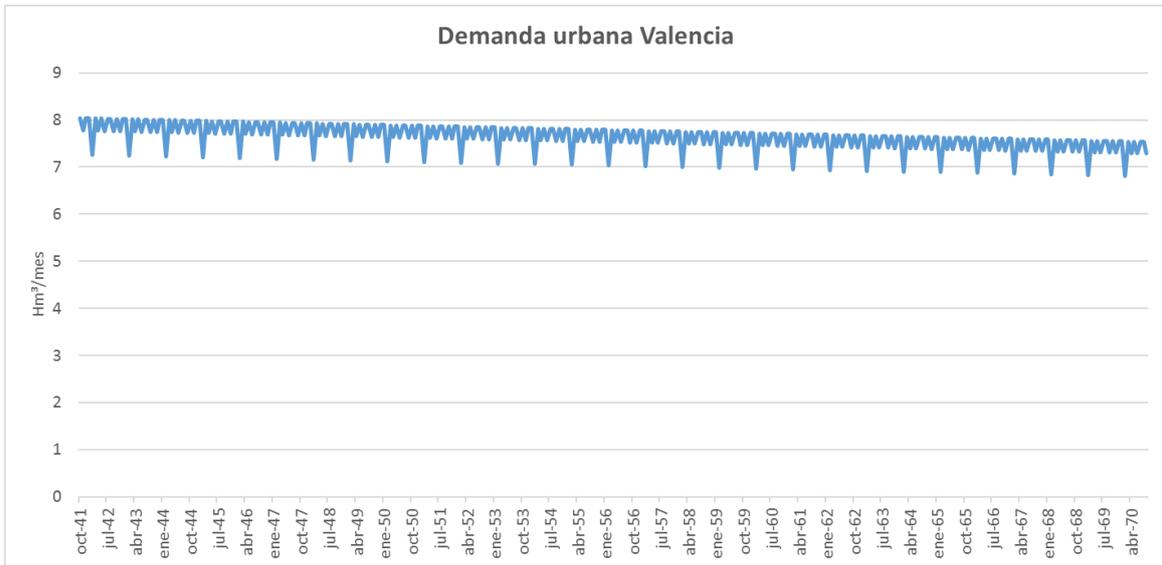


Figura 43: Demanda urbana de la zona de Valencia 2041-2070.

De esta manera podemos simular la reducción de la demanda conservando las dinámicas estacionales —dentro de un mismo año hidrológico— de variación de la demanda. Las simulaciones del modelo lanzadas con este ajuste tendrán en cuenta esta reducción de la demanda urbana.

5.3.2 Demanda agrícola: precio del agua

Para determinar el comportamiento de la demanda agrícola frente a variaciones del precio del agua sería necesaria la introducción de un nuevo subsistema a nuestro modelo: el subsistema económico. La política de precios del agua es una herramienta para el control de la demanda, fundamentalmente la demanda agrícola, como ya ha sido demostrado en numerosos trabajos, estudios y experiencias previas.

Para modelar correctamente el comportamiento de los usuarios sería necesario disponer de información sobre cómo el precio del agua afecta a la demanda de los sistemas agrícolas de nuestro sistema, en concreto aquellos que existen en

la Ribera y que hemos agregado en cuatro grupos: cítricos en la Ribera Alta y Baja, y arroz en Ribera Alta y Ribera Baja. La obtención de estas curvas de demandas es un trabajo que se está desarrollando actualmente como parte de una tesis doctoral en el departamento de Recursos Hídricos del IIAMA. En este subsistema también se incluirían variables relativas al uso de suelo, para reflejar cómo un cambio de uso también puede afectar a la demanda final de agua. Por último, y aunque de forma sencilla, sería posible calcular los potenciales beneficios de cada uso del agua.

Aunque ya hemos iniciado la creación de este nuevo submodelo económico, y ha mostrado buenos resultados iniciales a las curvas de demanda de prueba introducidas, el desarrollo definitivo de esta herramienta queda supeditado a la obtención de las curvas de demanda definitivas, ya que dependiendo de esta información podría ser necesario realizar cambios en el submodelo económico en desarrollo.

5.4 Traspase Júcar-Vinalopó

La situación de las masas de agua subterráneas del sistema de explotación Vinalopó-Alacantí es crítica. Los niveles piezométricos de la masa de agua subterránea vienen siendo monitorizados desde la década de 1960, y se ha registrado un descenso de los mismos de hasta 250 metros en algunos puntos. Este descenso tiene su origen en el desequilibrio entre la recarga natural del acuífero y la extracción de agua, utilizada fundamentalmente para usos agrícolas. Para reducir estas extracciones excesivas se han planteado varias medidas de aporte de recurso hídrico, siendo el traspase Júcar-Vinalopó una de ellas.

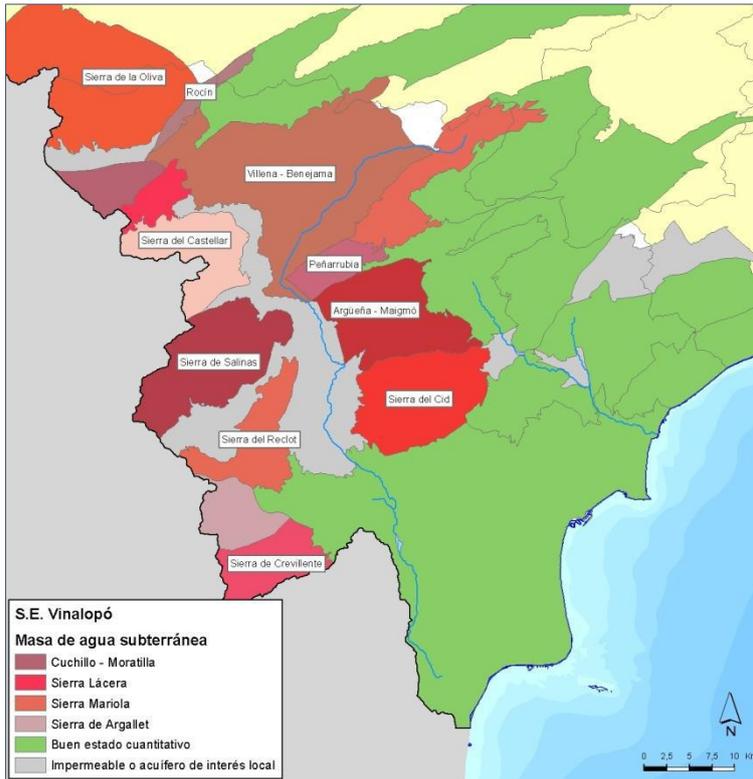


Figura 44: Estado cuantitativo de las masas de agua subterráneas del sistema de explotación Vinalopó-Alacantí.

La conducción Júcar-Vinalopó permite trasvasar volúmenes excedentes del Júcar hasta la balsa de San Diego, situada en la cabecera del Vinalopó. Esta obra se encuentra prácticamente finalizada, como también lo están parte de las conducciones de distribución situadas en la margen derecha del río comúnmente llamadas obras de postrasvase (CHJ, 2015). Según la planificación planteada desde la Confederación Hidrológica del Júcar, se establece un volumen máximo a trasvasar de 80 Hm³/año, siendo 50 Hm³/año el volumen medio que puede trasvasarse de forma ordinaria según simulaciones realizadas por el organismo, y 20 Hm³/año el volumen trasvasable a corto plazo, considerando las actuales infraestructuras de distribución operativas.

Considerando el valor anual del trasvase y la dinámica de usos de suelo del sistema de explotación Vinalopó-Alacantí, podemos plantear una serie mensual de trasvases a lo largo de un año.

5. Escenarios de simulación

	Trasvase (Hm ³ /mes)
Octubre	1.67
Noviembre	0
Diciembre	0
Enero	0
Febrero	0
Marzo	0
Abril	1.67
Mayo	1.67
Junio	3.34
Julio	6.68
Agosto	3.34
Septiembre	1.67
Total	20.04

Tabla 21: Valor mensual de un hipotético trasvase Júcar-Vinalopó.

Añadir el trasvase Júcar-Vinalopó al modelo de sistemas dinámicos es algo relativamente sencillo. Se agrega una demanda de agua «Trasvase Júcar-Vinalopó» a las existentes en la Ribera, añadiendo su valor para la ponderación del peso del resto de demandas del sistema de la Ribera. Es posible incluir, además, una variable intermedia para activar y desactivar la opción de trasvase en el modelo de modo que evitamos tener que modificar constantemente la estructura básica del sistema. Utilizando esta misma variable, podemos variar la magnitud del trasvase realizado.

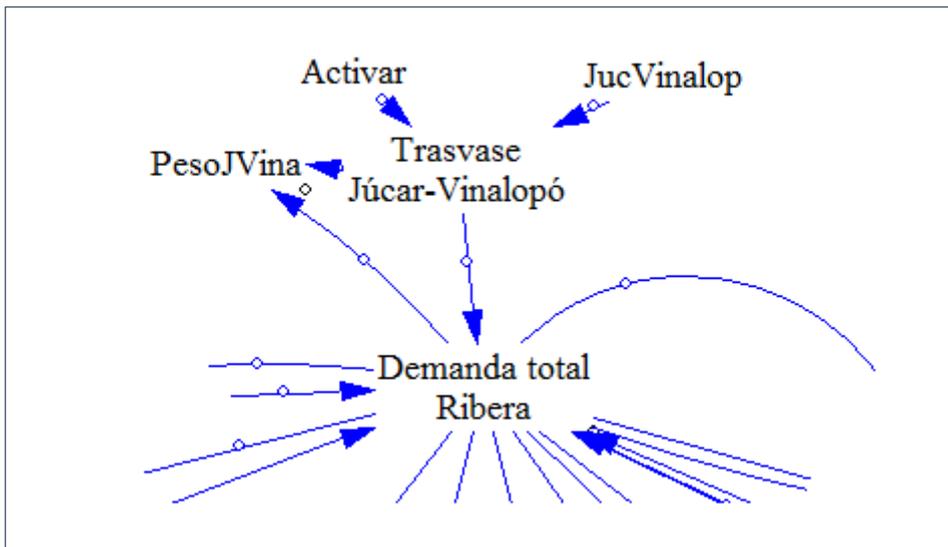


Figura 45: Variable trasvase Júcar-Vinalopó en sistema Vensim.

La variable «JucVinalop» es la serie de datos mensuales del valor de la demanda de trasvase (Tabla 21). Por otro lado:

$$\text{“Trasvase Júcar-Vinalopó”} = \text{Activar} \cdot \text{JucVinalop}$$

De modo que, si «Activar» toma un valor de 0, el trasvase es nulo, 1 equivale a un trasvase de 20 Hm³/año, 2 a uno de 40 Hm³/año y 4 a 80 Hm³/año. Con lo que es posible representar con facilidad trasvases variables a lo largo de la simulación que atiendan a las previsiones del Plan a corto, medio y largo plazo. Este tipo de metodología simple se ha introducido en otros elementos anteriores del modelo (las actuaciones en situaciones de alerta, las aportaciones de cada RCP, etc.) para agilizar el cambio de la estructura o los *inputs* del modelo.

Se podría disminuir el peso del trasvase de forma manual antes de la simulación, imponer cláusulas para situaciones de activación del trasvase (por ejemplo, que a principio de mes el embalse de Tous tenga un volumen mínimo determinado), o plantear reducciones al mismo según el Índice de Estado del sistema desarrollado en el apartado 5.2.2. Todo esto permite plantear hipótesis sobre la lógica y las condiciones económicas, políticas e hidrológicas del trasvase, y simular estos escenarios para comprobar los efectos sobre el sistema.

5. Escenarios de simulación

En este capítulo hemos visto algunas de las posibilidades que posee nuestro modelo de dinámica de sistemas del Júcar para la simulación de escenarios e hipótesis de funcionamiento. Se han introducido series de aportaciones de los escenarios de cambio climático, se ha comprobado que el modelo funciona de forma aceptable bajo este nuevo escenario, y que su funcionamiento es similar al del modelo SIMGES con las mismas aportaciones. Tras visualizar estos resultados, se han introducido medidas de actuación para rebajar el déficit de la demanda urbana introduciendo un índice de estado del sistema propio. A continuación, se ha integrado en el modelo el Índice de Estado del sistema Júcar planteado por la CHJ y se han introducido las medidas de actuación correspondientes a cada señal de estado, observándose de nuevo una reducción de los déficits del sistema gracias a estas medidas. En el siguiente punto, se han presentado dos ideas para mostrar la variación de la demanda urbana y agrícola en función de la cantidad de usuarios y del precio del agua, respectivamente. Estas ideas, especialmente la correspondiente al precio del agua, puede desarrollarse en el futuro con mayor profundidad una vez se obtengan curvas de demanda actualizadas para los tipos de cultivos más característicos de la zona de la Ribera Alta y Baja. Por último, se ha introducido el trasvase al Vinalopó en el modelo, se ha programado de forma que el trasvase pueda recibir distintos valores de volumen anual trasvasado en función del tiempo o de otros factores.

Con todo, creemos haber demostrado la flexibilidad que posee la metodología de dinámica de sistemas para representar sistemas de recursos hídricos, y la relativa facilidad con la que un modelo de estas características puede ampliarse y desarrollarse para abarcar nuevas hipótesis de funcionamiento y responder a la naturaleza cambiante y compleja de la realidad que representa.

Capítulo 6: Conclusiones

Tras realizar un estudio de los fundamentos teóricos de la dinámica de sistemas y seguir el desarrollo de esta metodología a lo largo de la historia (haciendo especial hincapié en su aplicación para la gestión de recursos hídricos), se ha presentado el modelo del sistema Júcar creado mediante el programa de software Vensim. Este modelo del sistema Júcar, el primero creado para la zona mediante esta metodología, simula la gestión del agua a lo largo del tiempo de forma similar a como lo hace el modelo validado para la misma zona creado en SIMGES. La diferencia entre ambos modelos es que nuestro modelo Vensim es únicamente un modelo de simulación cuyo interés reside en que permite la definición explícita de reglas de operación para los embalses y que dispone de una flexibilidad mayor para la introducción de nuevos elementos y dinámicas en la simulación.

La posibilidad de definir las reglas de operación de los embalses explícitamente mediante operadores lógicos permite reproducir mejor la toma de decisiones que siguen los gestores reales de los embalses, así mismo, permite poner a prueba estas reglas de operación y evita el relativo oscurantismo que puede haber detrás de un modelo de recursos hídricos cuyas sueltas de los embalses vienen determinadas por un algoritmo de optimización.

Esta mayor flexibilidad sale a relucir en el Capítulo 5, que trata sobre la definición de nuevos escenarios y herramientas dentro del modelo de dinámica de sistemas. Esta flexibilidad, y la transparencia operativa de este tipo de modelos, podría facilitar la participación en el refinamiento y el desarrollo del modelo de los actores implicados en la gestión del agua en el sistema. En el Capítulo 5 hemos presentado algunas de las funciones que posibilita este modelo Vensim, como la introducción dinámica de variaciones en las demandas, la creación de un índice de estado del sistema, la definición de medidas de actuación ligadas al estado del sistema o la introducción de nuevos elementos estructurales al modelo durante la propia simulación.

Las líneas futuras de desarrollo del modelo podrían seguir este objetivo de ampliación de las capacidades básicas con las que ya ha sido dotado. Sería

interesante la creación de un subsistema económico dentro del modelo, idea que ya ha sido introducida en el Capítulo 5, con el objetivo de conseguir un control de la demanda —fundamentalmente la agrícola— mediante la variación del precio del agua en función de las necesidades hídricas del sistema. La introducción de este subsistema económico depende de la obtención de las curvas de demanda de los usos principales aguas abajo de Tous. Sería posible introducir en el modelo unas reglas de operación de los embalses basadas en las que siguen los operadores actuales de los mismos. En la actualidad se está desarrollando una tesis doctoral cuyo objetivo es deducir estas reglas de operación mediante lógica difusa. Por último, este modelo de dinámica de sistemas ya ha sido considerado como punto de partida para el proyecto IMPREX que pretende evaluar el impacto que una mejora en las predicciones de los fenómenos hidrológicos futuros podría tener en la gestión del sistema Júcar.

Son muchas las posibilidades que abre este nuevo modelo de dinámica de sistemas. Esto es así gracias a la capacidad integradora del conocimiento y los desarrollos obtenidos en múltiples campos científicos que posee esta metodología. Este nuevo modelo podría ser un campo de pruebas para la simulación de futuras hipótesis de funcionamiento que incorporen elementos no solo hidrológicos. Del mismo modo, este modelo presenta una buena capacidad de adaptación a los cambios que se puedan producir en la estructura del sistema y a los cambios en la gestión del agua que puedan sobrevenir en el futuro.

Referencias

- Albuquerque S (2001) A system model for source water assessment in the Las Vegas valley. Master's thesis, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Las Vegas, Nevada, USA
- Andreu J., Solera A., Capilla J., Ferrer H., (2008). "Modelo SIMGES de Simulación de la Gestión de Recursos Hídricos, incluyendo Utilización Conjunta. Versión 3.03.01. Manual del usuario." Universidad Politécnica de Valencia.
- Andreu, J. "Modelos agregados y distribuidos. Modelos unicelulares. Modelos Glover-Jenkins", en "Utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas", ed. por M. Varela, S.G.O.- P., Madrid, 1983.
- Asensio García, F. J. (2014). Sistema de ayuda a la decisión para la gestión de la cuenca del Júcar y el sistema acuífero Mancha Oriental mediante redes bayesianas y teoría de juegos.
- Barlas, Y. (1996) Formal aspects of model validity and validation in system dynamics. Syst Dyn Rev 12(3):183–210, Fall
- Biswas A.K., 1976. Systems approach to water management. McGraw Hill, London. ISBN: 0070054800
- Brierley, G., Trowsdale, S., 2009. The Use of System Dynamics Simulation in Water Resources Management. Water Resour. Manag. 23, 1301–1323. doi:10.1007/s11269-008-9328-7
- CHJ (2007). Plan Especial de actuación en situaciones de alerta y eventual Sequía de la Cuenca Hidrográfica del Júcar. Confederación Hidrográfica del Júcar

- CHJ (2014). Esquema de temas importantes del segundo ciclo de planificación hidrológica: 2015-2021. Confederación Hidrográfica del Júcar.
- CHJ (2015). Plan hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar, ciclo de planificación 2015-2021. Anejo 3: Usos y demandas de agua. Confederación Hidrográfica del Júcar.
- CHJ (2016). Informe de seguimiento de indicadores de sequía en el ámbito territorial de la Confederación: Mayo, 2016. Confederación Hidrográfica del Júcar.
- Coyle, G.R., 1999. Qualitative Modelling in System Dynamics
- Dhawan R, O'Connor M, Borman M (2011). The effect of qualitative and quantitative system dynamics training: an experimental investigation. System Dynamics Review
- European Water Framework Directive, 2016. [http:// ec.europa.eu/ environment/water/water-framework/info/intro_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro_en.htm)
- Forrester J.W., 1968. Principles of systems. Productivity, Portland
- Forrester J.W., 1969. Urban dynamics. MIT, Cambridge
- Forrester J.W., 1987. Lessons from system dynamics modelling. Syst Dyn Rev 3(2):136–149, Summer
- Grigg N.S., 1977. Management of water resources: a systems approach. Colorado State University, Ft. Collins
- Hines WW, Knight JE (1971) Complex systems analysis of water quality dynamics—the feedback systems structure. Technical Report ERC-0570, School of Industrial and Systems Engineering and Environmental Resources Centre, Georgia Institute of Technology, Atlanta, USA
- Kelly (Letcher), R.A., Jakeman, A.J., Barreteau, O., Borsuk, M.E., ElSawah, S., Hamilton, S.H., Henriksen, H.J., Kuikka, S., Maier, H.R., Rizzoli, A.E., van

- Delden, H., Voinov, A.A., 2013. Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and management. *Environ. Model. Softw.* 47, 159–181. doi:10.1016/j.envsoft.2013.05.005
- Marcos-García P., Vargas Zamora F., López-Nicolás A., García-Prats A., Pulido-Velázquez M., 2015. Análisis de impactos del cambio climático en las sequías meteorológicas, edáficas e hidrológicas en el sistema de explotación del río Júcar.
- Morecroft JDW (1988) System dynamics and microworlds for policymakers. *Eur J Oper Res* 35: 301–320
- Randers J (1980). Guidelines for model conceptualization. In: Randers J (ed) *Elements of the system dynamics method*. MIT Press: Cambridge, Massachusetts, pp 117–139
- Simonovic SP (2009). *Managing Water Resources: Methods and Tools for a Systems Approach*
- Simonovic SP, Rajasekaram V (2004) Integrated analyses of Canada’s water resources: a system dynamics approach. *Can Water Resour J* 29(4):223–250
- Sušnik, J., Molina, J.-L., Vamvakeridou-Lyroudia, L.S., Savić, D.A., Kapelan, Z., 2013. Comparative Analysis of System Dynamics and Object-Oriented Bayesian Networks Modelling for Water Systems Management. *Water Resour. Manag.* 27, 819–841. doi:10.1007/s11269-012-0217-8
- Voinov, A., Bousquet, F., 2010. Modelling with stakeholders☆. *Environ. Model. Softw.* 25, 1268–1281. doi:10.1016/j.envsoft.2010.03.007
- Winz, Ines, Gary Brierley, and Sam Trowsdale. 2009. “The Use of System Dynamics Simulation in Water Resources Management.” *Water*

Resources Management 23 (7): 1301–23. doi:10.1007/s11269-008-9328-7