



UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA

TESIS DOCTORAL

Programa de Doctorado en Ingeniería Agraria, Alimentaria, Forestal y de
Desarrollo Rural Sostenible

**POLÍTICAS E INSTRUMENTOS ECONÓMICOS
PARA LA GESTIÓN DE LA ESCASEZ DEL AGUA**

POLICIES AND ECONOMIC INSTRUMENTS FOR
MANAGING WATER SCARCITY

Tesis Doctoral presentada por:

Ángela Valle García

Para la obtención del título de
DOCTORA CON MENCIÓN INTERNACIONAL POR LA
UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA

Dirigida por:

Dr. D. Carlos Gutiérrez Martín

Dra. Dña. Nazaret María Montilla López

Córdoba, Octubre de 2025

TITULO: *Políticas e instrumentos económicos para la gestión de la escasez del agua*

AUTOR: *Ángela Valle García*

© Edita: UCOPress. 2026
Campus de Rabanales
Ctra. Nacional IV, Km. 396 A
14071 Córdoba

<https://www.uco.es/servicios/ucopress/>
ucopress@uco.es



Esta tesis se difunde bajo una Licencia Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Sin Obra Derivada 4.0 Internacional.

A mi familia

Sin vosotros, nada de esto sería,
gracias por ser fuerza, calma y compañía.

Agradecimientos

Resulta difícil encontrar palabras que hagan justicia a todo lo vivido durante estos años. Esta tesis no es solo el resultado de un proceso académico; es el reflejo de una etapa intensa, llena de aprendizaje, preguntas, momentos de soledad, búsquedas internas y encuentros profundamente humanos. Afortunadamente, no llegué hasta aquí sola y, por eso, más allá del contenido de estas páginas, me gustaría dejar constancia de mi gratitud más sincera a quienes me acompañaron, sostuvieron y creyeron en mí cuando más lo necesitaba.

A mis directores, el profesor Dr. Carlos Gutiérrez Martín y la profesora Dra. Nazaret M. Montilla López por ser guías atentos y comprometidos. Gracias por vuestra paciencia, por vuestras críticas honestas y constructivas y por enseñarme que investigar es también un acto de humildad, constancia y escucha. Gracias por vuestra generosidad, vuestro tiempo y por abrirme puertas cuando ni siquiera sabía que estaban ahí.

Asimismo, me gustaría expresar un agradecimiento muy especial por brindarme la oportunidad de realizar una estancia internacional en el International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) en Laxenburg, Viena (Austria) al Dr. Taher Kahil y a todo el equipo del Water Security Research Group. Esa experiencia fue profundamente enriquecedora. Me enfrenté a nuevos retos, conocí otras formas de trabajar y me sentí parte de una comunidad académica diversa, comprometida y estimulante. Gracias a quienes me recibieron con generosidad y me hicieron sentir bienvenida tan lejos de casa.

Igualmente, quisiera expresar mi gratitud a todos los profesores y compañeros del Dpto. de Economía Agraria, Finanzas y Contabilidad de la Universidad de Córdoba. Gracias por vuestros consejos, gestos amables y apoyo durante el tiempo que he compartido con vosotros. Siempre estaré especialmente agradecida a Javier Martínez, sin tu trabajo previo este otro no habría sido posible. Muchas gracias al profesor Dr. José Antonio Gómez-Limón por tus consejos, fuentes bibliográficas y todo lo que he podido aprender de ti en este tiempo trabajando juntos.

A mi “Piña”, gracias por esas pequeñas cosas que hicieron el camino más llevadero. A Laura, mi compi, gracias por caminar a mi lado durante esta etapa y celebrar conmigo los pequeños logros que nos daban respiro y aliento. A Carmen, mi compi, mi amiga, gracias por preocuparte por cómo estoy, cómo voy y cuánto me queda.

A mis amigas, Elena y Judith, las de toda la vida, esas hermanas que me regaló la vida. Gracias por cada palabra, gesto, sonrisa compartida, cada silencio y ausencia respetados.

A mis abuelos, Carmen, y a los que ya no están, Alfredo, Isabel y Pepe Luis, pero a quienes siento cerca en cada paso que doy. Vuestro amor y vuestra calidez siguen presentes en mí y esta tesis también es un pequeño homenaje a vosotros.

A mis tías, Dolores, Paqui, Fini, Loli y, por supuesto a nuestro ángel de la guarda, Maribel, primos y primas, a vuestros (mis) peques y a los ya no tan peques, por ser parte de esta gran red familiar que me sostiene. Gracias por las palabras, las visitas, los mensajes inesperados y por estar cerca en la distancia o en la cotidianidad. Cada gesto, por pequeño que parezca, ha sido importante para seguir adelante. A mi ahijada, Paula, por ser luz en medio del cansancio, por recordarme con tu inocencia y tu dulzura que la vida tiene siempre un lado bonito. A Marta, torbellino de energía infinita, gracias por tus ocurrencias y por formar parte de esta nuestra historia.

A mis padres, Paco y M^a del Carmen, por vuestro amor incondicional, por vuestro ejemplo silencioso, por enseñarme con el ejemplo la fuerza del trabajo honesto, el valor de la humildad y la belleza de no rendirse. Gracias por acompañarme siempre en cada paso.

A mi pareja, David, quien ha sido refugio en este tiempo. Gracias por tu mirada alentadora en los días oscuros, por tu paciencia infinita, por creer en mí incluso cuando yo dudaba. Este logro también es tuyo, nuestro.

A nuestra madrina e Isa, gracias por no dejarnos caer nunca y por estar presentes en cada paso importante, acompañándonos con cariño, sabiduría y alegría. Gracias por ser familia del corazón, por vuestras palabras de aliento y por compartir con nosotros cada etapa de este camino.

A mis compis del DIH, gracias a los más veteranos, Ana, Belén, Fernando y José, por recibirme con los brazos abiertos e integrarme en un nuevo ciclo lleno de desafíos, pero también de aprendizajes y oportunidades. A mis compis del “GastroDIH”, Mar, Sole, Rosa y Laura gracias por vuestro soporte y apoyo moral en esta etapa final de mi tesis. Hacéis de cada “operación gastronómica” una aventura para el recuerdo.

Y, finalmente, a todas las personas que, de alguna forma, estuvieron presentes: con una palabra oportuna, un abrazo silencioso, un mensaje inesperado, una mirada cómplice o un gesto de cariño. A quienes estuvieron sin necesidad de estar físicamente. A quienes me acompañaron, a veces sin saberlo. Gracias, de corazón.

Índice de contenidos / Contents

Capítulo 1 Introducción y objetivos.....	19
1.1. Introducción.....	1
1.1.1. El agua: un recurso finito ante presiones crecientes	1
1.1.2. El cierre de cuencas	2
1.1.3. El caso del sur de España: la cuenca del Guadalquivir.....	3
1.1.4. Políticas e instrumentos económicos para la gestión de la escasez	4
1.1.5. Modelos de programación matemática	7
1.2. Retos de la investigación: hipótesis y objetivos	9
1.3. Estructura del documento	12
1.4. Publicaciones y actividades derivadas de la tesis	13
1.5. Referencias del capítulo.....	15
Capítulo 2 Tarifación y cuotas del agua: un análisis cuantitativo desde una perspectiva privada y social	21
2.1. Introducción y objetivos	25
2.2. Caso de estudio	28
2.3. Metodología	30
2.3.1. El modelo	31
2.3.2. Coste de los fondos públicos.....	33
2.4. Resultados.....	34
2.4.1. Pérdidas de uso de agua y margen bruto debido a la tarifación y las cuotas de agua.....	34
2.4.2. Pérdidas de margen bruto según las políticas de agua.....	37
2.5. Costes de los fondos públicos	39
2.6. Discusión.....	41
2.7. Conclusiones.....	44
2.8. Referencias del capítulo.....	46
Capítulo 3 Estrategias de asignación de agua superficial y bombeo de aguas subterráneas durante sequías: un enfoque hidro-económico para la cuenca del río Guadalquivir	51
3.1. Introducción y objetivos	55
3.2. Caso de estudio	57
3.3. Metodología: El modelo hidro-económico	58
3.4. Escenarios de sequía y estrategias de asignación de agua	61
3.4.1. Escenario de referencia.....	61
3.4.2. Escenarios de sequía	61

3.4.3.	Estrategias de asignación de agua.....	62
3.5.	Resultados.....	64
3.6.	Discusión.....	69
3.7.	Conclusiones.....	73
3.8.	Referencias.....	75
Capítulo 4 Evaluación integrada de la resiliencia a la sequía mediante el acoplamiento de modelos hidro-económicos y macroeconómicos		81
4.1.	Introducción y objetivos	85
4.2.	Caso de estudio	89
4.3.	Metodología: El acoplamiento del modelo	90
4.3.1.	El modelo hidro-económico.....	90
4.3.2.	El modelo macroeconómico	92
4.3.3.	Protocolo de acoplamiento.....	94
4.4.	Escenarios de sequía y políticas hídricas	95
4.4.1.	Escenario de referencia	95
4.4.2.	Escenarios	96
4.5.	Resultados.....	97
4.5.1.	Proceso de convergencia del acoplamiento	98
4.5.2.	Principales resultados considerando el acoplamiento.....	99
4.5.3.	Análisis de los cambios en el bienestar.....	102
4.5.4.	Resultado principal por grupo de cultivos	104
4.6.	Discusión.....	106
4.7.	Conclusiones.....	110
4.8.	Referencias del capítulo.....	112
Chapter 5 Overview of main results: economic efficiency, resilience and governance. General conclusions.....		123
5.1.	Introduction.....	125
5.2.	General conclusions by chapter	125
5.2.1.	Comparisons of economic instruments: water pricing vs. allocation by quotas.....	125
5.2.2.	Analysis of different water allocation systems along with the integration of groundwater in periods of drought.....	126
5.2.3.	Micro-macro coupling: the effects of water policies	128
5.3.	Convergences and integrated contributions	128
5.4.	Conclusions in relation to the objectives set.....	131
5.5.	Limitations of the study	133

5.6.	Future lines of research.....	134
5.7.	Chapter references	134

Índice de tablas / List of tables

Tabla 2.1. Resumen de los principales cultivos por zona.....	30
Tabla 2.2. Datos de los principales cultivos de la cuenca.....	30
Tabla 3.1. Principales resultados por Zona de Demanda de Riego con una disponibilidad de agua superficial del 50% sin agua subterránea.....	68
Tabla 3.2. Principales resultados por Zona de Demanda de Riego con una disponibilidad de agua superficial del 50% incluyendo las reservas de agua subterránea.....	69
Tabla 3.3. Comparación de criterios entre las tres estrategias de asignación de agua.....	70
Tabla 4.1. Regiones y sectores del modelo EGC regionalizado.....	94
Tabla 4.2. Resumen de los principales parámetros del modelo en el escenario de referencia	96
Tabla 4.3. Principales resultados del modelo hidro-económico antes y después del acoplamiento con el modelo macroeconómico, por escenario.....	100
Tabla 4.4. Cambios en el bienestar total (M EUR).....	104
Table 5.1. Comparative summary of the instruments analysed.....	126
Table 5.2. Comparison of criteria between the three water allocations rules.....	127
Table 5.3. Correspondence between chapters and objectives of the thesis.....	131

Índice de figuras / List of figures

Figura 2.1. Caso de estudio.....	29
Figura 2.2. Uso del agua.....	35
Figura 2.3. Pérdidas totales de margen bruto por políticas de agua.....	36
Figura 2.4. Pérdidas porcentuales de margen bruto por políticas de agua.....	37
Figura 2.5. Exceso de gravamen y coste relativo medio de los fondos públicos.....	39
Figura 2.6. Pérdidas marginales de margen bruto e ingresos marginales.....	40
Figura 2.7. Coste marginal relativo de los fondos públicos.....	41
Figura 3.1. Caso de estudio.....	58
Figura 3.2. Uso del agua bajo diferentes porcentajes de disponibilidad de agua superficial y estrategias de asignación con y sin agua subterránea.....	65
Figura 3.3. Superficie de riego bajo diferentes porcentajes de disponibilidad de agua superficial y estrategias de asignación con y sin agua subterránea.....	66
Figura 3.4. Margen bruto bajo diferentes porcentajes de disponibilidad de agua superficial y estrategias de asignación con y sin agua subterránea.....	67
Figura 4.1. Caso de estudio.....	90
Figura 4.2. Marco de modelado.....	95
Figura 4.3. Resultados del efecto de la superficie y los precios debido a las iteraciones recursivas entre los modelos hidro-económico y macroeconómico en el escenario PS para el trigo y otros cereales.....	98
Figura 4.4. Efectos a corto plazo de la sequía en el sector agrícola.....	103
Figura 4.5. Superficie de regadío y uso de agua por escenario y grupo de cultivos antes y después del acoplamiento de modelos.....	105
Figura 4.6. Margen bruto por escenario y grupo de cultivos antes y después del acoplamiento de los modelos.....	106
Figura A1. Diagrama de flujo simplificado de la cuenca del Guadalquivir.....	118

Resumen

La gestión eficiente del agua es uno de los desafíos más necesarios para la sostenibilidad de los sistemas agrarios y económicos, especialmente en regiones mediterráneas y semiáridas como la Cuenca Hidrográfica del Guadalquivir (CHG) en el sur de España, donde el crecimiento poblacional y el cambio climático intensifican la escasez. Esta tesis doctoral aborda este reto evaluando, desde una perspectiva cuantitativa e integrada, el potencial de diversos instrumentos económicos y estrategias de asignación para mejorar la gestión y gobernanza de los recursos hídricos.

La investigación utiliza modelos hidro-económicos desarrollados para la CHG, que integran componentes hidrológicos y económicos mediante la Programación Matemática Positiva (PMP) para el sector agrícola. Se analizan tres estrategias de asignación de agua superficial (Asignación Proporcional (AP), Pérdidas Económicas Proporcionales (PEP) y Asignación Óptima (AO), la incorporación de reservas de agua subterránea, y se comparan los efectos de la tarificación del agua frente a las cuotas de asignación. Además, se emplea un innovador acoplamiento entre el modelo hidro-económico (microeconómico) y un modelo macroeconómico de Equilibrio General Computable regionalizado para capturar las retroalimentaciones en los precios de los productos agrarios y sus impactos en el bienestar social.

Los resultados demuestran que, si bien la AP es la estrategia más común, a menudo genera disparidades económicas significativas entre los agricultores. La AO, al maximizar el margen bruto agrícola, minimiza las pérdidas y, en muchos casos, reduce las desigualdades, mientras que la PEP se presenta como una alternativa intermedia que equilibra la eficiencia económica con la equidad en las pérdidas relativas. La integración de reservas de agua subterránea emerge como un factor crítico, reduciendo sustancialmente las pérdidas económicas en todos los escenarios de sequía y disminuyendo la brecha entre las diferentes estrategias de asignación, reforzando su papel como recurso estratégico esencial, siempre que se gestione de manera sostenible para evitar la sobreexplotación.

En la comparación entre la tarificación y las cuotas de agua, se observa que, desde la perspectiva privada del agricultor, las cuotas suelen implicar menores pérdidas económicas. Sin embargo, desde una perspectiva social, la tarificación puede ser más beneficiosa en su conjunto si los ingresos recaudados se reinvierten en el bienestar público, a pesar de las ineficiencias económicas inherentes (medidas por el coste marginal de los fondos públicos

y el exceso de gravamen). La dificultad para establecer precios de agua óptimos en la práctica subraya la complejidad de su implementación.

Finalmente, el acoplamiento de los modelos micro y macroeconómicos revela que considerar los efectos del precio es crucial para una evaluación completa de los impactos económicos de la sequía. El “efecto precio” (aumento de precios de los productos agrícolas por la menor oferta) puede mitigar las pérdidas microeconómicas para los productores, e incluso en algunos escenarios, el margen bruto agregado puede superar el del escenario sin sequía. No obstante, esta mejora para los productores se traduce en una pérdida del excedente del consumidor y una disminución del bienestar social global. La estrategia de Asignación Óptima, al minimizar el impacto en los precios al consumidor, resulta en la menor pérdida total de bienestar.

Así, esta tesis subraya la necesidad de transitar hacia modelos de asignación de agua que integren de forma explícita la eficiencia económica, la equidad territorial y la sostenibilidad ambiental. Esto requiere un enfoque de gobernanza adaptativa, el uso estratégico de recursos como el agua subterránea, y herramientas analíticas robustas y multiescalares que consideren tanto los impactos directos en el sector agrícola como las interacciones con la economía en general.

Abstract

Efficient water management constitutes one of the most critical challenges for ensuring the sustainability of agricultural and economic systems, particularly in Mediterranean and semi-arid regions such as the Guadalquivir River Basin (Cuenca Hidrográfica del Guadalquivir [CHG]) in southern Spain, where population growth and climate change are intensifying water scarcity. This doctoral dissertation addresses this challenge by quantitatively and integratedly assessing the potential of various economic instruments and allocation strategies to enhance the management and governance of water resources.

The study employs hydro-economic models specifically developed for the CHG, which integrate hydrological and economic components through Positive Mathematical Programming (PMP) applied to the agricultural sector. The analysis encompasses three surface water allocation strategies: Proportional Allocation (PA), Proportional Economic Losses (PEL), and Optimal Allocation (OA). In addition, it incorporates groundwater reserves. Comparing the effects of water pricing with allocation quotas, a further methodological contribution of the study is its innovative coupling of the hydro-economic (microeconomic) model with a regionalized Computable General Equilibrium model, allowing for the capture of feedback effects on agricultural commodity prices and their implications for social welfare.

The findings reveal that, while PA remains the most widely applied strategy, it frequently results in pronounced economic disparities between farmers. OA, by maximizing agricultural gross margins, minimizes losses and, in many cases, mitigates inequality, whereas PEL emerges as an intermediate alternative that balances economic efficiency with equity in relative losses. The integration of groundwater reserves proves to be a pivotal factor, substantially reducing economic losses under all the drought scenarios and narrowing the differences between allocation strategies, thereby reinforcing groundwater's role as a strategic resource, provided that it is managed sustainably to prevent its overexploitation.

The comparison between water pricing and allocation quotas indicates that, from the perspective of individual farmers, quotas generally entail lower economic losses. However, from a societal perspective, pricing may yield greater aggregate benefits if revenues are reinvested in public welfare, despite inherent inefficiencies (measured by the marginal cost

of public funds and excess burden). The practical difficulty of determining optimal water prices underscores the complexity of implementing such instruments.

Moreover, the integration of micro- and macroeconomic models highlights the need to account for price effects in order to provide a comprehensive assessment of the economic consequences of drought. The “price effect” (i.e., the rise in agricultural product prices due to reduced supply) can partially offset microeconomic losses for producers and, under certain scenarios, even generate aggregate gross margins that exceed those of non-drought situations. Nevertheless, such producer gains are accompanied by reductions in consumer surplus and an overall decline in social welfare. Among the allocation strategies, OA yields the lowest welfare losses by minimizing consumer price impacts.

Thus, this dissertation emphasizes the urgent need to advance towards water allocation models that explicitly integrate economic efficiency, territorial equity, and environmental sustainability. Achieving this requires adaptive governance frameworks, the strategic use of resources such as groundwater, and the application of robust, multi-scalar analytical tools capable of capturing both these models’ direct impacts on the agricultural sector and their broader interactions within the economy.

Capítulo 1

Introducción y objetivos

1.1. Introducción

1.1.1. *El agua: un recurso finito ante presiones crecientes*

El agua dulce constituye un recurso vital e insustituible para la vida humana, el medio ambiente y la actividad económica. Sin embargo, en las últimas décadas, la presión sobre los recursos hídricos ha aumentado de forma alarmante y se está convirtiendo en un problema cada vez más grave a nivel mundial. Algunas regiones del sur de Europa, Australia o Estados Unidos enfrentan dificultades crecientes para satisfacer la demanda de este recurso. Factores como el crecimiento poblacional, con el consecuente aumento de la demanda de alimentos, así como el aumento de nuevas demandas en algunos sectores económicos o una mayor demanda de energía están ejerciendo una presión adicional sobre los recursos hídricos en estas zonas y otras zonas con escasez (FAO, 2021). Además, los escenarios de cambio climático actuales indican que la disponibilidad de recursos hídricos variará significativamente a nivel global, lo que se verá acompañado de un incremento de la evapotranspiración y de sequías más frecuentes e intensas, provocando un aumento de la demanda de agua, especialmente para riego y actividades agrícolas (IPCC, 2022).

La combinación de estos factores ha derivado en un fenómeno creciente: la escasez estructural del agua. A diferencia de las crisis coyunturales por sequía, la escasez estructural implica un desajuste crónico entre la oferta y la demanda de agua, incluso en años hidrológicamente normales. Este desequilibrio no se debe únicamente al cambio climático, sino que también responde a la sobreasignación histórica de recursos hídricos, que ha comprometido la sostenibilidad del sistema. En muchas regiones, se han otorgado más derechos de uso del agua de los que realmente es capaz de soportar la disponibilidad hídrica, generando una presión constante sobre los ecosistemas y los usuarios del agua. Este fenómeno se ha convertido en una característica común en zonas de clima mediterráneo y semiárido, donde el agua es un recurso limitado por naturaleza y las necesidades hídricas son elevadas (Molle y Wester, 2009). Los sistemas actuales de asignación de agua se fundamentan en la disponibilidad histórica del recurso y en patrones de uso tradicionales que, en muchos casos, ya no responden a las prioridades sociales actuales. En general, estos esquemas no fueron diseñados para adaptarse a los cambios que afectan tanto la demanda (como el aumento del uso del agua para fines económicos o ambientales) como la oferta (por ejemplo, las alteraciones provocadas por el cambio climático). Esta rigidez en su diseño ha dado lugar a ineficiencias, como el uso del agua en cultivos poco eficientes o la

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

sobreexplotación de fuentes hídricas, lo cual pone en riesgo tanto la seguridad del abastecimiento como la capacidad de los ecosistemas para brindar servicios esenciales (OECD, 2015). En este contexto, varios países han adoptado mecanismos de intercambio de agua —como mercados o bancos de agua— con el objetivo de flexibilizar los sistemas de asignación y permitir su ajuste ante nuevas condiciones (Fazeli et al., 2021; Grafton y Horne, 2014). En este sentido, se ha promovido la implementación de instrumentos de gestión de la demanda y políticas económicas con la finalidad de lograr una gestión del agua más eficiente y sostenible ante su creciente escasez (Gómez et al., 2018; Lago et al., 2015).

1.1.2. El cierre de cuencas

En España, aunque la escasez de agua afecta a todo el país, son las cuencas de los ríos del sur, como la del río Guadalquivir, entre otros, las que sufren de mayor estrés hídrico. Así, en muchas de estas demarcaciones hidrográficas, la tradicional estrategia de aumentar la oferta mediante la construcción de nuevas infraestructuras hidráulicas — embalses, trasvases — se enfrenta a serias limitaciones tanto económicas, como sociales y medioambientales (Molle et al., 2010). Además, muchos de los acuíferos están sobreexplotados y algunas fuentes alternativas, como el agua desalinizada, resultan demasiado costosas para el agricultor promedio. Ante esta situación, y dada la imposibilidad de satisfacer nuevas demandas, ha dado lugar al fenómeno conocido como “cierre de cuenca” (Molle, 2009).

Según Molle (2003), las cuencas generalmente atraviesan cuatro fases en su evolución hacia el cierre: 1) abierta-tradicional, 2) abierta-desarrollo, 3) abierta-gestión y 4) cerrada. La primera fase es una etapa natural de una cuenca en la que los recursos hídricos están equilibrados en todo su territorio. Los impactos de las necesidades humanas no son perceptibles, dado que la demanda de agua se satisface fácilmente. Durante la segunda fase, a medida que aumentan las necesidades humanas, también se incrementa el desarrollo de la capacidad de almacenamiento de la cuenca. En esta fase, normalmente prevalece una estrategia orientada a la oferta, mientras que apenas se establecen políticas enfocadas en la demanda. Suele incluir el desarrollo de infraestructuras para una demanda potencial de agua que supera los recursos reales de la cuenca y la resiliencia del ecosistema. En la fase 3, cuando el uso del agua se aproxima a los recursos disponibles, se enfocan los objetivos en la gestión orientada a la demanda. Sin embargo, en la mayoría de los casos, cuando la sociedad comienza a replantearse la gestión de la demanda, los límites de la cuenca ya están

sobreexplotados o se están acercando al umbral del cierre (fase 4). El cierre de una cuenca es, por definición, un proceso inducido por el ser humano o antropogénico.

Una cuenca cerrada implica que todos los recursos disponibles ya están asignados y que cualquier nueva demanda solo puede satisfacerse mediante una reasignación del agua existente. Esto obliga a adoptar políticas de gestión de la demanda — cuotas, mercados de agua, tarifación — en lugar de seguir ampliando la oferta. Asimismo, requiere una coordinación institucional rigurosa, así como herramientas de análisis capaces de integrar los aspectos hidrológicos, económicos y sociales del uso del agua.

El “cierre de cuenca” puede considerarse la fase final del concepto denominado “madurez de la economía del agua” (Randall, 1981), que se distingue por las siguientes características principales: i) una oferta de agua que no puede expandirse a largo plazo; ii) una demanda del recurso que sigue siendo alta y en constante crecimiento; iii) una competencia cada vez más intensa entre diversos sectores económicos — agricultura, industria, producción de energía, ocio —, así como entre áreas urbanas y el entorno rural, particularmente en lo referente a la conservación de caudales ecológicos; iv) la presencia de impactos ambientales negativos; v) un aumento progresivo de los costes de suministro, debido a la necesidad de realizar inversiones continuas para mantener las infraestructuras hidráulicas existentes en condiciones óptimas (como embalses y redes de distribución), junto con los elevados costes asociados al desarrollo de otras fuentes alternativas de agua como la desalación o la reutilización, necesarias ante la falta de recursos hídricos convencionales adicionales (Gómez-Limón y Calatrava, 2016).

1.1.3. El caso del sur de España: la cuenca del Guadalquivir

Uno de los casos más paradigmáticos de escasez hídrica, presión agrícola e impactos del cambio climático es la cuenca del Guadalquivir, en el sur de España, que cuenta con una superficie de 57.679 km² y una población superior a los 4,4 millones de habitantes (CHG, 2022).

En este contexto, la agricultura de regadío desempeña un papel central como uno de los principales sectores de mayor demanda de recursos hídricos. Además, este tipo de agricultura se enfrenta al desafío de satisfacer la demanda creciente de alimentos derivada de las tasas actuales de crecimiento poblacional. Sin embargo, la disponibilidad de agua de riego es un factor que limita el aumento de la producción de alimentos. Ante esta situación, parece necesario promover una gestión más eficiente de los recursos hídricos disponibles

en la actualidad a través de “políticas orientadas a la demanda”, en lugar de las tradicionales “políticas orientadas a la oferta”, como la construcción de nuevas infraestructuras que ha dejado de ser una opción práctica en regiones con economías hídricas consolidadas. Por ello, resulta necesario avanzar hacia una gestión más eficiente, resiliente y equitativa del agua, que integre la dimensión económica, hidrológica y social del recurso mediante políticas centradas en la demanda.

1.1.4. Políticas e instrumentos económicos para la gestión de la escasez

La Ley de Aguas española (Real Decreto Legislativo 1/2001) establece que todos los recursos hídricos son de dominio público. El uso del agua para actividades económicas se permite mediante concesiones administrativas o derechos de agua que autorizan a los titulares de los derechos a extraer agua de una masa de agua específica (río, acuífero o embalse) hasta un volumen máximo anual (dotación de agua completa), quedando ambos elementos establecidos en el expediente de concesión. Estos derechos son otorgados a agentes privados por la correspondiente autoridad hidrográfica, pero no garantizan la disponibilidad del volumen máximo de agua aprobado cada año. El volumen de agua realmente disponible para cada titular de los derechos (dotación de agua anual) se fija cada año en función de la situación hidrológica (es decir, del agua almacenada en los embalses) y de acuerdo con el Plan Hidrológico de Cuenca.

En caso de escasez coyuntural por sequía, los gestores del agua limitan las asignaciones de agua de acuerdo con los Planes Hidrológicos y los Planes Especiales de Sequía, aplicando una combinación de reglas de racionamiento. Existen dos enfoques principales alternativos para gestionar la asignación de agua en caso de que la disponibilidad sea insuficiente para satisfacer a todos los titulares de derechos de agua: los basados en la asignación prioritaria y los basados en la asignación proporcional (OECD, 2015). Por un lado, se aplica una regla de prioridad según la cual los titulares de derechos se clasifican por orden de prioridad en función del uso del agua: los usos urbanos se encuentran en la parte superior de la lista, teniendo prioridad absoluta sobre el uso agrícola y el resto de actividades económicas (Gómez-Limón et al., 2020; Gómez-Limón et al., 2021). La segunda regla de racionamiento se aplica cuando el agua disponible no es suficiente para satisfacer todos los derechos dentro del mismo nivel de prioridad. En este caso, se aplica una distribución proporcional a todos estos titulares de derechos, de forma que la demanda total de agua se iguale a la oferta total (OECD, 2016). En cualquier caso, dado que los usos urbanos representan únicamente el 18,1% de los derechos de agua españoles, esta demanda

está prácticamente garantizada y, se satisface incluso durante los períodos de sequía más extremos. De hecho, durante episodios de sequía prolongados en España, el racionamiento de agua mediante la regla proporcional solo se aplica a los titulares de derechos de agua para uso agrícola (Gómez-Limón et al., 2020; Gómez-Limón et al., 2021).

A medida que las cuencas fluviales “se cierran” y los impactos económicos y ambientales aumentan, los regímenes de asignación de agua existentes, que normalmente carecen de flexibilidad, ya no son adecuados para su propósito. Esto ha llevado a mejorar su desempeño mediante el uso de instrumentos económicos (Gleick, 2002; Wutich et al., 2014). Así, los instrumentos económicos para la gestión del agua pueden definirse como aquellos incentivos diseñados para alinear el comportamiento individual con los objetivos públicos de lograr una cantidad y calidad de agua fiables y mitigar los riesgos relacionados con el agua (Gómez et al., 2017; Lago et al., 2015). Los instrumentos económicos son, por tanto, un medio para lograr el mayor bien colectivo, que requiere una gestión activa por parte de un agente institucional capaz de resolver problemas complejos de asignación del agua, de modo que se aborden las externalidades, se maximicen los resultados económicos y las asignaciones generales de agua estén alineadas con los objetivos de la política hídrica (McCann, 2013). A continuación, se analizan diferentes instrumentos económicos y cómo contribuyen a alcanzar los objetivos de la gestión sostenible de los recursos hídricos disponibles.

Las limitaciones o cuotas a la extracción de agua son mecanismos cruciales para la gestión de los recursos hídricos en cuencas cerradas, donde la disponibilidad es limitada y se requiere un control riguroso de su uso (Molle, 2009; Molle et al., 2010). Las cuotas pueden establecer cuánta agua puede extraer cada usuario a través de concesiones o permisos, que pueden ser temporales o permanentes.

Asimismo, existen los subsidios, mecanismos de apoyo financiero proporcionados a diversas actividades o prácticas relacionadas con el agua, destinados a influir en el comportamiento de los usuarios, promover la modernización de los sistemas o métodos más utilizados y la conservación de las masas de agua, entre otros. Algunas de estas herramientas son los subsidios a la conservación del agua, ya sea al capital (inversión) o a la explotación y están presentes tanto en el sector urbano (por ejemplo, reembolsos por electrodomésticos eficientes en el uso de agua, conversión del paisaje, etc.) como en el sector agrícola (por ejemplo, mejora de la eficiencia del riego y reducción de pérdidas en la conducción). Existe cierta evidencia del efecto rebote (mayor consumo como respuesta

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

a una mayor eficiencia en el uso del agua) en el sector agrario. El efecto rebote puede evitarse mediante medidas políticas adecuadas, incluyendo una tarificación volumétrica del agua y una revisión de las concesiones de agua (Berbel et al., 2015; Berbel y Mateos, 2014).

En Europa, la Directiva Marco del Agua (DMA) subraya la importancia de utilizar la tarificación del agua como el principal mecanismo económico para aplicar la política de gestión de la demanda de este recurso. LA DMA en su Artículo 9 establece que “[...] las políticas de tarificación del agua proporcionan incentivos adecuados para que los usuarios utilicen los recursos hídricos de manera eficiente y contribuyan así a los objetivos ambientales de esta directiva”. Según el glosario de la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA), la tarificación del agua se define como “la aplicación de una tasa o valor monetario al que se puede comprar o vender agua” (European Environment Agency, 2013). Sin embargo, la AEMA (2013) señala que la aplicación de la tarificación en la Unión Europea ha sido lenta, incluso en el sector agrícola. Así, más de 20 años después de la adopción de la DMA, ni un solo estado miembro del sur de Europa ha aplicado una reforma de la tarificación del agua agrícola que incorpore los principios de recuperación de costes, pago de la contaminación y asequibilidad establecidos en la DMA (Rey et al., 2018). Por tanto, el objetivo final de este mecanismo es desincentivar el uso del agua en actividades económicas que no sean rentables, promoviendo de este modo una distribución más eficiente y racional de los recursos hídricos entre sus posibles usuarios.

En este sentido, algunas de las herramientas basadas en la aplicación de tarifas o tasas incluyen: 1) cargos por extracción, que son tarifas cobradas por una autoridad o proveedor privado por el uso de fuentes convencionales (agua superficial y subterránea) o no convencionales (agua residual tratada, agua desalinizada); 2) cargos por emisiones, conocidos también por impuestos por efluentes de aguas residuales o tarifas por vertidos, que son impuestos aplicados con la finalidad de desincentivar la contaminación y 3) cargos por incumplimiento, tarifas impuestas a los usuarios del agua que no cumplen con las regulaciones relacionadas con la extracción o vertido de agua (Loch et al., 2020).

Los instrumentos de mercado son sistemas o mecanismos estructurados que permiten la compra y venta de derechos o asignaciones de agua entre las partes interesadas (Pujol et al., 2006). Algunas de estas herramientas incluyen: mercados de derechos de agua (temporales o permanentes), bancos de agua como intermediario de cesión de derechos y bancos de agua como método de almacenamiento o reservas de agua, recompra o adquisición de agua o créditos de agua, entre otros. Así, los mercados de agua, definidos

como el marco institucional que abarca la actividad de transacciones de derechos de agua, es decir, el proceso de compra y venta de concesiones o derechos (Wheeler y Xu, 2021), han demostrado su capacidad para responder a los impactos de la escasez de agua (Grafton y Horne, 2014; Montilla-López et al., 2016; Wheeler et al., 2014). En muchas regiones del mundo, las transacciones de derechos de agua temporales y permanentes se emplean actualmente como una solución para mitigar los problemas de escasez coyuntural (temporales) y estructural (permanentes). Países como Australia y Estados Unidos han implementado instrumentos de mercado como una herramienta clave para aumentar la flexibilidad en la distribución del recurso entre los usuarios y mejorar su eficiencia de uso (Easter y Huang, 2014; Montilla-López et al., 2016; Wheeler, 2021). Estos mercados permiten reasignar los derechos de uso del agua en zonas donde los recursos hídricos ya están completamente comprometidos, atendiendo las necesidades de usuarios existentes, nuevos demandantes e incluso del medio ambiente (Wheeler et al., 2013). Sin embargo, para que estos mecanismos de reasignación funcionen, es fundamental contar con una fuerte voluntad política que pueda superar la resistencia de los actores implicados, además de proporcionar a las entidades públicas los recursos humanos, tecnológicos y financieros necesarios para gestionar eficazmente estos mercados. A pesar de ello, este proceso solo se activa cuando existe una clara percepción de la escasez de agua (Berbel y Esteban, 2019).

1.1.5. Modelos de programación matemática

Un modelo de programación matemática consiste en un sistema de ecuaciones y algoritmos diseñados para identificar la alternativa más adecuada entre varias posibilidades, considerando una serie de limitaciones impuestas (restricciones). Dentro de este tipo de modelos, se pueden distinguir dos grandes categorías: los modelos normativos y los positivos. Los modelos normativos están enfocados en definir qué se debe producir, de qué manera deben utilizarse los recursos disponibles y en qué cantidad deben generarse los distintos productos. Su objetivo principal es hallar la alternativa más eficiente, ya sea desde un punto de vista económico, social o ambiental. En cambio, los modelos positivos tienen como propósito representar con precisión cómo funciona una situación real. Una vez ajustado adecuadamente el modelo —es decir, tras asegurar que sus resultados se asemejan lo máximo posible a lo que ocurre en la realidad—, se pueden realizar simulaciones que permitan anticipar los efectos de posibles modificaciones en el entorno. En este tipo de modelos, es posible que algunas alternativas superen en términos de eficiencia ciertos objetivos como el rendimiento económico o el bienestar social, pero el modelo se considera

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

óptimo cuando sus resultados reflejan fielmente las decisiones reales del agente que toma las decisiones.

En el ámbito agrario, el comportamiento del productor ha sido ampliamente estudiado mediante modelos de programación matemática, especialmente para analizar cómo se distribuyen los cultivos. Los modelos positivos aplicados a la agricultura resultan muy valiosos para comprender las elecciones de los agricultores y las razones detrás de su organización productiva. Estos modelos buscan establecer una función de utilidad, y una vez logrado esto, explorar distintos escenarios futuros. Mediante la modificación de factores externos —como cambios en políticas agrarias, condiciones ambientales o dinámicas de mercado— se puede prever cómo impactarían dichas variaciones en sus decisiones.

En este contexto, la Programación Matemática Positiva (PMP), propuesta por Howitt (1995), asume el supuesto de que los agricultores buscan maximizar sus beneficios. Sin embargo, a diferencia del enfoque tradicional, utiliza una función objetivo no lineal que se calibra ajustando los costes de producción (o el rendimiento de los cultivos) a través de una función cuadrática. Esta mejora metodológica permite una calibración perfecta de la realidad y realizar simulaciones más realistas y adaptables, lo que ha contribuido a que este enfoque sea ampliamente reconocido y empleado en la modelización del sector agrícola. Así, estas simulaciones permiten cuantificar *ex-ante* los impactos de los diferentes instrumentos y políticas en las explotaciones, así como en el ámbito del sector agrario en general. De esta forma, la modelación de los recursos hídricos permite analizar de forma integral las demandas humanas de agua junto con la disponibilidad de recursos e infraestructuras existentes, incorporando al mismo tiempo factores biofísicos, técnicos y económicos.

Así, la modelización hidro-económica se presenta como una herramienta avanzada que combina la variabilidad temporal y espacial de las condiciones naturales con aspectos socioeconómicos. Esta integración proporciona información clave para apoyar la toma de decisiones en la gestión del agua, favoreciendo una planificación más informada y eficiente (Harou et al., 2009).

En la actualidad, esta metodología se ha consolidado como un recurso fundamental para estudiar las interacciones entre los sistemas hídricos y humanos, anticipar posibles

escenarios de gestión, diseñar políticas relacionadas con el agua y optimizar el uso de infraestructuras hidráulicas (Ortiz-Partida et al., 2023).

Diversos investigadores han empleado modelos hidro-económicos para evaluar políticas de gestión hídrica, aprovechando su capacidad para integrar componentes agronómicos, hidrológicos, ambientales y económicos en el contexto de cuencas hidrográficas (Esteve et al., 2015; Expósito et al., 2020; Kahil et al., 2015; Martínez-Dalmau et al., 2023a; Martínez-Dalmau et al., 2023b). Además, otros estudios han utilizado estos modelos para analizar estrategias de adaptación frente al cambio climático (Baccour et al., 2022; Crispin Cunya et al., 2023; Sapino et al., 2022; Ward, 2021).

Asimismo, los modelos macroeconómicos de programación matemática estudian el comportamiento agregado de la economía. Representan relaciones entre variables como el Producto Interior Bruto (PIB), inflación, empleo, inversión, etc. Sirven para analizar políticas públicas, hacer proyecciones económicas y estudiar el impacto de shocks externos o cambios estructurales. En el sector agrícola, algunos autores han empleado modelos macroeconómicos en sus análisis. Parrado, Pérez-Blanco, Gutiérrez-Martín, and Standardi (2019) emplearon un modelo de Equilibrio General Computable (CGE por sus siglas en inglés) regionalizado basado en el modelo GTAP (Hertel, 1997) y adaptado por Bosello y Standardi (2015). Además, son numerosos los autores que han empleado modelos de Equilibrio General Computable aplicado al sector agrario en diferentes países (Hossain y Delin, 2022; Mulanda y Punt, 2021; Pradhan y Ghosh, 2019).

1.2. Retos de la investigación: hipótesis y objetivos

La gestión eficiente del agua en contextos de escasez es uno de los mayores desafíos para la sostenibilidad de los sistemas agrarios y económicos, particularmente en regiones de clima mediterráneo. Esta investigación se plantea como respuesta científica a ese reto, con el propósito de analizar, desde una perspectiva cuantitativa, el potencial de los instrumentos económicos como herramientas clave para mejorar la asignación y gobernanza de los recursos hídricos. En este sentido, el conocimiento adquirido a través de esta investigación tiene como uno de sus objetivos específicos proporcionar estrategias viables para la toma de decisiones tanto públicas como privadas en situaciones de escasez estructural. Esto facilitará la optimización del diseño y la implementación de estos instrumentos, lo que permitirá mejorar de manera efectiva la gestión pública de los recursos hídricos.

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

La hipótesis de partida fundamental que respalda los objetivos de esta tesis doctoral es que la aplicación de políticas e instrumentos económicos — como la tarificación del agua, cuotas de asignación u otras estrategias de gestión — mejora significativamente la eficiencia en el uso del agua en situaciones de escasez. Esto se debe a su potencial para contribuir a la gobernanza del agua y lograr un equilibrio aceptable entre eficiencia económica, equidad social y sostenibilidad ambiental. Específicamente, las políticas e instrumentos económicos analizados son la asignación proporcional frente a la tarificación del agua, así como el impacto económico del agua subterránea como recurso adicional en época de escasez junto con la implementación de diferentes sistemas de asignación de los recursos (regla proporcional, pérdidas relativas iguales y asignación óptima) y los efectos a escala macroeconómica del modelo desarrollado a nivel microeconómico. Estas herramientas tienen como finalidad mejorar la eficiencia económica del recurso agua, promoviendo el uso racional del recurso. Esta hipótesis se evalúa en un contexto de cuenca cerrada, como es la del Guadalquivir, mediante el desarrollo y aplicación de modelos hidro-económicos y el análisis de diferentes estrategias de gestión hídrica a nivel micro y macroeconómico.

Con el fin de llevar a cabo esta investigación, se establece como objetivo central evaluar, desde una perspectiva integrada, el rendimiento y los impactos de diversos mecanismos económicos aplicables a la gestión del agua en contextos de escasez, utilizando como caso de estudio la cuenca del Guadalquivir. Para desarrollar este objetivo general, se establece la siguiente clasificación de objetivos específicos, organizados en cuatro categorías funcionales:

a. Objetivos empíricos.

Son aquellos centrados en la observación, simulación y evaluación de políticas hídricas en contextos que representen al máximo la realidad.

- a.1. Evaluar el desempeño de diferentes instrumentos económicos a través de modelos de programación.
- a.2. Analizar el desempeño de distintas reglas de asignación en situación de sequía bajo la presencia de reservas de agua subterránea.
- a.3. Evaluar el efecto en el equilibrio de mercado de la aplicación de restricciones en la disponibilidad de agua.

b. Objetivos metodológicos.

Se centran en el desarrollo de herramientas, técnicas y modelos que permiten el análisis y la toma de decisiones.

- b.1. Comparar distintos enfoques de calibración de modelos mediante Programación Matemática Positiva (PMP) para la simulación del comportamiento del agricultor.
- b.2. Analizar indicadores de eficiencia en la recaudación de tarifas al agua.
- b.3. Modelizar diferentes instrumentos económicos y sistemas de racionamiento de los recursos hídricos.
- b.4. Combinar el uso de modelos agroeconómicos e hidrológicos para mejorar la toma de decisiones en la gestión del agua.
- b.5. Combinar el uso de modelos hidro-económicos con modelos macroeconómicos para conocer el alcance total de las políticas de agua en situación de sequía.

c. Objetivos estratégicos.

Dirigidos a generar conocimiento útil para la planificación hídrica y la formulación de políticas públicas.

- c.1. Elaborar recomendaciones de política basadas en evidencia cuantitativa para mejorar la gestión del agua en regiones con escasez estructural.
- c.2. Evaluar la viabilidad institucional y económica de adoptar mecanismos como precios, cuotas y uso controlado de acuíferos en la planificación hidrológica.

En conjunto, los objetivos planteados en esta tesis doctoral responden a la necesidad de explorar soluciones viables y fundamentadas ante el desafío creciente de la escasez hídrica, particularmente en contextos de sequía estructural como el de España. Así, esta investigación no solo busca contrastar la hipótesis de que los instrumentos económicos pueden contribuir de forma efectiva a la gestión del agua, sino también ofrecer herramientas concretas para optimizar la toma de decisiones en la planificación hidrológica.

La clasificación de objetivos específicos permite abordar la complejidad del fenómeno desde múltiples ángulos — empírico, metodológico y estratégico — permite abordar la complejidad del problema desde una perspectiva integral, generando evidencia útil tanto para el avance científico como para la formulación de políticas públicas más eficientes, equitativas y sostenibles.

1.3. Estructura del documento

Para abordar los objetivos establecidos, el presente trabajo se estructura de la siguiente forma. Después de este capítulo introductorio, el Capítulo 2, correspondiente al artículo Valle-García et al. (2024), se centra en el análisis del efecto de la tarifación del agua frente a la asignación proporcional del recurso en el sector agrario, así como en determinar cómo afectan cada una de estas políticas a los agricultores y a la sociedad en general. Para ello, se han desarrollado modelos agroeconómicos basados en Programación Matemática Positiva (PMP) para cada comarca agraria de la demarcación del Guadalquivir como caso de estudio. Además, como aportación novedosa, se ha analizado la ineficiencia económica de la tarifación del agua a través de dos indicadores de contabilidad pública, el coste marginal de los fondos públicos y el exceso de gravamen.

El Capítulo 3 se centra en cuantificar la mitigación de pérdidas económicas en el regadío de la Demarcación del Guadalquivir en caso de sequía a través del uso del agua subterránea y la aplicación de diferentes estrategias de asignación de agua. Las simulaciones se llevan a cabo a través de un modelo hidro-económico aplicado a la cuenca del Guadalquivir. Este modelo combina un módulo hidrológico que utiliza nodos para representar las unidades de oferta y demanda de agua, con vínculos entre estos nodos que caracterizan los caudales de agua, como las aportaciones a la cuenca, los aforos en los puntos de control, la captación de agua y los flujos de retorno entre otros y un módulo agroeconómico basado en PMP.

En el Capítulo 4, correspondiente al artículo Valle-García et al. (2025), se establece un marco consistente entre modelos hidrológicos y económicos (a nivel micro y macro), que, como novedad, vincula estos dos modelos en un único modelo hidro-económico de una forma más robusta. En este modelo, tanto el componente hidrológico como el componente económico forman un único bloque (*hard link*) en lugar de módulos diferentes que se retroalimentan entre sí, como en anteriores estudios. Posteriormente, este modelo (hidro)microeconómico se acopla a un modelo macroeconómico (*soft link*) para identificar las conexiones entre los sectores económicos de una región. Así, este análisis incluye dos submodelos: i) el modelo microeconómico es un modelo hidro-económico formado por una red de nodos y enlaces en la que los nodos representan las unidades físicas que afectan al sistema fluvial y los enlaces representan las conexiones entre dichas unidades; y ii) el modelo macroeconómico es un modelo de Equilibrio General Computable (por sus siglas en inglés CGE) calibrado a nivel regional. El modelo hidro-económico se acopla entonces

al modelo macroeconómico mediante el intercambio de información entre estos modelos; a saber, la información sobre el uso de la superficie del modelo hidro-económico, y sobre los precios de los productos básicos del modelo macroeconómico. Para ilustrar los métodos, se analizarán varios escenarios de política hídrica con y sin la inclusión del modelo macroeconómico, utilizando como caso de estudio la cuenca del Guadalquivir.

Por último, en el Capítulo 5 se presenta, en primer lugar, un análisis integral de los resultados obtenidos a lo largo del trabajo realizado durante esta investigación. Se resumen los hallazgos más relevantes y resultados clave que se derivan del estudio. Además, se comparan entre sí los resultados para ofrecer una visión global y coherente del avance alcanzado. Asimismo, se exponen las conclusiones finales derivadas de los resultados obtenidos y analizados al inicio del capítulo. Igualmente, se incluyen las limitaciones encontradas durante la investigación, las posibles implicaciones de estas y se ofrecen recomendaciones para futuras líneas de investigación o aplicaciones prácticas basadas en los resultados obtenidos.

1.4. Publicaciones y actividades derivadas de la tesis

Además de las publicaciones indexadas en Journal Citation Report, que forman parte de esta tesis doctoral, se han desarrollado otras actividades y publicaciones a lo largo de este periodo de formación. A continuación, se muestran todas las publicaciones que han derivado de la investigación y algunos hitos relevantes.

Artículos en revistas indexadas en Journal Citation Report (JCR):

- Valle-García, Á., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N.M. (2024). Water pricing and quotas: a quantitative analysis from a private and social perspective. *Water Resources Management*. doi: 10.1007/s11269-024-03865-1.
- Valle-García, Á., Montilla-López, N.M., Parrado, R., Berbel, J., Martínez-Dalmau, J., Kahil, T., Gutiérrez-Martín, C. (2025). Integrated assessment of resilience to drought by coupling hydro-economic and macroeconomic models. *Journal of Hydrology*. doi: 10.1016/j.jhydrol.2025.133549.

Comunicaciones en congresos nacionales:

- Valle-García, Á. (2023). *Análisis comparativo desde la perspectiva social y privada de la tarificación y la asignación por cuotas en el sector agrícola.*

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Comunicación presentada en el XI Congreso Científico de Investigadores en Formación, 4 de mayo de 2023, Córdoba (España).

- Valle-García, Á., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N.M. (2023). *Tarifación del agua frente a asignación por cuotas: Análisis desde la perspectiva social y privada*. Comunicación presentada en el XIV Congreso de Economía Agroalimentaria, 6-8 de septiembre de 2023, Zaragoza (España).
- Valle-García, Á. (2024). *Evaluación del impacto del Plan de Sequía tras el acoplamiento de un modelo hidro-económico y un macroeconómico*. Comunicación presentada en el XII Congreso Científico de Personal Investigador en Formación, 12 de junio de 2024, Córdoba (España).
- Valle-García, Á., Montilla-López, N.M., Gutiérrez-Martín, C. (2024). *Mitigación de pérdidas económicas por sequía en el regadío a través del uso del agua subterránea y diferentes políticas de gestión del agua*. Comunicación presentada en el VI Congreso Nacional del Agua, 7-8 de octubre de 2024, Orihuela (España).
- Berbel, J., Valle-García, Á., Hurtado, A. R., Espinosa-Tasón, J. (2024). *Implicaciones económicas, ambientales e hidrológicas de la expansión de cultivos leñosos en regadío*. Ponencia invitada presentada en el VI Congreso Nacional del Agua, 7-8 de octubre de 2024, Orihuela (España).

Comunicaciones en congresos internacionales:

- Valle-García, Á., Díaz-Cano Ocaña, E., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N.M. (2023). *El coste marginal de los fondos públicos proveniente de la tarificación del agua de riego*. Comunicación presentada en el XXXVI Congreso Internacional Asepelt, 5-7 de julio de 2023, Évora (Portugal).
- Valle-García, Á., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N.M. (2023). *A comparative analysis from social and private perspective of water pricing and water quotas in the agricultural sector*. Póster presentado en el XVII European Association of Agricultural Economists (EAAE) Congress, 29 agosto-1 septiembre de 2023, Rennes (Francia).
- Valle-García, Á., Montilla-López, N.M., Gutiérrez-Martín, C. (2024). *Economic impact of a drought through the integration of hydro-economic and*

macroeconomic models. Comunicación presentada en el EGU General Assembly, 14-19 de abril de 2024, Viena (Austria).

- Valle-García, Á., Montilla-López, N.M., Berbel, J., Gutiérrez-Martín, C. (2024). *Assessment of the impact of Drought Management Protocol in the Guadalquivir River Basin applying hydro-micro-macro-economic modelling*. Comunicación presentada en el 8th International Association for Hydro-Environment Engineering and Research (IAHR) Europe Congress, 4-7 de junio de 2024, Lisboa (Portugal).

Divulgación de los resultados:

El artículo científico “Water pricing and quotas: a quantitative analysis from a private and social perspective” ha alcanzado una amplia difusión a través de diversos medios de comunicación y plataformas de redes sociales, lo que ha permitido que los resultados sean compartidos y comentados por un amplio y variado público. Esta visibilidad ha contribuido significativamente a aumentar el impacto de la investigación en la comunidad científica y en la sociedad en general.

Estancias de investigación:

Además, durante el desarrollo de la tesis, la doctoranda ha realizado una estancia en el extranjero de tres meses de duración en el International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) en Laxenburg, Viena (Austria).

1.5. Referencias del capítulo

- Baccour, S., Ward, F. A., Albiac, J. (2022). Climate adaptation guidance: new roles for hydroeconomic analysis. *Science of the Total Environment*, 835, 155518.
- Berbel, J., Esteban, E. (2019). Droughts as a catalyst for water policy change. Analysis of Spain, Australia (MDB), and California. *Global Environmental Change*, 58, 101969.
- Berbel, J., Gutiérrez-Martín, C., Rodríguez-Díaz, J. A., Camacho, E., Montesinos, P. (2015). Literature Review on Rebound Effect of Water Saving Measures and Analysis of a Spanish Case Study. *Water Resources Management*, 29(3), 663-678.
- Berbel, J., Mateos, L. (2014). Does investment in irrigation technology necessarily generate rebound effects? A simulation analysis based on an agro-economic model. *Agricultural Systems*, 128, 25-34.

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

- Bosello, F., Standardi, G. (2015). A sub-national CGE model for the European Mediterranean Countries. In *Working Paper N° RP0274*. CMCC Research Papers. CMCC, Lecce (Italy).
- CHG (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir). (2022). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir (Revisión para el tercer ciclo: 2022-2027). *Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, Sevilla, España*.
- Crispin Cunya, M., Ponce Oliva, R. D., Rendon Schneir, E., Arias Montevechio, E. E. (2023). Hydro-economic modeling of the climate change and politics effects in Andean agriculture. *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 23(1), 55-87.
- Easter, K. W., Huang, Q. (2014). *Water Markets for the 21st Century: What Have We Learned?* New York: Springer.
- Esteve, P., Varela-Ortega, C., Blanco-Gutiérrez, I., Downing, T. E. (2015). A hydro-economic model for the assessment of climate change impacts and adaptation in irrigated agriculture. *Ecological Economics*, 120, 49-58.
- European Environment Agency. (2013). *Assessment of cost recovery through water pricing, Technical report N° 16/2013*. Retrieved from Luxembourg:
- Expósito, A., Beier, F., Berbel, J. (2020). Hydro-economic modelling for water-policy assessment under climate change at a river basin scale: a review. *Water*, 12(6), 1559.
- FAO (2021). El estado de los recursos tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura - Sistemas al límite. Informe de síntesis 2021. FAO. Roma.
- Fazeli, S., Bozorg-Haddad, O., Randall, M., Berrens, R. P. (2021). Introducing water banks: principles and importance. In O. Bozorg-Haddad (Ed.), *Economical, Political, and Social Issues in Water Resources*, 83-102.
- Gleick, P. H. (2002). Water management: Soft water paths. *Nature*, 418(6896), 373-373.
- Gómez-Limón, J. A., Calatrava, J. (2016). Los mercados de agua en España: Presente y perspectivas. Fundación Cajamar. Almería.
- Gómez-Limón, J. A., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N. M. (2020). Agricultural water allocation under cyclical scarcity: the role of priority water rights. *Water*, 12(6), 1835.
- Gómez-Limón, J. A., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N. M. (2021). Priority water rights. Are they useful for improving water-use efficiency at the irrigation district level? *Agricultural Water Management*, 257, 107145.

- Gómez, C. M., Pérez-Blanco, C. D., Adamson, D., Loch, A. (2017). Managing water scarcity at a river basin scale with economic instruments. *Water Economics and Policy*, 04(01), 1750004.
- Grafton, R. Q., Horne, J. (2014). Water markets in the Murray-Darling basin. *Agricultural Water Management*, 145(C), 61-71.
- Harou, J. J., Pulido-Velazquez, M., Rosenberg, D. E., Medellín-Azuara, J., Lund, J. R., Howitt, R. E. (2009). Hydro-economic models: concepts, design, applications, and future prospects. *Journal of Hydrology*, 375(3-4), 627-643.
- Hertel, T. W. (1997). *Global trade analysis: modeling and applications*. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- Hossain, S. S., Delin, H. (2022). Measuring economic impact in Korea, Japan, India, China, and ASEAN considering agricultural sectors: a dynamic CGE approach based on GAMS. *Review of World Economics*, 158(2), 571-613.
- Howitt, R. E. (1995). Positive Mathematical Programming. *American Journal of Agricultural Economics*, 77(2), 329-342. Retrieved from
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2022). Climate Change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Kahil, T., Dinar, A., Albiac, J. (2015). Modeling water scarcity and droughts for policy adaptation to climate change in arid and semiarid regions. *Journal of Hydrology*, 522, 95-109.
- Lago, M., Mysiak, J., Gómez, C. M., Delacámara, G., Maziotis, A. (Eds.). (2015). *Use of economic instruments in water policy: insights from international experience* (Vol. 14). Cham, Switzerland..
- Loch, A., Pérez-Blanco, C. D., Carmody, E., Felbab-Brown, V., Adamson, D., Seidl, C. (2020). Grand theft water and the calculus of compliance. *Nature Sustainability*, 3(12), 1012-1018.
- Martínez-Dalmau, J., Gutiérrez-Martín, C., Expósito, A., Berbel, J. (2023). Analysis of water pricing policy effects in a Mediterranean basin through a hydroeconomic model. *Water Resources Management*, 37(4), 1599-1618.
- Martínez-Dalmau, J., Gutiérrez-Martín, C., Kahil, T., Berbel, J. (2023). Impact of alternative water policies for drought adaptation in the Guadalquivir

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

- Mediterranean river basin, southern Spain. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 47, 101444.
- McCann, L. (2013). Transaction costs and environmental policy design. *Ecological Economics*, 88, 253-262.
- Molle, F. (2003). *Development trajectories of river basins: A conceptual framework* (Vol. 72): IWMI.
- Molle, F. (2009). Water scarcity, prices and quotas: a review of evidence on irrigation volumetric pricing. *Irrigation and Drainage Systems*, 23(1), 43-58.
- Molle, F., Wester, P. (2009). River basin trajectories: societies, environments and development.
- Molle, F., Wester, P., Hirsch, P. (2010). River basin closure: processes, implications and responses. *Agricultural Water Management*, 97(4), 569-577.
- Montilla-López, N. M., Gutiérrez-Martín, C., Gómez-Limón, J. A. (2016). Water banks: what have we learnt from the international experience? *Water*, 8(10), 466.
- Mulanda, S. M., Punt, C. (2021). Characteristics of Zambia's agricultural sector and the role for agricultural policy: Insights from CGE modelling. *Structural Change and Economic Dynamics*, 58, 300-312.
- OECD. (2015). *Water resources allocation: sharing risks and opportunities*. Paris: OECD Publishing.
- OECD. (2016). *Mitigating droughts and floods in agriculture. Policy lessons and approaches*. Paris: OECD Publishing.
- Ortiz-Partida, J.P., Fernandez-Bou, A.S., Maskey, M., Rodríguez-Flores, J.M., Medellín-Azuara, J., Sandoval-Solis, S., Ermolieva, T., Kanavas, Z., Sahu, R.K., Wada, Y., Kahil, T., 2023. Hydro-economic modeling of water resources management challenges: current applications and future directions. *Water Economics & Policy*, 9(1).
- Parrado, R., Pérez-Blanco, C. D., Gutiérrez-Martín, C., Standardi, G. (2019). Micro-macro feedback links of agricultural water management: insights from a coupled iterative positive Multi-Attribute Utility Programming and Computable General Equilibrium model in a Mediterranean basin. *Journal of Hydrology*, 569, 291-309.
- Pradhan, B. K., Ghosh, J. (2019). Climate policy vs. agricultural productivity shocks in a dynamic computable general equilibrium (CGE) modeling framework: The case of a developing economy. *Economic Modelling*, 77, 55-69.

- Pujol, J., Raggi, M., Viaggi, D. (2006). The potential impact of markets for irrigation water in Italy and Spain: a comparison of two study areas. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 50(3), 361-380.
- Randall, A. (1981). Property entitlements and pricing policies for a maturing water economy. *Australian Journal of Agricultural Economics*, 25(3), 195-220.
- Rey, D., Pérez-Blanco, C. D., Escriva-Bou, A., Girard, C., Veldkamp, T. I. E. (2018). Role of economic instruments in water allocation reform: lessons from Europe. *International Journal of Water Resources Development*, 1-34.
- Sapino, F., Pérez-Blanco, C. D., Saiz-Santiago, P. (2022). A hydro-economic model to calculate the resource costs of agricultural water use and the economic and environmental impacts of their recovery. *Water Economics and Policy*, 8(04), 2240012.
- Valle-García, Á., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N. M. (2024). Water pricing and quotas: a quantitative analysis from a private and social perspective. *Water Resources Management*.
- Ward, F. A. (2021). Hydroeconomic analysis to guide climate adaptation plans. *Frontiers in Water*, 3, 681475.
- Wheeler, S. A. (2021). *Water markets: A global assessment*: Edward Elgar Publishing.
- Wheeler, S. A., Garrick, D., Loch, A., Bjornlund, H. (2013). Evaluating water market products to acquire water for the environment in Australia. *Land Use Policy*, 30(1), 427-436.
- Wheeler, S. A., Loch, A., Edwards, J. (2014). The role of water markets in helping irrigators adapt to water scarcity in the Murray–Darling Basin, Australia. *Applied studies in climate adaptation*, 166-174.
- Wheeler, S. A., Xu, Y. (2021). Introduction to water markets: An overview and systematic literature review. *Water Markets*, 1-19.
- Wutich, A., White, A. C., White, D. D., Larson, K. L., Brewis, A., Roberts, C. (2014). Hard paths, soft paths or no paths? Cross-cultural perceptions of water solutions. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(1), 109-120.

Capítulo 2
Tarifación y cuotas del
agua: un análisis
cuantitativo desde una
perspectiva privada y social

Tarifación y cuotas del agua: un análisis cuantitativo desde una perspectiva privada y social¹

Resumen

La situación actual de escasez estructural de agua debido al aumento de la demanda, la reducción de la oferta como consecuencia del cambio climático, los períodos de sequía cada vez más frecuentes y la presión cuantitativa general sobre los recursos hídricos crea la necesidad de implementar instrumentos económicos para reducir la cantidad de agua utilizada, especialmente en el sector agrícola. Por lo tanto, la tarifación del agua y las cuotas de asignación (reducción proporcional de las asignaciones de agua) pueden ser herramientas adecuadas para reducir la demanda o asignar recursos hídricos escasos. Para un análisis comparativo del rendimiento de estas dos medidas, se ha desarrollado un modelo de Programación Matemática Positiva (PMP), utilizando como caso de estudio la Demarcación del Guadalquivir. Además, el análisis tiene en cuenta los ingresos generados por la tarifación del agua y el coste marginal de los fondos públicos. Los resultados indican que, desde la perspectiva del agricultor, las cuotas resultan en menores pérdidas económicas que la tarifación del agua. Sin embargo, al considerar la tarifación del agua junto con los ingresos generados por esta medida, este mecanismo sería más beneficioso para la sociedad en su conjunto, ya que los impuestos recaudados podrían utilizarse para otros fines, aunque con pérdidas de eficiencia medidas por el coste marginal de los fondos públicos y el exceso de gravamen.

Palabras clave: Tarifación del agua, Cuotas de agua, España, Programación Matemática Positiva, Coste marginal de los fondos públicos.

¹El contenido de este capítulo es una versión traducida del siguiente artículo:

Valle-García, Á., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N.M. (2024). Water pricing and quotas: a quantitative analysis from a private and social perspective. *Water Resources Management*.

Nota: Algunas partes específicas explicadas en otros capítulos pueden repetirse en este capítulo.

2.1. Introducción y objetivos

Los recursos hídricos son uno de los factores de producción más cruciales y tienen un impacto directo e indirecto en todos los sectores de la economía mundial en todas las regiones del mundo. Uno de los mayores retos a los que se enfrenta actualmente la sociedad es la disponibilidad de agua dulce y su calidad (Distefano y Kelly, 2017). La población mundial está creciendo y, en consecuencia, la demanda de alimentos está aumentando, lo que lleva a un aumento en la extracción de agua y el consumo mundial (FAO, 2012). En las regiones de clima mediterráneo y semiárido, donde predomina la agricultura de regadío y ha aumentado el consumo de agua para el riego de cultivos, el cierre de cuencas fluviales se ha convertido en una práctica común. Una cuenca se considera cerrada cuando no es posible aumentar el suministro de agua para satisfacer nuevas demandas (Molle et al., 2010).

Además, debido al calentamiento global y al cambio climático, se ha producido una reducción general de la disponibilidad de agua en todo el mundo (IPCC, 2018). Por lo tanto, en cualquier economía de agua madura, no hay suficiente agua para abastecer los usos crecientes y competitivos del agua, lo que significa que las nuevas demandas solo pueden satisfacerse mediante una reducción de las existentes (Molle, 2009). Por lo tanto, para reducir la cantidad de agua utilizada, es necesario implementar diferentes instrumentos de gestión de la demanda y políticas económicas como la tarifación del agua, los mercados de agua, las tecnologías y la reasignación (Gómez et al., 2018; Lago et al., 2015). A menudo es difícil implementar estos instrumentos, ya sea porque la legislación o la regulación no los permite o porque existen demasiados obstáculos y falta de aceptación por parte de la sociedad, como es el caso de los mercados del agua (Giannoccaro et al., 2013). Del mismo modo, la DMA (Comisión Europea, 2000) ha fomentado el uso de instrumentos económicos para provocar cambios en la demanda de agua y reducir la contaminación de la misma (art. 9).

Los derechos de asignación de agua son una herramienta clave para la gestión de los recursos hídricos en cuencas cerradas, donde la disponibilidad de agua es limitada y el uso debe controlarse y regularse cuidadosamente. En una cuenca cerrada, los derechos de asignación de agua se otorgan a los usuarios en función de la disponibilidad de agua y las necesidades de los diferentes usuarios. Estos derechos establecen cuánta agua puede ser extraída de la cuenca por cada usuario (Molle, 2009; Molle et al., 2010). Los derechos de

asignación de agua se pueden otorgar en forma de concesiones o permisos de extracción de agua y pueden asignarse por un período determinado o de manera permanente. En algunos casos, estos derechos son transferibles, lo que significa que los usuarios pueden comprar y vender sus derechos de agua en el mercado.

Existen dos enfoques alternativos principales para el racionamiento de las asignaciones de agua de riego (cuotas) en caso de que no haya suficiente agua para satisfacer a todos los titulares de derechos de agua: 1) los basados en la regla proporcional y 2) los basados en la regla de prioridad (OCDE, 2016). La regla proporcional es el método de racionamiento más conocido y utilizado para la asignación de agua de riego (Gómez-Limón et al., 2020a). Esta norma consiste en que todos los titulares de derechos de agua reciban una cantidad de agua proporcional a sus derechos de agua, de modo que la demanda total sea igual a la oferta total (OCDE, 2015). Por el contrario, en virtud de la regla de prioridad, los titulares de derechos de riego se dividen en clases de prioridad, y sus derechos de agua se asignan de acuerdo con esos niveles de prioridad. De esta manera, las demandas de los titulares de derechos considerados de mayor prioridad se satisfacen primero, y cuando estas demandas se han satisfecho plenamente, el recurso restante se asigna a los titulares de derechos correspondientes de acuerdo con el criterio de prioridad decreciente (Gómez-Limón et al., 2020a).

La tarificación del agua es otro conocido instrumento económico destinado a promover el uso eficiente y la conservación del agua. Según el glosario de la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA), la tarificación del agua se define como “la aplicación de una tarifa o valor monetario al que se puede comprar o vender agua” (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2013). La DMA (art. 9) establece que “[...] Las políticas de tarificación del agua ofrecen incentivos adecuados para que los usuarios utilicen los recursos hídricos de manera eficiente y, por lo tanto, contribuyan a los objetivos medioambientales de la presente Directiva”. Sin embargo, la Agencia Europea de Medio Ambiente (2013) señala que la aplicación de la tarificación en la Unión Europea (UE) ha sido lenta, incluso en el sector agrícola. Así, más de 20 años después de la adopción de la DMA, ni un solo Estado miembro del sur de Europa ha implementado una reforma de la tarificación del agua agrícola que incorpore los principios de recuperación de costes, quien contamina paga y asequibilidad establecidos en la DMA (Rey et al., 2018).

Muchos autores han realizado estudios en profundidad sobre la tarificación del agua en el sector agrícola. Algunas de estas publicaciones examinaron el impacto de la DMA en la

sostenibilidad de los sistemas de riego en la agricultura (Bazzani et al., 2004; Berbel y Gutiérrez Martín, 2005). Otros han analizado experiencias de tarifación del agua en diferentes países como Australia, Brasil, México, Italia, Francia y China, entre otros (Dinar et al., 2015; Doppler et al., 2002; Grové et al., 2023; Massarutto, 2003; Molle, 2009; Mu et al., 2024). Sin embargo, pocos autores han basado su investigación en modelos económicos regionales que utilizan marcos conjuntos multimodelo que involucran diversos métodos de programación matemática (Pérez-Blanco et al., 2016; Sapino et al., 2020).

En España, que es el foco de este caso de estudio, la investigación sobre la tarifación del agua es de gran interés. Algunas de las contribuciones más recientes han analizado el efecto de la tarifación del agua a través de un caso de estudio en una zona concreta (Aldaya et al., 2023; Montilla-López et al., 2017). Algunos autores han aplicado diversos métodos y modelos de simulación utilizando programación matemática para simular y cuantificar el impacto de la tarifación del agua en el sector agrícola (Gallego-Ayala et al., 2011; Iglesias y Blanco, 2008). Cabe destacar la relativa escasez de evaluaciones de los impactos regionales a nivel de cuenca, y muy pocos estudios han incorporado la tarifación del agua en los modelos hidro-económicos (Kahil et al., 2016; Martínez-Dalmau et al., 2023a).

Investigaciones previas sobre la tarifación del agua no han considerado el efecto de una reforma tributaria sobre el bienestar total (con algunas excepciones, como Gómez-Limón et al., 2020b; Gómez-Limón et al., 2019; Martínez-Dalmau et al., 2023b). Esto puede explicarse por un “precio” por unidad de ingresos fiscales (González-Páramo, 2003a), conocido como coste marginal de los fondos públicos (CMF). El CMF representa el precio sombra que la sociedad paga por cada una de las unidades monetarias invertidas en políticas de gasto público (Dahlby, 2008). Existen otras medidas monetarias del coste de las distorsiones que los impuestos introducen en el sistema económico, como el exceso de carga tributaria o exceso de gravamen (EG) (González-Páramo, 2003a), que mide la pérdida monetaria causada por la introducción de un impuesto como la diferencia entre la pérdida económica total y los ingresos recaudados. Además, es importante tener en cuenta que el sector agrario no solo genera riqueza a través de su actividad, sino que también beneficia indirectamente al resto de la economía a través de su interrelación y efectos indirectos sobre la cadena agroalimentaria y otros sectores. Algunos autores han examinado los efectos indirectos en España, medidos como un efecto sobre la economía en general a través de un multiplicador (Cansino Muñoz-Repiso et al., 2013; Gómez-Ramos y Pérez, 2012; Rodríguez-Chaparro, 2013). En otros estudios, se han evaluado los efectos de la

tarifación del agua en el conjunto de la economía utilizando un modelo de equilibrio general (Pérez-Blanco et al., 2016).

En este contexto, este trabajo tiene como objetivo analizar los resultados de la tarifación y las cuotas del agua en el sector agrícola y determinar cómo cada una de estas políticas afecta el bienestar de los agricultores y de la sociedad en su conjunto. Para ello, se utiliza la cuenca del río Guadalquivir como caso de estudio para determinar qué política podría ser más eficaz en el contexto actual de escasez de recursos hídricos. Como novedad, se analiza la ineficiencia económica de la tarifación del agua a través de dos indicadores de contabilidad pública, el coste marginal de los fondos públicos y el exceso de carga tributaria.

En la siguiente sección se presenta el caso de estudio y la metodología. En la tercera sección se describen los resultados, mientras que en la cuarta sección se analizan y comparan con los hallazgos de estudios previos. Finalmente, la última sección está dedicada a las principales conclusiones, las limitaciones del estudio y las vías para futuras investigaciones.

2.2. Caso de estudio

La cuenca del río Guadalquivir, en el sur de España, tiene una superficie de 57.679 km² que se extiende por 12 provincias pertenecientes a cuatro regiones administrativas, donde Andalucía representa más del 90% de la superficie de la demarcación. La cuenca hidrográfica alberga una población de más de 4,4 millones de personas. Esta región tiene un clima típicamente mediterráneo con una distribución heterogénea de las precipitaciones y frecuentes episodios de sequía hidrológica. La temperatura media anual es de 16,1°C, y la precipitación media anual es de 561 mm (CHG, 2022). La disponibilidad de agua en la cuenca asciende aproximadamente a 3.720 hm³ al año, de los cuales unos 3.207 hm³ al año se utilizan para satisfacer las demandas de la agricultura de regadío (lo que representa el 86% de la demanda total de agua de la cuenca) (CHG, 2022).

Los derechos de agua agrícola están asociados a la propiedad de las superficies de regadío, pero son temporalmente (durante una temporada) transferibles a otros usuarios del agua. El uso agrícola del agua (junto con todos los demás usos económicos, como la industria y la energía) tiene un nivel de prioridad menor que los usos domésticos. La cuenca

está cerrada a nuevas demandas o usuarios porque no es posible aumentar el suministro de agua. El principal cultivo de la cuenca es el olivar tanto de secano como de regadío.

Como se puede observar en la Figura 2.1, la cuenca hidrográfica se ha dividido en tres zonas (Zona Alta, Zona Media y Zona Baja) de acuerdo con las características de cada región agrícola y los cultivos que allí se producen. La Zona Alta se caracteriza por la presencia de cultivos perennes (91% de la superficie total de esta zona), siendo el cultivo principal el olivar, que representa el 88% de la superficie total (véase Tabla 2.1). Sin embargo, en la Zona Media, el porcentaje de cultivos perennes desciende hasta el 69% del total de cultivos de la zona, siendo el olivar el principal cultivo (56%) seguido de los cereales (12%). Por último, en la Zona Baja, menos de la mitad de la superficie cultivada se dedica a cultivos perennes (41%), siendo el olivar el principal cultivo perenne, seguido de los naranjos (10%). En esta zona, cultivos como los cereales, el algodón, el arroz o los cultivos hortícolas juegan un papel fundamental, representando alrededor del 49% del total de los cultivos cultivados en la zona. Debido a la falta de información económica sobre algunos cultivos, la superficie considerada en este estudio es el 85% de la superficie total de la cuenca e incluye todos los cultivos principales.

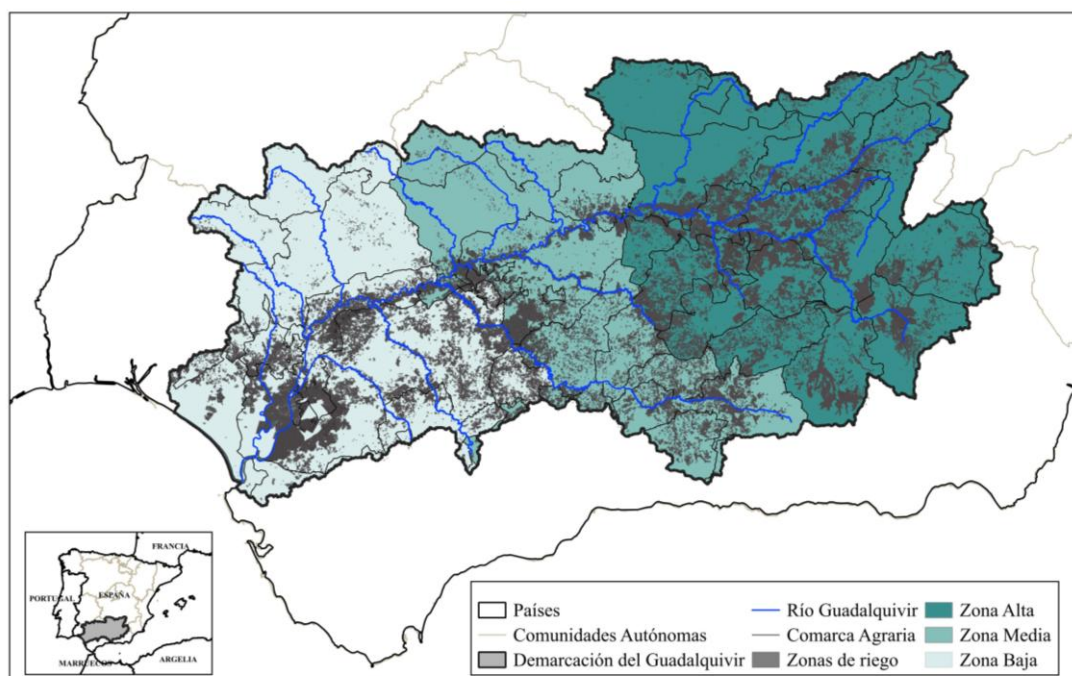


Figura 2.1. Caso de estudio. Fuente: Elaboración propia.

Tabla 2.1. Resumen de los principales cultivos por zona.

	Superficie (ha)			
	Zona Alta	Zona Media	Zona Baja	Cuenca
Olivar	269.143 (88%)	91.721 (57%)	68.455 (26%)	429.319
Otros perennes	10.256 (3%)	18.640 (12%)	40.434 (15%)	69.330
Cereales	11.793 (4%)	18.607 (12%)	27.612 (11%)	58.012
Algodón	4.592 (1%)	4.652 (3%)	39.289 (15%)	48.533
Arroz	0 (0%)	0 (0%)	37.083 (14%)	37.083
Otros cultivos	11.155 (4%)	26.834 (17%)	48.950 (19%)	86.939
Total	306.939 (100%)	160.454 (100%)	261.824 (100%)	729.218

En cuanto a la fuente de datos utilizada en el análisis, la superficie (ha), el rendimiento (kg/ha) y el precio (EUR/kg) se han obtenido del Anuario de Estadística Agrarias del Ministerio de Agricultura de España, mientras que el coste (EUR/ha) y las necesidades de agua (m³/ha) se han recopilado de los Estudios de Costes e Ingresos de las Explotaciones Agrarias (ECREA) y el Plan Hidrológico de Cuenca, respectivamente. Los datos se sitúan a escala de región o provincia, por lo que se han tenido que estimar a escala de región agraria (comarca agraria) utilizando el Plan de Regionalización Productiva (BOE, 2002).

La Tabla 2.2 muestra datos sobre superficie, rendimiento, precio, costes, subsidios, necesidades de agua y margen bruto para algunos de los cultivos más importantes de la cuenca. En cada región, cada cultivo tiene un valor de datos iniciales diferente, por lo que estos datos se proporcionan como un promedio ponderado para la cuenca.

Tabla 2.2. Datos de los principales cultivos de la cuenca.

Cultivo	Superficie (ha)	Rendimiento (kg/ha)	Precio (EUR/kg)	Costes (EUR/ha)	Subvención (EUR/ha)	Necesidades hídricas (m ³ /ha)	Margen bruto (EUR/ha)
Trigo	53.710	3.973	0,205	670		1.900	145
Arroz	56.128	8.560	0,284	1.874	117	10.500	674
Maíz	39.700	12.124	0,189	1.940		5.000	351
Algodón	51.649	3.008	0,452	1.492	967	4.500	835
Naranja	55.695	25.457	0,186	3.587		5.400	1.148
Olivar	480.800	5.050	0,473	1.553		1.500	836

2.3. Metodología

En esta sección se describe el modelo desarrollado basado en Programación Matemática Positiva (PMP) y la justificación para calcular la pérdida de eficiencia económica a través del coste marginal de los fondos públicos y el exceso de carga tributaria.

2.3.1. El modelo

Se desarrolla un modelo PMP que maximiza el margen bruto total como un indicador de la ganancia a corto plazo. En su mayoría, solo se han tenido en cuenta los cultivos de regadío en las simulaciones de escasez de agua, aunque se han incluido algunas alternativas de secano. La unidad de decisión es la región agrícola, que es una unidad agrícola homogénea por debajo del nivel provincial o NUTS3, siguiendo la nomenclatura de la Unión Europea. Finalmente, se agregan los resultados para cada una de las zonas de cuenca consideradas y para la cuenca en su conjunto.

Los modelos PMP describen y analizan el comportamiento de los agentes económicos, como los agricultores, en respuesta a los incentivos económicos y las condiciones de mercado prevalecientes (Heckelei et al., 2012). Estos modelos están diseñados para maximizar las ganancias sujetas a restricciones físicas y económicas. Por lo tanto, son modelos descriptivos que intentan explicar cómo funciona el mundo real calibrando la función objetivo de acuerdo con la situación observada. Los modelos PMP se basan en la programación no lineal, una técnica de optimización matemática que maximiza una función objetivo no lineal sujeta a un conjunto de restricciones.

Hay muchos enfoques que se pueden utilizar para calibrar los parámetros necesarios para reproducir el escenario de referencia cuando se maximiza la función objetivo. La PMP fue propuesta formalmente por Howitt (1995), aunque algunos estudios anteriores ya la habían aplicado empíricamente. A pesar del desarrollo de nuevos enfoques que superan algunos de los problemas con el trabajo de Howitt, el enfoque original sigue siendo ampliamente utilizado. Nuestro modelo se basa en el enfoque estándar desarrollado por Howitt (1995), que consiste en estimar una función de coste cuadrática. Uno de los problemas del enfoque estándar es que los parámetros de calibración están infradeterminados. Para evitar esta subdeterminación, se ha utilizado el enfoque de coste promedio (Heckelei y Britz, 2000), asumiendo una función de coste variable cuadrático para cada cultivo c ($coste_c = \alpha_c \cdot X_c + \frac{1}{2} \cdot \beta_c \cdot X_c^2$), con α_c y β_c siendo parámetros que deben determinarse para replicar los niveles precisos de actividad para cada tipo de cultivo en el año de referencia, al tiempo que X_c representa la superficie para cada cultivo. Este enfoque garantiza que el coste resultante de la función de coste cuadrático cuando se reproduce el escenario base coincida con el coste promedio del cultivo. A continuación, el conjunto de parámetros de calibración se define de la siguiente manera:

$$\alpha_{c,f} = avgcost_c - \mu_c \quad (1)$$

$$\beta_{c,f} = \frac{2 \mu_c}{X_c^{obs}} \quad (2)$$

donde $avgcost_c$ es el coste contable variable promedio observado del cultivo c , X_c^{obs} la superficie de cultivo observada en el año de referencia y μ_c los valores duales de las restricciones de calibración que replican el escenario base.

Por último, la función objetivo es la maximización del margen bruto total (MBT) calculado como la suma del margen bruto individual de cada cultivo, donde P_c y R_c son el precio y el rendimiento de cada cultivo, respectivamente.

$$MBT = \sum_c [P_c \cdot R_c - (\alpha_c + \frac{1}{2} \cdot \beta_c \cdot X_c)] \cdot X_c \quad (3)$$

El componente de coste de margen bruto corresponde a la suma de los costes directos, la maquinaria y la mano de obra contratada. A modo de ejemplo, el margen bruto para el trigo en una de las zonas se determina a partir de los datos de entrada y después de aplicar la PMP (según la ecuación 3) como la diferencia entre los ingresos y los costes totales. De esta forma, si el precio es de 0,205 EUR/kg, produce 3.468 kg/ha y cuesta 587,98 EUR/ha, el margen bruto total es de 123 EUR/ha para los datos de entrada. Alternativamente, aplicando la metodología PMP con el mismo precio y rendimiento, de 551, y de 0,13 y una superficie inicial de 569 ha, el margen bruto total es también de 123 EUR/ha.

El modelo incluye restricciones en el uso de la superficie y el uso del agua, así como restricciones en los cultivos permanentes. Algunos cultivos permanentes tienen alternativas de secano, como el olivo y el almendro, mientras que otros, como los naranjos, no. El naranjo es un cultivo importante en la cuenca que no puede sobrevivir sin agua, por lo que se ha incluido en el análisis la posibilidad de utilizar el nivel mínimo de agua de riego para asegurar la supervivencia en caso de que no haya suficiente agua. Aparte de esta opción para reducir el uso de agua en los naranjos, no hay otros ajustes intensivos de los márgenes, por lo que las únicas respuestas posibles de los agricultores a los precios o a las restricciones de agua son cambios en los patrones de cultivo, optando por cultivos menos intensivos en agua (ajuste extensivo de márgenes) y cultivos de secano (ajuste de márgenes superextensivos). De hecho, el ajuste para los naranjos también se encuentra dentro del margen extensivo, ya que no conocemos la función de respuesta del agua. Así, los naranjos regados “con normalidad” son sustituidos por naranjos “con riego por supervivencia” (un amplio ajuste de margen).

Se llevan a cabo dos tipos de simulaciones destinadas a reducir el uso de agua. Para las simulaciones de precios del agua, el coste del agua se incrementará hasta 1 EUR/m³ en intervalos de 0,01 EUR/m³. El segundo grupo de simulaciones son las restricciones de agua o cuotas de agua. En este caso, la disponibilidad de agua se reducirá en incrementos del 1% hasta que no haya agua disponible. Cabe señalar que por encima de un cierto nivel de restricción puede que no haya una solución viable en todas las regiones si hay cultivos permanentes que no pueden ser reemplazados por cultivos de secano en el corto plazo.

El modelo ha sido programado con la última versión de GAMS (Bussieck y Meeraus, 2004) utilizando el solucionador CONOPT.

2.3.2. *Coste de los fondos públicos*

Los conceptos de coste marginal de los fondos públicos (CMF) y exceso de gravamen (EG) se han vuelto cada vez más cruciales en el campo de la economía pública. Desempeñan un papel importante en la evaluación de las reformas fiscales, las iniciativas de gasto público y otras políticas públicas, que van desde la aplicación de impuestos hasta la privatización de empresas públicas (Dahlby, 2008). El exceso de gravamen de un sistema tributario puede definirse como la diferencia entre el valor monetario de la reducción del bienestar causada por el sistema tributario y la cantidad de ingresos fiscales generados (Dahlby, 2008). El CMF indica los efectos totales de una reforma tributaria sobre el bienestar, en forma de un “precio” por unidad de ingresos fiscales (González-Páramo, 2003a).

Estos indicadores se desarrollaron para evaluar proyectos de inversión pública que impliquen la captación de fondos públicos. La mayoría de los estudios empíricos relacionados se basan en el análisis de los cambios en el impuesto sobre la renta, considerando los efectos en el mercado y los precios. Sin embargo, nuestro estudio se basa en un modelo de micro-simulación utilizado para examinar los efectos de un aumento en la tarifa del agua sin conocer la asignación de los ingresos o los posibles efectos sobre los precios pagados a los agricultores. Por ello, a partir del marco teórico de la contabilidad pública, hemos desarrollado algunos indicadores para calcular las pérdidas de eficiencia económica tras la implantación de la tarifa de agua de riego. Uno de los indicadores propuestos mide la pérdida de eficiencia en términos absolutos, el exceso de gravamen, mientras que otros indicadores miden la pérdida relativa, el coste relativo promedio de los fondos públicos (*AvgCRF*) y el coste relativo marginal de los fondos públicos (*MgCRF*).

En el caso del exceso de gravamen, se ha calculado como la diferencia entre los cambios en el bienestar, medidos como pérdidas absolutas del margen bruto total después de la implementación de la tarifación del agua, y los ingresos totales, de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$EG = \text{Cambios en el bienestar (pérdidas totales MB)} - \text{Recaudación total} \quad (4)$$

El coste relativo medio de los fondos públicos sería el “precio” de recaudar un euro, que se puede calcular mediante la siguiente ecuación:

$$AvgCRF = \frac{\text{Cambios en el bienestar (pérdidas totales MB)}}{\text{Recaudación total}} \quad (5)$$

Del mismo modo, el coste marginal relativo de los fondos públicos mide el coste relativo de la última unidad recaudada, y se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$MgCRF = \frac{\text{Cambios en el bienestar (pérdidas totales MB)}}{\text{Recaudación marginal}} \quad (6)$$

Sin embargo, estos indicadores difieren en función de la tarifa de riego aplicada, por lo que se analizan a partir de algunas estadísticas básicas.

Además, se han aproximado los efectos indirectos en la cadena agroalimentaria de la implementación de la tarifación del agua para los indicadores mencionados, a partir de los valores estimados reportados por otros autores. Por ejemplo, el factor multiplicador de los efectos sobre el resto de la cadena agroalimentaria ha sido estimado por Rodríguez-Chaparro (2013) en 1,3, mientras que otros autores como Cansino Muñoz-Repiso et al., (2013) y Gómez-Ramos y Pérez (2012) lo han estimado en 1,5 y 1,4, respectivamente. En el caso que nos ocupa, se ha utilizado un valor intermedio de 1,4.

2.4. Resultados

2.4.1. Pérdidas de uso de agua y margen bruto debido a la tarifación y las cuotas de agua

Los resultados varían en las tres zonas distintas de la cuenca, dependiendo de la capacidad de los cultivos para adaptarse a un volumen reducido de agua debido a la tarifación o a las cuotas de agua.

La Figura 2.2 representa el uso del agua con la aplicación de la tarificación (línea continua) y las cuotas de agua (línea discontinua) en cada una de las zonas en las que se ha dividido la cuenca, así como en la cuenca en su conjunto. La curva correspondiente a las cuotas de agua es lineal porque representa el agua utilizada cuando la disponibilidad de agua se reduce proporcionalmente. En otras palabras, a medida que disminuye la disponibilidad de agua, la cantidad utilizada también disminuirá de manera uniforme y proporcional, estando así representada por una línea recta. El uso del agua debido a la tarificación representa una curva típica de demanda de agua, y después de agregar las diferentes zonas, el resultado total de la cuenca es más suave. Esta curva contiene dos secciones distintas. El primer tramo es elástico hasta $0,25 \text{ EUR/m}^3$ y hay disminuciones continuas en el uso del agua debido a los cambios en los patrones de cultivo realizados por el agricultor a medida que aumenta el precio del agua. Esta primera fase elástica hace que los cultivos sean muy susceptibles a los aumentos del precio del agua, y los primeros incrementos afectan especialmente a cultivos importantes de la Zona Baja, como el arroz, que necesita una gran cantidad de agua y tienen un valor marginal de agua bajo. Por lo tanto, los agricultores reducen los cultivos que requieren grandes cantidades de agua y los reemplazan por aquellos que usan menos agua. Sin embargo, esta sección elástica aparece mayoritariamente en la Zona Baja y en menor medida en la Zona Media, mientras que la Zona Alta presenta un primer tramo más inelástico en su curva de aprovechamiento hídrico debido al predominio del olivar. La segunda parte de la curva de uso de agua ($>0,25 \text{ EUR/m}^3$) del total de la cuenca no permite el ahorro de agua, presentando así un comportamiento muy inelástico; se mantiene casi constante incluso si el precio del agua aumenta.

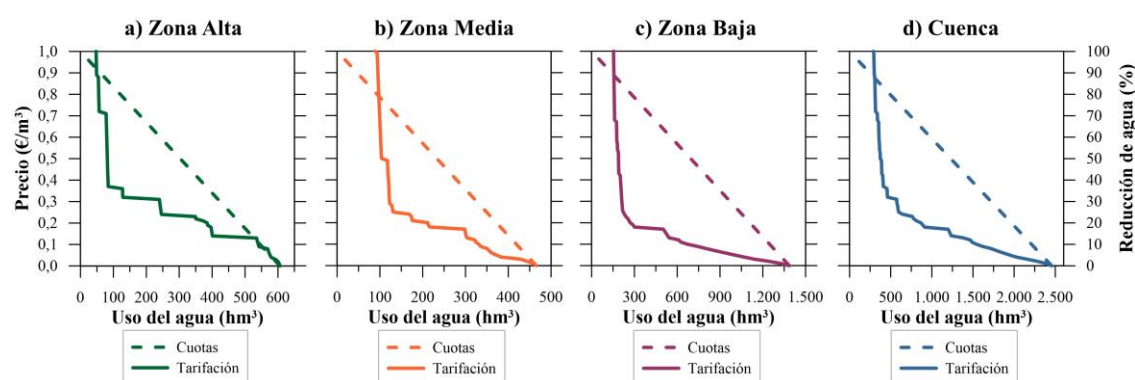


Figura 2.2. Uso del agua.

La Figura 2.3 ilustra las pérdidas totales de margen bruto para cada política de agua. La Figura 2.3a no solo muestra las pérdidas de margen bruto, sino también la cantidad recaudada con la tarificación. Así, esta figura muestra que a medida que aumenta el precio del agua, aumentan las pérdidas totales de margen bruto y, en general, los ingresos totales

recaudados por las autoridades del agua. Sin embargo, se observa que la implementación de una tasa o precio para el agua de riego siempre implica una pérdida de ganancias (medida como pérdidas totales de margen bruto), mientras que se observan algunas disminuciones en los ingresos a medida que aumenta el precio. Esto se debe al cambio en los patrones de cultivo, lo que conduce a un menor uso de agua en respuesta a un precio del agua más alto, lo que afecta negativamente a los ingresos recaudados. Se puede observar que a partir de 0,18 EUR/m³, la diferencia entre las pérdidas totales de margen bruto y los ingresos totales recaudados aumenta. En consecuencia, se pierde mucho más de lo que se recauda, lo que lleva a un aumento de las ineficiencias económicas.

Sin embargo, con la aplicación de la tarifación del agua, las pérdidas de margen bruto son más que proporcionales (por encima de la diagonal) para los primeros aumentos de precios. Es decir, un aumento del 1% en la tarifa del agua conduce a mayores pérdidas porcentuales. Esto se debe a que el precio del agua provoca cambios en el patrón de cultivo, lo que genera pérdidas más que proporcionales y produce ineficiencias económicas, como se verá a continuación. A partir de 0,50 EUR/m³, las pérdidas pasan a ser menos que proporcionales. La Figura 2.3b muestra cómo la reducción de las asignaciones a través de las cuotas de agua también reduce el margen bruto privado. Por el contrario, con la aplicación de reducciones en las asignaciones de agua, las pérdidas son siempre menos que proporcionales (por debajo de la diagonal). Es decir, una reducción del 1% en la disponibilidad de agua conduce a pérdidas proporcionalmente menores.

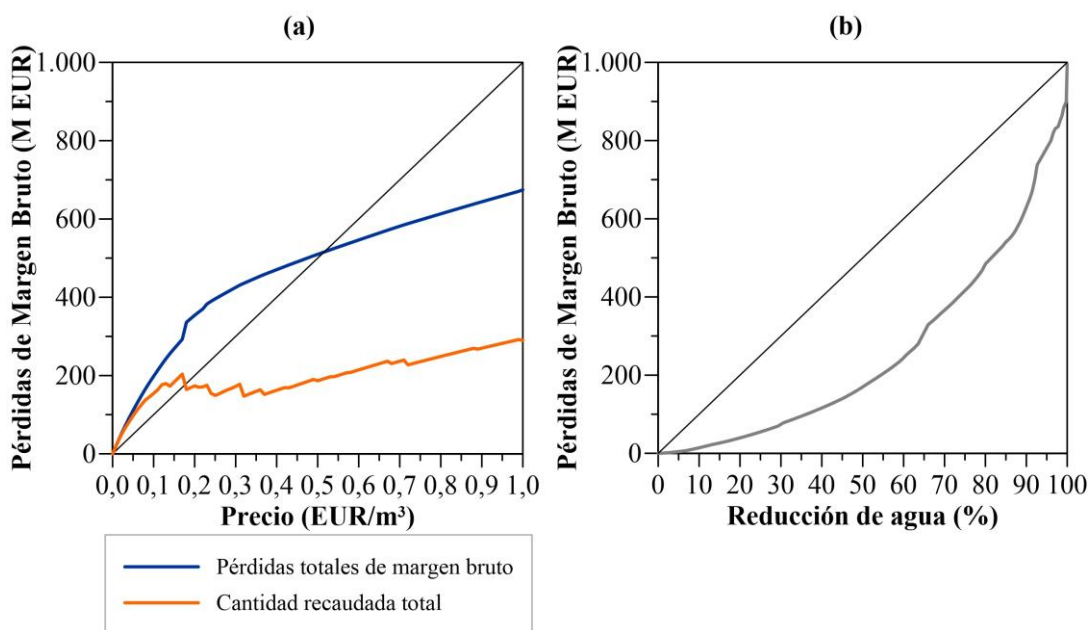


Figura 2.3. Pérdidas totales de margen bruto por política de aguas.

2.4.2. Pérdidas de margen bruto según las políticas de agua

La Figura 2.4 se basa en las dos figuras anteriores al relacionar el uso del agua (Figura 2.2) con las pérdidas de margen bruto (Figura 2.3) causadas por la implementación de cada una de las políticas de agua, lo que permite una comparación de las dos políticas. La Figura 2.4 muestra cómo las pérdidas de margen bruto privado se ven afectadas por la implementación de precios y cuotas de agua que reducen el uso de agua. La figura también muestra las pérdidas de margen bruto sufridas por la sociedad si se tienen en cuenta los ingresos fiscales. Dado que los ingresos de la tarifa del agua son una transferencia de los agricultores a la autoridad del agua, no se consideran una pérdida para la sociedad.

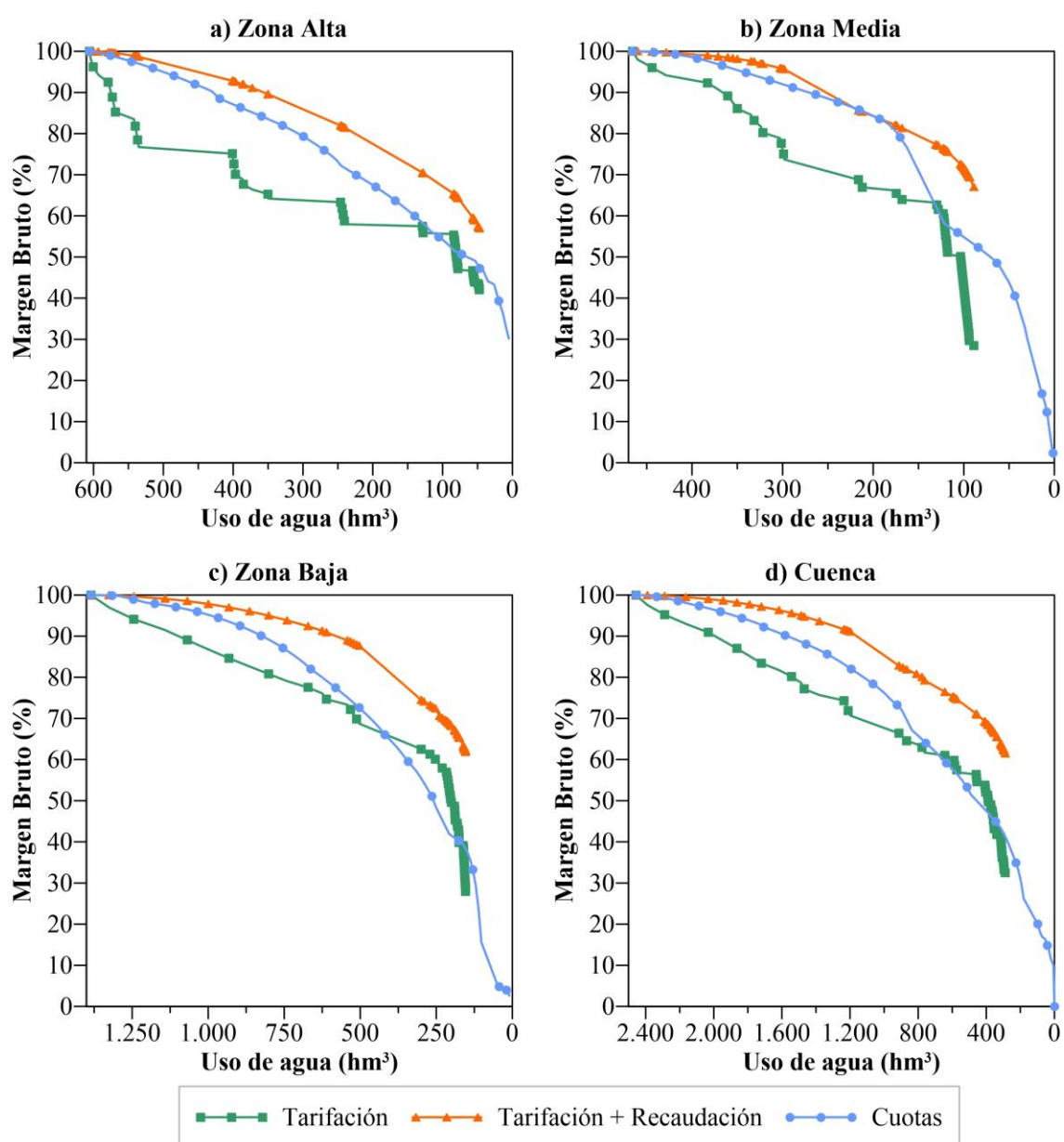


Figura 2.4. Pérdidas porcentuales de margen bruto por políticas de agua.

TARIFACIÓN Y CUOTAS DEL AGUA: UN ANÁLISIS CUANTITATIVO DESDE UNA PERSPECTIVA PRIVADA Y SOCIAL

En base a los resultados de este caso de estudio, desde una perspectiva privada, el uso de cuotas de agua en lugar de la tarifación es la mejor opción debido a las menores pérdidas económicas para los niveles altos y medios de disponibilidad de agua. Cuando el uso del agua cae por debajo de un cierto nivel (aproximadamente el 27% de la asignación total), las pérdidas de margen bruto privado debido a la tarifación del agua se vuelven aproximadamente iguales a las pérdidas provocadas por una reducción proporcional de las asignaciones. Sin embargo, desde una perspectiva social, la política de tarifación del agua es menos perjudicial si también se considera la recaudación de ingresos, ya que las pérdidas totales son menores que las incurridas por las restricciones de agua. Esto implica que los ingresos recaudados pueden utilizarse para otros fines y contribuir al bienestar de la sociedad. Dicho esto, es importante tener en cuenta que la implementación de la tarifación del agua siempre resulta en una mayor pérdida que los ingresos recaudados, lo que genera ineficiencias económicas. De lo contrario, la suma de la pérdida de margen bruto privado y las tarifas cobradas se mantendría en el 100% del margen bruto total.

Sin embargo, los resultados difieren según las zonas de la cuenca. En la Zona Alta se observa que, a pesar de experimentar pérdidas más pronunciadas durante las reducciones iniciales en el uso de agua con la aplicación de tarifas, es la zona más resiliente. En este sentido, con una restricción hídrica del 100%, esta región mantiene el 30% del margen bruto. Esto se debe a la adaptación del olivar, el principal cultivo de la zona, a la agricultura de secano.

En la Zona Media, se puede observar que las políticas de restricción de agua y de tarifación junto con recaudación tienen resultados muy similares, ya que ambas producen pérdidas de margen bruto relativamente menores que en otras zonas. Este resultado sugiere que la política de restricción del uso del agua sería preferible a la tarifación, ya que produce el mismo nivel de pérdidas para la sociedad, pero no tendría un efecto tan negativo en los agricultores.

En la Zona Baja, observamos una brecha más estrecha entre el precio del agua y las cuotas. En general, esta zona experimenta las menores pérdidas de margen bruto por la tarifa del agua, lo que indica menos ineficiencias económicas causadas por la tarifación. Este resultado se debe en parte al arroz, que es muy sensible tanto a las reducciones de agua por la imposición de cuotas como a la tarifación debido a sus altas necesidades de agua y su bajo valor marginal. Cabe mencionar que la superficie dedicada al cultivo del arroz

tiende a cero con el primer aumento de 0,10 EUR/m³ en el precio del agua, reduciendo a la mitad el consumo de agua en esta zona.

2.5. Costes de los fondos públicos

Como se mencionó anteriormente, se han adaptado indicadores basados en un marco de contabilidad pública para calcular las pérdidas de eficiencia económica. En este contexto, la Figura 2.5a, construida a partir de la Figura 2.3a, muestra el exceso de gravamen (medido como la diferencia entre las pérdidas totales de margen bruto causadas por la aplicación de una tarifa de agua de riego y el total de los ingresos recaudados) como resultado. Además, se han tenido en cuenta los efectos indirectos en la cadena agroalimentaria. Así, el impacto de la reducción del agua de riego debido a la tarifación del agua se puede extrapolar a la cadena agroalimentaria, ya que por cada euro perdido en el sector primario se pierden indirectamente 0,4 euros adicionales.

El coste relativo promedio de los fondos públicos (Figura 2.5b) también se ha calculado a partir de la Figura 2.3a. Este indicador proporciona una medida relativa de las pérdidas de eficiencia económica causadas por la implementación de la tarifación del agua. Es importante tener en cuenta que este indicador se calcula como la relación entre las pérdidas totales de margen bruto y los ingresos totales, proporcionando datos promedio. Los valores oscilan entre 1 (para el primer incremento de coste) y 3 euros (cuando el precio del agua alcanza los 0,37 EUR/m³). El valor medio de este ratio es de 2,30 sin tener en cuenta el efecto indirecto en la cadena agroalimentaria. Si se tienen en cuenta estos efectos indirectos, puede alcanzar un máximo de 4,2 y una media de 3,22.

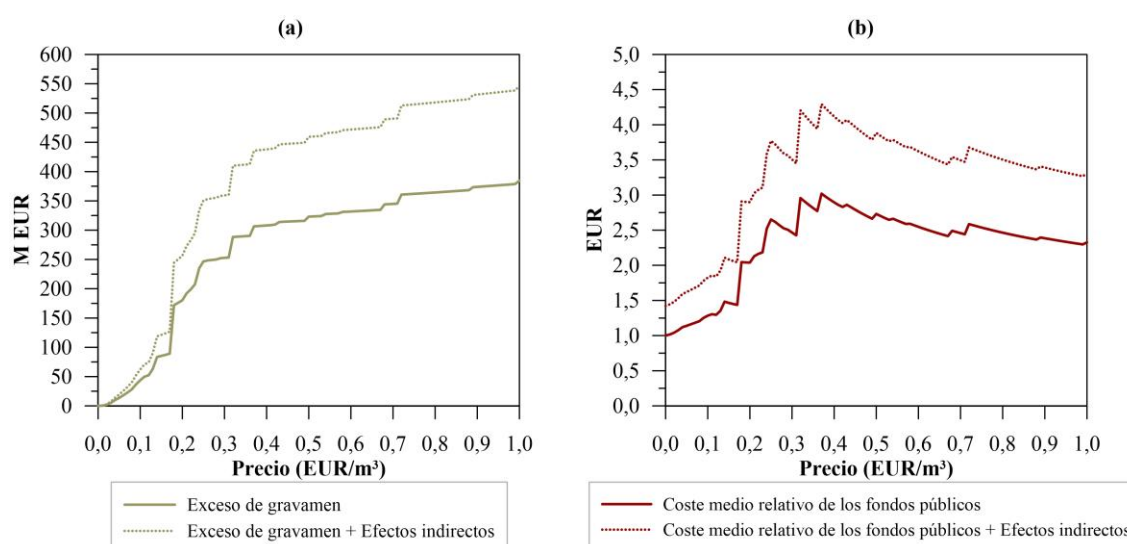


Figura 2.5. Exceso de gravamen y coste relativo medio de los fondos públicos.

TARIFACIÓN Y CUOTAS DEL AGUA: UN ANÁLISIS CUANTITATIVO DESDE UNA PERSPECTIVA PRIVADA Y SOCIAL

Una vez analizados los efectos en términos medios, se procede al análisis en términos marginales. Esto significa evaluar el coste de recaudar un euro adicional. En la Figura 2.6a, se representan las pérdidas marginales del margen bruto, junto con los efectos indirectos causados por las pérdidas. La Figura 2.6b ilustra los ingresos marginales. Se puede observar que tanto las pérdidas marginales de margen bruto como los ingresos siguen una tendencia a la baja en respuesta al aumento de los precios del agua, hasta el punto en que se estabilizan y no se observan cambios significativos en la tendencia. Se pueden observar picos significativos tanto en las pérdidas marginales de margen bruto como en los ingresos marginales a ciertos niveles de precios, influidos por las variaciones en los patrones de cultivo. Cada vez que un cultivo se sustituye totalmente o se transforma en cultivo de secano en respuesta a un aumento de 0,01 EUR/m³ en la tarifa, la cantidad recaudada disminuye bruscamente y, en algunos casos, las pérdidas de margen bruto también alcanzan un punto máximo.

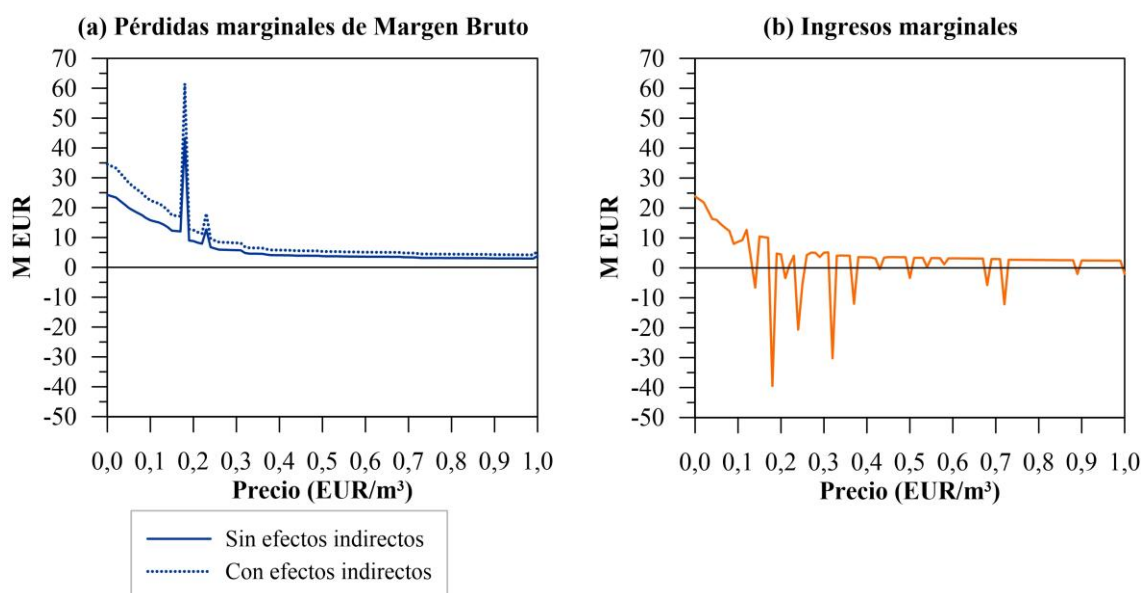


Figura 2.6. Pérdidas marginales de margen bruto e ingresos marginales.

A partir de los resultados de las pérdidas marginales de margen bruto y los ingresos marginales (Figura 2.6), se calcula el coste marginal relativo de los fondos públicos (Figura 2.7) como la relación entre estos dos valores. Observamos una tendencia creciente de 0,01 EUR/m³ a 0,09 EUR/m³, debido a que las pérdidas marginales (aunque decrecientes) son mayores que los ingresos marginales (también decrecientes). Los valores extremos presentados en la Figura 2.7 pueden deberse a desviaciones en el numerador (pérdida de margen bruto) o en el denominador (ingresos). Sin embargo, como se muestra en la Figura 2.6, la mayoría de las desviaciones se deben a disminuciones en los ingresos marginales

causadas por una reducción en la superficie de riego en respuesta al aumento en el coste del agua. Después de la tendencia creciente inicial, este indicador se mantiene estable, con un valor promedio de 1,09 y un valor más frecuente (moda) de 1,19.

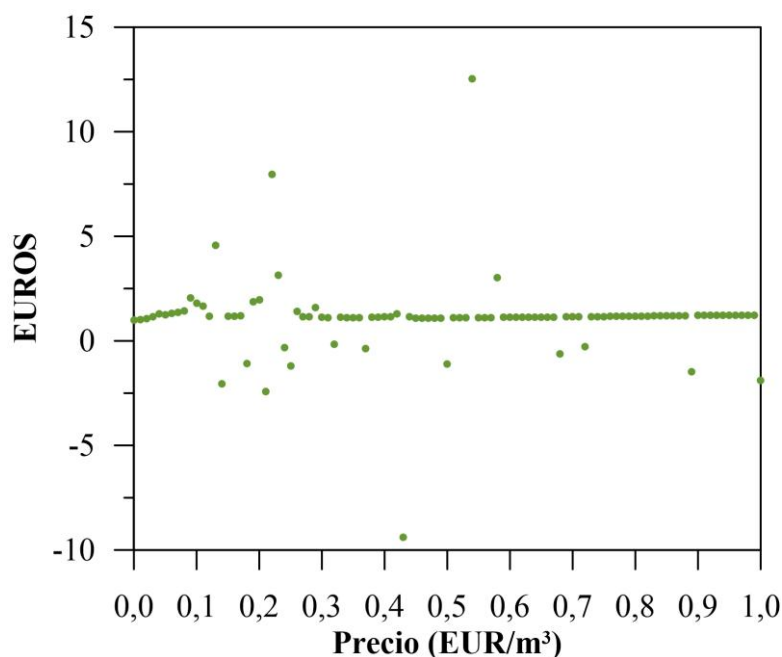


Figura 2.7. Coste marginal relativo de los fondos públicos.

2.6. Discusión

El análisis del efecto de la tarificación del agua y las cuotas sobre la demanda de agua y otros índices económicos, como los ingresos agrícolas, ha sido ampliamente estudiado, pero la perspectiva social requiere un análisis más profundo y la comparación con las cuotas de agua debe explorarse más a fondo. A continuación, se compara la evidencia reportada en la literatura con los resultados obtenidos en este trabajo.

En primer lugar, cabe señalar que la existencia de tres secciones diferenciadas en las curvas de demanda de agua de riego —una primera sección inelástica para los precios bajos del agua, una segunda sección elástica y luego otra sección inelástica para los precios más altos del agua— se ha evidenciado en muchos trabajos previos (Molle y Berkoff, 2007; Varela-Ortega et al., 1998; Wheeler et al., 2008). Sin embargo, este no fue el caso en nuestro estudio. La Zona Baja y Media, y en menor medida la Zona Alta, muestran curvas muy elásticas desde el principio. El primer tramo inelástico habitual se explica por el hecho de que los aumentos iniciales del precio del agua no conducen a una reducción de la superficie cultivada, ya que el valor marginal del agua es superior a su coste. Esto implica que toda la superficie dedicada a un mismo cultivo es homogénea y, por lo tanto, el valor marginal del

agua utilizada es el mismo. Sin embargo, la PMP se basa en el principio de la renta ricardiana, lo que significa que las primeras reducciones en la superficie de un cultivo determinado corresponden a tierras con menor productividad, donde los rendimientos son menores o los costes son más altos. Esto conduce a una reducción de la superficie cultivada incluso para los primeros aumentos de precios. Estos resultados están en línea con los de otros autores que utilizan la PMP para analizar el precio del agua (Martínez-Dalmau et al., 2023a). Así, en el tramo elástico, los cultivos de bajo valor en términos de productividad hídrica son sustituidos por otros de mayor valor cuando es posible o sustituidos por cultivos de secano. Cuando el agua es muy escasa, hay una sección inelástica donde el ahorro de agua es bajo por los aumentos en el precio del recurso. La forma de la curva de uso del agua de riego que se muestra en este estudio y que se corrobora con gran parte de la literatura existente sugiere que la tarifación del agua podría ser una herramienta de gestión eficaz tanto para las aguas superficiales como para las subterráneas si solo nos centramos en el ahorro de agua (Kahil et al., 2016).

Sin embargo, los resultados muestran que la tarifación del agua es la peor opción desde el punto de vista de los agricultores, ya que, para la misma reducción de agua, las pérdidas económicas son mayores que con la asignación de cuotas de agua. Por el contrario, la combinación de la tarifación del agua más la recaudación de impuestos produce mayores ganancias para la sociedad en su conjunto, aunque estas ganancias no compensan las pérdidas del sector privado. Además, es fundamental tener en cuenta que, a modo de simulación, es factible establecer un determinado precio para que el uso del agua disminuya en una determinada cantidad. Por ejemplo, una reducción de 2.500 hm³ a 2.000 hm³ requeriría un precio de 0,04 EUR/m³. Sin embargo, determinar un precio tan preciso en la vida real es un desafío y establecer un precio incorrecto podría conducir a resultados indeseables. Esto, sumado al hecho de que, para pequeñas reducciones en el uso del agua, las diferencias entre el precio del agua más los impuestos recaudados y las cuotas de agua son mínimas, la aplicación de cuotas de agua en lugar de la tarifación resulta ser un enfoque más simple y probablemente mejor.

Otros autores han comparado el impacto de la tarifación y las cuotas de agua, como lo hacemos en este trabajo. Molle (2009) explica que las asignaciones reducidas de agua generalmente se aplican de manera uniforme a todos los usuarios. Sin embargo, hay situaciones en las que algunos derechos de agua se ven menos afectados, ya sea por razones económicas (por ejemplo, árboles frente a cultivos anuales) o sociales (zonas con derechos

de agua históricos). Así, en el estudio de Molle (2009), incluso en los raros casos en que el agua es escasa y se dan las condiciones para regular la demanda a través de la tarifación del agua, la oferta se gestiona invariablemente a través de cuotas o derechos de agua. Hay muchas razones para la prevalencia de las cuotas: equidad, simplicidad del suministro, adaptación del uso del agua a la variación continua de los recursos disponibles y una pérdida de ingresos general más limitada (en comparación con la tarifación del agua), entre otras (Molle, 2009). De hecho, uno de los resultados de la regulación de precios es el aumento de la presión financiera sobre los usuarios, lo que obliga a abandonar a aquellos con menos adaptabilidad y capital. En otras palabras, cuando se suministra menos agua de la demandada, por ejemplo, un 30% menos, la implementación de cuotas de agua significa reducir la oferta por cliente en un 30%, mientras que la regulación de los precios del agua significa aumentar los precios hasta que los agricultores menos “económicamente eficientes” reduzcan su demanda total en un 30%. Pero el aumento de los precios también reduce los ingresos de los usuarios más eficientes e implica una transferencia de riqueza de los agricultores al erario público (Molle, 2009). Latinopoulos (2005) estudió la reacción de los agricultores griegos ante el aumento de los precios del agua, revelando la elasticidad de los niveles de precios que causaron una caída significativa en los ingresos. El estudio también señaló que las cuotas eran una “forma más natural y eficaz” (p. 332) de lograr resultados similares sin una reducción drástica de los ingresos. Así, al igual que en nuestro estudio, Molle (2009) y Latinopoulos (2005) muestran que, desde el punto de vista privado, las cuotas generan menores pérdidas para los agricultores que la aplicación de la tarifación del agua.

Cabe destacar que el análisis de los impactos socioeconómicos de la tarifación del agua agrícola, en términos de pérdida de ingresos agrícolas, ha sido estudiado previamente por Berbel y Gutiérrez Martín (2005); Iglesias y Blanco (2008); Riesgo y Gómez-Limón (2006); Varela-Ortega et al., (1998), y más recientemente por Kahil et al., (2016); Martínez-Dalmau et al., (2023a); Pérez-Blanco et al., (2016). Estos estudios muestran que el aumento del precio del agua agrícola produce cambios en los patrones de cultivo que conllevan pérdidas en los ingresos agrícolas, así como una reducción del empleo directo generado por la agricultura de regadío. Esto es consecuencia tanto del aumento de los costes variables debido a la tarifa, como de la sustitución de cultivos de alto valor añadido y consumidores de agua por otros que tienen menores requerimientos hídricos. En cuanto a los ingresos públicos provenientes de la tarifación del agua, estudios previos mencionados

anteriormente también han demostrado que, en las secciones elásticas de la curva de demanda de agua, hay una disminución de los ingresos públicos provenientes de las tarifas debido a cambios drásticos en los patrones de cultivo. De hecho, cuando la demanda entra en una fase elástica, el porcentaje de reducción en el consumo de agua es mucho mayor que el aumento porcentual en el precio del agua, lo que lleva a una disminución de los ingresos públicos.

Este estudio ha desarrollado indicadores basados en la economía pública que permiten medir la pérdida de eficiencia que se produciría si se aplicara una tarifa al agua de riego en la cuenca del río Guadalquivir. Estos indicadores revelan un coste relativo medio de los ingresos de alrededor de 2,30 y un coste relativo marginal de 1,09 EUR, ambos medidos en valores medios, pero con valores máximos de 3 EUR por cada euro recaudado en el caso del coste relativo medio, y un valor de 1,19 en el caso del coste relativo marginal. Estos resultados son importantes porque proporcionan una medida de la ineficiencia económica que se produce al introducir una tarifa del agua destinada a garantizar el uso racional y sostenible del recurso. Con respecto al coste marginal relativo, debe determinarse que nuestro valor es inferior al estimado por Alonso-Carrera y Manzano (2002) y González-Páramo y Sanz Sanz (2003b). Sin embargo, los resultados no son directamente comparables porque nuestro caso de estudio se centra en una tarifa específica con pocos efectos secundarios, mientras que los estudios antes mencionados se realizan sobre la economía en general, que suele afectar al impuesto sobre la renta.

2.7. Conclusiones

La novedad de esta contribución es que se examina la ineficiencia económica de la tarifación del agua mediante la adaptación de dos indicadores de contabilidad pública, el coste marginal de los fondos públicos y el exceso de gravamen. De esta manera, los indicadores de una disciplina permiten comprender la ineficiencia económica de la tarifación del agua a nivel microeconómico.

Los resultados muestran que la mejor opción desde el punto de vista privado es el uso de cuotas de agua en lugar de la tarifación del agua, ya que las pérdidas económicas son menores. Sin embargo, desde una perspectiva social, el uso de la tarifación del agua junto con la cantidad de ingresos recaudados por la autoridad de cuenca es más beneficioso para

la sociedad en su conjunto. Esto implica que los ingresos pueden utilizarse para otros fines para mejorar el bienestar de la sociedad en general.

Por lo tanto, para que la tarifación del agua tenga un efecto disuasorio sobre el consumo de agua, la curva de uso del agua debe ser elástica. Sin embargo, incluso en la sección elástica de la curva, encontramos que las pérdidas de eficiencia económica aparecen a medida que las pérdidas de ingresos agrícolas superan los ingresos públicos. Nuestros resultados indican que la tarifación del agua debe implementarse junto con otras medidas o en combinación con otros instrumentos económicos que promuevan la flexibilidad en la asignación del agua y minimicen las pérdidas económicas.

Por lo tanto, a menudo se prefieren las cuotas de agua a la regulación puramente económica, como la tarifación, por varias razones. Son equitativas (las cuotas de agua garantizan que cada usuario reciba una parte justa del agua disponible, independientemente de su capacidad de pago), transparentes (son más fáciles de entender y aplicar que la tarifación del agua, que puede ser compleja y difícil de comunicar a los usuarios) y eficaces (las cuotas de agua pueden ser más eficaces que la tarifación del agua para ajustar la demanda a la oferta, ya que proporcionan una señal clara a los usuarios sobre la cantidad de agua que pueden utilizar).

No obstante, estos instrumentos económicos deben considerarse como parte de un conjunto de otras herramientas económicas, como los bancos de agua y los mercados, para proporcionar flexibilidad en la asignación del agua. Esta es la única forma de cuantificar los impactos económicos, sociales y ambientales de estos instrumentos a largo plazo, y así asegurar la preservación de los recursos hídricos y la compatibilidad de sus usos económicos.

Cabe destacar varias limitaciones, que podrían ser abordadas en futuros estudios. Una limitación del estudio es el aprovechamiento de los impuestos recaudados. Si estos impuestos se invierten en proyectos que posteriormente generen beneficios para la sociedad, podría haber una mejora general en el bienestar de la sociedad. Dependiendo de la magnitud de esta mejora, el uso de la tarifación del agua puede ser preferible a las cuotas de agua, ya que la mejora social ayudaría a compensar las pérdidas privadas. Otra limitación relacionada, que va más allá del alcance de este estudio, pero que podría abordarse vinculándola a un modelo de equilibrio general, son los efectos indirectos sobre el resto de la economía. Las pérdidas potenciales debidas a estos efectos indirectos serían

proporcionales a las pérdidas en el sector, lo que requeriría considerar la recaudación de impuestos y la inversión posterior.

Además, otra limitación es la falta de consideración de la posible variación de precios causada por la disminución de la producción. Cuanto mayor sea la reducción de la oferta, más significativo será el aumento teórico de los precios. Por lo tanto, se puede observar que, con la misma reducción en el uso de agua, ambas políticas conducen a una reducción similar en la superficie de regadío. Sin embargo, la política de restricción por cuotas se traduce en una mayor reducción de la producción de aceituna (paso a secano con menor producción), que es el principal cultivo de la cuenca. Dado que la cuenca del Guadalquivir es la principal zona de producción de olivar en España, cabría esperar un aumento de los precios que pudiera compensar parcial o totalmente las pérdidas económicas debidas a la reducción de la producción.

Por un lado, se podría concluir que esto tendría un efecto positivo (en promedio) desde el punto de vista privado, haciendo que el establecimiento de cuotas de agua sea una mejor solución. Por otro lado, tendría un efecto negativo en la sociedad, que tendría que soportar precios más altos. Se requiere más investigación para profundizar en estos posibles efectos mediante la vinculación con modelos de equilibrio general para cuantificar los cambios en los precios y evaluar los beneficios privados y sociales.

Es necesario seguir investigando en algunas líneas fundamentales: i) la combinación con otros instrumentos, ii) los impactos hidrológicos, y iii) los efectos en el resto de la economía. Esto podría lograrse con un modelo hidro-económico que se puede vincular a un modelo de equilibrio general o a un modelo de insumo-producto.

2.8. Referencias del capítulo

- Aldaya, M.M., Gutiérrez-Martín, C., Espinosa-Tasón, J., Ederra, I., Sánchez, M. (2023). The impact of the territorial gradient and the irrigation water price on agricultural production along the first phase of the Navarra Canal in Spain. *Agricultural Water Management* 281:108245.
- Alonso-Carrera, J., Manzano, B. (2002). Análisis dinámico del coste del bienestar del sistema impositivo español: una exploración cuantitativa. *Hacienda Pública Española* 167 (4/2003), 9-31.

- Bazzani, G.M., Di Pasquale, S., Gallerani, V., Viaggi, D. (2004). Irrigated agriculture in Italy and water regulation under the European Union Water Framework Directive. *Water Resources Research* 40(7):W07S04.
- Berbel, J., Gutiérrez-Martín, C. (2005). Sustainability of European Agriculture under Water Framework Directive and Agenda 2000. European Communities, Luxembourg.
- BOE (2002). Real Decreto 140/2002, de 1 de febrero, por el que se modifica el Real Decreto 1893/1999, de 10 de diciembre, sobre pagos por superficie a determinados productos agrícolas. Boletín Oficial del Estado nº 29, de 02/02/2002.
- Bussieck, M.R., Meeraus, A. (2004). General Algebraic Modeling System (GAMS). In: Kallrath J (ed) *Modeling Languages in Mathematical Optimization*. Springer US, Boston, MA, pp 137-157.
- Cansino Muñoz-Repiso, J.M., Cardente Flores, M.A., Ordóñez Ríos, M., Román Collado, R. (2013). Análisis de sectores clave de la economía española a partir de la Matriz de Contabilidad Social de España 2007. *Estudios de Economía Aplicada* 31(2):621-653.
- CHG (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir) (2022). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir (Revisión para el tercer ciclo: 2022-2027). Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, Sevilla, España.
- Dahlby, B. (2008). *The Marginal Cost of Public Funds: theory and applications*. MIT University Press, Cambridge, USA.
- Dinar, A., Pochat, V., Albiac, J. (2015). *Water pricing experiences and innovations vol 9. Global issues in water policies*. Springer, Cham (Switzerland).
- Distefano, T., Kelly, S. (2017). Are we in deep water? Water scarcity and its limits to economic growth. *Ecological Economics* 142:130-147.
- Doppler, W., Salman, A.Z., Al-Karablieh, E.K., Wolff, H.P. (2002). The impact of water price strategies on the allocation of irrigation water: the case of the Jordan Valley. *Agricultural Water Management* 55(3):171-182.
- European Commission (2000). Directive (2000/60/EC) Water Framework Directive of the European Parliament and of the Council. Brussels, Belgium.
- European Environment Agency (2013). *Assessment of cost recovery through water pricing, Technical report N° 16/2013*. Publications Office of the European Union. Luxembourg.
- FAO (2012). *Irrigation water requirement and water withdrawal by country*. FAO. Rome.

TARIFACIÓN Y CUOTAS DEL AGUA: UN ANÁLISIS CUANTITATIVO DESDE UNA PERSPECTIVA PRIVADA Y SOCIAL

- Gallego-Ayala, J., Gómez-Limón, J.A., Arriaza, M. (2011). Irrigation water pricing instruments: a sustainability assessment. *Spanish Journal of Agricultural Research* 9(4):981-999.
- Giannoccaro, G., Pedraza, V., Berbel, J. (2013). Analysis of stakeholders attitudes towards water markets in the south of Spain. *Water* 5(4):1517-1532.
- Gómez, C.M., Pérez-Blanco, C.D., Adamson, D., Loch, A. (2018). Managing water scarcity at a river basin scale with economic instruments. *Water Economics and Policy* 04(01):1750004.
- Gómez-Limón, J.A., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N.M. (2020a). Agricultural water allocation under cyclical scarcity: the role of priority water rights. *Water* 12(6):1835.
- Gómez-Limón, J.A., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N.M. (2020b). Recovering water for the environment during droughts through public water banks within a monopsony-monopoly setting. *Water Resources and Economics* 32:100163.
- Gómez-Ramos, A., Pérez, S.O. (2012). Valoración económica de las medidas destinadas a la recuperación ambiental de una masa de agua muy modificada. El caso del acuífero Bajo-Almanzora (Almería). *Economía Agraria y Recursos Naturales-Agricultural and Resource Economics* 12(2):5-30.
- Gómez-Limón, J.A., Gutiérrez-Martín, C., Villanueva, A.J. (2019). Optimal design of agri-environmental schemes under asymmetric information for improving farmland biodiversity. *Journal of Agricultural Economics* 70(1):153-177.
- González-Páramo, J.M. (2003a). Midiendo el coste marginal en bienestar de una reforma impositiva. *Hacienda Pública Española*, 115-147.
- González-Páramo, J.M., Sanz Sanz, J.F. (2003b). ¿Quiénes se beneficiaron de la reforma del IRPF de 1999? Una evaluación desagregada de sus efectos sobre la oferta de trabajo, el bienestar y el coste de los fondos públicos. Fundación BBVA, Bilbao.
- Grové, B., Bezuidenhout, J.J., Matthews, N. (2023). Farm-level hydroeconomic analysis of alternative water tariff charges using a hybrid solution method. *Water Resources Management* 37(12):4679-4692.
- Heckeley, T., Britz, W. (2000). Positive Mathematical Programming with multiple data points: a cross-sectional estimation procedure. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* 57:28-50.

- Heckelei, T., Britz, W., Zhang, Y. (2012). Positive Mathematical Programming approaches-recent developments in literature and applied modelling. *Bio-based and Applied Economics* 1(1):109-124.
- Howitt, R.E. (1995). Positive Mathematical Programming. *American Journal of Agricultural Economics* 77(2):329-342.
- Iglesias, E., Blanco, M. (2008). New directions in water resources management: the role of water pricing policies. *Water Resources Research* 44(6):W06417.
- IPCC (2018). Impacts of 1.5 C Global Warming on Natural and Human Systems. In: Global Warming of 1.5° C. Geneva (Switzerland).
- Kahil, T., Albiac, J., Dinar, A., Calvo, E., Esteban, E., Avella, L., García-Mollá, M. (2016). Improving the performance of water policies: evidence from drought in Spain. *Water* 8(2):34.
- Lago, M., Mysiak, J., Gómez, C.M., Delacámara, G., Maziotis, A. (eds). (2015). Use of economic instruments in water policy: insights from international experience vol 14. Global Issues in Water Policy. Springer, Cham, Switzerland.
- Latinopoulos, P. (2005). Valuation and pricing of irrigation water: an analysis in Greek agricultural areas. *Global NEST Journal* 7(3):323-335.
- Martínez-Dalmau, J., Gutiérrez-Martín, C., Expósito, A., Berbel, J. (2023a). Analysis of water pricing policy effects in a Mediterranean basin through a hydroeconomic model. *Water Resources Management* 37(4):1599-1618.
- Martínez-Dalmau, J., Gutiérrez-Martín, C., Kahil, T., Berbel, J. (2023b). Impact of alternative water policies for drought adaptation in the Guadalquivir Mediterranean river basin, southern Spain. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 47:101444.
- Massarutto, A. (2003). Water pricing and irrigation water demand: economic efficiency versus environmental sustainability. *European Environment* 13(2):100-119.
- Molle, F. (2009). Water scarcity, prices and quotas: a review of evidence on irrigation volumetric pricing. *Irrigation and Drainage Systems* 23(1):43-58.
- Molle, F., Berkoff, J. (2007). Irrigation water pricing: the gap between theory and practice vol 4. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- Molle, F., Wester, P., Hirsch, P. (2010). River basin closure: processes, implications and responses. *Agricultural Water Management* 97(4):569-577.

- Montilla-López, N.M., Gutiérrez-Martín, C., Gómez-Limón, J.A. (2017). Impacto de la tarificación del agua de riego en el Bajo Guadalquivir. *ITEA Información Técnica Económica Agraria* 113(1):90-111.
- Mu, L., Wang, Y., Xue, B. (2024). The impacts of agricultural water pricing on sustainable agricultural production. *Water Resources Management* 38:1061-1078.
- OECD (2015). Water resources allocation: sharing risks and opportunities. OECD Publishing, Paris.
- OECD (2016). Mitigating Droughts and Floods in Agriculture. Policy Lessons and Approaches. OECD. OECD Publishing, Paris.
- Pérez-Blanco, C.D., Standardi, G., Mysiak, J., Parrado, R., Gutiérrez-Martín, C. (2016). Incremental water charging in agriculture. A case study of the Regione Emilia Romagna in Italy. *Environmental Modelling & Software* 78:202-215.
- Rey, D., Pérez-Blanco, C.D., Escrivá-Bou, A., Girard, C., Veldkamp, T.I.E. (2018). Role of economic instruments in water allocation reform: lessons from Europe. *International Journal of Water Resources Development*:1-34.
- Riesgo, L., Gómez-Limón, J.A. (2006). Multi-criteria policy scenario analysis for public regulation of irrigated agriculture. *Agricultural Systems* 91(1-2):1-28.
- Rodríguez-Chaparro, J. (2013). Razones y efectos del regadío: efecto multiplicador ante la actual crisis. La modernización de regadíos en el contexto de la Estrategia Europa 2020.
- Sapino, F., Pérez-Blanco, C.D., Gutiérrez-Martín, C., Frontuto, V. (2020). An ensemble experiment of mathematical programming models to assess socio-economic effects of agricultural water pricing reform in the Piedmont Region, Italy. *Journal of Environmental Management* 267:110645.
- Varela-Ortega, C., Sumpsi, J.M., Garrido, A., Blanco, M., Iglesias, E. (1998). Water pricing policies, public decision making and farmers' response: implications for water policy. *Agricultural Economics* 19:193-202.
- Wheeler, S.A., Bjornlund, H., Shanahan, M., Zuo, A. (2008). Price elasticity of water allocations demand in the Goulburn–Murray irrigation district. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 52(1):37-55

Capítulo 3
Estrategias de asignación de
agua superficial y bombeo
de aguas subterráneas
durante sequías: un enfoque
hidro-económico para la
cuenca del río Guadalquivir

Estrategias de asignación de agua superficial y bombeo de aguas subterráneas durante sequías: un enfoque hidro-económico para la cuenca del río Guadalquivir²

Resumen

Este estudio evalúa el efecto de diferentes estrategias de asignación de agua superficial con y sin la posibilidad de expandir el suministro de agua con reservas de agua subterránea durante las sequías. Se simulan tres estrategias de asignación de aguas superficiales: i) asignación proporcional (reduce las asignaciones de agua en la misma proporción); ii) pérdidas económicas proporcionales (todos los usuarios experimentan la misma reducción relativa en sus márgenes brutos) y iii) asignación óptima (dirige los recursos hacia cultivos con la mayor productividad marginal del agua). También se simulan diferentes escenarios de escasez de agua (reducciones del 10% al 70%). Se desarrolló un modelo hidro-económico aplicado a la cuenca del río Guadalquivir para las simulaciones. Para una sequía con una disponibilidad de agua del 50%, la estrategia de asignación proporcional resulta en pérdidas económicas del 16,1%, en comparación con el 13,2% bajo la estrategia de pérdida económica proporcional. La estrategia de asignación óptima ofrece los mejores resultados económicos agregados, con una pérdida del 12,0%. Sin embargo, cuando se permite el uso de las reservas de agua subterránea, estas pérdidas disminuyen a 7,0%, 5,4% y 5,3%, respectivamente. Al analizar los resultados por zona agrícola, se observó que las pérdidas económicas son mucho más desiguales bajo la estrategia de asignación proporcional, lo que lleva a la conclusión de que, aunque justa en términos de distribución de agua, esta estrategia no es tan justa en la distribución de pérdidas. El estudio concluye que la transición a modelos de asignación basados en la eficiencia económica, la equidad territorial y la sostenibilidad del agua es esencial ante un contexto climático cada vez más incierto.

Palabras clave: sequía, eficiencia económica, cuenca del río Guadalquivir, agua subterránea, equidad territorial.

²El contenido de este capítulo es una versión traducida del siguiente artículo

Valle-García, Á., Montilla-López, N.M., Kahil, T., Gutiérrez-Martín, C. Surface water allocation strategies and groundwater pumping during droughts: a hydro-economic approach for the Guadalquivir River Basin.

Nota: Algunas partes específicas explicadas en otros capítulos pueden repetirse en este capítulo.

3.1. Introducción y objetivos

La agricultura de regadío ha dado lugar a una mayor rentabilidad agrícola, a un aumento del rendimiento de los cultivos y a cultivar especies que no serían viables en condiciones de secano, contribuyendo eficazmente en beneficio de la sociedad en su conjunto. Con el crecimiento de la población, las proyecciones del cambio climático que anticipan períodos de sequía cada vez más intensos y la creciente demanda de agua de otros sectores económicos, hay un aumento en la extracción y el consumo de agua (UNESCO, 2019; Wada et al., 2016). Esta situación es especialmente grave en las zonas mediterráneas y semiáridas, donde la escasez estructural y los períodos de sequía son cada vez más frecuentes. Durante los períodos secos, la demanda supera significativamente la disponibilidad de recursos hídricos, intensificando así la competencia por el uso del agua (Gómez-Limón et al., 2020b) y la presión sobre los recursos hídricos (Ndehedehe et al., 2025). En muchas de estas áreas, no es posible aumentar el suministro de agua debido a la incapacidad de crear nuevas infraestructuras o a los altos costes económicos, sociales o ambientales de hacerlo. Esta situación da como resultado lo que se conoce como “cierre de cuenca” en muchas regiones, definido como la incapacidad de satisfacer la creciente demanda de agua para diversos usos donde ya no es posible aumentar el suministro de agua convencional (Molle et al., 2010).

En caso de sequía, es necesario establecer reglas de racionamiento de agua para asignar el agua disponible entre los usuarios con derechos de agua. El sistema de derechos de agua determina cómo se asignará el agua cuando el volumen total de agua disponible sea menor que la suma de los volúmenes otorgados a través de concesiones o derechos de agua individuales (Gómez-Limón et al., 2020a). El problema de cómo asignar de manera justa este volumen disponible se conoce en la literatura económica como el problema de la quiebra, y se ha aplicado al racionamiento de agua (Ansink y Weikard, 2012; Mianabadi et al., 2014; Sechi y Zucca, 2015; Wickramage et al., 2020; Zarezadeh et al., 2017). De especial interés es el estudio de Alarcón et al. (2014) que analizó cinco reglas de asignación diferentes, tres de las cuales se aplican en nuestro estudio. La Asignación Proporcional (AP) es la más común y aplica reducciones proporcionales en el uso agrícola con el fin de priorizar la oferta urbana y los flujos ambientales. El método de Pérdidas Económicas Proporcionales (PEP) busca garantizar que todos los usuarios experimenten la misma reducción relativa en sus márgenes brutos. Finalmente, la Asignación Óptima (AO) que

imita un mercado de agua libre, dirigiendo los recursos hacia cultivos con la mayor productividad marginal del agua, lo que maximiza la eficiencia económica.

Así como el agua superficial es esencial, el agua subterránea es significativamente importante tanto desde el punto de vista ambiental como socioeconómico. Las aguas subterráneas representan una fuente crucial de suministro para diversas actividades en España y en todo el mundo, incluido el consumo humano, la agricultura y la industria. En algunas regiones, especialmente en las más áridas, constituye la principal fuente de agua disponible. Por lo tanto, debido a la variabilidad climática y la escasez de recursos hídricos superficiales, las aguas subterráneas son vitales para garantizar la sostenibilidad del agua a largo plazo (Molinero et al., 2011). Durante los períodos de sequía, los acuíferos actúan como reservas naturales que pueden utilizarse para compensar una cantidad significativa de la pérdida de agua superficial (Harris, 2024). Sin embargo, el agua subterránea se trata como un recurso renovable que ocasionalmente se convierte en un recurso no renovable debido a la sequía (Amundsen y Jensen, 2019). La sobreexplotación y la contaminación de los acuíferos son problemas críticos (Dorado-Guerra et al., 2021; Esteban et al., 2024; Mamoudan et al., 2023; Wada et al., 2010). El patrón actual de uso de las aguas subterráneas en España es alarmante: ha pasado de 2.000 hm³/año a 6.500 hm³/año en los últimos cuarenta años, y el 75% de este volumen se aplica al riego de un millón de hectáreas, lo que representa más del 30% de las tierras de regadío del país (Berbel et al., 2018). Por lo tanto, una gestión adecuada de los recursos hídricos subterráneos es esencial para evitar la degradación de estos sistemas y garantizar su disponibilidad para las generaciones futuras. La economía del uso conjunto de las aguas subterráneas y superficiales ha sido ampliamente estudiada durante décadas (Burt, 1964; Knapp y Olson, 1995).

Para la evaluación y análisis de los impactos potenciales de las diferentes estrategias de asignación de agua, es necesario realizar simulaciones antes de su implementación. Se han empleado modelos económicos para comprender mejor los efectos de diferentes políticas de aguas subterráneas en la asignación de recursos en la producción agrícola (Calzadilla et al., 2014). En este sentido, los modelos hidro-económicos son herramientas sofisticadas que integran las fluctuaciones temporales y espaciales de los factores biofísicos con la dinámica socioeconómica, proporcionando información para guiar las decisiones de gestión del agua y contribuyendo a una comprensión informada y enriquecida de la planificación de los recursos hídricos (Harou et al., 2009).

Así, el objetivo principal de este trabajo es cuantificar la mitigación de las pérdidas económicas en regadío en la cuenca del río Guadalquivir en caso de sequías a través de 1) el uso de las reservas de agua subterránea y 2) la aplicación de diferentes estrategias de asignación de aguas superficiales, mediante el desarrollo de un modelo hidro-económico donde se modelan las actividades agrícolas mediante la Programación Matemática Positiva (PMP). Muchos estudios han abordado el uso de las reservas de agua subterránea durante los períodos de sequía y otros han abordado diferentes reglas de asignación de agua. Sin embargo, hasta donde sabemos, nadie ha abordado los efectos de combinar el uso estratégico de las aguas subterráneas durante las sequías junto con diferentes estrategias de asignación de aguas superficiales.

Las siguientes dos secciones presentan el caso de estudio y la metodología. La cuarta sección describe los resultados, y la quinta sección los analiza y compara con los hallazgos de estudios anteriores. Por último, la sección final está dedicada a las principales conclusiones, limitaciones del estudio y sugerencias para futuras investigaciones.

3.2. Caso de estudio

La demarcación está situada en el sur de España, con una superficie de más de 57.000 km². Esta región experimenta un clima típicamente mediterráneo, caracterizado por lluvias distribuidas de manera desigual y frecuentes eventos de sequía hidrológica. La temperatura media anual es de 16,1°C, mientras que la precipitación media anual es de 561 mm (CHG, 2022). Los recursos hídricos disponibles de la cuenca ascienden a aproximadamente 3.720 hm³ por año, con alrededor de 3.207 hm³ por año asignados para satisfacer las demandas de la agricultura de regadío, lo que representa el 86% de la demanda total de agua dentro de la cuenca (CHG, 2022).

La cuenca posee varias características que la convierten en un modelo ideal para simular recursos hídricos y analizar estrategias de asignación de agua aplicables a regiones mediterráneas semiáridas (Espinosa-Tasón et al., 2020; Martínez-Dalmau et al., 2023). Estas características incluyen escasez crónica de agua, sequías severas recurrentes, oportunidades limitadas para aumentar el suministro de agua y la adopción generalizada de prácticas de riego deficitarias (Berbel et al., 2024).

La Figura 3.1 ilustra los límites de la demarcación junto con sus Zonas de Demanda de Riego (ZDR). En la cuenca alta predominan los cultivos perennes, que cubren el 91% de la

ESTRATEGIAS DE ASIGNACIÓN DE AGUA SUPERFICIAL Y BOMBEO DE AGUA SUBTERRÁNEA DURANTE SEQUÍAS: UN ENFOQUE HIDRO-ECONÓMICO PARA LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR

superficie total de esta zona, siendo el olivar el principal cultivo, ocupando el 88% de la superficie cultivada. Por el contrario, la cuenca media tiene una menor proporción de cultivos perennes, que representan el 69% de la superficie total cultivada, con el olivar cubriendo el 56% y los cereales el 12%. Por último, en la cuenca baja, menos de la mitad de la superficie cultivada (41%) se dedica a cultivos perennes. En particular, en esta zona, los cereales, el algodón, el arroz y los cultivos hortícolas son significativos, representando aproximadamente el 49% de la superficie total cultivada. Este estudio considera el 85% de la superficie total cultivada de la cuenca debido a la falta de datos económicos para ciertos cultivos, aunque incluye todos los cultivos principales.

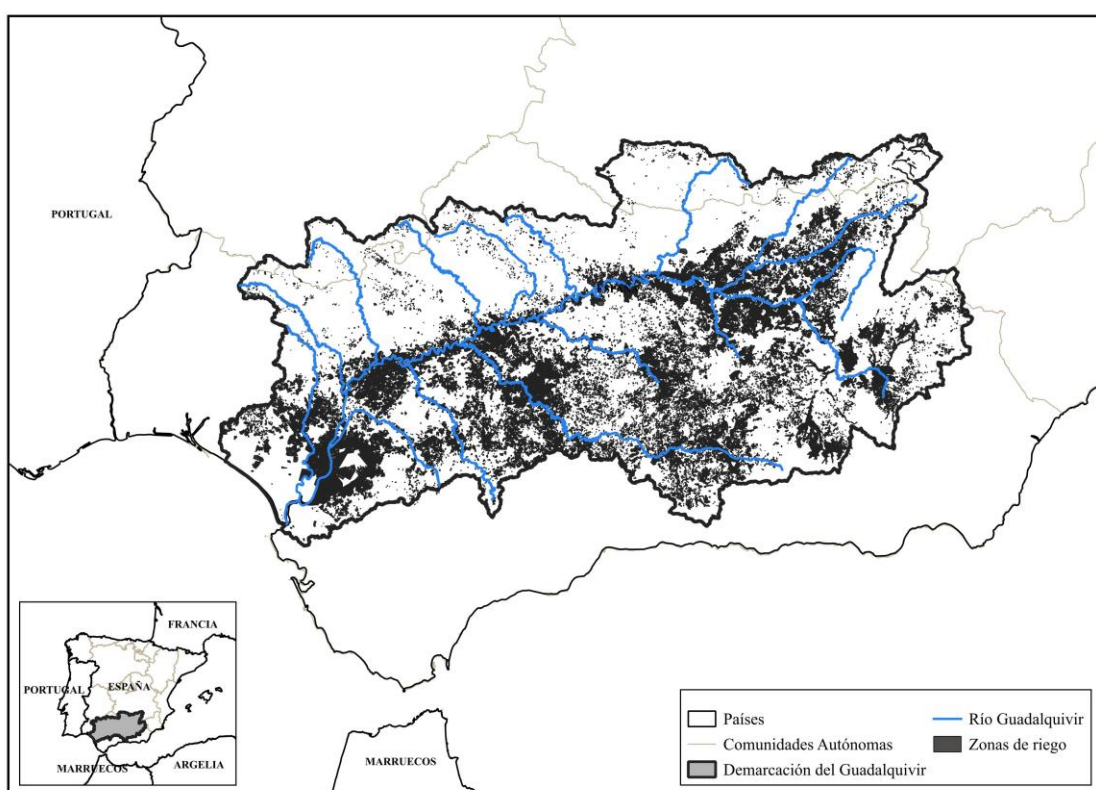


Figura 3.1. Caso de estudio. Fuente: Elaboración propia.

3.3. Metodología: El modelo hidro-económico

El modelo hidro-económico desarrollado por Martínez-Dalmau et al. (2023) se utiliza para evaluar las condiciones de sequía y las estrategias de adaptación dentro de este marco. El modelo incorpora componentes hidrológicos y económicos.

El componente hidrológico del modelo hidro-económico para la cuenca del Guadalquivir emplea principios de conservación de masa y continuidad del flujo. Como se

detalla en Kahil et al. (2015), Kahil et al. (2016) y Martínez-Dalmau et al. (2023), el modelo utiliza nodos para representar unidades de oferta y demanda de agua, con vínculos entre estos nodos que caracterizan los caudales de agua (X_i) como las contribuciones de agua a la cuenca, los flujos en los puntos de monitoreo, la extracción de agua y los flujos de retorno, entre otros. Las contribuciones de las aguas superficiales a la cuenca se ajustan en función de los caudales anuales en los puntos de control y el uso del agua. Los requisitos mínimos de caudal ambiental se establecen en cada punto de control y deben cumplirse. Durante los períodos de sequía, se imponen restricciones al desvío de aguas superficiales a las zonas de riego para garantizar que los flujos ambientales no se vean comprometidos. En consecuencia, de acuerdo con la regla de asignación proporcional de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (CHG), el uso de agua en cada nodo de demanda agrícola se basa en un porcentaje de reducción aplicado al total del agua disponible, y cada nodo recibe agua en relación con lo que estaría disponible en condiciones de disponibilidad total de agua. Los datos sobre el uso del agua urbana e industrial proceden de la base de datos (CHG, 2022) y, debido a su mayor prioridad, se tratan como un parámetro fijo en el modelo. En este trabajo, además de aguas superficiales, se han incluido aguas subterráneas como fuente alternativa de suministro de agua durante condiciones de sequía. Así, en situaciones de escasez y la consiguiente reducción de aguas superficiales, se permite extraer agua subterránea de zonas de regadío donde se dispone de acuíferos según datos de la autoridad de cuencas hidrográficas (CHG, 2022). Para ello, el modelo hidro-económico descrito por Martínez-Dalmau et al. (2023) se ha modificado en consecuencia. Estas modificaciones afectan a la forma en que se calcula la cantidad de agua aplicada en cada área agrícola y cómo se contabiliza el coste del agua. El agua aplicada será la suma de aguas superficiales y subterráneas en cada zona de regadío. En cuanto a los costes de bombeo de agua subterránea, a medida que aumenta la profundidad del agua debido a la extracción, los costes de bombeo también aumentan. Siguiendo el trabajo de Blanco-Gutiérrez (2006), se ha determinado una ecuación cuadrática para los costes de bombeo de aguas subterráneas:

$$y = ax_p^2 + bx_p; \quad (1)$$

donde y es el coste del bombeo de agua subterránea, a y b son dos parámetros que dependen del volumen de agua en el acuífero y de la superficie regada dentro de la ZDR, que se considera la unidad de toma de decisiones para el uso del agua agrícola. Por último, x_p es la cantidad de agua subterránea bombeada aplicada para cada cultivo y ZDR (en m^3/ha).

ESTRATEGIAS DE ASIGNACIÓN DE AGUA SUPERFICIAL Y BOMBEO DE AGUA SUBTERRÁNEA DURANTE SEQUÍAS: UN ENFOQUE HIDRO-ECONÓMICO PARA LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR

La mayoría de los modelos hidro-económicos solo proporcionan resultados sobre fallo del suministro de agua en el sector agrícola y alguna medida de pérdida económica. Por el contrario, el modelo desarrollado calibra el sector agrícola a través de la Programación Matemática Positiva (PMP) y es capaz de simular cambios en el plan de cultivo cuando las condiciones cambian con respecto al escenario de referencia calibrado.

El componente económico de este estudio involucra un modelo de optimización orientado a maximizar el valor agrícola dentro de la cuenca. Las zonas agrícolas se dividen en diez ZDR, que corresponden aproximadamente a las subcuencas hidrológicas de la demarcación. El margen bruto privado de la producción de cultivos, considerando las limitaciones técnicas y de recursos, se calcula individualmente para cada ZDR, que sirve como unidad de decisión. El modelo asume factores y precios de productos constantes, con funciones de rendimiento que disminuyen linealmente a medida que se expande la superficie cultivada, siguiendo el método PMP de Dagnino y Ward (2012), como se describe a continuación.

Para evaluar las pérdidas de producción futuras y el coste de la replantación si los agricultores deciden arrancar cultivos perennes, se incorpora a la función objetivo una penalización por dejar tierras en barbecho previamente ocupadas por estos cultivos. Esta limitación evita que pequeñas reducciones en la disponibilidad de agua conduzcan al desarraigo de las plantaciones. Para los cultivos perennes que tienen una alternativa de secano, como el almendro, el viñedo y el olivo, el modelo permite un cambio de cultivo de regadío a cultivo de secano. Además, el modelo incluye la posibilidad de riego de supervivencia para cultivos perennes como los naranjos, asegurando que se pueda aplicar una cantidad mínima de agua para mantener viva la plantación bajo severas restricciones de agua, incluso si no se obtienen ganancias.

La calibración del componente agrícola del modelo utiliza la variante PMP introducida por Dagnino y Ward (2012). En este enfoque, los parámetros de una función de rendimiento lineal se estiman a partir de las condiciones de optimalidad de primer orden para maximizar el margen bruto. La función de rendimiento especificada es una función lineal decreciente, consistente con el principio de renta ricardiana, que postula que el rendimiento de los cultivos por unidad de superficie disminuye a medida que aumenta la escala de producción. De acuerdo con este principio, primero se utiliza la tierra más adecuada para cada cultivo, lo que resulta en rendimientos decrecientes a medida que se expande la superficie cultivada.

El modelo hidro-económico se programa en GAMS (Sistema de Modelado Algebraico General) utilizando el solucionador CONOPT 4.

3.4. Escenarios de sequía y estrategias de asignación de agua

El modelo hidro-económico se utiliza para evaluar la capacidad de adaptación de la cuenca para responder a escenarios de escasez severa de agua. Las contribuciones de agua a la cuenca se establecen para reflejar el agua que fluye registrada para el año de referencia en los puntos de monitoreo.

Así, el modelo se calibra a un escenario base, utilizando información económica e hidrológica del año 2018. Una vez calibrado el modelo, se podrían simular varias estrategias de asignación de aguas superficiales en condiciones de sequía, con la posibilidad de utilizar las reservas de aguas subterráneas. Con este fin, se ha asumido que la recarga anual de agua subterránea se usa normalmente junto con el agua superficial. Sin embargo, en condiciones típicas, las reservas de acuíferos (es decir, el agua subterránea disponible más allá de la recarga anual) no se utilizan. Estas reservas de agua son las que podrían estar disponibles en caso de sequía.

Para facilitar la lectura e interpretación de los resultados, distinguimos entre escenarios y estrategias. *Los escenarios* (escenarios de sequía) se refieren a las diferentes condiciones de disponibilidad de agua resultantes de las sequías. *Las estrategias* (estrategias de asignación de agua) se refieren a las diversas reglas de asignación de aguas superficiales.

3.4.1. Escenario de referencia

En condiciones hidrológicas normales, la agricultura de regadío en toda la cuenca genera un margen bruto estimado de 1.099 millones de euros según el modelo, utilizando 3.127 hm³ y cultivando un total de 856.429 hectáreas de tierras de regadío.

3.4.2. Escenarios de sequía

La sequía hidrológica ocurre cuando el almacenamiento de agua en los embalses se encuentra por debajo de los niveles estándar. Por lo tanto, la simulación de períodos prolongados de sequía puede ser más relevante en este contexto. Este estudio evalúa las consecuencias de las asignaciones alternativas de agua superficial y la capacidad de adaptación de la cuenca durante un episodio de sequía. En este marco, se proponen algunos

escenarios específicos de escasez de agua, que implican una reducción del 10% al 70% del agua disponible en la cuenca en comparación con las condiciones de referencia.

3.4.3. Estrategias de asignación de agua

Luego se analizan varias alternativas de asignación de agua: a) asignación proporcional, b) pérdidas económicas proporcionales y c) asignación óptima. Una estrategia de asignación de agua es una regla o método por el cual se raciona el agua escasa. Este estudio evalúa la efectividad de tres estrategias alternativas de asignación de agua. Estas estrategias se aplican exclusivamente a la distribución de aguas superficiales. Las reservas de agua subterránea están disponibles gratuitamente para su uso y dependen únicamente de su disponibilidad y coste de extracción. Los resultados se analizarán primero solo con agua superficial. Después de eso, se evaluarán estos mismos escenarios y estrategias para cuantificar la mitigación de pérdidas económicas considerando la posibilidad de utilizar aguas subterráneas.

Las estrategias de asignación de agua se pueden clasificar según diferentes criterios. En primer lugar, es necesario determinar si el objetivo es exclusivamente la eficiencia de asignación o si también se debe considerar la equidad en la distribución del agua. En el primer caso, los mercados del agua o la asignación basada en el valor marginal del agua constituirían el mecanismo de asignación adecuado. En este último caso, la asignación se rige por reglas centralizadas destinadas a maximizar el bienestar general asociado con el uso del agua (Madani y Dinar, 2013). Dentro de las reglas de asignación centralizada, se puede hacer una distinción adicional entre las reglas simétricas, que satisfacen el axioma de “igualdad de trato entre iguales”, y las reglas asimétricas, que se desvían de este axioma al introducir alguna forma de prioridad en el acceso al agua, como la doctrina de apropiación previa en el oeste de los Estados Unidos o el sistema de derechos de alta prioridad en Australia (Moulin, 2000).

Las estrategias de asignación seleccionadas se describen a continuación:

a) Asignación proporcional (AP). Es el método de racionamiento más común en todo el mundo y el que aplica la autoridad del agua en la cuenca del Guadalquivir en caso de escasez de agua. La CHG ha establecido un protocolo de sequía para situaciones de escasez de agua llamado Plan de Gestión de Sequía. En esta situación, el uso de agua se reduce tras la asignación proporcional a todas las zonas agrícolas. Este escenario prioriza la

satisfacción de la demanda de agua urbana y garantiza el cumplimiento de los requisitos mínimos de caudal ambiental. Este método se puede clasificar como “centralizado” y “simétrico”. Las reducciones en la disponibilidad de agua no se traducen directamente en reducciones para el sector agrícola, ya que las reducciones iniciales solo afectan a los caudales de los ríos. Por ejemplo, en el caso de una hipotética reducción del 25% en la disponibilidad de agua, las asignaciones de agua agrícola deben disminuir en un 14%, después de la asignación proporcional, para satisfacer la demanda de agua urbana y los requisitos de flujo ambiental. En respuesta a este escenario, los agricultores priorizarían los cultivos con la mayor productividad marginal aparente de agua, asignando la cantidad mínima de agua a los cultivos perennes para asegurar su supervivencia (si es necesario).

b) Pérdidas económicas proporcionales (PEP). El enfoque consiste en aplicar un método por el cual todos los usuarios del agua (distritos de riego o ZDR) incurren en el mismo porcentaje de pérdida en el margen bruto. Esto representa un escenario teórico que requiere información completa sobre las consecuencias de la asignación de agua. En consecuencia, su aplicación práctica es limitada, ya que asume un nivel de simetría informativa entre la autoridad del agua y los usuarios que rara vez se encuentra en la realidad; los usuarios suelen ser los que tienen un conocimiento preciso de los beneficios derivados del uso del agua. Al igual que en el escenario anterior, el objetivo es imponer una reducción proporcional entre todos los usuarios, pero en lugar de hacerlo en términos de volúmenes de agua, la reducción se implementa en términos de margen bruto. Por lo tanto, también puede considerarse como un método centralizado y simétrico. Esta regla se ha aplicado en Alarcón et al. (2014) denominada como “coincidencia de pérdidas relativas con los ingresos de referencia”.

c) Asignación Óptima (AO). Este escenario no sigue ninguna asignación proporcional, sino que opera como un mercado de agua libre sin compensación económica. En este escenario, el agua se asigna a los cultivos con la mayor productividad marginal aparente del agua, independientemente de su ubicación dentro de la cuenca, lo que podría resultar en un mayor uso de agua por unidad de superficie en algunas zonas en comparación con otras. Una vez más, este es un escenario que requiere que la autoridad del agua tenga un conocimiento completo de los resultados económicos de los usuarios.

Todos los escenarios permiten a los agricultores aplicar riego de supervivencia a olivar y almendros. Esta medida es importante porque, aunque no se pueden evitar pérdidas económicas a corto plazo (pérdida de la cosecha de la temporada actual), tiene como

objetivo prevenir pérdidas a largo plazo causadas por la pérdida total de cultivos perennes. Además, todos los escenarios incluyen una penalización si los agricultores deciden dejar en barbecho las tierras destinadas a cultivos perennes, para cuantificar la pérdida de inversión.

3.5. Resultados

Los resultados se presentan en dos pasos. En primer lugar, se examinan los resultados de la aplicación de diferentes estrategias de asignación de agua bajo diferentes niveles de sequía, centrándose en el uso del agua, la superficie de riego y el margen bruto total de los cultivos. Estos resultados se muestran tanto sin como con el uso de reservas de agua subterránea, lo que permite una comparación directa. En segundo lugar, el análisis se centra en el caso de la disponibilidad de agua del 50%, desagregada por zona de riego, con el fin de identificar posibles ganadores y perdedores en la asignación de recursos hídricos.

Las Figuras 3.2 a 3.4 presentan los resultados del modelo hidro-económico que evalúa el impacto de diferentes estrategias de asignación de agua bajo escenarios de disponibilidad de agua reducida (que van del 100% al 30%). El análisis se centra en tres indicadores clave: el uso del agua (medido en hectómetros cúbicos, Figura 3.2), la superficie de regadío (en miles de hectáreas, Figura 3.3) y el margen bruto (en millones de euros, Figura 3.4). Juntos, estos indicadores proporcionan una imagen completa de cómo las diferentes estrategias de asignación afectan tanto la utilización de los recursos como al desempeño económico en condiciones de sequía.

A pesar de que la reducción del agua disponible es la misma en todas las estrategias, el uso del agua varía entre las diferentes estrategias de asignación. Por ejemplo, en el escenario de disponibilidad del 50%, el uso de agua agrícola se reduce en un 49% bajo la estrategia de AP, un 45% bajo PEP, mientras que disminuyó en un 42% bajo la estrategia de AO. Esto se debe a que, bajo la estrategia de AP, el agua se reduce en la misma proporción para todas las ZDR, independientemente de si se pudiera usar más agua en algunas zonas. Sin embargo, con las estrategias PEP y AO, es posible reducir el uso de agua en diferentes porcentajes para cada ZDR y, en el caso de AO, satisfacer exactamente las demandas urbanas y ambientales para maximizar el uso del agua para la agricultura.

Comparando los resultados con y sin agua subterránea, la utilización de las reservas de agua subterránea ayuda a mitigar una parte significativa de los efectos de la sequía. Como

resultado, el uso total de agua no disminuye tan bruscamente, y el consumo de agua subterránea supera el uso de agua superficial en los escenarios de sequía más extremos. La capacidad de aumentar el uso del agua, aunque a un coste más alto debido al bombeo, reduce significativamente las pérdidas económicas y de producción. En promedio, bajo un escenario de disponibilidad de agua del 50%, el uso de agua disminuiría en un 22,9% bajo la estrategia de AP, un 15,9% bajo PEP y un 14,6% bajo AO, en comparación con reducciones de 49,0%, 45,0% y 42,0%, respectivamente, en ausencia de reservas de agua subterránea.

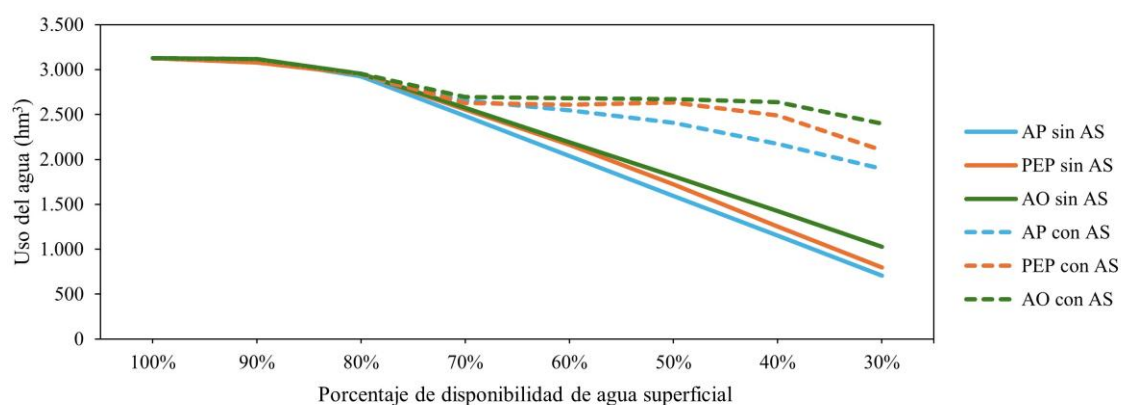


Figura 3.2. Uso del agua bajo diferentes porcentajes de disponibilidad de agua superficial y estrategias de asignación con y sin agua subterránea. Nota: AP - Asignación Proporcional; PEP - Pérdidas Económicas Proporcionales; AO - Asignación Óptima; sin AS - sin agua subterránea; con AS - con agua subterránea.

La superficie de riego (Figura 3.3) disminuye en todas las estrategias de asignación de agua a medida que disminuye la disponibilidad de agua. Sin agua subterránea, la estrategia de AP muestra la caída más pronunciada desde el escenario del 50% hacia abajo. Sin embargo, hasta este punto, la reducción de la superficie de regadío es más o menos similar en todas las estrategias de asignación de agua. Finalmente, con un 30% de disponibilidad de agua, la estrategia de AP alcanza solo 222.000 ha (reducción del 74,1%). Por el contrario, la PEP y la AO pueden sostener una superficie de riego más grande a lo largo del gradiente de escasez de agua, terminando en 343.000 ha (reducción del 59,9%) y 308.000 ha (reducción del 64,0%), respectivamente. Esto sugiere una mayor capacidad para preservar la superficie productiva cuando las consideraciones económicas guían la asignación del agua. De hecho, el escenario PEP mantiene una superficie de regadío más grande que el escenario AO. Sin embargo, la posibilidad de utilizar las reservas de agua subterránea redujo las pérdidas de superficie de riego. Tomando como ejemplo el escenario del 50% de disponibilidad de agua, hay reducciones en la superficie de regadío del 13,4%, 10,9% y

ESTRATEGIAS DE ASIGNACIÓN DE AGUA SUPERFICIAL Y BOMBEO DE AGUA SUBTERRÁNEA DURANTE SEQUÍAS: UN ENFOQUE HIDRO-ECONÓMICO PARA LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR

10,0% bajo cada estrategia en comparación con el 33%, 30,5% y 31,3% sin reservas de agua subterránea, respectivamente.

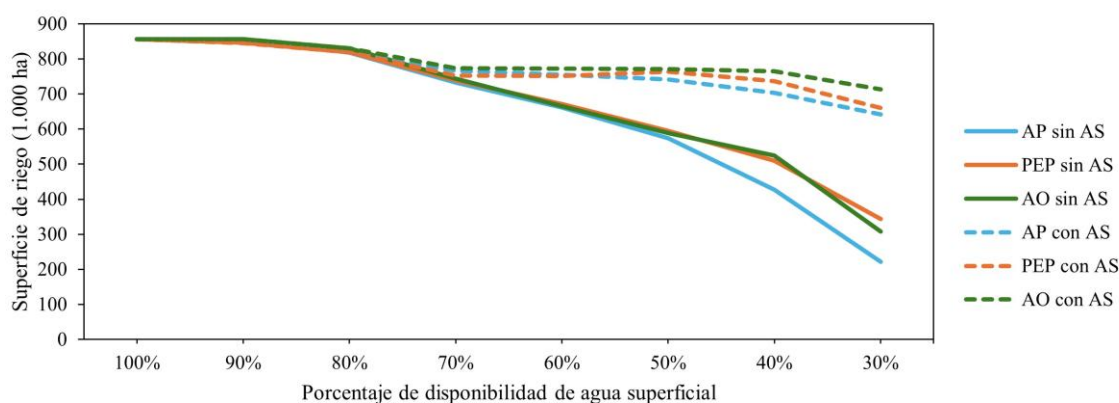


Figura 3.3. Superficie de riego bajo diferentes porcentajes de disponibilidad de agua superficial y estrategias de asignación con y sin aguas subterráneas. Nota: AP - Asignación Proporcional; PEP - Pérdidas Económicas Proporcionales; AO - Asignación Óptima; sin AS - sin agua subterránea; con AS - con agua subterránea.

Finalmente, el margen bruto (Figura 3.4) también disminuye en todas las estrategias, aunque, en general, la AP muestra mayores pérdidas económicas que la PEP y la AO. Con una disponibilidad del 30%, sin reservas de agua subterránea, AO mantiene un margen bruto de 645 millones de euros, en comparación con 610 millones de euros en el escenario PEP o 611 millones de euros en el escenario AP. El escenario AO, a pesar de no tener en cuenta la mayor superficie de regadío, presenta el mayor margen bruto en condiciones de escasez de agua. Sin embargo, utilizando nuevamente el escenario de disponibilidad de agua del 50% como ejemplo, las pérdidas de margen bruto son proporcionalmente mucho más bajas que la reducción en el uso del agua o la tierra. Bajo la estrategia de AP se simula una reducción del 16,1% del margen bruto, mientras que el 13,2% para la PEP y solo el 12,0% para la AO. El escenario de AO ofrece consistentemente los márgenes brutos más altos en condiciones de escasez, lo que refleja su mayor capacidad para asignar agua en función de la productividad económica. Con la opción de bombeo de agua subterránea, el aumento en la producción de cultivos conduce a pérdidas económicas de solo 7,0%, 5,4% y 5,3% bajo la estrategia de asignación de agua de AP, PEP y AO, respectivamente.

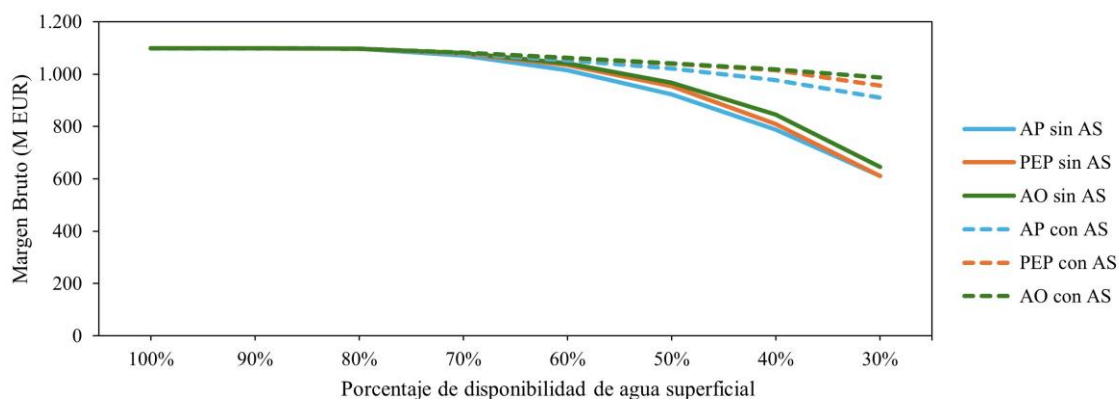


Figura 3.4. Margen bruto bajo diferentes porcentajes de disponibilidad de agua superficial y estrategias de asignación con y sin agua subterránea. Nota: AP - Asignación Proporcional; PEP - Pérdidas Económicas Proporcional; AO - Asignación Óptima; sin AS - sin agua subterránea; con AS - con agua subterránea.

Aunque la AP representa el marco operativo actual -favorece la simplicidad administrativa y la asignación equitativa-, los escenarios que incorporan eficiencia económica (PEP y AO) demuestran un mejor desempeño en términos de coste-efectividad y eficiencia en el uso de los recursos durante períodos de escasez.

Los resultados también demuestran que las aguas subterráneas desempeñan un papel fundamental en el mantenimiento de la producción agrícola y los rendimientos económicos en condiciones de escasez de agua superficial. En las tres estrategias de asignación, la magnitud de las reducciones en el uso del agua, la superficie de riego y el margen bruto es consistentemente menor que en el caso sin agua subterránea. AO una vez más ofrece el mejor rendimiento, minimizando las pérdidas en todos los indicadores. La PEP ofrece un término medio, combinando un grado de equidad con una mayor eficiencia. Mientras tanto, la AP, aunque simple y administrativamente factible, sigue siendo la menos eficiente, particularmente desde un punto de vista económico.

Aunque la política de AO arroja los mejores resultados, alguien podría preguntarse si la asignación de agua para maximizar el margen bruto total de la cuenca garantiza la equidad entre las regiones, ya que no tiene en cuenta los ganadores y perdedores dentro de la cuenca. Utilizando nuevamente el escenario de disponibilidad de agua del 50% como ejemplo, la Tabla 3.1 muestra las pérdidas con respecto al escenario base para los indicadores de uso de agua, superficie de riego y margen bruto para cada una de las zonas de demanda de riego en la cuenca (sin agua subterránea). Los resultados revelan diferencias significativas en función de la estrategia de asignación de agua aplicada. Contrariamente a lo que podría esperarse, la estrategia de AP genera las mayores inequidades económicas entre regiones (en términos relativos), a pesar de ser la más equitativa en términos de distribución del

ESTRATEGIAS DE ASIGNACIÓN DE AGUA SUPERFICIAL Y BOMBEO DE AGUA SUBTERRÁNEA DURANTE SEQUÍAS: UN ENFOQUE HIDRO-ECONÓMICO PARA LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR

agua. Así, se observa una pérdida en el margen bruto que oscila entre el 9% y el 55% bajo la estrategia de AP. Por el contrario, la PEP, por diseño, impone una reducción igual del 13% en todas las ZDR, siendo la estrategia más equitativa en términos económicos. Sin embargo, la estrategia de AO logra el resultado más eficiente, con una reducción general de solo el 12% y variaciones entre el 5% y el 15%. La AO ha demostrado ser la estrategia más sólida en el contexto de escenarios de disponibilidad reducida de agua, logrando el equilibrio adecuado entre la eficiencia en el uso del agua y la maximización de los beneficios económicos.

Tabla 3.1. Principales resultados por Zona de Demanda de Riego con una disponibilidad de agua superficial del 50% sin agua subterránea.

		ZDR	ZDR	ZDR	ZDR	ZDR	ZDR	ZDR	ZDR	ZDR	ZDR
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Uso del agua (hm ³)	AP	-49%	-49%	-49%	-49%	-49%	-49%	-49%	-49%	-49%	-49%
	PEP	-24%	-27%	-34%	-43%	-46%	-39%	-56%	-36%	-40%	-49%
	AO	-16%	-19%	-30%	-43%	-44%	-42%	-59%	-22%	-29%	-49%
Superficie de riego (1.000 ha)	AP	-20%	-15%	-16%	-36%	-36%	-38%	-45%	-49%	-29%	-33%
	PEP	-3%	-6%	-15%	-33%	-35%	-31%	-50%	-36%	-22%	-33%
	AO	-1%	-4%	-12%	-33%	-33%	-32%	-58%	-22%	-19%	-34%
Margen bruto (M EUR)	AP	-55%	-47%	-28%	-18%	-15%	-21%	-9%	-24%	-17%	-13%
	PEP	-13%	-13%	-13%	-13%	-13%	-13%	-13%	-13%	-13%	-13%
	AO	-5%	-6%	-9%	-13%	-12%	-15%	-14%	-5%	-5%	-13%

La Tabla 3.2 muestra que el uso de aguas subterráneas ayuda a mitigar los efectos de la sequía en las ZDR donde se dispone de reservas de agua subterránea. En el marco de la estrategia de AP, se puede observar que en la ZDR 8 (zona arroceras), la reducción en el uso de agua se mantiene sin cambios en comparación con el escenario sin reservas de agua subterránea, ya que no se dispone de tales reservas. En consecuencia, las pérdidas económicas se mantienen en el -24%. Sin embargo, las estrategias PEP y AO permiten la transferencia de agua superficial adicional de otras zonas, reduciendo las pérdidas económicas a -5%. En el caso del PEP, las pérdidas económicas son del 5% en todas las ZDR cuando se tienen en cuenta las aguas subterráneas, frente a las pérdidas del 13% cuando no se utilizan las aguas subterráneas.

En comparación con los escenarios sin aguas subterráneas, las reducciones observadas en el uso del agua, la superficie de riego y el margen bruto son notablemente menores y se distribuyen de manera más uniforme en todas las estrategias de asignación. Sin embargo, se destacan algunas excepciones. Bajo la política de AO, se observa una notable pérdida económica del 20% en ZDR 1 (cabecera de la cuenca) y ZDR 6 (tramo fluvial entre Fuente Palmera y Peñaflo), que es mayor que bajo las estrategias AP y PEP. Esto se debe a que el uso del agua en estas zonas depende totalmente del agua subterránea, mientras que toda el agua superficial disponible se redirige a otras zonas para

lograr mejores impactos en toda la cuenca. Sin embargo, estas zonas tienen los márgenes brutos totales más bajos, lo que hace que la pérdida del 20% sea relativamente insignificante en términos económicos generales.

Tabla 3.2. Principales resultados por Zona de Demanda de Riego con una disponibilidad de agua superficial del 50% incluyendo las reservas de agua subterránea.

		ZDR	ZDR	ZDR	ZDR	ZDR	ZDR	ZDR	ZDR	ZDR	ZDR
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Uso del agua (hm ³)	AP	-5%	-12%	-33%	-15%	-16%	-12%	-17%	-49%	-38%	-14%
	PEP	-5%	-6%	-16%	-12%	-13%	-10%	-17%	-23%	-27%	-11%
	AO	-5%	-6%	-9%	-12%	-13%	-10%	-16%	-22%	-11%	-11%
Superficie de riego (1.000 ha)	AP	-1%	-3%	-13%	-13%	-13%	-11%	-17%	-49%	-22%	-10%
	PEP	0%	-2%	-7%	-11%	-11%	-9%	-17%	-23%	-18%	-8%
	AO	0%	-2%	-4%	-11%	-11%	-9%	-17%	-22%	-9%	-8%
Margen bruto (M EUR)	AP	-10%	-10%	-14%	-8%	-8%	-9%	-5%	-24%	-11%	-5%
	PEP	-5%	-5%	-5%	-5%	-5%	-5%	-5%	-5%	-5%	-5%
	AO	-20%	-5%	-4%	-8%	-8%	-20%	-3%	-5%	-2%	-9%

3.6. Discusión

Los resultados de este estudio destacan las importantes implicaciones que tienen las estrategias de asignación de agua en la eficiencia económica, la productividad agrícola y la equidad regional en contextos de creciente escasez de agua. En la Tabla 3.3 se puede encontrar un resumen comparativo de las diferencias entre las estrategias de asignación de agua analizadas en este estudio. Si bien la Asignación Proporcional sigue siendo el enfoque dominante actualmente debido a su simplicidad administrativa y aparente equidad en la distribución de recursos, sus limitaciones se hacen evidentes en términos de desempeño económico, como ya lo han demostrado otros estudios para la demarcación del Guadalquivir (Valle-García et al., 2024; Valle-García et al., 2025). Bajo esta estrategia, existen marcadas disparidades en las pérdidas de margen bruto entre las diferentes Zonas de Demanda de Riego. Este resultado está respaldado por otros estudios, como Iftekhar y Fogarty (2017), quienes demostraron que una reducción proporcional en las asignaciones (de agua subterránea) conduce a desigualdades entre las explotaciones. Las explotaciones más grandes experimentan mayores pérdidas de ingresos por unidad de agua reducida en comparación con las explotaciones más pequeñas. En base a los resultados presentados en Alarcón et al. (2014), también se puede concluir que la Asignación Proporcional genera diferencias relativas en los resultados económicos, a pesar de que los resultados agregados de las estrategias de AP y PEP son muy cercanos. Wegerich (2007) también argumenta que para lograr resultados iguales podría ser que se deban aplicar insumos muy desiguales; y

ESTRATEGIAS DE ASIGNACIÓN DE AGUA SUPERFICIAL Y BOMBEO DE AGUA SUBTERRÁNEA DURANTE SEQUÍAS: UN ENFOQUE HIDRO-ECONÓMICO PARA LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR

es posible que las entradas iguales no conduzcan a salidas iguales. La equidad es un concepto ambiguo que abarca aspectos de igualdad, equidad y justicia, que están más allá del alcance de este estudio. Aquí, simplemente analizamos las diferencias en las pérdidas económicas en diferentes zonas agrícolas. En este estudio, la equidad debe interpretarse como “similitud en la asignación” o “similitud en las pérdidas”.

Tabla 3.3. Comparación de criterios entre las tres estrategias de asignación de agua.

Fuente: Elaboración propia.

Criterio / Estrategia	Asignación proporcional (AP)	Pérdidas económicas iguales (PEP)	Asignación óptima (AO)
Principio de asignación	Reducción proporcional basada en derechos	Reducción homogénea del margen bruto	Maximización del valor económico añadido
Enfoque normativo	Equidad formal / simplicidad administrativa	Equidad en los impactos económicos	Eficiencia económica
Requisitos de información	Bajo (solo derechos de agua)	Alto (márgenes por zona y cultivo)	Muy alto (márgenes, elasticidades, etc.)
Flexibilidad	Bajo	Medio	Alto
Impacto en los márgenes brutos	Mayor pérdida	Intermedio	Pérdida más baja
Equidad económica	Bajo	Medio	Alto (excepto ZDR 1 y 6 con aguas subterráneas)
Superficie de regadío preservada	Menor	Alto	Medio
Viabilidad política	Alto (actualmente implementado)	Medio (requiere transparencia y consenso)	Bajo (conflictivo sin compensación)
Adaptabilidad a sequías severas	Limitado	Medio / Alto	Alto
Aplicación práctica	Frecuente	Teórico / experimental	Nunca aplicado sin mercado

En cambio, las estrategias basadas en criterios económicos, como la estrategia de Pérdidas Económicas Proporcionales, y especialmente la estrategia de Asignación Óptima, logran una mayor eficiencia en el uso del agua. Estos enfoques reducen en menor medida la superficie de riego y preservan mejor los márgenes brutos en escenarios de escasez severa. Contrariamente a la intuición, estas ganancias de eficiencia no van acompañadas de implicaciones distributivas. La estrategia de AO, si bien maximiza los beneficios económicos totales, lo hace concentrando los recursos en las áreas más productivas,

generando potencialmente “perdedores” en regiones menos rentables. En realidad, bajo la estrategia de AO, cada ZDR muestra menos pérdidas económicas que en el caso de la estrategia de AP, y solo dos zonas (ZDR 1 y 6) muestran mayores pérdidas que siguiendo la estrategia de PEP, lo que equivale a pérdidas económicas entre todas las ZDR. Esto revela que el AO es la mejor estrategia posible a la hora de racionar el agua y el AP la peor, con la estrategia PEP que ofrece una alternativa intermedia que mejora la rentabilidad del sistema manteniendo una distribución más equilibrada de las pérdidas económicas. Sin embargo, el AO logra consistentemente un resultado global superior, lo que lo hace preferible a las otras alternativas. Goetz et al. (2005), Goetz et al. (2017), Martínez y Esteban (2014) y Alarcón et al. (2014) también examinan reglas de asignación alternativas en España, como ganancias iguales, pérdidas iguales¹ o mecanismos basados en el mercado, y muestran que la asignación proporcional, a pesar de su aparente equidad, a menudo da como resultado resultados económicamente ineficientes, la asignación del mercado supera a todos ellos, especialmente en entornos con estructuras de fincas heterogéneas (Gómez-Limón et al., 2020a).

La principal limitación de la estrategia de Asignación Óptima radica en la falta de información sobre el valor marginal del agua en cada zona sin un análisis previo. Sin embargo, se podría lograr un resultado intermedio mediante el establecimiento de un banco de agua centralizado que actúe como intermediario entre compradores y vendedores de derechos de agua temporales (Montilla-López et al., 2018; Soula et al., 2023). Un banco de agua de este tipo permitiría una asignación óptima de los recursos, aunque el resultado económico resultante sería inferior al obtenido mediante la asignación directa basada en criterios económicos, debido a la influencia de los precios comerciales y los costes de transacción.

Las aguas subterráneas desempeñan un papel vital en la agricultura de regadío, especialmente en regiones donde las precipitaciones limitadas restringen la disponibilidad de aguas superficiales. Por esta razón, en la literatura se pueden encontrar muchos modelos hidro-económicos que combinan recursos hídricos superficiales y subterráneos (por ejemplo, Hermine Mitter, 2021; Kahil et al., 2016; Medellín-Azuara et al., 2015). Los

¹ Con arreglo al método de las ganancias iguales (también conocido como “ganancias uniformes” o “indemnizaciones iguales restringidas”), a cada demandante se le asigna una cantidad idéntica, siempre que esta cantidad no exceda de su demanda individual. De manera similar, el método de pérdidas iguales (también conocido como pérdidas iguales restringidas) reduce todas las demandas en una cantidad igual. No debe confundirse con la estrategia de pérdidas económicas iguales propuesta.

resultados de este estudio son consistentes con investigaciones previas sobre el uso de aguas subterráneas como amortiguador durante los períodos de sequía. Mussá et al. (2015) encontraron que durante la sequía de 1992-1995 en Sudáfrica, aproximadamente el 60% del déficit hídrico fue compensado por reservas de agua subterránea. En nuestro caso, para el escenario de sequía más severa (30% de disponibilidad de agua), el agua subterránea compensa casi el 44% del déficit, lo que destaca la necesidad de una gestión integrada de las aguas superficiales y subterráneas para mitigar los impactos de la sequía.

Este uso de las aguas subterráneas depende de una adecuada gestión previa que permita el establecimiento de reservas, proporcionando una forma de seguro contra las sequías (Pérez-Blanco y Gómez, 2014). Un ejemplo ilustrativo se puede encontrar en la cuenca de Goleta (California), donde las reservas de agua subterránea permitieron el uso de pozos durante la sequía de 2012-2015, mientras que las cuencas cercanas experimentaron una disminución significativa en los niveles de agua subterránea (Langridge y Daniels, 2017). Esto implica que el valor del agua subterránea, cuando la disponibilidad de agua superficial es estocástica, es mayor que en un entorno determinista, ya que se puede utilizar para compensar déficits de fuentes más variables. Este fenómeno se conoce como valor amortiguador del agua subterránea (Tsur y Graham-Tomasi, 1991), y este valor amortiguador es positivo. Estos autores estimaron que el valor amortiguador del agua subterránea podría representar hasta el 84% del valor total de los recursos, dependiendo de los costes de extracción, la variabilidad de los flujos de agua superficial y la capacidad de almacenamiento de acuíferos. Koundouri et al. (2017) argumentan que ignorar este valor de amortiguación crea una externalidad de riesgo: cada unidad adicional de reserva de agua subterránea disponible para uso futuro reduce el riesgo de ingresos que enfrentan todas las explotaciones al aumentar el amortiguador contra el riesgo de escasez de agua.

De hecho, en la cuenca del río Guadalquivir, las autoridades del agua dependen de los llamados “pozos de sequía”, que se operan solo durante eventos de sequía para complementar los suministros de agua superficial (Llamas et al., 2015) pero no en condiciones normales. Su accesibilidad durante todo el año y su protección contra la evaporación lo convierten en un recurso estratégico para garantizar la producción de cultivos, estabilizar los rendimientos y hacer frente a las condiciones de sequía. Además, apoya el desarrollo de sistemas de riego más eficientes y resilientes en áreas donde otras fuentes de agua son insuficientes o ya están sobreexplotadas. Sin embargo, la extracción

intensiva y a menudo no regulada de acuíferos conlleva riesgos significativos (Berbel et al., 2018). La sobreexplotación conduce a una caída en el nivel freático, lo que puede resultar en la salinización del suelo, la degradación de la calidad del agua (Dorado-Guerra et al., 2021), la desecación de manantiales y humedales y, en algunos casos, el hundimiento de la tierra (Esteban et al., 2024). Estos impactos amenazan no solo la sostenibilidad ambiental sino también la viabilidad económica a largo plazo de la agricultura. Investigaciones recientes demostraron cómo la sequía y las extracciones excesivas pueden afectar significativamente la recuperación del nivel del agua subterránea y la calidad del agua subterránea mucho después de que ocurran las sequías (Petersen-Perlman et al., 2022). Por lo tanto, es esencial una gestión equilibrada y responsable de las aguas subterráneas. Esto debe implicar un uso eficiente, estrategias de conservación, monitoreo continuo y programas de recarga artificial, asegurando que el recurso permanezca disponible.

La inclusión de las reservas de agua subterránea en nuestro modelo hidro-económico aumenta significativamente la flexibilidad de las estrategias de asignación de agua, lo que permite a los sistemas mantener una superficie de riego más grande y un mayor margen bruto incluso en escenarios severos de reducción de agua. Las estrategias de AP y PEP muestran una mejora significativa en términos de resultados individuales y a nivel de cuenca (por ZDR). El acceso a las reservas de agua subterránea complementa el suministro de agua superficial igualando los valores marginales del agua. Aunque la estrategia de AP no asigna el agua buscando una distribución económica equitativa, el acceso al agua subterránea permite el uso de recursos adicionales cuando el valor marginal de los cultivos supera el coste de bombeo. La estrategia de AO, por otro lado, sigue mostrando el mejor rendimiento general, aunque las diferencias con las otras dos estrategias son ahora mucho menores, particularmente con la estrategia PEP, que arroja resultados generales muy similares. Sin embargo, a nivel de la ZDR, la estrategia de AO da como resultado una distribución menos equitativa de las pérdidas económicas (ZDR 1 y 6 que resultan en el 20% de las pérdidas económicas) en comparación con la estrategia de PEP, lo que podría ser preferible dado que su desempeño general es muy similar al de la AO.

3.7. Conclusiones

Este estudio destaca las implicaciones críticas de las diferentes estrategias de asignación de agua frente a la creciente escasez, tanto en términos de eficiencia económica como de equidad territorial. Los resultados obtenidos a través del modelo hidro-económico indican

ESTRATEGIAS DE ASIGNACIÓN DE AGUA SUPERFICIAL Y BOMBEO DE AGUA SUBTERRÁNEA DURANTE SEQUÍAS: UN ENFOQUE HIDRO-ECONÓMICO PARA LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR

que las políticas basadas en criterios de optimización económica, como la AO, superan claramente a otras en la preservación de los márgenes brutos y el mantenimiento de la superficie de regadío, al tiempo que son más justas en términos de equidad. Sin embargo, estas estrategias generan desigualdades regionales que requieren atención específica desde la perspectiva de la gobernanza y la planificación participativa, con la excepción de incluir las aguas subterráneas donde la estrategia de AO es menos equitativa.

La estrategia de Pérdidas Económicas Proporcionales se presenta como un enfoque intermedio, que combina una mejora notable en la eficiencia con una distribución justa absoluta de las pérdidas económicas. Este equilibrio puede facilitar su implementación en contextos donde la equidad entre regiones es una prioridad política. Por otro lado, la estrategia de Asignación Proporcional, a pesar de su simplicidad y aceptación institucional, muestra las mayores ineficiencias y desigualdades económicas en condiciones de escasez, lo que pone en duda su idoneidad como marco de referencia en escenarios de creciente presión sobre los recursos hídricos.

Además, el uso de las reservas de agua subterránea revela su papel clave como fuente de resiliencia durante las sequías, ya que reduce significativamente las pérdidas productivas y económicas. Sin embargo, su uso debe abordarse con criterios de sostenibilidad, dado el riesgo de sobreexplotación debido a su condición de reserva de agua (agua subterránea no utilizada durante el año normal, solo en emergencias por sequía).

Una limitación del modelo con respecto al uso de aguas subterráneas es que no tiene en cuenta la sostenibilidad del recurso. La simulación no considera la recuperación del acuífero después de la extracción de reservas, ni tiene en cuenta la situación después de un año de sequía adicional, durante el cual las reservas se habrían agotado significativamente.

Otra limitación del modelo es la presencia de sesgos de agregación debido al gran tamaño de las ZDR. Se supone que toda la ZDR puede acceder a las reservas de agua subterránea durante las condiciones de sequía, o que los recursos de aguas superficiales y subterráneas pueden redistribuirse dentro del área para maximizar el ingreso total. Se necesitaría una unidad de decisión más pequeña para identificar con precisión qué unidades tienen acceso a las reservas de agua subterránea.

En general, los resultados refuerzan la necesidad de avanzar hacia modelos de asignación de agua que integren la eficiencia económica, la equidad social y la

sostenibilidad ambiental, apoyados en herramientas analíticas sólidas y procesos de gobernanza inclusivos. Esta triple perspectiva será esencial para garantizar la viabilidad de los sistemas agrícolas en condiciones climáticas cada vez más inciertas.

3.8. Referencias

- Alarcón, J., Garrido, A., Juana, L., 2014. Managing irrigation water shortage: a comparison between five allocation rules based on crop benefit functions. *Water Resources Management* 28 (8), 2315-2329.
- Amundsen, E.S., Jensen, F., 2019. Groundwater management: Waiting for a drought*. *Natural Resource Modeling* 32 (4), e12209.
- Ansink, E., Weikard, H.-P., 2012. Sequential sharing rules for river sharing problems. *Social Choice and Welfare* 38 (2), 187-210.
- Berbel, J., Cuadrado-Alarcón, B., Martínez-Dalmau, J., Delgado-Ramos, F., 2024. Hydro-economic basin impacts of extensive adoption of deficit irrigation by farmers: Are we overestimating water resources? *Journal of Hydrology* 634, 131075.
- Berbel, J., Expósito, A., Borrego-Marín, M.M., 2018. Conciliation of competing uses and stakeholder rights to groundwater: an evaluation of Fuencaliente Aquifer (Spain). *International Journal of Water Resources Development* 35 (5), 830-846.
- Blanco-Gutiérrez, I., 2006. Impacts des politiques alternatives dans la gestion durable des eaux souterraines pour l'agriculture: Le cas de l'aquifère de la Manche Occidentale (Bassin du Guadiana-Espagne), Book Impacts des politiques alternatives dans la gestion durable des eaux souterraines pour l'agriculture: Le cas de l'aquifère de la Manche Occidentale (Bassin du Guadiana-Espagne). Montpellier.
- Burt, O.R., 1964. The economics of conjunctive use of ground and surface water. *Hilgardia* 36 (2), 31-111.
- Calzadilla, A., Zhu, T., Rehdanz, K., Tol, R.S.J., Ringler, C., 2014. Climate change and agriculture: Impacts and adaptation options in South Africa. *Water Resources and Economics* 5, 24-48.
- CHG (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir), 2022. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir (Revisión para el tercer ciclo: 2022-2027). Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, Sevilla, España.

ESTRATEGIAS DE ASIGNACIÓN DE AGUA SUPERFICIAL Y BOMBEO DE AGUA SUBTERRÁNEA DURANTE SEQUÍAS: UN ENFOQUE HIDRO-ECONÓMICO PARA LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR

- Dagnino, M., Ward, F.A., 2012. Economics of agricultural water conservation: empirical analysis and policy implications. *International Journal of Water Resources Development* 28 (4), 577-600.
- Dorado-Guerra, D.Y., Paredes-Arquiola, J., Pérez-Martín, M.Á., Tafur Hermann, H., 2021. Integrated Surface-Groundwater Modelling of Nitrate Concentration in Mediterranean Rivers, the Júcar River Basin District, Spain. *Sustainability* 13 (22), 12835.
- Espinosa-Tasón, J., Berbel, J., Gutiérrez-Martín, C., 2020. Energized water: evolution of water-energy nexus in the Spanish irrigated agriculture, 1950–2017. *Agricultural Water Management* 233, 106073.
- Esteban, E., Dinar, A., Calvo, E., Albiac, J., Calatrava, J., Herrera, G., Teatini, P., Tomás, R., Ezquerro, P., Li, Y., 2024. Modeling the optimal management of land subsidence due to aquifers overexploitation. *Journal of Environmental Management* 349, 119333.
- Goetz, R.-U., Martínez, Y., Rodrigo García, J., 2005. Eficiencia de las reglas de asignación de agua en el regadío: asignación a través de mercados, de la regla proporcional y de la regla uniforme. *Economía Agraria y Recursos Naturales* (9), 115-138.
- Goetz, R.-U., Martínez, Y., Xabadia, À., 2017. Efficiency and acceptance of new water allocation rules - The case of an agricultural water users association. *Science of the Total Environment* 601-602, 614-625.
- Gómez-Limón, J.A., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N.M., 2020a. Agricultural water allocation under cyclical scarcity: the role of priority water rights. *Water* 12 (6), 1835.
- Gómez-Limón, J.A., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N.M., 2020b. Recovering water for the environment during droughts through public water banks within a monopsony-monopoly setting. *Water Resources and Economics* 32, 100163.
- Harou, J.J., Pulido-Velazquez, M., Rosenberg, D.E., Medellín-Azuara, J., Lund, J.R., Howitt, R.E., 2009. Hydro-economic models: concepts, design, applications, and future prospects. *Journal of Hydrology* 375 (3-4), 627-643.
- Harris, L., 2024. Farmer response to policy induced water reductions: Evidence from the Colorado River. *Journal of Environmental Economics and Management* 125, 102986.

- Hermine Mitter, E.S., 2021. Informing groundwater policies in semi-arid agricultural production regions under stochastic climate scenario impacts. *Ecological Economics* 180, 106908.
- Iftekhhar, M.S., Fogarty, J., 2017. Impact of water allocation strategies to manage groundwater resources in Western Australia: Equity and efficiency considerations. *Journal of Hydrology* 548, 145-156.
- Kahil, T., Dinar, A., Albiac, J., 2015. Modeling water scarcity and droughts for policy adaptation to climate change in arid and semiarid regions. *Journal of Hydrology* 522, 95-109.
- Kahil, T., Ward, F.A., Albiac, J., Eggleston, J., Sanz, D., 2016. Hydro-economic modeling with aquifer–river interactions to guide sustainable basin management. *Journal of Hydrology* 539, 510-524.
- Knapp, K.C., Olson, L.J., 1995. The economics of conjunctive groundwater management with stochastic surface supplies. *Journal of Environmental Economics and Management* 28 (3), 340-356.
- Koundouri, P., Roseta-Palma, C., Englezos, N., 2017. Out of sight, not out of mind: Developments in economic models of groundwater management. *International Review of Environmental and Resource Economics* 11 (1), 55-96.
- Langridge, R., Daniels, B., 2017. Accounting for climate change and drought in implementing sustainable groundwater management. *Water Resources Management* 31 (11), 3287-3298.
- Llamas, M.R., Custodio, E., de la Hera, A., Fornés, J.M., 2015. Groundwater in Spain: increasing role, evolution, present and future. *Environmental Earth Sciences* 73 (6), 2567-2578.
- Madani, K., Dinar, A., 2013. Exogenous regulatory institutions for sustainable common pool resource management: Application to groundwater. *Water Resources and Economics* 2-3, 57-76.
- Mamoudan, M.M., Jafari, A., Mohammadnazari, Z., Nasiri, M.M., Yazdani, M., 2023. Hybrid machine learning-metaheuristic model for sustainable agri-food production and supply chain planning under water scarcity. *Resources, Environmental and Sustainability* 14, 100133.
- Martínez-Dalmau, J., Gutiérrez-Martín, C., Kahil, T., Berbel, J., 2023. Impact of alternative water policies for drought adaptation in the Guadalquivir Mediterranean River Basin, southern Spain. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 47, 101444.

ESTRATEGIAS DE ASIGNACIÓN DE AGUA SUPERFICIAL Y BOMBEO DE AGUA
SUBTERRÁNEA DURANTE SEQUÍAS: UN ENFOQUE HIDRO-ECONÓMICO PARA LA
CUENCA DEL GUADALQUIVIR

- Martínez, Y., Esteban, E., 2014. Social choice and groundwater management: application of the uniform rule. *Ciencia e Investigación Agraria* 41, 153-162.
- Medellin-Azuara, J., MacEwan, D., Howitt, R.E., Koruakos, G., Dogrul, E.C., Brush, C.F., Kadir, T.N., Harter, T., Melton, F., Lund, J.R., 2015. Hydro-economic analysis of groundwater pumping for irrigated agriculture in California's Central Valley, USA. *Hydrogeology Journal* 23 (6), 1205.
- Mianabadi, H., Mostert, E., Zarghami, M., van de Giesen, N., 2014. A new bankruptcy method for conflict resolution in water resources allocation. *Journal of Environmental Management* 144, 152-159.
- Molinero, J., Custodio, E., Sahuquillo, A., Llamas, M.R., 2011. Groundwater in Spain: legal framework and management issues. *Groundwater Management Practices*. CRC Press/Balkema. Leiden, 123-137.
- Molle, F., Wester, P., Hirsch, P., 2010. River basin closure: processes, implications and responses. *Agricultural Water Management* 97 (4), 569-577.
- Montilla-López, N.M., Gómez-Limón, J.A., Gutiérrez-Martín, C., 2018. Sharing a river: potential performance of a water bank for reallocating irrigation water. *Agricultural Water Management* 200, 47-59.
- Moulin, H., 2000. Priority rules and other asymmetric rationing methods. *Economics* 68 (3), 643-684.
- Mussá, F.E.F., Zhou, Y., Maskey, S., Masih, I., Uhlenbrook, S., 2015. Groundwater as an emergency source for drought mitigation in the Crocodile River catchment, South Africa. *Hydrology and Earth System Sciences* 19 (2), 1093-1106.
- Ndehedehe, C.E., Adeyeri, O.E., Ferreira, V.G., Zhou, W., 2025. Terrestrial water storage in Australia under stress from compound climate extremes. *Resources, Environmental and Sustainability* 21, 100242.
- Pérez-Blanco, C.D., Gómez, C.M., 2014. Insuring water: a practical risk management option in water-scarce and drought-prone regions? *Water Policy* 16 (2), 244-263.
- Petersen-Perlman, J.D., Aguilar-Barajas, I., Megdal, S.B., 2022. Drought and groundwater management: Interconnections, challenges, and policy responses. *Current Opinion in Environmental Science and Health* 28, 100364.
- Sechi, G.M., Zucca, R., 2015. Water resource allocation in critical scarcity conditions: a bankruptcy game approach. *Water Resources Management* 29 (2), 541-555.

- Soula, R., Chebil, A., Majdoub, R., Crespo, D., Albiac, J., Kahil, T., 2023. Evaluation of the impact of groundwater management policies under climate and economic changes in Tunisia. *Water Economics and Policy* 9 (1).
- Tsur, Y., Graham-Tomasi, T., 1991. The buffer value of groundwater with stochastic surface water supplies. *Journal of Environmental Economics and Management* 21 (3), 201-224.
- UNESCO, 2019. World Population Prospects 2019: Highlights (ST/ESA/SER.A/423), Book World Population Prospects 2019: Highlights (ST/ESA/SER.A/423). Department of Economic and Social Affairs.
- Valle-García, Á., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N.M., 2024. Water pricing and quotas: a quantitative analysis from a private and social perspective. *Water Resources Management*.
- Valle-García, Á., Montilla-López, N.M., Parrado, R., Berbel, J., Martínez-Dalmau, J., Kahil, T., Gutiérrez-Martín, C., 2025. Integrated assessment of resilience to drought by coupling hydro-economic and macroeconomic models. *Journal of Hydrology* 661, 133549.
- Wada, Y., Flörke, M., Hanasaki, N., Eisner, S., Fischer, G., Tramberend, S., Satoh, Y., Van Vliet, M., Yillia, P., Ringler, C., 2016. Modeling global water use for the 21st century: the Water Futures and Solutions (WFaS) initiative and its approaches. *Geoscientific Model Development* 9 (1), 175-222.
- Wada, Y., Van Beek, L.P., Van Kempen, C.M., Reckman, J.W., Vasak, S., Bierkens, M.F., 2010. Global depletion of groundwater resources. *Geophysical Research Letters* 37 (20).
- Wegerich, K., 2007. A critical review of the concept of equity to support water allocation at various scales in the Amu Darya basin. *Irrigation and Drainage Systems* 21 (3), 185-195.
- Wickramage, H.M., Roberts, D.C., Hearne, R.R., 2020. Water allocation using the bankruptcy model: a case study of the Missouri River. *Water* 12, 619.
- Zarezadeh, M., Mirchi, A., Read, L., Madani, K., 2017. Ten bankruptcy methods for resolving natural resource allocation conflicts, in: Islam, S., Madani, K. (Eds.), *Water Diplomacy in Action. Contingent Approaches to Managing Complex Water Problems*. Anthem Press, London, pp. 37-50.

Capítulo 4
Evaluación integrada de la
resiliencia a la sequía
mediante el acoplamiento de
modelos hidro-económicos
y macroeconómicos

Evaluación integrada de la resiliencia a la sequía mediante el acoplamiento de modelos hidro-económicos y macroeconómicos³

Resumen

Los modelos hidro-económicos combinan variables biofísicas y socioeconómicas y son herramientas que ayudan en la toma de decisiones relacionadas con la planificación de los recursos hídricos. Este estudio analiza el acoplamiento de un modelo hidro-económico aplicado a la Demarcación del Guadalquivir, situado en el sur de España, con un modelo macroeconómico de Equilibrio General Computacional (por sus siglas en inglés, CGE), en una situación de sequía y frente a diferentes escenarios de política de gestión del agua. Los dos modelos están interconectados a través de cambios en el uso de la superficie y los precios de los cultivos. Los resultados muestran que cuando se incluyen los efectos macroeconómicos de los precios en el análisis, hay una mejora en el margen bruto de los productores en todos los escenarios, con algunos escenarios (Plan de Sequía, Mejora de Eficiencia y Asignación Óptima) incluso registrando un margen bruto para las superficies de regadío más alto que el escenario base sin sequía (+4.5%; +3.2% y +2.6%, respectivamente). Sin embargo, este aumento no es uniforme en todos los cultivos. Más bien, el aumento del margen bruto de ciertos cultivos contribuye a una ganancia promedio general de los productores en toda la cuenca. Así, al considerar el efecto precio, el equilibrio de mercado generado en el modelo acoplado atenúa el impacto microeconómico de una sequía para los productores. Esta mejora del excedente del productor se traduce en un empeoramiento del excedente del consumidor entre 33 y 67 M EUR dependiendo del escenario. Por último, el escenario de Asignación Óptima es aquel en el que menos disminuye el bienestar (5 M EUR).

Palabras clave: Modelo hidro-económico, EGC, sequía, políticas hídricas, efecto precio, España, Cuenca del Guadalquivir.

³El contenido de este capítulo es una versión traducida del siguiente artículo

Valle-García, Á., Montilla-López, N.M., Parrado, R., Berbel, J., Martínez-Dalmau, J., Kahil, T., Gutiérrez-Martín, C. (2025). Integrated assessment of resilience to drought by coupling hydro-economic and macroeconomic models. *Journal of Hydrology*.

Nota: Algunas partes específicas explicadas en otros capítulos pueden repetirse en este capítulo.

4.1. Introducción y objetivos

El agua dulce se está convirtiendo en un activo natural cada vez más escaso en numerosas regiones del mundo. Paralelamente al crecimiento de la población mundial y al aumento de la riqueza de las naciones, la creciente demanda mundial de agua está provocando un aumento de las tasas de consumo (Wada et al., 2016). Como consecuencia, en las últimas décadas se ha producido un aumento notable de la extracción y utilización del agua en todo el mundo (Gómez-Limón et al., 2020a). La situación es particularmente grave en las zonas mediterráneas y semiáridas, que se caracterizan por una persistente escasez de agua y períodos de sequía que agravan la escasez de agua. Durante estos ciclos de escasez de agua, la demanda supera significativamente los recursos hídricos disponibles, intensificando la competencia por la utilización de los recursos (Gómez-Limón et al., 2020b). Además, en consonancia con las proyecciones de cambio climático (IPCC, 2018), estas regiones anticipan episodios de sequía más frecuentes e intensos. Cuando la disponibilidad de agua no satisface la demanda, los recursos hídricos deben asignarse de manera eficiente entre los usuarios de acuerdo con sus necesidades. Este desafío se vuelve particularmente desalentador durante los períodos de sequía, cuando la disparidad entre la oferta y la demanda alcanza su punto máximo (OCDE, 2015).

En este contexto, los enfoques tradicionales del lado de la oferta, como la construcción de nuevas infraestructuras como embalses para satisfacer la creciente demanda humana de agua, se han vuelto poco prácticos en regiones con economías de agua bien establecidas. En estas zonas, no es económicamente viable aumentar la oferta y existe una presión particular para preservar los ecosistemas asociados al agua, lo que resulta en el cierre de la cuenca (Molle et al., 2010). Las nuevas demandas solo pueden satisfacerse reduciendo las existentes a través de políticas del lado de la demanda, como cuotas de agua, precios o mercados de agua, o incentivos para tecnologías de ahorro de agua (Gómez et al., 2017; Lago et al., 2015). La aplicación efectiva de políticas del lado de la demanda limitará las opciones de los usuarios y provocará reacciones adaptativas que tendrán consecuencias significativas para la economía, especialmente en el sector agrícola. Este sector es uno de los mayores consumidores de agua en la región mediterránea. Sin embargo, a pesar de producir rendimientos del agua comparativamente más bajos que otros sectores económicos, la agricultura de regadío sigue siendo una fuente crucial de ingresos y empleo en las zonas rurales de todo el mundo (Pérez-Blanco et al., 2021).

Los derechos de asignación de agua sirven como un mecanismo crucial para la gestión de los recursos hídricos en cuencas cerradas, donde la disponibilidad de agua es limitada, lo que requiere un control y una regulación metódicos de su uso. Estos derechos se asignan a los usuarios en función del suministro de agua disponible y de las diversas necesidades de los usuarios (Molle, 2009; Molle et al., 2010). Los derechos determinan la extracción de agua permitida, otorgada a través de concesiones o permisos, que pueden ser temporales o permanentes. En algunos casos, estos derechos son transferibles, permitiendo a los usuarios comprarlos y venderlos en el mercado. En situaciones en las que el agua disponible es insuficiente para satisfacer los derechos de todas las partes interesadas, existen dos enfoques principales para racionar las asignaciones de agua de riego: la regla proporcional y la regla de prioridad (OCDE, 2016). Bajo la regla proporcional, que ha sido ampliamente adoptada para la asignación de agua de riego, cada titular de derechos de agua recibe una participación proporcional a sus derechos otorgados, asegurando un equilibrio entre la demanda y la oferta totales (Gómez-Limón et al., 2021; OCDE, 2015). Por otra parte, en virtud de la regla de prioridad, los titulares de derechos de riego se clasifican en clases de prioridad, y los derechos de agua se distribuyen sobre la base de estas clases. Esto significa que primero se satisfacen las demandas de los titulares de derechos de mayor prioridad, y los recursos restantes se asignan a otros titulares de derechos en orden decreciente de prioridad (Gómez-Limón et al., 2020a).

Otro instrumento de política ampliamente discutido es la tarifación del agua, una herramienta económica diseñada para fomentar la utilización eficiente y la conservación del agua. El artículo 9 de la Directiva Marco Europea del Agua (2000/60/CE) promueve el uso de la tarifación del agua por parte de los Estados miembros como instrumento clave para garantizar el uso eficaz del agua y apoyar la recuperación completa de los costes de los servicios de agua. Este enfoque se alinea con los objetivos medioambientales esbozados en la DMA, tal y como subraya Molle (2009).

Además, existen instrumentos económicos adicionales que podrían ayudar a aliviar las repercusiones económicas de las sequías. Un ejemplo son los mercados de agua, una herramienta que ha sido estudiada por muchos autores en diferentes lugares del mundo (Megdal et al., 2014; Milanés Murcia, 2020; Montilla-López et al., 2016). Otro ejemplo es la subvención de la mejora de la eficiencia del riego como política para mejorar la gestión del agua que puede producir un efecto rebote que solo puede evitarse mediante una intervención política bien diseñada (Berbel et al., 2019; Berbel et al., 2018; Martínez-

Dalmau et al., 2023b). Los instrumentos económicos se pueden cuantificar utilizando modelos hidro-económicos a escala de cuenca.

Es importante realizar un análisis preliminar de los resultados de estas políticas, evaluando tanto las ramificaciones económicas como los impactos sobre la dinámica hídrica en el sistema hidrológico. La modelización de los recursos hídricos permite evaluar estos aspectos, teniendo en cuenta las necesidades humanas de agua, así como los recursos e infraestructuras disponibles, al tiempo que integra elementos biofísicos, tecnológicos y económicos.

La modelización hidro-económica es una herramienta sofisticada que integra las fluctuaciones temporales y espaciales de los factores biofísicos con la dinámica socioeconómica, ofreciendo información para guiar las decisiones de gestión del agua, ayudando así a garantizar una planificación bien informada de los recursos hídricos (Harou et al., 2009). Por lo tanto, se ha convertido en un instrumento valioso para examinar los sistemas hídricos y humanos, predecir escenarios de gestión del agua, formular políticas hídricas y mejorar la eficiencia de las operaciones de infraestructura relacionadas con el agua (Ortiz-Partida et al., 2023). Muchos autores han evaluado las políticas hídricas utilizando modelos hidro-económicos, que ofrecen la ventaja de integrar componentes agronómicos, hidrológicos, ambientales y económicos a escala de cuenca hidrográfica (Esteve et al., 2015; Expósito et al., 2020; Kahil et al., 2016a; Kahil et al., 2015; Martínez-Dalmau et al., 2023a; Martínez-Dalmau et al., 2023b). Además, otros autores han utilizado estos modelos para evaluar estrategias de adaptación al cambio climático (Baccour et al., 2022; Crispin Cunya et al., 2023; Sapino et al., 2022; Ward, 2021). Sin embargo, son pocos los autores que han estudiado las complejas relaciones entre los sectores económicos de una región (modelo macroeconómico) y su relación con las respuestas de los regantes a los choques externos (modelo microeconómico) teniendo en cuenta el sistema hidrológico (modelo hidrológico); ejemplos de ello son el estudio de Almazán-Gómez et al., (2023) y el de Pérez-Blanco et al., (2022), que combina tres tipos de modelo: hidrológico, micro(agro)económico y macroeconómico. Algunos otros estudios como los de Roe et al., (2005) y Parrado et al., (2019) establecen vínculos entre un modelo microeconómico y un modelo macroeconómico, aunque estos estudios solo incorporan políticas hídricas sin un modelo hidro-económico.

Por lo tanto, el objetivo principal de este artículo es mejorar el marco existente mediante el uso de modelos hidrológicos y económicos (a nivel micro y macro), estableciendo un marco internamente consistente que vincule todos estos modelos de una manera más robusta y coherente. La novedad de este enfoque es que combina el modelo hidrológico y el modelo microeconómico de cada agente en un único modelo hidro-económico mucho más robusto. En este modelo, tanto el componente hidrológico como el componente económico forman un único bloque (*hard link*) en lugar de módulos distintos que se retroalimentan entre sí, como en el caso anterior (Pérez-Blanco et al., 2022; Sapino et al., 2022). Posteriormente, este modelo (hidro)microeconómico se acopla a un modelo macroeconómico (*soft link*) para identificar las conexiones entre sectores económicos de una región, como demuestran Pérez-Blanco et al., (2022) y Parrado et al., (2019), aunque este último estudio carece del componente hidrológico.

Nuestro análisis incluye dos submodelos: i) el modelo microeconómico es un modelo hidro-económico que consiste en una red de nodos y enlaces en los que los nodos representan las unidades físicas que afectan al sistema fluvial y los enlaces representan la conexión entre esas unidades (Kahil et al., 2015; Kahil et al., 2018), con el sector agrícola calibrado utilizando Programación Matemática Positiva (PMP) (Dagnino y Ward, 2012); y ii) el modelo macroeconómico es un modelo de Equilibrio General Computable (Computable General Equilibrium, CGE, por sus siglas en inglés) calibrado a nivel regional (Bosello y Standardi, 2015). A continuación, el modelo hidro-económico se acopla al modelo macroeconómico mediante el intercambio de información entre estos modelos; es decir, la información sobre el uso del suelo desde el modelo hidro-económico, y sobre los precios de los productos básicos desde el modelo macroeconómico. Para ilustrar los métodos, se analizarán varios escenarios de política hídrica con y sin la inclusión del modelo macroeconómico, utilizando como caso de estudio la Cuenca Hidrográfica del Guadalquivir (CHG) en el sur de España. Este caso ha sido seleccionado debido a varios factores clave: a) en primer lugar, la CHG ha sido la cuenca más afectada por la sequía en España desde la década de 1980, sirviendo como ejemplo representativo de una cuenca mediterránea, altamente propensa a episodios de sequía frecuentes y severos. Las proyecciones indican que se espera que este riesgo de sequía aumente como consecuencia del cambio climático (Bisselink et al., 2018); b) en segundo lugar, el regadío juega un papel crucial en España, ya que abarca aproximadamente 3,8 millones de hectáreas (el 22,8% de la superficie agrícola total del país) y representa más del 60% del Producto Final Agrario

(MAPA, 2023); c) por último, la CHG ocupa el 25% de la superficie total de regadío de España.

El resto de este capítulo está estructurado de la siguiente manera: la siguiente sección proporciona una visión general de la CHG. En la tercera sección se explica el acoplamiento del modelo hidro-micro-macroeconómico aplicado al caso específico de la CHG. En la cuarta sección, se comparan varios escenarios simulados. En la quinta sección se describen los resultados, y en las dos últimas secciones se presenta la discusión y las principales conclusiones.

4.2. Caso de estudio

La CHG, situada en el suroeste de Europa, tiene una superficie de 57.679 km² y sustenta los medios de vida de más de 4,4 millones de personas (CHG, 2022). Esta cuenca tiene algunas características específicas que la convierten en un potencial atractivo para la modelización de los recursos hídricos y el análisis de estrategias de gestión del agua, que luego pueden extrapolarse a otras regiones semiáridas con climas mediterráneos (Martínez-Dalmau et al., 2023b). Estas características incluyen la escasez estructural de agua, las sequías recurrentes y severas, las opciones limitadas para aumentar el suministro de agua, la adopción generalizada del riego deficitario (Berbel et al., 2024) y la utilización de transacciones de derechos de agua. Además, la CHG es crucial para una de las principales zonas de agricultura de regadío de Europa, Andalucía, ya que representa el 25% de la superficie de regadío de España (Espinosa-Tasón et al., 2020; Palomo-Hierro et al., 2022), de los cuales el 63% se dedica a cultivos perennes (Tocados-Franco et al., (2023).

Como se ilustra en la Figura 4.1, la cuenca hidrográfica se ha segmentado en cuatro zonas: Zona Alta, Zona Media (margen derecha e izquierda) y Zona Baja, en función de las características distintivas de cada región agrícola y sus cultivos. La Zona Alta se distingue por la prevalencia de cultivos perennes, que cubren el 91% de la superficie total de esta zona. El olivar es el cultivo principal, cubriendo el 88% de la superficie total cultivada. En contraste, la Zona Media tiene un menor porcentaje de cultivos perennes, ya que representan el 69% de la superficie total de cultivos en esta zona. De nuevo, el olivar es el cultivo principal, con un 56% de la superficie total, mientras que los cereales representan el 12%. Por último, en la Zona Baja, menos de la mitad de la superficie cultivada (41%) se dedica a cultivos perennes; el olivar es el principal cultivo perenne, seguido de los naranjos con el 10% de la superficie total cultivada. Cabe destacar que en esta zona juegan un papel

EVALUACIÓN INTEGRADA DE LA RESILIENCIA A LA SEQUÍA MEDIANTE EL ACOPLAMIENTO DE MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS Y MACROECONÓMICOS

importante cultivos como los cereales, el algodón, el arroz y las hortalizas, que representan aproximadamente el 49% de la superficie total de cultivos. Este estudio considera el 85% de la superficie total de cultivos de la cuenca, debido a la falta de información económica para algunos otros cultivos, pero el análisis incluye todos los cultivos principales.

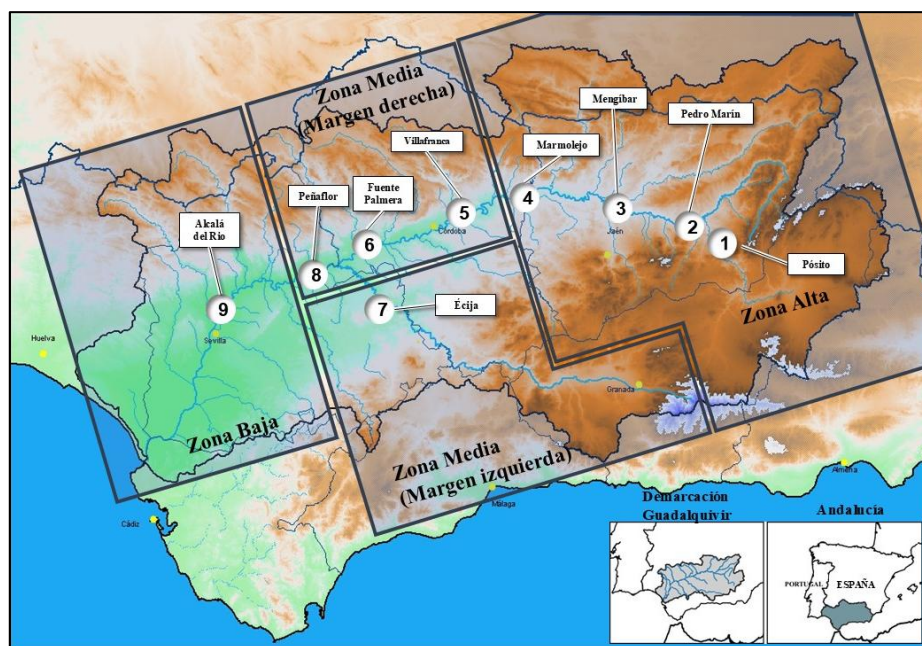


Figura 4.1. Caso de estudio. Fuente: Adaptado de Martínez-Dalmau et al., (2023b).

Además, el caso de estudio se centrará en la región de Andalucía porque el modelo macroeconómico utiliza datos económicos de esta región.

4.3. Metodología: El acoplamiento del modelo

El modelo hidro-económico, descrito por Martínez-Dalmau et al., (2023b), sirve como herramienta para evaluar las condiciones de sequía y las medidas de adaptación. Esta herramienta se complementa a nivel macroeconómico al acoplarla con un modelo regional de EGC (Bosello y Standardi, 2015) para dar cuenta de la retroalimentación de los precios de los productos agrícolas derivada de las decisiones de uso de la superficie planteadas por el modelo hidro-económico. El modelo macroeconómico está calibrado para abarcar aspectos económicos más amplios, proporcionando una descripción de toda la economía de la región de Andalucía y del resto de las regiones españolas.

4.3.1. El modelo hidro-económico

La modelización hidro-económica es una herramienta robusta para analizar problemas relacionados con la escasez de agua, la sequía y el cambio climático. El modelo hidro-

económico de cuenca hidrográfica capta las interacciones dinámicas entre los sistemas hidrológicos y económicos e integra variables institucionales y ambientales, asegurando que los resultados económicos óptimos tengan en cuenta la asignación espacial de los recursos hídricos (Kahil et al., 2015). En el Apéndice A se encuentra una descripción detallada del modelo hidro-económico.

El componente hidrológico de la CHG utiliza los principios de equilibrio de masa y continuidad del caudal del río. Basado en Kahil et al., (2015), Kahil et al., (2016b) y descrito por Martínez-Dalmau et al., (2023b), el modelo emplea nodos y enlaces para representar unidades de oferta y demanda de agua, con variables clave que incluyen un rango de flujos de agua (X_i), entradas de agua de cabecera, extracciones, flujos de retorno, pérdidas y flujos en puntos de medición. Se han hecho ciertas suposiciones, como que el consumo de agua en áreas urbanas e industriales se define como un parámetro constante en el modelo, lo que garantiza que siempre se satisfagan sus necesidades hídricas. El modelo es estático y representa un único año medio para la CHG. El modelo no incorpora embalses, asumiendo un año promedio donde solo se considera el balance de entradas y salidas de agua dentro del sistema. Durante las sequías, se imponen restricciones a los desvíos de aguas superficiales para garantizar que los caudales desviados en cada nodo no superen los caudales disponibles. De acuerdo con la normativa de la Autoridad de Cuenca Hidrográfica (ACH), la aplicación de agua para cada nodo depende del porcentaje de reducción aplicado en relación con el agua que recibiría cada nodo en condiciones de disponibilidad completa de agua. A esto se le conoce como la regla proporcional. La cantidad de uso de agua urbana e industrial se ha obtenido de la base de datos ACH (CHG, 2022) y se considera un parámetro fijo en el modelo tanto para los flujos de suministro como de retorno. X_i

El proceso de calibración del modelo hidro-económico implica la introducción de variables de holgura para cada tramo de río. Estas variables son cruciales para alinear el modelo con los flujos reales observados. Las variables de holgura representan factores no observados, incluidos los flujos de entrada y salida, como los movimientos de agua subterránea, la evaporación y los retornos. Se calculan como la disparidad entre los caudales estimados inicialmente y los caudales registrados en los puntos de medición. La integración de estas variables de holgura en el modelo facilita el logro de un balance de masa equilibrado, asegurando que los flujos simulados se alineen estrechamente con los flujos observados.

El componente económico implica un modelo de optimización centrado en el valor agrícola dentro de la cuenca. Las zonas agrícolas se dividen en 10 Zonas de Demanda de Riego (ZDR) basadas en las subcuencas hidrológicas de la CHG. El margen bruto privado para la producción de cultivos por parte de los agricultores, teniendo en cuenta las limitaciones técnicas y de recursos, se determina individualmente para cada ZDR específica, que sirve como nuestra unidad de decisión. El modelo supone factores constantes y precios del producto, con funciones de rendimiento que disminuyen linealmente a medida que se expande el área de cultivo. Con el fin de evaluar las posibles pérdidas futuras de rendimiento si los agricultores optan por dejar las superficies perennes en barbecho, se ha incorporado a la función objetivo una penalización por el barbecho de tierras perennes.

La variante de PMP introducida por Dagnino y Ward (2012) se utiliza para la calibración del componente agrícola del modelo. En este enfoque, los parámetros se estiman para una función de rendimiento lineal basada en las condiciones de maximización del margen bruto de primer orden. La función de rendimiento especificada es una función lineal que incorpora rendimientos decrecientes. Esta función se alinea con el principio de renta ricardiana, en el que el rendimiento de un cultivo disminuye a medida que aumenta la escala de producción. El principio sigue la lógica de que las tierras de mayor rendimiento se utilizan primero, lo que resulta en rendimientos decrecientes a medida que aumenta la producción. El modelo hidro-económico se ha programado con la última versión de GAMS (Bussieck y Meeraus, 2004) utilizando el solucionador CONOPT.

Los componentes hidrológicos y económicos interactúan endógenamente, de modo que, en caso de un choque externo, el modelo asigna el agua de una manera que maximiza el bienestar general, sujeto a todas las restricciones hidrológicas. Estos incluyen la factibilidad física de la asignación de agua, teniendo en cuenta las demandas municipales y los requisitos de caudal ambiental a lo largo de los diferentes segmentos del río. Por lo tanto, la gestión del agua en condiciones de sequía determina tanto la estrategia de asignación como el volumen de agua distribuido, al mismo tiempo que maximiza los rendimientos en el sector agrícola. Esto, a su vez, influye en las decisiones sobre el uso de la superficie.

4.3.2. El modelo macroeconómico

El modelo macroeconómico utilizado en este estudio es el mismo que el de Parrado et al., (2019). En concreto, se trata de un modelo EGC regionalizado basado en el modelo del

Global Trade Analysis Project (GTAP) desarrollado por Hertel (1997) y desarrollado posteriormente a nivel subnacional para la Unión Europea (UE) (Boselló y Standardi, 2015). Los aspectos fundamentales de este modelo se adhieren a una formulación neoclásica, asumiendo la competencia perfecta, el pleno empleo de los factores de producción y las inversiones impulsadas por el ahorro. La estructura económica se representa a través de agentes representativos de los hogares y las empresas, donde el equilibrio del mercado se logra ajustando los precios para garantizar que la demanda sea igual a la oferta en cada simulación. España se ha dividido en 17 regiones NUTS2, acompañadas de dos macrorregiones adicionales, como se muestra en la Tabla 4.1. Una de estas macrorregiones representa al resto de los 28 países de la UE-28 y la otra al resto del mundo. Dentro de cada región, la economía se divide a su vez en 15 sectores que abarcan ocho categorías representativas de cultivos que se han vinculado al modelo hidro-económico mediante el mapeo de las ocho categorías de cultivos con la información más detallada sobre los cultivos disponible en el modelo hidro-económico.

En primer lugar, es importante destacar que la cuenca del río Guadalquivir representa el 60% de la producción de aceite de oliva de España, el 80% de las aceitunas de mesa y el 50% de los cítricos; por lo tanto, cualquier cambio en estos cultivos influirá en los precios nacionales. Sin embargo, no nos centramos en estimar los precios nacionales, sino más bien los precios regionales, ya que una parte sustancial de los insumos de la agroindustria, como el algodón, el maíz, el trigo y las hortalizas, se producen localmente. La propia Andalucía representa aproximadamente el 30% de la producción agrícola de España y tiene una superficie geográfica, población y Producto Interior Bruto (PIB) comparables a los de Portugal, de ahí nuestro interés en captar estas variaciones a nivel regional.

En consecuencia, nuestro modelo macroeconómico no es un modelo macroeconómico a nivel de la UE, sino un modelo EGC regionalizado capaz de proporcionar indicadores de toda la economía para la región de Andalucía, así como para las otras 18 regiones restantes (16 en España + Resto de la UE + Resto del Mundo). Esto significa que los cambios en los precios dentro del modelo regionalizado se refieren únicamente a la región de Andalucía y no al resto de España ni al Resto de la UE.

El software utilizado para ejecutar las simulaciones en el modelo EGC regionalizado y post-procesar los resultados es el modelado económico GEMPACK (Horridge y Rokicki, 2018).

EVALUACIÓN INTEGRADA DE LA RESILIENCIA A LA SEQUÍA MEDIANTE EL ACOPLAMIENTO DE MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS Y MACROECONÓMICOS

Tabla 4.1. Regiones y sectores del modelo EGC regionalizado.

	Regiones		Sectores
España (NUTS 2)	1) Galicia	Cultivos	1) Arroz
	2) Asturias		2) Trigo
	3) Cantabria		3) Otros cereales
	4) País Vasco		4) Hortícolas y frutales
	5) Navarra		5) Semillas oleaginosas
	6) La Rioja		6) Caña de azúcar y remolacha
	7) Aragón		7) Fibras de origen vegetal
	8) Madrid		8) Cultivos no clasificados en otra parte
	9) Castilla y León	Industria	9) Ganadería
	10) Castilla-La Mancha		10) Extracción, pesca y silvicultura
	11) Extremadura		11) Industria alimentaria
	12) Cataluña		12) Resto de la industria
	13) Comunidad Valenciana	Servicios	13) Servicios públicos
	14) Islas Baleares		14) Construcción
	15) Andalucía		15) Servicios
	16) Murcia		
	17) Islas Canarias		
Resto del mundo	18) Resto de la UE		
	19) Resto del mundo		

4.3.3. Protocolo de acoplamiento

Los modelos se acoplan a través del intercambio de información sobre los cambios en el uso de la superficie entre los cultivos agrícolas del modelo hidro-económico, que se incorpora a las ocho categorías de cultivos del modelo macroeconómico; a su vez, el modelo macroeconómico retroalimenta los cambios correspondientes en los precios de las materias primas en el modelo hidro-económico, como se muestra en la Figura 4.2. La secuencia de pasos en cada simulación comienza con una simulación del modelo hidro-económico en el Paso 1. Los cambios en el uso del suelo simulados por el modelo microeconómico constituyen el insumo en el sector agropecuario del modelo macroeconómico dentro del área de estudio (Andalucía). A continuación, se simula el modelo macroeconómico utilizando la información de entrada sobre el uso de la superficie para encontrar un nuevo equilibrio económico y proporcionar un conjunto de precios de productos básicos para las ocho categorías del modelo macroeconómico.

Por lo tanto, en el Paso 2, los cambios en los precios de los productos agrícolas del modelo macroeconómico se retroalimentan en el modelo hidro-económico, y la decisión sobre las carteras de cultivos se simula nuevamente produciendo nueva información sobre el uso de la superficie basada en los cambios en los precios de los productos básicos. Los pasos 1 y 2 ocurren de forma iterativa hasta que se logra la convergencia, es decir, cuando no se producen más cambios en la distribución y los precios de los cultivos (Hasegawa et

al., 2016; Ronneberger et al., 2009). Con el fin de establecer un adecuado intercambio de información entre los dos modelos, se han realizado modificaciones específicas en cada modelo para permitir la recepción de información del otro modelo respetando los elementos principales de cada modelo. Estas modificaciones permiten que el protocolo de acoplamiento entre los modelos hidro-económico y macroeconómico, involucrando el intercambio de información sobre cambios en el uso de la superficie y los precios de los cultivos, produzca un sistema estable, como se demuestra en Parrado et al., (2019). Las rutinas para acoplar los modelos micro y macro se han implementado utilizando Visual Basic en Excel.

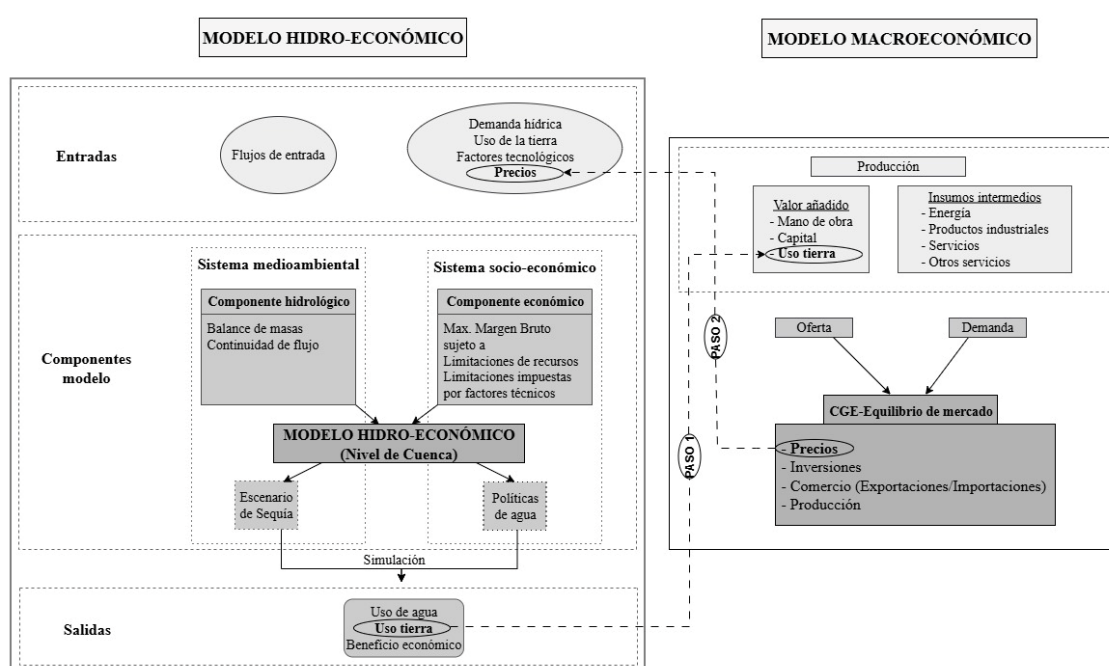


Figura 4.2. Marco de modelado. Fuente: Adaptado de Martínez-Dalmau et al., (2023b) y Pérez-Blanco et al., (2022).

4.4. Escenarios de sequía y políticas hídricas

4.4.1. Escenario de referencia

El modelo hidro-económico se utiliza para evaluar la capacidad de adaptación de la CHG para hacer frente a escenarios de escasez severa de agua. El escenario base muestra los caudales de agua documentados en el año hidrológico 2018, caracterizado por una precipitación media de 480 mm (MITECO, 2019). La precipitación media anual en la cuenca en el periodo 1980-2010 es de 570 mm (CHG, 2022). Las entradas de agua a la cuenca se configuran para reflejar el agua circulante registrada para ese año en los puntos de aforo.

En condiciones hidrológicas normales, la agricultura de regadío en toda la cuenca produce un margen bruto estimado de 1.099 millones de euros, utiliza 3.127 hm³ de agua de riego y cubre 856.429 ha (Tabla 4.2). Cabe destacar que el 63% de los cultivos son perennes, predominando el olivo (83% del total de cultivos perennes).

Tabla 4.2. Resumen de los principales parámetros del modelo en el escenario de referencia.

Zona	Regadío (1.000 ha)	Uso del agua (hm ³)	Margen bruto (M EUR)
Zona Alta	292	617	206
Zona Media (Margen derecha)	113	361	112
Zona Media (Margen izquierda)	160	483	229
Zona Baja	291	1.666	551
Cuenca	856	3.127	1.099

4.4.2. Escenarios

La sequía hidrológica ocurre cuando el almacenamiento del embalse se encuentra por debajo de los niveles estándar. La capacidad de embalse de la CHG es cercana a los 8 km³, con 6,9 km³ de entradas de agua en los últimos 25 años, lo que demuestra la capacidad de almacenamiento multianual para hacer frente a las sequías periódicas. En consecuencia, la simulación de períodos de sequía prolongados puede ser más pertinente en tales contextos. Este estudio evalúa las consecuencias de políticas alternativas de manejo y la capacidad de adaptación de la cuenca durante un período prolongado de sequía severa. En este marco, sugerimos un escenario específico de escasez hídrica que implica una disminución del 25% en el agua disponible dentro de la cuenca en comparación con las condiciones de referencia. A continuación, investigamos varias medidas alternativas o complementarias de política hídrica, entre las que se incluyen: a) cuotas (asignación proporcional); b) mejora de la eficiencia; c) reasignación de agua y d) tarifación (tarifas de agua). Un escenario de manejo se caracteriza como una combinación de medidas formuladas para permitir una mejor adaptación a la sequía. El estudio evalúa la eficacia de cuatro escenarios alternativos de manejo. Es importante tener en cuenta que los escenarios sucesivos están en orden de mejoras acumulativas. Posteriormente, se evalúan estos mismos escenarios para determinar el efecto de introducir el acoplamiento con el modelo macroeconómico.

d) Plan de Sequía (PS). Este escenario establece la prioridad para el uso urbano y garantiza el mantenimiento de los caudales ambientales mínimos. En el caso de una hipotética reducción del 25% de las entradas de agua, las asignaciones de agua agrícola a

cada agricultor deberían disminuirse en un 14%, siguiendo la regla proporcional. Este ajuste es necesario para satisfacer plenamente la demanda de agua urbana y cumplir con los requisitos de caudal ambiental y las normas están incluidas en el Plan Hidrológico bajo especificaciones del PS y siguiendo la normativa nacional. En respuesta a este escenario de PS, es probable que los agricultores prioricen los cultivos con márgenes brutos más altos, asignando a los cultivos perennes la cantidad mínima de agua necesaria para garantizar su supervivencia.

e) Aumento de la eficiencia (AE). En este escenario, la asignación proporcional del PS se combina con medidas de adaptación institucionales y a nivel de finca, lo que resulta en un aumento proyectado del 5% en la eficiencia del uso del agua en comparación con los niveles actuales, lo que significa que los cultivos necesitan menos agua aplicada para producir el mismo rendimiento. Se espera que esta mejora conduzca al mismo uso de agua a nivel de explotación y a una mayor evapotranspiración acompañada de una reducción correspondiente del 5% en los flujos de retorno.

f) Asignación óptima (AO). Este escenario no sigue la regla proporcional del PS, sino que opera como un mercado libre de agua, aunque sí incorpora el aumento del 5% en la eficiencia.

g) Tarifación del agua (T). Al igual que en el escenario de AO, el agua se asigna libremente y se incorpora una mayor eficiencia del riego. Sin embargo, la tarifa de agua aplicada garantiza que el uso del agua sea el mismo que en el escenario PS. En este caso, debido al aumento en el precio del agua, hay una reducción en el uso de agua hasta igualar el escenario de PS.

Todos los escenarios permiten a los agricultores aplicar el riego de supervivencia a los cultivos perennes. Esta medida es importante porque, aunque las pérdidas económicas no se pueden evitar a corto plazo (pérdida de la cosecha de la temporada actual), tiene como objetivo prevenir las pérdidas a largo plazo causadas por la pérdida total de cultivos perennes. Además, todos los escenarios incluyen una penalización en caso de que los agricultores decidan dejar en barbecho los cultivos perennes, para cuantificar las posibles pérdidas de rendimiento futuras.

4.5. Resultados

Los resultados del modelo se describen en el siguiente orden: en primer lugar, examinaremos el proceso de convergencia y el equilibrio final entre los modelos hidro-

económico y macroeconómico. A continuación, se analizarán los cambios en la superficie agrícola de regadío, el uso del agua y los márgenes brutos de los agricultores, tanto desde el modelo hidro-económico de forma aislada como en conjunto con el modelo macroeconómico. A continuación, evaluaremos los cambios en el bienestar para considerar los resultados tanto para los productores como para los consumidores. Finalmente, se evaluará el impacto del nuevo equilibrio en cada grupo de cultivos.

4.5.1. Proceso de convergencia del acoplamiento

Se ha elegido el escenario PS para ilustrar el proceso de acoplamiento, ya que es en el que se observa el mayor impacto. El trigo y otros cereales se eligen por la misma razón.

La Figura 4.3 muestra la relación entre el uso de la superficie y el precio de los cultivos seleccionados. En la primera iteración, la superficie de trigo disminuye en un 50% y el precio del trigo aumenta en un 9,3%. En la segunda iteración, los agricultores responden al aumento de precios aumentando la superficie cultivada de trigo, lo que a su vez conduce a una disminución del precio en el modelo macroeconómico. Se observa un comportamiento similar para otros cereales: cuando la superficie disminuye en un 56% en la primera iteración, el precio aumenta en un 30%. Luego, en la siguiente iteración, el aumento del precio da como resultado un aumento en el área cultivada, lo que hace que el precio baje, y así sucesivamente. El proceso continúa hasta que los cambios en la superficie y el precio son insignificantes, momento en el cual, para el precio de equilibrio macroeconómico, no hay reacción del sector agrícola.

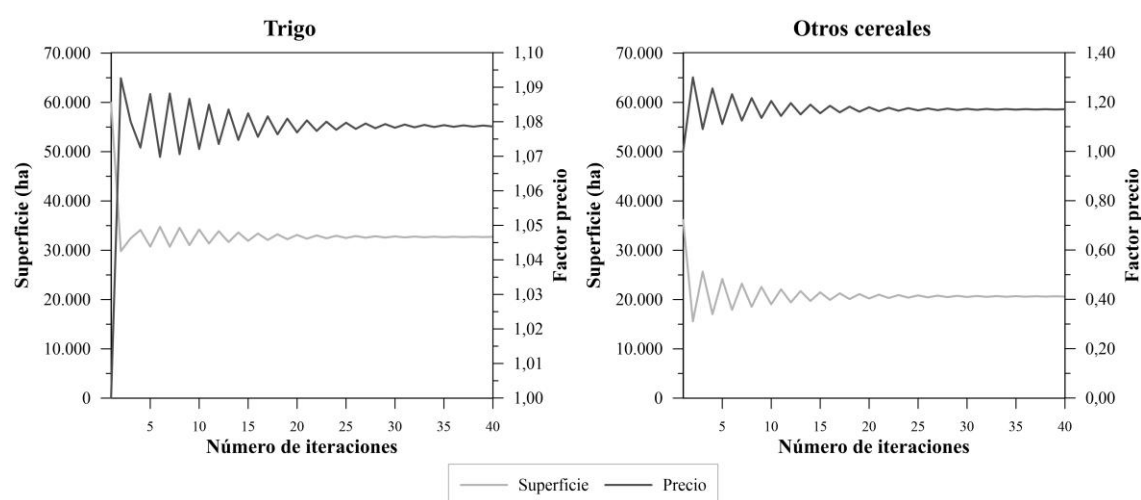


Figura 4.3. Resultados del efecto de la superficie y los precios debido a las iteraciones recursivas entre los modelos hidro-económico y macroeconómico en el escenario PS para el trigo y otros cereales.

Después de demostrar que el proceso de acoplamiento alcanza la convergencia completa, ahora analizamos las diferencias en los resultados sin el acoplamiento y con el modelo acoplado. Para ello, se muestran los resultados de las superficies de regadío, el uso del agua y el margen bruto antes y después del acoplamiento del modelo hidro-económico con el modelo macroeconómico para cada escenario, una vez que se alcanza la convergencia dentro del modelo acoplado (Tabla 4.3). El análisis de los principales resultados del modelo hidro-económico de pre-acoplamiento para cada escenario se puede encontrar en Martínez-Dalmau et al., (2023b), aunque estos autores utilizan un nivel de impacto de la sequía diferente (descrito como disponibilidad de agua de riego vs. año normal) al de este estudio. Al igual que en el estudio anterior, hay una disminución predecible en la tierra de regadío, el uso del agua y el margen bruto en comparación con el escenario base sin sequía (Tabla 4.3). Por lo tanto, el análisis se centrará en los cambios que se producen cuando se consideran los efectos macroeconómicos.

4.5.2. Principales resultados considerando el acoplamiento

En general, la superficie de regadío disminuye ligeramente menos que antes del acoplamiento en todos los escenarios. En el caso del uso del agua, no hay diferencias antes y después del acoplamiento porque la disponibilidad de agua es una restricción impuesta por el escenario de política. Sin embargo, el margen bruto de la agricultura de regadío muestra una mejora en todos los escenarios; de hecho, el margen bruto es superior al escenario de referencia sin sequía en casi todos los escenarios de política, excepto en el escenario de tarificación. Este aumento no se observa en todos los cultivos, pero el aumento del margen bruto en algunos cultivos conduce a un aumento general promedio para toda la cuenca. A esto se le llama efecto precio: una contracción de la oferta que fuerza el precio hacia arriba, de modo que la ganancia del aumento del precio supera la pérdida de cantidad.

Cabe señalar que el escenario del PS representa el escenario como normalmente se aplicaría en el caso de una sequía. Por lo tanto, se analizarán los escenarios restantes en relación con el escenario del PS.

Después del acoplamiento con el modelo macroeconómico en el escenario del PS, la superficie de regadío es ligeramente superior a la situación anterior al acoplamiento (Tabla 4.3). En otras palabras, las superficies de regadío no disminuyen tanto cuando se consideran los efectos de equilibrio general del modelo macroeconómico en el conjunto de la economía. A pesar de la disminución de la superficie cultivada y la consiguiente pérdida de

EVALUACIÓN INTEGRADA DE LA RESILIENCIA A LA SEQUÍA MEDIANTE EL ACOPLAMIENTO DE MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS Y MACROECONÓMICOS

producción, los resultados del acoplamiento muestran una ganancia media global del margen bruto del +4,5% en comparación con el escenario base sin sequía, lo que demuestra el llamado efecto precio. Así, al incorporar al análisis las interacciones con el resto de la economía que proporciona el modelo macroeconómico, se observa que el impacto económico de la reducción de la superficie cultivada se ve mitigado por el aumento de los precios.

Tabla 4.3. Principales resultados del modelo hidro-económico antes y después del acoplamiento con el modelo macroeconómico, por escenario.

Indicador	Escenario	Antes del acoplamiento		Después del acoplamiento	
		Cuenca total		Cuenca total	
Superficie de regadío (1.000 ha, %)	Base	856		856	
	Plan de Sequía	718	-16,2%	725	-15,3%
	Aumento de la Eficiencia	762	-11,0%	767	-10,4%
	Asignación Óptima	781	-8,8%	785	-8,3%
	Tarifación	780	-9,0%	780	-8,9%
Consumo de agua (hm ³ ; %)	Base	3.127		3.127	
	Plan de Sequía	2.689	-14,0%	2.689	-14,0%
	Aumento de la Eficiencia	2.689	-14,0%	2.689	-14,0%
	Asignación Óptima	2.701	-13,6%	2.701	-13,6%
	Tarifación	2.688	-14,0%	2.693	-13,9%
Margen bruto (M EUR; %)	Base	1.099		1.099	
	Plan de Sequía	1.087	-1,1%	1.148	+4,5%
	Aumento de la Eficiencia	1.094	-0,5%	1.134	+3,2%
	Asignación Óptima	1.095	-0,3%	1.127	+2,6%
	Tarifación	1.049	-4,5%	1.086	-1,2%

Martínez-Dalmau et al., (2023b) reportaron una mayor superficie de regadío en el escenario de AE que en el escenario del PS. En otras palabras, la superficie de regadío en el escenario de AE no disminuye tan drásticamente como en el escenario de PS (Tabla 4.3). La diferencia entre estos escenarios radica en el hecho de que una aplicación de riego más eficiente significa que se aplica menos agua, aunque la evapotranspiración siga siendo la misma; en consecuencia, se puede regar más superficie y reducir las pérdidas económicas. En concreto, una consecuencia del aumento del agua disponible es que 16.700 hectáreas menos de olivos y almendros deben ser reconvertidas a riego de supervivencia que en el escenario del PS, lo que se traduce en una menor pérdida de margen bruto. Después del acoplamiento de los modelos, 14.200 hectáreas (en lugar de 16.700 ha) se cambian de riego de supervivencia a riego normal y el margen bruto cambia de -0,5% antes del acoplamiento a +3,2% después de considerar la información de precios alimentada por el modelo

macroeconómico. Contrariamente a la intuición, en este escenario en el que las pérdidas económicas son menores en el modelo hidro-económico, la mejora del margen bruto después del acoplamiento es menor que en el escenario del PS. Dado que un mejor uso del agua significa una menor reducción de la producción agrícola, el efecto sobre los precios también se reduce, lo que en última instancia se traduce en un margen bruto total más bajo que en el escenario del PS. El aumento de la eficiencia no conduce necesariamente a mayores beneficios con el efecto precio en comparación con el escenario del PS.

El escenario de AO opera distribuyendo los recursos disponibles de una manera que maximiza el margen bruto total de la cuenca. Elimina así la regla de asignación proporcional impuesta en los escenarios anteriores, aunque esto no se ajustaría a la legislación vigente en España. Sin embargo, la mejora en la eficiencia del uso del agua se mantiene en este escenario. Al optimizar la asignación de agua, es posible hacer un uso ligeramente mejor de los recursos y la reducción de agua es algo menor. Este escenario muestra resultados similares al anterior; es decir, el modelo hidro-económico simula una menor pérdida de margen bruto, pero tras el acoplamiento, el aumento del margen bruto por el efecto precio es menor que en los escenarios anteriores de AE y PS.

El último escenario es tarifación. En este escenario, se elimina la regla de proporcionalidad y el agua se asigna como en un mercado libre con un precio adicional de agua de 0,017 EUR/m³. Este es el precio, considerando la situación de sequía, que se necesita para lograr la reducción de agua del 14% propuesta en el escenario PS. En otras palabras, este escenario es como el escenario de AO, en el que hay una reducción de agua debido a las restricciones de sequía, pero se aplica un precio que asegura que la reducción final de agua sea igual a la del escenario del PS.

El uso de las tarifas del agua tiene un impacto en los ingresos de los productores. Afecta a los cultivos de menor valor, como los cereales, el arroz o el algodón, entre otros, mientras que los cultivos con mayor margen bruto, como las perennes o las hortalizas, pueden absorber mejor el impacto de estos aranceles. Si bien la pérdida de margen bruto mejora al considerar el modelo macroeconómico, este escenario muestra el peor desempeño económico. En cuanto a los ingresos totales recaudados por la autoridad del agua (uso de agua multiplicado por el precio establecido), cabe destacar que son inferiores a las pérdidas de margen bruto derivadas del abandono de tierras agrícolas.

4.5.3. *Análisis de los cambios en el bienestar*

La Figura 4.4 y la Tabla 4.4 presentan el impacto económico de la sequía en diferentes grupos sociales en términos de bienestar. A corto plazo, se puede suponer que la oferta de producción es perfectamente inelástica (Pindyck y Rubinfeld, 2014) debido a las limitaciones para expandir la superficie, el agua y el capital en una sola temporada. El bienestar puede medirse como la suma del excedente del consumidor y el excedente del productor. El excedente del consumidor representa la diferencia entre la cantidad máxima que un consumidor está dispuesto a pagar por un bien o servicio y la cantidad real que paga. Refleja la utilidad o satisfacción adicional que se obtiene al comprar un producto a un precio más bajo de lo que están dispuestos a pagar. En un gráfico de oferta y demanda, el excedente del consumidor es el área entre la curva de demanda y la línea de precios de mercado, hasta la cantidad comprada. El excedente del productor es la diferencia entre los ingresos reales que un productor recibe por la venta de un bien o servicio y la cantidad mínima que está dispuesto a aceptar por él. Este excedente refleja el beneficio adicional que los productores obtienen al vender a un precio de mercado superior a su precio mínimo aceptable, a menudo asociado con los costes de producción. En un gráfico de oferta y demanda, el excedente del productor es el área entre la línea de precios de mercado y la curva de oferta, hasta la cantidad vendida.

Después de la sequía, el excedente de consumo (inicialmente $A + B + C$) sufre dos cambios principales. En primer lugar, el excedente del consumidor disminuye en la medida en que el excedente del productor aumenta debido al efecto precio (B). Además, hay una pérdida de bienestar irrecuperable que impacta en el excedente del consumidor, representada como pérdida irrecuperable de bienestar, C, en la Figura 4.4.

La sequía provoca una pérdida general de bienestar para la sociedad (representada como áreas $D+C$). Sin embargo, el examen de los componentes de este efecto revela un aumento en el excedente del productor ($+ B - D$ en la Figura 4.4), impulsado por el aumento de precios (área B), que compensa los menores rendimientos y la menor producción (área D). Este efecto de precios beneficia a los agricultores, pero al mismo tiempo impone un coste a los consumidores, que no solo soportan el aumento de precios ($- B$), sino que también se enfrentan a una pérdida de excedente de consumo por la pérdida irrecuperable de bienestar (representada como C en la figura).

En general, las pérdidas de los consumidores ($- B - C$) superan las ganancias de los productores ($+ B - D$), lo que resulta en una pérdida neta de bienestar social. La magnitud de estos efectos depende de la elasticidad de la demanda, que se supone inelástica a corto plazo sobre la base de la evidencia empírica (véase la descripción del modelo macroeconómico).

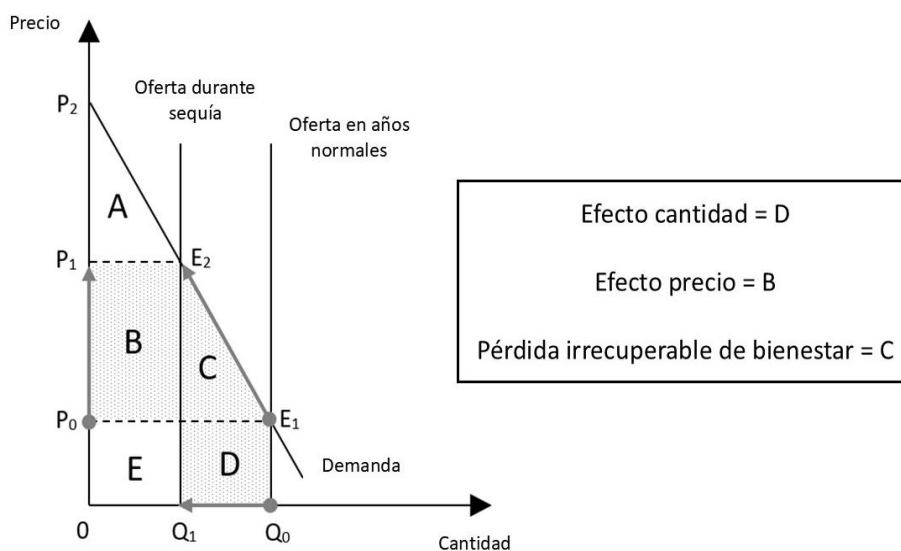


Figura 4.4. Efectos a corto plazo de la sequía en el sector agrícola. Fuente: Espinosa-Tasón et al., (2022).

En resumen, durante las condiciones de escasez de agua, el excedente del productor pasa de $E + D$ a $E + B$, mientras que el excedente del consumidor pasa de $A + B + C$ a solo A . La Tabla 4.4 ilustra estos cambios, detallando los impactos sobre el excedente del consumidor, el excedente del productor y el bienestar general, y clasificándolos por efecto cantidad, efecto precio y pérdida irrecuperable de bienestar. Los valores mostrados en la Tabla 4.4 se han calculado en base a la geometría de las áreas descritas en la Figura 4.4. Se ha supuesto que la demanda entre los puntos de equilibrio del mercado E_1 y E_2 es lineal.

En todos los escenarios, la pérdida de excedente del consumidor supera sistemáticamente la ganancia del excedente del productor, lo que conduce a una pérdida de bienestar general. El caso de la tarifación del agua es único, ya que el excedente del productor se reduce no solo por el efecto cuantitativo, sino también por la imposición de tarifas al agua. Para reflejar esta transferencia de fondos de los productores a las autoridades administrativas, se ha añadido una columna de recaudación de impuestos, que la distingue de la pérdida de excedentes del productor atribuida al efecto cuantitativo.

EVALUACIÓN INTEGRADA DE LA RESILIENCIA A LA SEQUÍA MEDIANTE EL ACOPLAMIENTO DE MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS Y MACROECONÓMICOS

Tabla 4.4. Cambios en el bienestar total (M EUR).

	Cambios en el bienestar	Efecto cantidad	Efecto precio	Pérdida irrecuperable de bienestar	Recaudación de impuestos	Total
	Excedente del productor	-11	61			50
Plan de Sequía	Excedente del consumidor		-61	-6		-67
	Bienestar global	-11		-6		-17
	Excedente del productor	-5	40			35
Aumento de la Eficiencia	Excedente del consumidor		-40	-2		-42
	Bienestar global	-5		-2		-7
	Excedente del productor	-4	32			28
Asignación Óptima	Excedente del consumidor		-32	-1		-33
	Bienestar global	-4		-1		-5
	Excedente del productor	-4	37		-46	-13
Tarifación	Excedente del consumidor		-37	-2		-39
	Bienestar global	-4		-2		-6

Dentro de este marco analítico integral, como se anticipó, el escenario de asignación óptima exhibe la menor pérdida total de bienestar. Este escenario minimiza el impacto de la escasez de agua en la producción agrícola y resulta en el menor efecto de precios, ya que los efectos de la sequía son menos pronunciados en los precios al consumidor.

4.5.4. Resultado principal por grupo de cultivos

Al analizar los resultados considerando las ocho categorías de cultivos del modelo macroeconómico, el efecto del acoplamiento es desigual entre esos grupos de cultivos. Cada grupo sigue un patrón similar en el uso de la superficie y el agua en los diferentes escenarios (Figura 4.5). Es decir, cuando la superficie de regadío aumenta (o disminuye) después del acoplamiento, la respuesta en el uso del agua es similar. Sin embargo, en todos los escenarios y grupos de cultivos, el margen bruto privado aumenta después del acoplamiento (Figura 4.6).

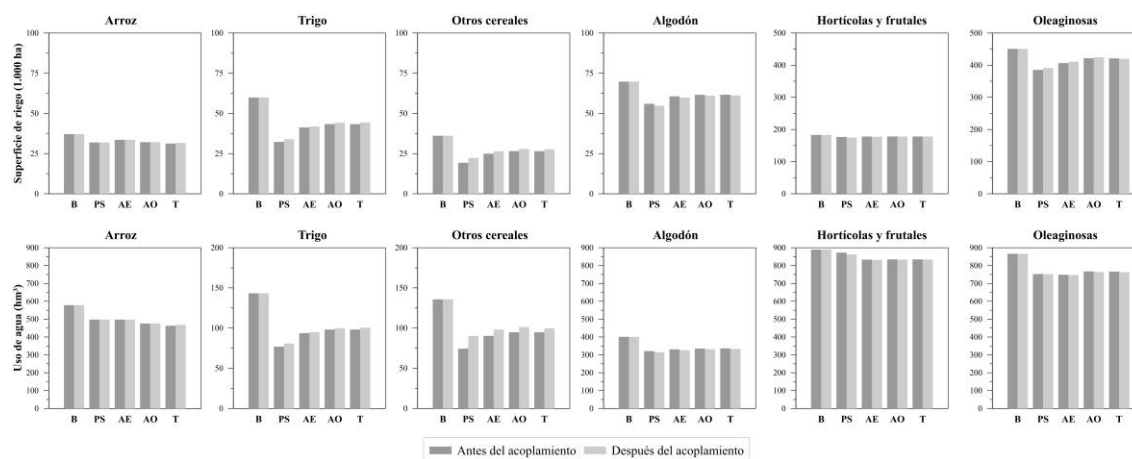


Figura 4.5. Superficie de regadío y uso de agua por escenario y grupo de cultivos antes y después del acoplamiento de los modelos.

Nota: B-Base; PS-Plan de Sequía; AE-Aumento de la Eficiencia; AO-Asignación Óptima; T-Tarifación.

Los resultados por grupos de cultivos muestran que, tras el acoplamiento, la superficie de regadío de trigo, otros cereales y oleaginosas (principalmente aceite de oliva) es mayor que antes del acoplamiento. Sin embargo, la superficie de algodón se reduce después del acoplamiento, mientras que el arroz, los cultivos hortícolas y los frutales mantienen la misma superficie antes y después del acoplamiento. Se observa un aumento en el margen bruto para todos los grupos de cultivos debido al efecto precio, incluso si el área regada no cambia antes y después del acoplamiento (el uso de la superficie ya se redujo con respecto al escenario base). El aumento del margen bruto es más pronunciado en el trigo, otros cereales y las oleaginosas.

EVALUACIÓN INTEGRADA DE LA RESILIENCIA A LA SEQUÍA MEDIANTE EL ACOPLAMIENTO DE MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS Y MACROECONÓMICOS

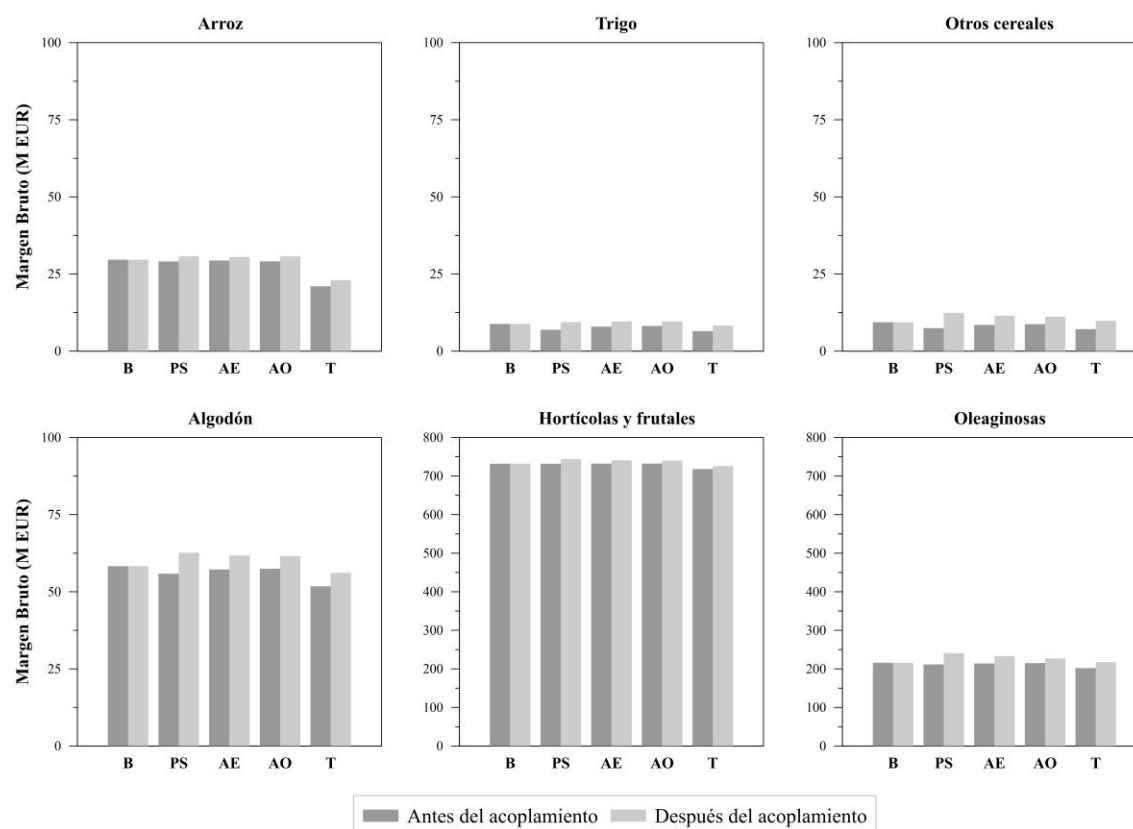


Figura 4.6. Margen bruto por escenario y grupo de cultivos antes y después del acoplamiento de los modelos.

Nota: B-Base; PS-Plan de Sequía; AE-Aumento de la Eficiencia; AO-Asignación Óptima; T-Tarifación.

4.6. Discusión

Nuestro modelo arroja resultados interesantes para la gestión de la sequía, específicamente al simular opciones de política hídrica para la agricultura de regadío afectada por condiciones de sequía hidrológica. Hay que tener en cuenta que las sequías hidrológicas en España suelen durar unos pocos años (normalmente dos o tres años consecutivos) tras una sequía meteorológica (escasas precipitaciones), cuando las reservas de almacenamiento de agua no pueden recuperarse de los déficits anuales. Los datos históricos de los últimos 80 años en España indican que las sequías hidrológicas a menudo afectan a una o varias cuencas hidrográficas adyacentes, provocando inicialmente impactos regionales. Dependiendo de la importancia de la cuenca para cultivos particulares, estas sequías pueden tener repercusiones más amplias, que podrían extenderse a escala nacional o, en casos excepcionales, incluso a escala mundial.

Por lo tanto, nos centramos en una cuenca específica (la CHG) para examinar cómo varían los precios en Andalucía, y nuestro modelo EGC muestra variaciones significativas solo para esta región. La variación de precios observada se debe a la escasez local de productos que son demandados por los consumidores y la industria agroalimentaria.

También es importante destacar y comparar los resultados obtenidos tras alcanzar la convergencia entre los dos modelos frente a los resultados aportados por la primera iteración. Una posible interpretación es que la primera iteración del proceso de convergencia se produce en el segundo año, y que los agricultores reaccionan una vez que los precios han cambiado. De esta forma, las iteraciones se entenderían como años sucesivos en los que el agricultor adapta la superficie a los cambios en los precios de los cultivos. Sin embargo, el proceso de convergencia no debe verse como un proceso adaptativo a lo largo del tiempo; más bien, debe considerarse un proceso casi instantáneo en el que toda la información disponible se ha compartido entre los modelos que se están acoplando.

En primer lugar, debido a su experiencia, los agricultores no reaccionan de forma exagerada ante este tipo de situaciones; es decir, solo porque el precio de un producto sea alto en un año específico, los agricultores no reaccionan sembrando mucho más de ese cultivo al año siguiente. Los agricultores saben por experiencia que la superficie de cultivo probablemente aumentará al año siguiente, lo que significa que el precio puede volver a bajar debido al equilibrio de mercado entre la oferta y la demanda. En segundo lugar, la convergencia se alcanzaría instantáneamente si en lugar de tener dos modelos independientes que se retroalimentaran mutuamente, un modelo estuviera integrado en el otro (es decir, si el modelo hidro-económico estuviera integrado en el modelo macroeconómico). Otro camino para futuras investigaciones sería calcular el precio endógenamente en el modelo hidro-económico a través de funciones de demanda de cultivos dependientes del precio. El proceso de convergencia iterativa solo debe verse como el procedimiento para llegar a la solución al problema de optimización propuesto, no como una oscilación real del precio y el área. Por lo tanto, la información que se utilizará en el análisis es el resultado final de la convergencia.

Si bien muchos autores han abordado de manera en profundidad los aspectos hidrológicos y económicos de manera independiente (Pérez-Blanco et al., 2022; Sapino et al., 2022), la singularidad de nuestro enfoque radica en la plena integración de estos dos

EVALUACIÓN INTEGRADA DE LA RESILIENCIA A LA SEQUÍA MEDIANTE EL ACOPLAMIENTO DE MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS Y MACROECONÓMICOS

componentes en un único modelo hidro-económico. Esto no solo representa una innovación metodológica, sino que también mejora la solidez del análisis, estableciendo así una clara distinción con los estudios anteriores. Al consolidar las variables hidrológicas y económicas dentro de un marco unificado, nuestro modelo proporciona una visión más completa e interconectada de la relación entre estos dos aspectos, lo que supone una valiosa contribución al campo de la investigación de modelos hidro-económicos. Además de esto, combinamos el nuevo modelo hidro-económico con un modelo macroeconómico para tener en cuenta los efectos de los precios a partir de un análisis ampliado de toda la economía.

Los resultados del acoplamiento de modelos presentados en este artículo demuestran que la retroalimentación entre los modelos micro y macroeconómicos tiene un impacto significativo. Al acoplar los dos modelos, los efectos de equilibrio del mercado en toda la economía pueden mitigar las pérdidas económicas causadas por las sequías o las restricciones de riego (pérdidas atribuidas a los efectos de la cantidad) a través de un aumento en los precios de los cultivos. Se ha demostrado que una sequía leve como la simulada no provoca grandes pérdidas dentro del sector agrícola. Por el contrario, el margen bruto del sector agrícola aumenta debido a las tensiones locales en los precios agrarios. Sin embargo, también se ha demostrado que las ganancias del sector agrícola se producen a expensas de los consumidores, que soportarían precios más altos. A nivel global, se produce una disminución del bienestar general, ya que se produce una pérdida tanto del excedente del productor (por el efecto cantidad) como del excedente del consumidor (pérdida de bienestar irrecuperable).

Otros trabajos, como Parrado et al., (2019), Parrado et al., (2020) o Pérez-Blanco et al., (2022) han llevado a cabo vínculos de retroalimentación entre modelos microeconómicos y macroeconómicos. En todos ellos se ha podido constatar un incremento de los precios de los productos agrícolas que ha mejorado los resultados finales del sector, aunque en ninguno de ellos el resultado final ha sido superior al del escenario de partida. Esto indica que el efecto precio no fue mayor que el efecto cantidad.

Según Parrado et al., (2019), se puede utilizar un sistema dinámico lineal simplificado compuesto por dos ecuaciones diferenciales para evaluar el potencial de convergencia del proceso de acoplamiento entre los modelos. Si bien cada modelo comienza en equilibrio, el proceso de acoplamiento dará como resultado un intercambio de información que alejará a los modelos de su estado inicial hasta que alcancen un nuevo equilibrio donde ambos

converjan. Este modelo dinámico lineal está diseñado para analizar la dinámica primaria del proceso de acoplamiento a través de un marco simplificado que enfatiza las variables clave y emplea un producto representativo. El objetivo es mejorar la comprensión de la dinámica del proceso de acoplamiento y proporcionar información sobre las variables esenciales de acoplamiento y su comportamiento, que luego se puede generalizar a escenarios que involucren múltiples mercados.

El efecto precio compensa los efectos negativos sobre los ingresos por pérdidas de rendimiento, como demuestran otros estudios como Parrado et al., (2019). Nuestros resultados se alinean con los hallazgos de otros estudios relacionados, como Espinosa-Tasón et al., (2022), que reporta un aumento en los márgenes de las explotaciones de regadío y una disminución de los cultivos de secano en la región de Andalucía durante la sequía de 2005-2008; Musolino et al., (2017), centrándose en las sequías en Italia en 2003 y 2005-2007; y Musolino et al., (2018), que se centra en Italia, Portugal y la cuenca del Júcar en España durante las sequías de 2003 y 2005-2007. Estos autores afirman que no todos los agricultores sufren pérdidas debido a los efectos de la cantidad. De hecho, los agricultores pueden incluso ver un aumento en las ganancias debido al efecto de los precios causado por la escasez de productos agrícolas. Es importante destacar que nuestro estudio refleja un beneficio medio global. La realidad es que dentro del sector agrario habrá agricultores que ganen y otros que pierdan. El efecto precio solo beneficiará a aquellos que hayan logrado cosechar algunos cultivos, pero habrá casos en los que el efecto precio no compensará las pérdidas porque puede que no haya habido producción. Este estudio representa una “explotación típica” y no es representativo de todos los agricultores.

Por lo tanto, una evaluación de las políticas de gestión del agua utilizando solo el modelo hidro-económico proporcionaría solo resultados parciales porque solo considera el efecto de la cantidad. Sin embargo, el acoplamiento del modelo hidro-económico con un modelo macroeconómico proporciona un análisis complementario que tiene en cuenta los cambios de precios derivados de las interacciones entre todos los sectores económicos en el conjunto de la economía. De hecho, después de acoplar los dos modelos, todos los escenarios muestran una mejora en el margen bruto de los agricultores; Sin embargo, se trata de una ganancia media general, ya que no todos los agricultores ganan.

La comparación de las políticas de gestión del agua sugiere que la política de AO proporciona los mejores resultados al considerar el margen bruto, seguida de las políticas

de AE y PS, mientras que la política de T es el escenario con peor rendimiento, según lo reportado en otros estudios similares (Molle, 2009; Valle-García et al., 2024). Esto es aún más evidente en los resultados del modelo acoplado, como se muestra en la Tabla 4.3, pero surge otro hallazgo. El efecto de la sequía sobre los precios se ve amortiguado por el aumento de la eficiencia de la asignación, dado que el margen bruto es menor en la política de AO, seguida de la AE y la PS. Esto sugiere que los aumentos de precios de los productos agrícolas son menores cuando la gestión del agua es más eficiente, como en la política de asignación óptima. En el escenario de AO, el excedente del consumidor disminuye menos debido a un menor aumento de los precios, lo que lo convierte en el escenario con la menor pérdida de bienestar general. Una consecuencia indirecta de esto para la economía en general es que los precios agrícolas más bajos significan señales de inflación más bajas y también menos efectos negativos para los hogares con restricciones presupuestarias más estrictas. Este es un resultado que no podría observarse sin el procedimiento de acoplamiento de modelos, lo que nos permite extraer algunas implicaciones de política para los efectos de la distribución del ingreso.

4.7. Conclusiones

Un modelo hidro-económico se ha acoplado a un modelo macroeconómico para examinar los efectos indirectos de las políticas de agua dentro del sector agrícola, aunque el impacto en la economía general de la región no se ha explorado en este estudio.

Se han analizado varios escenarios de política hídrica con el modelo hidro-económico únicamente y con el modelo hidro-económico acoplado a un modelo macroeconómico. Los resultados muestran una mejora del margen bruto en todos los escenarios; de hecho, la mayoría de los escenarios incluso registran un margen bruto más alto que en el escenario base sin sequía. Este aumento no se observa para todos los cultivos, pero el aumento del margen bruto para algunos cultivos conduce a una ganancia promedio general para toda la cuenca. Estos resultados no significan que todos los agricultores obtengan mayores ganancias, sino que, de media, el margen bruto agrícola total de la cuenca es mayor.

Por lo tanto, es evidente que un análisis de las políticas hídricas utilizando solo el modelo hidro-económico sin incluir el acoplamiento con un modelo macroeconómico proporciona una comprensión insuficiente de los resultados finales, ya que solo considera el efecto cuantitativo (es decir, el área de cultivo y los cambios en la producción) y no el efecto

precio (es decir, los cambios en los precios de los cultivos). El acoplamiento de los modelos permite un análisis complementario que muestra lo que sucede cuando se incluyen variaciones de precios consistentes en el análisis. De acuerdo con el modelo acoplado, todos los escenarios resultan en menores pérdidas económicas agrícolas en toda la cuenca, aunque no todos los agricultores se benefician.

Cualquier solución que no tenga en cuenta los cambios en los precios de los productos no logrará pronosticar con precisión los impactos económicos de la sequía y las políticas de gestión. Sin embargo, también es cierto que el acoplamiento de los modelos hidro-económico y macroeconómico tiene un efecto casi insignificante sobre el uso y la asignación del agua. Solo en el escenario de tarifación del agua se observa un aumento del 1% en el uso del agua cuando se acoplan los modelos. Por lo tanto, si el objetivo se limita a comprender la asignación y el uso del agua, el modelo hidro-económico por sí solo es suficiente. Sin embargo, si el objetivo es evaluar el impacto económico total, el acoplamiento con el modelo macroeconómico se vuelve esencial.

La novedad de este trabajo radica en el hecho de que los componentes hidrológicos y microeconómicos forman un bloque inseparable tanto en términos computacionales como analíticos, lo que evita las inconsistencias comunes que se encuentran en los acoplamientos flexibles. Esta integración simultánea permite una captura más precisa de las relaciones directas e indirectas entre las decisiones de gestión del agua y sus consecuencias económicas.

Sin embargo, una de las limitaciones de este estudio es que las áreas agrícolas se han dividido en solo 10 ZDR. La falta de diferenciación espacial es un problema porque produce un sesgo de agregación, lo que significa que algunas áreas que no son de hecho homogéneas se asumen como tales. También plantea un problema para lograr la convergencia, ya que, para otros niveles de escasez de agua, los cambios en los precios han llevado a un aumento de las áreas de cultivo superior al área inicial. Como resultado, las iteraciones posteriores han divergido, lo que hace imposible lograr la convergencia entre los dos modelos. Se necesita más investigación para explorar si una mayor diferenciación espacial cambiaría significativamente los resultados. Del mismo modo, valdría la pena explorar si la inclusión de elasticidades de demanda específicas para cada cultivo en el modelo microeconómico podría producir resultados similares sin tener que vincularlo a un modelo macroeconómico. El análisis de la naturaleza dinámica de la demanda y la oferta

de agua en condiciones climáticas cambiantes también se propone como investigación futura.

4.8. Referencias del capítulo

- Almazán-Gómez, M.A., Kahil, T., Duarte, R., Sánchez-Chóliz, J., 2023. A multiregional input–output hydro-economic modeling framework: an application to the Ebro River Basin. *Water Economics and Policy*, 09(01): 2140002.
- Baccour, S., Ward, F.A., Albiac, J., 2022. Climate adaptation guidance: new roles for hydroeconomic analysis. *Science of the Total Environment*, 835: 155518.
- Berbel, J., Cuadrado-Alarcón, B., Martínez-Dalmau, J., Delgado-Ramos, F., 2024. Hydro-economic basin impacts of extensive adoption of deficit irrigation by farmers: Are we overestimating water resources? *Journal of Hydrology*, 634: 131075.
- Berbel, J., Expósito, A., Gutiérrez-Martín, C., Mateos, L., 2019. Effects of the Irrigation Modernization in Spain 2002–2015. *Water Resources Management*, 33(5): 1835-1849.
- Berbel, J., Gutiérrez-Martín, C., Expósito, A., 2018. Impacts of irrigation efficiency improvement on water use, water consumption and response to water price at field level. *Agricultural Water Management*, 203: 423-429.
- Bisselink, B., Bernhard, J., Gelati, E., Adamovic, M., Guenther, S., Mentaschi, L., De, R., 2018. Impact of a changing climate, land use, and water usage on Europe’s water resources: A model simulation study.
- Bosello, F., Standardi, G., 2015. A sub-national CGE model for the European Mediterranean Countries, Working Paper N° RP0274, CMCC Research Papers. CMCC, Lecce (Italy).
- Bussieck, M.R., Meeraus, A., 2004. General Algebraic Modeling System (GAMS). In: Kallrath, J. (Ed.), *Modeling Languages in Mathematical Optimization*, Springer US, Boston, MA, pp. 137-157.
- CHG (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir), 2022. Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir (Revisión para el tercer ciclo: 2022-2027). Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, Sevilla, España.
- Crispin Cunya, M., Ponce Oliva, R.D., Rendon Schneir, E., Arias Montevechio, E.E., 2023. Hydro-economic modeling of the climate change and politics effects in Andean agriculture. *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 23(1): 55-87.
- Dagnino, M., Ward, F.A., 2012. Economics of agricultural water conservation: empirical analysis and policy implications. *International Journal of Water Resources Development*, 28(4): 577-600.

- Espinosa-Tasón, J., Berbel, J., Gutiérrez-Martín, C., 2020. Energized water: evolution of water-energy nexus in the Spanish irrigated agriculture, 1950–2017. *Agricultural Water Management*, 233: 106073.
- Espinosa-Tasón, J., Berbel, J., Gutiérrez-Martín, C., Musolino, D.A., 2022. Socioeconomic impact of 2005–2008 drought in Andalusian agriculture. *Science of the Total Environment*, 826: 154148.
- Esteve, P., Varela-Ortega, C., Blanco-Gutiérrez, I., Downing, T.E., 2015. A hydro-economic model for the assessment of climate change impacts and adaptation in irrigated agriculture. *Ecological Economics*, 120: 49-58.
- Expósito, A., Beier, F., Berbel, J., 2020. Hydro-economic modelling for water-policy assessment under climate change at a river basin scale: a review. *Water*, 12(6): 1559.
- Gómez-Limón, J.A., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N.M., 2020a. Agricultural water allocation under cyclical scarcity: the role of priority water rights. *Water*, 12(6): 1835.
- Gómez-Limón, J.A., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N.M., 2020b. Recovering water for the environment during droughts through public water banks within a monopsony-monopoly setting. *Water Resources and Economics*, 32: 100163.
- Gómez-Limón, J.A., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N.M., 2021. Priority water rights. Are they useful for improving water-use efficiency at the irrigation district level? *Agricultural Water Management*, 257: 107145.
- Gómez, C.M., Pérez-Blanco, C.D., Adamson, D., Loch, A., 2017. Managing water scarcity at a river basin scale with economic instruments. *Water Economics and Policy*, 04(01): 1750004.
- Harou, J.J., Pulido-Velazquez, M., Rosenberg, D.E., Medellín-Azuara, J., Lund, J.R., Howitt, R.E., 2009. Hydro-economic models: concepts, design, applications, and future prospects. *Journal of Hydrology*, 375(3-4): 627-643.
- Hasegawa, T., Fujimori, S., Masui, T., Matsuoka, Y., 2016. Introducing detailed land-based mitigation measures into a computable general equilibrium model. *Journal of Cleaner Production*, 114: 233-242.
- Hertel, T.W., 1997. *Global trade analysis: modeling and applications*. Cambridge University Press, Cambridge, New York.
- Horridge, M., Rokicki, B., 2018. The impact of European Union accession on regional income convergence within the Visegrad countries. *Regional Studies*, 52(4): 503-515.
- IPCC (Intergovernmental Panel on climate Change), 2018. *Impacts of 1.5 C Global Warming on Natural and Human Systems, Global Warming of 1.5° C.*, Geneva (Switzerland).
- Kahil, T., Albiac, J., Dinar, A., Calvo, E., Esteban, E., Avella, L., García-Mollá, M., 2016a. Improving the performance of water policies: evidence from drought in Spain. *Water*, 8(2): 34.

EVALUACIÓN INTEGRADA DE LA RESILIENCIA A LA SEQUÍA MEDIANTE EL ACOPLAMIENTO DE MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS Y MACROECONÓMICOS

- Kahil, T., Dinar, A., Albiac, J., 2015. Modeling water scarcity and droughts for policy adaptation to climate change in arid and semiarid regions. *Journal of Hydrology*, 522: 95-109.
- Kahil, T., Parkinson, S., Satoh, Y., Greve, P., Burek, P., Veldkamp, T.I., Burtscher, R., Byers, E., Djilali, N., Fischer, G., 2018. A continental-scale hydroeconomic model for integrating water-energy-land nexus solutions. *Water Resources Research*, 54(10): 7511-7533.
- Kahil, T., Ward, F.A., Albiac, J., Eggleston, J., Sanz, D., 2016b. Hydro-economic modeling with aquifer–river interactions to guide sustainable basin management. *Journal of Hydrology*, 539: 510-524.
- Lago, M., Mysiak, J., Gómez, C.M., Delacámara, G., Maziotis, A. (Eds.), 2015. Use of economic instruments in water policy: insights from international experience. *Global Issues in Water Policy*, 14. Springer, Cham, Switzerland.
- MAPA (Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación), 2023. Anuario de Estadística Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Madrid, Spain.
- Martínez-Dalmau, J., Gutiérrez-Martín, C., Expósito, A., Berbel, J., 2023a. Analysis of water pricing policy effects in a Mediterranean basin through a hydroeconomic model. *Water Resources Management*, 37(4): 1599-1618.
- Martínez-Dalmau, J., Gutiérrez-Martín, C., Kahil, T., Berbel, J., 2023b. Impact of alternative water policies for drought adaptation in the Guadalquivir Mediterranean river basin, southern Spain. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 47: 101444.
- Megdal, S., Dillon, P., Seasholes, K., 2014. Water banks: using managed aquifer recharge to meet water policy objectives. *Water*, 6(6): 1500-1514.
- Milanés Murcia, M.E., 2020. International Comparative Analysis of Regulations for Water Markets and Water Banks. In: Vieira, E.O. (Ed.), *Integrated Water Resource Management*. Springer, Sacramento, CA, USA, pp. 45-58.
- MITECO (Ministerio para la Transición Ecológica), 2019. Anuario de aforos 2015-2016. Ministerio para la Transición Ecológica, Madrid, España.
- Molle, F., 2009. Water scarcity, prices and quotas: a review of evidence on irrigation volumetric pricing. *Irrigation and Drainage Systems*, 23(1): 43-58.
- Molle, F., Wester, P., Hirsch, P., 2010. River basin closure: processes, implications and responses. *Agricultural Water Management*, 97(4): 569-577.
- Montilla-López, N.M., Gutiérrez-Martín, C., Gómez-Limón, J.A., 2016. Water banks: what have we learnt from the international experience? *Water*, 8(10): 466. <https://doi.org/10.3390/w8100466>
- Musolino, D., De Carli, A., Massarutto, A., 2017. Evaluation of socio-economic impact of drought events: the case of Po River Basin. *European Countryside*, 9(1): 163-176.

- Musolino, D.A., Massarutto, A., de Carli, A., 2018. Does drought always cause economic losses in agriculture? An empirical investigation on the distributive effects of drought events in some areas of Southern Europe. *Science of the Total Environment*, 633: 1560-1570.
- OECD, 2015. Water resources allocation: sharing risks and opportunities. OECD Publishing, Paris.
- OECD, 2016. Mitigating droughts and floods in agriculture. Policy lessons and approaches. OECD. OECD Publishing, Paris.
- Ortiz-Partida, J.P., Fernandez-Bou, A.S., Maskey, M., Rodríguez-Flores, J.M., Medellín-Azuara, J., Sandoval-Solis, S., Ermolieva, T., Kanavas, Z., Sahu, R.K., Wada, Y., Kahil, T., 2023. Hydro-economic modeling of water resources management challenges: current applications and future directions. *Water Economics & Policy*, 9(1).
- Palomo-Hierro, S., Loch, A., Pérez-Blanco, C.D., 2022. Improving water markets in Spain: lesson-drawing from the Murray-Darling Basin in Australia. *Agricultural Water Management*, 259: 107224.
- Parrado, R., Pérez-Blanco, C.D., Gutiérrez-Martín, C., Gil-García, L., 2020. To charge or to cap in agricultural water management. Insights from modular iterative modeling for the assessment of bilateral micro-macro-economic feedback links. *Science of the Total Environment*, 742: 140526.
- Parrado, R., Pérez-Blanco, C.D., Gutiérrez-Martín, C., Standardi, G., 2019. Micro-macro feedback links of agricultural water management: insights from a coupled iterative positive Multi-Attribute Utility Programming and Computable General Equilibrium model in a Mediterranean basin. *Journal of Hydrology*, 569: 291-309.
- Pérez-Blanco, C.D., Gil-García, L., Saiz-Santiago, P., 2021. An actionable hydroeconomic Decision Support System for the assessment of water reallocations in irrigated agriculture. A study of minimum environmental flows in the Douro River Basin, Spain. *Journal of Environmental Management*, 298: 113432.
- Pérez-Blanco, C.D., Parrado, R., Essenfelder, A.H., Bodoque, J., Gil-García, L., Gutiérrez-Martín, C., Ladera, J., Standardi, G., 2022. Assessing farmers' adaptation responses to water conservation policies through modular recursive hydro-micro-macro-economic modeling. *Journal of Cleaner Production*, 360: 132208.
- Pindyck, R.S., Rubinfeld, D.L., 2014. Microeconomics: Pearson Education.
- Roe, T., Dinar, A., Tsur, Y., Diao, X., 2005. Feedback links between economy-wide and farm-level policies: With application to irrigation water management in Morocco. *Journal of Policy Modeling*, 27(8): 905-928.
- Ronneberger, K., Berrittella, M., Bosello, F., Tol, R.S.J., 2009. KLUM@ GTAP: Introducing biophysical aspects of land-use decisions into a Computable General Equilibrium model a coupling experiment. *Environmental Modeling & Assessment*, 14: 149-168.

EVALUACIÓN INTEGRADA DE LA RESILIENCIA A LA SEQUÍA MEDIANTE EL ACOPLAMIENTO DE MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS Y MACROECONÓMICOS

- Sapino, F., Pérez-Blanco, C.D., Saiz-Santiago, P., 2022. A hydro-economic model to calculate the resource costs of agricultural water use and the economic and environmental impacts of their recovery. *Water Economics and Policy*, 8(04): 2240012.
- Tocados-Franco, E., Berbel, J., Expósito, A., 2023. Water policy implications of perennial expansion in the Guadalquivir River Basin (southern Spain). *Agricultural Water Management*, 282: 108286.
- Valle-García, Á., Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N.M., 2024. Water pricing and quotas: a quantitative analysis from a private and social perspective. *Water Resources Management*, 38: 4287-4306.
- Wada, Y., Flörke, M., Hanasaki, N., Eisner, S., Fischer, G., Tramberend, S., Satoh, Y., Van Vliet, M., Yillia, P., Ringler, C., 2016. Modeling global water use for the 21st century: the Water Futures and Solutions (WFaS) initiative and its approaches. *Geoscientific Model Development*, 9(1): 175-222.
- Ward, F.A., 2021. Hydroeconomic analysis to guide climate adaptation plans. *Frontiers in Water*, 3: 681475.

Apéndice A

El modelo hidro-económico de cuenca hidrográfica integra variables hidrológicas, económicas, institucionales y ambientales, abarcando a los principales usuarios de agua dentro de la cuenca, como los distritos de riego, las principales ciudades y el medio ambiente a través de caudales ecológicos. Este modelo simula una serie de escenarios de política en un evento de sequía leve para evaluar el potencial de mejorar los resultados económicos en la cuenca en tales condiciones.

La modelización hidro-económica sirve como una herramienta robusta para analizar problemas relacionados con la escasez de agua, la sequía y el cambio climático. Estos modelos incorporan todos los componentes hidrológicos y de ingeniería espacialmente distribuidos críticamente dentro de la cuenca fluvial bajo estudio. Además, los modelos hidro-económicos capturan las interacciones dinámicas entre los sistemas hidrológicos y económicos, asegurando que los resultados económicos óptimos consideren la asignación espacial de los recursos hídricos (Kahil et al., 2015).

La Figura A1 representa el diagrama de flujo simplificado de la cuenca del Guadalquivir que muestra los principales elementos de la cuenca, los principales nodos, las zonas de regadío, las zonas de demanda urbana, los caudales de cabecera, los caudales de retorno, etc.

Se trata de un modelo estático a escala anual que representa un año típico para la CHG. El modelo no incorpora embalses, asumiendo un año promedio donde solo se considera el balance de entradas y salidas de agua dentro del sistema. El consumo de agua en los sectores urbano e industrial se define como un parámetro constante, asegurando que sus necesidades de agua estén siempre satisfechas.

El modelo hidrológico de forma reducida estima el volumen de agua disponible para las actividades económicas después de tener en cuenta las limitaciones ambientales. La formulación matemática de este modelo de forma reducida incluye:

$$W_p^{out} = W_p^{in} - W_p^{DivIRR} - W_p^{DivURB} \quad (1)$$

$$W_{p+1}^{in} = W_p^{out} + r_p^{IRR} \cdot W_p^{DivIRR} + r_p^{URB} \cdot W_p^{DivURB} + W_{p+1}^{runoff} \quad (2)$$

$$W_p^{out} \geq minEF_p \quad (3)$$

La ecuación de balance de masa (1) estipula que el caudal de salida de agua en un punto p determinado del río es igual al caudal de entrada de agua menos los desvíos para riego y usos urbanos. La ecuación de continuidad (2) garantiza la continuidad del caudal del río, donde la afluencia de agua en un punto es la suma de los caudales de salida de los tramos aguas arriba, los caudales de retorno de los distritos de riego anteriores, los caudales de retorno urbanos y la escorrentía de los afluentes en ese tramo. La ecuación (3) es una restricción que requiere que el flujo de salida del agua sea al menos igual al flujo ambiental mínimo en ese tramo de río.

EVALUACIÓN INTEGRADA DE LA RESILIENCIA A LA SEQUÍA MEDIANTE EL ACOPLAMIENTO DE MODELOS HIDRO-ECONÓMICOS Y MACROECONÓMICOS

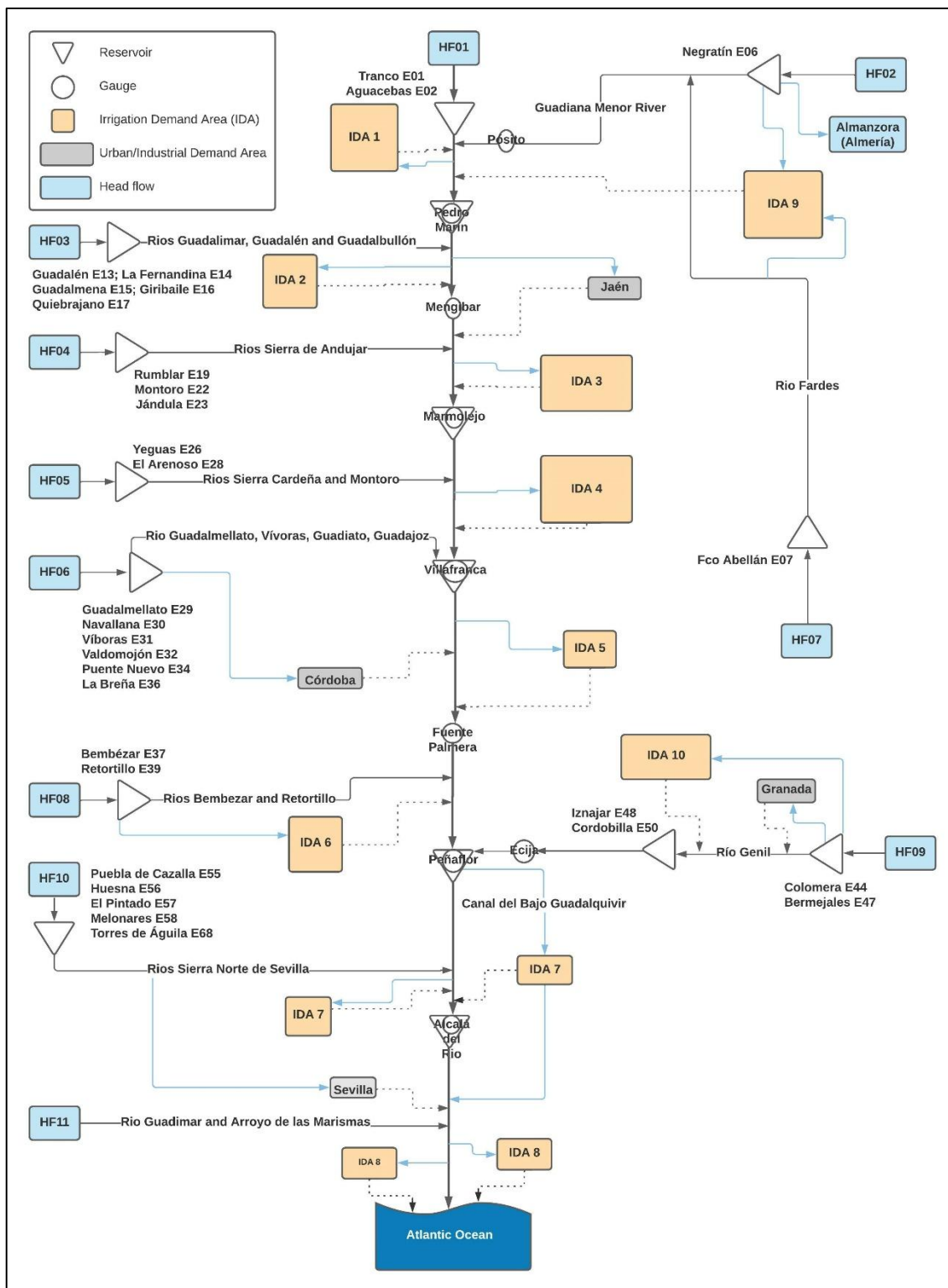


Figura A1. Diagrama de flujo simplificado de la cuenca del Guadalquivir. Fuente: Martínez-Dalmau et al. (2023).

A1. Caudales de cabecera

Los caudales de entrada de agua de cabecera se calculan sobre la base de los caudales anuales totales registrados en varios medidores de cabecera, con los caudales de entrada,

X_h , en cada medidor de cabecera h (un subconjunto de i) igual al suministro total de la fuente.

A2. Caudales

El caudal de corriente, X_v , en cada medidor de río v (un subconjunto de i) representa la suma de los caudales de los nodos aguas arriba i que contribuyen a ese caudal. Estos nodos incluyen entradas de agua de cabecera, medidores de ríos, desvíos y flujos de retorno superficiales. El caudal de la corriente en cada medidor de río debe ser no negativo y se define como:

$$X_v = \sum_i b_{i,v} * X_i, \quad \forall v \quad (4)$$

donde $b_{i,v}$ es una matriz de coeficientes que vincula los nodos i de flujo con los nodos de medición del río v . Ningún nodo relacionado tiene coeficientes de 0, a los nodos que aumentan el flujo se les asigna +1 y a los nodos que reducen el flujo se les asigna -1.

A3. Desvíos de agua

El suministro de agua a los usuarios dentro de la cuenca puede satisfacerse parcial o totalmente a través de desvíos de arroyos. Durante los períodos de sequía, es necesaria una restricción de desvío de agua superficial para garantizar que los desvíos, X_d , no excedan el caudal disponible en cada nodo de desvío d (un subconjunto de i). Las desviaciones, que deben ser no negativas, se definen de la siguiente manera:

$$X_d \leq \sum_i b_{i,d} * X_i, \quad \forall d \quad (5)$$

donde $b_{i,d}$ enlaza los nodos i de flujo con los nodos de desvío d . El lado derecho representa las contribuciones acumulativas de las fuentes aguas arriba (caudal de entrada de cabecera, medidores de ríos, desvíos y flujos de retorno). Los nodos no contribuyentes tienen coeficientes de 0, los nodos que aumentan el flujo tienen coeficientes de +1 y los nodos que reducen el flujo son -1.

A4. Aplicación de agua

El agua aplicada es el agua que llega al nodo de aplicación (distrito de riego o municipio) a (un subconjunto de i). Se define de la siguiente manera:

$$X_a \leq \sum_d b_{d,a} * X_d, \quad \forall a \quad (6)$$

donde $b_{d,a}$ vincula los nodos de la aplicación a los desvíos. A los nodos de aplicación que extraen agua de las fuentes disponibles se les asigna +1; los nodos que no se retiran tienen coeficientes de 0. El agua total aplicada para riego en cada nodo agrícola se define como:

$$X_a^{ag} = \sum_{j,k} b_{a,j,k} \left(\sum_c b_{c,a} * L_{c,j,k} \right), \quad \forall a \quad (7)$$

donde el agua de riego aplicada a los cultivos X_a^{ag} es la suma de los cultivos j y las tecnologías de riego k de la aplicación de agua por hectárea, $b_{a,j,k}$, multiplicada por $L_{c,j,k}$, la superficie regada para cada cultivo y tecnología de riego. $L_{c,j,k} b_{c,a}$ se multiplica por una matriz binaria para conformar los nodos.

A5. Consumo de agua

El consumo de agua X_c en cada nodo de consumo c (un subconjunto de i) es una proporción del agua aplicada, X_a . En riego, el consumo es el volumen consumido vía evapotranspiración del cultivo (ET); en las zonas urbanas, es la parte del suministro que no se devuelve al sistema de alcantarillado. El consumo, que debe ser no negativo, se expresa como:

$$X_c = \sum_a b_{a,c} * X_a, \quad \forall c \quad (8)$$

donde $b_{a,c}$ indica la cuota de agua aplicada que se consume en cada nodo. Para uso agrícola, el consumo viene dado por:

$$X_c^{ag} = \sum_{j,k} b_{c,j,k} * L_{c,j,k}, \quad \forall c \quad (9)$$

donde X_c^{ag} el agua de riego consumida es la suma de los cultivos j y las tecnologías de riego k de ET por hectárea, $b_{c,j,k}$, multiplicada por la superficie regada $L_{c,j,k}$ por cultivo y tecnología.

A6. Flujos de retorno

Los caudales de retorno X_r en cada nodo de caudal de retorno r (un subconjunto de i) representan la proporción de agua aplicada X_a que regresa al sistema fluvial, definida como:

$$X_r = \sum_a b_{a,r} * X_a, \quad \forall r \quad (10)$$

donde $b_{a,r}$ indica la proporción de agua aplicada que regresa al sistema hidrológico. En el caso de los nodos agrícolas, los flujos de retorno son:

$$X_r^{ag} = \sum_{j,k} b_{r,j,k} \left(\sum_c b_{c,r} * L_{c,j,k} \right), \quad \forall r \quad (11)$$

donde los caudales de retorno de riego X_r^{ag} son iguales a la suma de los cultivos j y las tecnologías k de los flujos de retorno por hectárea $b_{r,j,k}$ multiplicado por la superficie regada $L_{c,j,k}$. $L_{c,j,k}$ se multiplica por una matriz binaria $b_{c,r}$. El agua aplicada debe ser igual al agua consumida más los caudales de retorno.

El modelo hidro-económico se calibra mediante la introducción de variables de holgura para cada tramo de río, lo que permite que el modelo replique los caudales observados. Las variables de holgura tienen en cuenta los flujos de entrada y salida no observados (por ejemplo, flujo de agua subterránea, evaporación, retornos) y se calculan como la diferencia entre las estimaciones iniciales y los flujos medidos en los medidores, lo que permite el equilibrio de masa en el modelo.

Chapter 5
Overview of main results:
economic efficiency,
resilience and governance.
General conclusions

5.1. Introduction

The management of water resources in contexts of scarcity requires a multidimensional approach integrating economic efficiency, equity and sustainability. Through three different studies, this thesis has analysed different instruments and strategies that can contribute to the improvement of the management of this resource in the representative case of the Guadalquivir River Basin.

This chapter presents an integrated synthesis of the results obtained, structuring its approach around three main axes:

- a) The economic performance of the different allocation policies.
- b) The resilience of production systems in the face of scarcity.
- c) The coherence between micro and macroeconomic scales in water resource planning.

The integration and analysis of these results provide an overview of the role that economic instruments can play in facilitating decision-making regarding water resource management, especially in regions with closed basins.

5.2. General conclusions by chapter

5.2.1. *Comparisons of economic instruments: water pricing vs. allocation by quotas*

Chapter 2 showed that both quotas and pricing reduce water use in drought situations, but their economic, distributional, and social effects differ significantly. The following table (Table 5.1) shows a comparative summary of the instruments analysed.

From a private perspective, quotas are more acceptable to farmers, as they limit water use, but do not introduce additional economic cost. On the other hand, tariffs induce a faster restructuring of water use but generate a direct financial burden and require more complex institutional management.

From a social perspective, considering the use of revenue to improve collective welfare, water pricing would be the best option. However, several factors must be considered. First,

the excess tax and the marginal cost of public funds show that tariffs should be used with caution: while they muster resources, economic efficiency is reduced due to the fiscal distortions they introduce. That is, farmers lose more than what is collected, even if the gain for society is greater than in the case of quota allocation. Second, the difficulty of establishing a water tariff that reduces water use by the amount sought makes the policy ineffective, by excess or defect.

Table 5.1. Comparative summary of the instruments analysed.

Instrument	Quota allocation	Water pricing
Impact on water use	Moderate	More efficient
Impact on gross margin	Reduced economic loss	Greater individual loss
Public collection	Null	High
Private gross margin loss	Minor	Major
Public benefit	Minor	Major
Ease of deployment	High	Low

5.2.2. *Analysis of different water allocation systems along with the integration of groundwater in periods of drought*

In Chapter 3, the effects of three water rationing systems employed in cases of drought were compared, supposing different levels of water availability, from 100% to 30%. In addition, the interaction between these allocation strategies and the possibility of using groundwater reserves as an alternative resource was analysed.

One of the key elements in drought response is the allocation rule that is used to distribute the resource among users. A comparative table (Table 5.2) is presented below that summarizes the characteristics, requirements, and effects associated with the three main rules analysed in this study: Proportional Allocation (PA), Proportional Economic Losses (PEL), and Optimal Allocation (OA).

In this analysis, the main findings have been: 1) groundwater use, especially under an optimal allocation strategy, or based on proportional economic losses, can mitigate up to half of the economic losses in extreme scarcity scenarios. However, their use requires

institutional control and planning to avoid negative effects on aquifers; 2) a strategic combination of instruments (quotas, groundwater, allocation rules) offers better results than the isolated use of any one measure. Hybrid policies allow the response to be adapted to different climates, social and economic contexts.

Table 5.2. Comparison of criteria between the three water allocation rules.

Criteria/Strategy	Proportional Allocation (AP)	Proportionate Economic Losses (PEL)	Optimal Allocation (OA)
Allocation principle	Proportional reduction based on rights	Homogeneous reduction of gross margin	Maximization of added economic value
Normative approach	Formal equity / administrative simplicity	Equity in economic impacts	Economic efficiency
Information requirements	Low (only water rights)	High (margins by zone and crop)	Very high (margins, elasticities, etc.)
Flexibility	Low	Medium	High
Impact on gross margins	Highest loss	Intermediate	Lowest loss
Economic equity	Low	Medium	High (except IDA 1 and 6 with groundwater)
Irrigated area preserved	Lowest	High	Medium
Political feasibility	High (currently implemented)	Medium (requires transparency and consensus)	Low (conflictive without compensation)
Adaptability to severe drought	Limited	Medium / High	High
Practical implementation	Frequent	Theoretical / experimental	Rarely applied without a market

This paper underlines the importance of considering alternative water sources in combination with management strategies under an integrated vision, so that there is a balance between agricultural uses, environmental sustainability and economic viability. Likewise, the use of groundwater in drought situations requires a strict management policy that allows these reserves to be available in this situation, as well as a subsequent recovery plan for these reserves.

5.2.3. Micro-macro coupling: the effects of water policies

Chapter 4 introduced an innovative approach by coupling a hydro-(micro)-economic model with a macroeconomic model, allowing the effects of drought and different water policies to be assessed taking into account changes in agricultural prices at the regional level. Not only is the result of the gross agricultural margin under drought conditions analysed, but public welfare, through changes in consumer and producer surplus, is also.

The main results of this study are: 1) when increases in the prices of agricultural products due to decreases in production during droughts are taken into account, the agricultural gross margin increases between 2.6% and 4.5% above the initial level, without water restrictions (except in the water pricing scenario, in which it remains negative); 2) this gain for producers, together with production losses, implies a loss of consumer surplus (between 33 and 67 million euros), which poses a redistributive dilemma between efficiency and social cost; (3) the loss in consumer surplus is greater than the gain in producer surplus, leading to net losses in overall welfare; 4) The optimal allocation scenario was the one with the lowest loss in net welfare (5 million euros), which reinforces the idea that a water policy design based on economic efficiency can reduce the overall impact.

5.3. Convergences and integrated contributions

Consistency across scales

The results indicate that it is possible and necessary to analyse the impacts at the macroeconomic level from the microeconomic scale of the farmer. Decisions regarding irrigated land and water use are not made in isolation but have important effects on prices and incomes. Therefore, water planning must incorporate integrated analysis tools at different scales.

However, the microeconomic scale used (territorial size of the decision units) in the analyses we carry out may not be small enough to reflect heterogeneity and reflect both access to surface and groundwater, as well as the effects of water allocation and management policies, which implies an aggregation bias (an error that appears when heterogeneous units of analysis are grouped or aggregated and treated as if they were homogeneous). The spatial resolution ranges from agricultural regions to large extensions of territory that make up dozens of irrigation communities. It would be necessary to

increase the resolution, reaching the level of the irrigation community or water demand unit, to confirm the results.

Irrigation resilience to droughts

Resilience in agriculture refers to the ability of agricultural systems to absorb, recover from, and adapt to various types of shocks, stressors, or shocks, maintaining or transforming their structure to sustain their basic identity and functions (Meuwissen et al., 2019). In this regard, some authors have carried out studies based on resilience (Meuwissen et al., 2019; Martín-García et al., 2025). Thus, in the framework for assessing the resilience of agricultural systems, three main resilience capacities are distinguished:

- **Robustness:** defined as the ability of the agricultural system to resist stress and disturbances (anticipated or not). This implies the system's capacity to maintain its current state in the face of challenges.
- **Adaptability:** the ability to change the composition of inputs, production, marketing, and risk management in response to shocks and stresses, but without altering the fundamental structures and feedback mechanisms of the agricultural system.
- **Transformability:** the ability to significantly change the internal structure and feedback mechanisms of the agricultural system. This occurs in response to severe disturbances or persistent stress that makes normal functioning impossible. Such transformations may even involve changes in the functions of the agricultural system.

These three capacities are crucial to understanding the resilience of agricultural systems.

As for our case, where we analyse profitability performance as an indicator of robustness, it is determined that the combined use of water resource management instruments and strategies — such as quotas, pricing, allocation rules, and the controlled use of groundwater — increases the resilience of agricultural irrigation systems. The diversification of sources and strategies makes it possible to cushion the impact of droughts without compromising environmental balance or agricultural profitability. Good profitability performance, as measured by indicators such as gross margin per hectare, is critical for an agricultural system to withstand economic challenges and ensure a reasonable livelihood for people involved in agriculture. If a system is cost-effective, it has a greater

inherent ability to absorb and recover from economic shocks, such as price fluctuations or rising costs, which is a direct manifestation of its robustness.

Efficiency and equity

Allocation rules influence not only overall efficiency, but also the distribution of costs and benefits among agents. The most equitable water-sharing policies may not be the fairest from an economic point of view, and vice versa. Therefore, the design of water policies must feature mixed criteria that strike a balance between technical efficiency, distributive equity and environmental sustainability.

The aggregation bias that arises from the size of agricultural decision units has different implications for resource efficiency and equity:

- The availability of resources is overestimated: the model assumes that all crops within the area can access groundwater equally.
- Inequality between producers is underestimated: in reality, some farmers may be left without access to the resource, while others continue to have it.
- By automatically redistributing water within the zone, although total revenues are maximized, there are areas with economic losses.

Water pricing

This thesis has analysed the implementation of pricing in two different studies. Thus, below are some results common to both analyses. The impact of pricing on farmers inflicts greater economic losses than quota allocation, as other authors have also shown (Molle, 2009; Dinar et al., 2015). In addition, lower-value crops, such as cotton and rice, are the most affected. However, from a social perspective, the revenue from the tariff can be used for other purposes, which makes it more socially beneficial than allocation by quotas, although it also suffers from inefficiencies. Thus, it can be determined that, although pricing shows good results from a social perspective, in practice it is not a good option for farmers, as it is also difficult to implement, so proportional distribution or quotas is preferable.

5.4. Conclusions in relation to the objectives set

The following table (Table 5.3) presents a summary of the correspondence between the different chapters and the objectives of the thesis, which allows conclusions to be drawn in relation to the objectives set.

Table 5.3. Correspondence between the chapters and objectives of the thesis.

Chapter	Chapter title	Objective
2	Water Pricing and Quotas: A quantitative analysis from a social and private perspective.	a.1., a.4., a.5., b.1., b.2.
3	The role of groundwater during drought under different water allocation strategies: a hydro-economic approach for the Guadalquivir River Basin.	A.1., A.2., A.4., B.1., B.2., B.3.
4	Integrated assessment of drought resilience by coupling hydro-economic and macroeconomic models.	a.1., a.3., a.4., b.1., b.2., b.3., b.4.
5	Overview of main results: economic efficiency, resilience and governance. General conclusions.	c.1., c.2.

1. At the empirical level:

- 1.1. Multiple realistic water and economic scenarios have been simulated supposing different degrees of water availability, crop types, and allocation rules, providing detailed quantitative evidence of differentiated impacts on profitability, water use, and irrigated areas, through the development and use of programming models. From a private perspective, quota allocation generally results in lower economic losses than water pricing given the same water use reduction levels. However, from a social perspective, pricing, thanks to the revenue it generates, may be more beneficial to society, as these funds may be put to other purposes.
- 1.2. The performance of the different allocation rules studied in drought situations has been analysed assuming the inclusion of groundwater reserves. Thus, groundwater reserves play a key strategic role in cushioning agricultural economic losses during droughts, increasing flexibility, and narrowing the economic gap between allocation strategies.
- 1.3. It has been determined that the combined use of hydro-economic models with macroeconomic models is crucial to obtain a complete assessment of the

economic impacts in a drought situation, as it allows for the incorporation of the “price effect” (how changes in supply affect market prices) and not only the “quantity effect” (decrease in crops and production areas). In this way, the price effect often attenuates the negative microeconomic impact of drought for producers, as the increase in prices of certain crops can compensate for production losses, and even result in a higher total gross margin than in non-drought scenarios.

2. On a methodological level:

- 2.1. Agro-economic and hydro-(agro-)economic models based on Positive Mathematical Programming (PMP) have been implemented and calibrated for the Guadalquivir River Basin. Two different approaches to model calibration have been employed in these models (Howitt–Chapter 2 and Dagnino and Ward–Chapter 4). With the results obtained, both calibration methods show similar performance.
- 2.2. A systematic assessment of the marginal cost of public funds (MCF) and excess burden (EB) associated with the pricing policy has been provided, integrating principles of public economics into the water analysis.
- 2.3. Groundwater has been incorporated as a decisional variable within the model, differentiating between substitution crops (rainfed) and deficit irrigation maintenance crops (orange trees), which makes it possible to simulate adaptive strategies that are as close to reality as possible.
- 2.4. A “micro-macro” coupling framework has been developed, integrating a regional CGE model with the hydro-economic model, which represents a relevant advance in the multi-scale analysis of water policies.

3. At the strategic level:

- 3.1. The thesis reinforces the concept of adaptive water governance, where decisions are not based on fixed rules, but rather on dynamic combinations according to level of scarcity, sectoral impact and institutional response.
- 3.2. Proportional quotas remain a valid instrument in early phases of scarcity, but their effectiveness diminishes in situations of protracted crisis. In these cases, it

is necessary to complement them with other economic instruments or other allocation systems.

- 3.3. Agricultural pricing can be effective if the revenues collected are invested to bolster public welfare, and there is transparency in the use of the funds collected, even if for the farmer it is presented as the alternative with the greatest economic losses.
- 3.4. The strategic use of groundwater, in combination with flexible allocation rules, can be part of agricultural systems' drought resilience strategies, if it is accompanied by a robust legal framework.
- 3.5. Decision-making should be guided by multi-scale models that integrate microeconomic impacts (on irrigators) and macroeconomic ones (on prices, employment, etc.), ensuring coherence between sectoral efficiency and general welfare.

5.5. Limitations of the study

Like all research, each of the different studies carried out in this thesis has some limitations, thus constituting new opportunities for improvement:

- a) The use of taxes collected through tariffs is unknown, since it does not take into account what type of projects the amount collected is reinvested in.
- b) Limited spatial differentiation: in Chapter 3 there is a limitation associated with aggregation bias, since: 1) it is assumed that all irrigation demand areas can access groundwater in drought situations; 2) it is assumed that surface and underground resources can be redistributed internally to maximize revenues. In reality, there would be inequalities in access to resources. Likewise, in Chapter 4, 10 irrigation demand areas were used, which also generates an aggregation bias, since areas that are not homogeneous are assumed to be.
- c) The model in which groundwater is included has some limitations: 1) the sustainability of the resource has not been explicitly considered, which would be necessary for a comprehensive valuation of the resource; and 2) it does not address scenarios of prolonged drought, featuring significant depletions of reserves.

- d) The PMP model is calibrated for a typical crop year and does not include the multi-year evolution of crops, investment, or structural change decisions (e.g. land abandonment)

5.6. Future lines of research

Based on the knowledge generated, several directions for future research are identified:

- a) Analyse the effect of the allotment of taxes collected through water tariffs and its social impact.
- b) Assess whether greater spatial differentiation changes outcomes significantly.
- c) Explore the inclusion of crop-specific demand elasticities in the microeconomic model as an alternative to linking to a macroeconomic model for the simulation of price changes.
- d) Analyse the dynamics of water supply and demand under changing climatic conditions.
- e) Incorporate groundwater sustainability into simulations (aquifer recovery and additional drought effects).
- f) Move towards water allocation models that integrate: 1) economic efficiency; 2) social equity; 3) environmental sustainability.

5.7. Chapter references

- Dinar, A., Pochat, V., Albiac, J. (2015). Water pricing experiences and innovations vol 9. Global issues in water policies. Springer, Cham (Switzerland).
- Martín-García, J., Gómez-Limón, J. A., & Menor-Campos, A. (2025). Farms' economic resilience: assessment, drivers and policy-making. *Environmental and Sustainability Indicators*, 100740.
- Meuwissen, M. P., Feindt, P. H., Spiegel, A., Termeer, C. J., Mathijs, E., De Mey, Y., ... & Reidsma, P. (2019). A framework to assess the resilience of farming systems. *Agricultural Systems*, 176, 102656.
- Molle, F. (2009). Water scarcity, prices and quotas: a review of evidence on irrigation volumetric pricing. *Irrigation and Drainage Systems*, 23(1), 43-58.

