



UCAM

UNIVERSIDAD CATÓLICA
DE MURCIA

TESIS DOCTORAL

ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO

*Programa de Doctorado en Tecnologías de la Computación e
Ingeniería Ambiental*

Modelos dinámicos integrados para el estudio de sistemas
agrarios intensivos costeros dependientes del agua subterránea

Autor:

D. Rolando Gartzia González

Directores:

Dr. D. Jaime Martínez Valderrama

Dr. D. Francisco Javier Alcalá García

Murcia, agosto de 2024



UCAM

UNIVERSIDAD CATÓLICA
DE MURCIA

TESIS DOCTORAL

ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO

*Programa de Doctorado en Tecnologías de la Computación e
Ingeniería Ambiental*

Modelos dinámicos integrados para el estudio de sistemas
agrarios intensivos costeros dependientes del agua subterránea

Autor:

D. Rolando Gartzia González

Directores:

Dr. D. Jaime Martínez Valderrama

Dr. D. Francisco Javier Alcalá García

Murcia, agosto de 2024



AUTORIZACIÓN DEL DIRECTOR DE LA TESIS PARA SU PRESENTACIÓN

El Dr. D. Jaime Martínez Valderrama y el Dr. D. Francisco Javier Alcalá García como Directores⁽¹⁾ de la Tesis Doctoral titulada “Modelos dinámicos integrados para el estudio de sistemas agrarios intensivos costeros dependientes del agua subterránea” realizada por D. Rolando Gartzia González en el Programa de Doctorado en Tecnologías de la Computación e Ingeniería Ambiental, **autoriza su presentación a trámite** dado que reúne las condiciones necesarias para su defensa.

Lo que firmo, para dar cumplimiento al Real Decreto 99/2011 de 28 de enero, en Murcia a 30 de agosto de 2024.

Fdo.: Jaime Martínez Valderrama

Fdo.: Francisco Javier Alcalá García

⁽¹⁾ Si la Tesis está dirigida por más de un Director tienen que constar y firmar ambos.

RESUMEN

La degradación del agua subterránea es un reto de primer orden en un planeta cada vez más caliente y sediento. El problema es crítico en las zonas áridas, donde la tasa de recarga de los acuíferos es típicamente baja y el agua subterránea es el único recurso fiable en un contexto de escasez y estrés hídrico creciente. En estas zonas, el agotamiento y la contaminación de los acuíferos se enmarca dentro del paradigma de la desertificación.

Esta tesis se pone el foco en los acuíferos costeros, donde la extracción excesiva de agua subterránea, esto es, por encima de su tasa de renovación natural, puede desencadenar procesos de intrusión marina. Comprender las interacciones entre el agua subterránea costera y la agricultura de regadío es clave para entender el equilibrio entre el bombeo sostenible y el beneficio agrícola, sujeto a un frágil umbral determinado por la salinidad limitante del cultivo.

Este trabajo pretende contribuir al estudio de la degradación del agua subterránea en el contexto de la desertificación mediante un modelo de simulación dinámico integrado que combina los componentes hidrológicos, agronómicos y económicos del sistema. A partir de este modelo se desarrolla un procedimiento que permite establecer unos indicadores de alerta temprana. Estos indicadores de riesgo de desertificación informan, a partir de la simulación automatizada del modelo, sobre el destino más probable del socioecosistema modelado.

Para la implementación del modelo y mostrar el cálculo y la interpretación de este sistema de alerta temprana se ha escogido una región semiárida del sur de España, la cuenca de la Rambla de Gualchos en la provincia de Granada, que alberga el acuífero costero de Castell de Ferro. Se encontró que el riesgo de salinización del acuífero es del 73%, mientras que existe un riesgo del 70% de que el sistema aumente su demanda de agua superficial en el futuro, y la posibilidad de duplicar la demanda actual es de casi el 50%. Si el actual sistema de embalses de la zona no fuera capaz de satisfacer ese aumento de la demanda debido al cambio climático, la cuenca correría un grave riesgo de desertificación.

Los resultados demuestran que este tipo de herramientas son las más útiles para abordar los problemas de desertificación. Así lo afirma la Neutralidad de la Degradación de la Tierra (NDT), la principal iniciativa para abordar la

degradación de la tierra y la desertificación diseñada por la Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación. Incluida en la meta 15.3 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, la NDT sostiene que la prevención debe de ser la principal estrategia para evitar un proceso que, una vez iniciado, es difícil de detener y cuyas consecuencias son irreversibles a escala humana.

El trabajo desarrollado en esta tesis puede servir como base para el estudio y modelado de otras cuencas costeras con problemas similares y puede utilizarse como el sustrato de una herramienta de vigilancia de la desertificación causada por sobreexplotación de acuíferos por parte de las Administraciones y Organismos encargados de dichas tareas.

PALABRAS CLAVE

Agua subterránea, modelos causales, hidrología, desarrollo socioeconómico, agronomía, análisis numérico.

ABSTRACT

Groundwater degradation is a top-priority challenge on an increasingly hot and thirsty planet. The problem is critical in arid regions, where aquifer recharge rate is typically low, and groundwater is the only reliable resource in a context of growing scarcity and water stress. In these areas, the depletion and contamination of aquifers fall under the paradigm of desertification.

This thesis focuses on coastal aquifers, where excessive groundwater extraction, that is, beyond its natural renewal rate, may trigger processes of seawater intrusion. Understanding the interactions between coastal groundwater and irrigated agriculture is key to comprehending the balance between sustainable pumping and agricultural benefits, subject to a fragile threshold determined by the crop's salinity tolerance.

This work aims to contribute to the study of groundwater degradation in the context of desertification through an integrated dynamic simulation model that combines the hydrological, agronomic, and economic components of the system. Based on this model, a procedure is developed to establish early warning indicators. These desertification risk indicators inform, based on the automated simulation of the model, about the most likely fate of the modeled socio-ecosystem.

To implement the model and demonstrate the calculation and interpretation of this early warning system, a semi-arid region in southern Spain, the Gualchos stream basin in Granada province, which includes the Castell de Ferro coastal aquifer, was chosen. It's found that the risk of aquifer salinization is 73%, while there is a 70% risk that the system will increase its surface water demand in the future, and the possibility of doubling the current demand is almost 50%. If the current system of reservoirs in the area is unable to meet this increased demand due to climate change, the basin would face a severe risk of desertification.

Results demonstrate how these types of tools are the most useful for addressing desertification problems. This is affirmed by the Land Degradation Neutrality (LDN), the main initiative for addressing land degradation and desertification designed by the United Nations Convention to Combat Desertification. Included in target 15.3 of the Sustainable Development Goals, the

LDN holds that prevention should be the main strategy to avoid a process that, once initiated, is difficult to stop and whose consequences are irreversible on a human timescale.

The work developed in this thesis can serve as a basis for the study and modeling of other coastal basins with similar problems and can be used as the foundation for a tool for monitoring desertification caused by aquifer overexploitation by the administrations and organizations responsible for such tasks.

KEY WORDS

Groundwater, causal models, hydrology, socioeconomic development, agronomy, numerical analysis

AGRADECIMIENTOS

Si algo es evidente, es que un trabajo de investigación de este calado es tarea de muchos, y no de una sola persona. Por ello quisiera hacer extensible mi más profundo agradecimiento a todos aquellos que han hecho posible de una u otra forma la culminación de esta investigación tras varios años dedicados a ello. Mención especial en este agradecimiento a mis directores de tesis: Dr. Francisco Javier Alcalá García y Dr. Jaime Martínez Valderrama, especialmente a este último por su inestimable ayuda y colaboración prestada en todo momento.

Por otro lado, no quiero olvidarme de mi familia y seres queridos, los cuales han sufrido mi ausencia.

"Original es aquello que vuelve a la simplicidad de las primeras soluciones". Antoni Gaudí (1852-1926).

ÍNDICE GENERAL

AUTORIZACIÓN DE LOS DIRECTORES	
RESUMEN Y ABSTRACT	
AGRADECIMIENTOS	
ÍNDICE GENERAL	
SIGLAS Y ABREVIATURAS	21
ÍNDICE DE FIGURAS, IMÁGENES, TABLAS Y ANEXOS.....	23
I - INTRODUCCIÓN.....	31
1.1. AGUA SUBTERRÁNEA, UN RECURSO ESTRATÉGICO FRENTE AL CALENTAMIENTO GLOBAL	33
1.1.1. Tres ideas para articular esta investigación.....	33
1.1.2. Caracterización del agua subterránea	34
1.1.3. El uso del agua subterránea, una revolución silenciosa	37
1.1.4. Degradación del agua subterránea, un fenómeno global.....	40
1.2. AGUA SUBTERRÁNEA Y DESERTIFICACIÓN EN ESPAÑA.....	47
1.2.1. El agua subterránea en España	47
1.2.2. El regadío, un «paisaje de desertificación».....	57
1.3. RETOS EN LA GESTIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA	64
1.3.1. La gestión integral del agua subterránea.....	64
1.3.2. Los modelos de simulación y los sistemas de alerta temprana	65
II - JUSTIFICACIÓN	67
III - OBJETIVOS.....	73
IV - MATERIAL Y MÉTODO	79
4.1. ÁREA DE ESTUDIO.....	81
4.1.1. Descripción geográfica y socioeconómica del caso de estudio.....	81

4.1.2.	Fuentes de datos	87
4.2.	DINÁMICA DE SISTEMAS	87
4.2.1.	Conceptos básicos de dinámica de sistemas	91
4.2.2.	Elementos de la DS.....	92
4.2.2.1.	El diagrama causal y los bucles de realimentación	92
4.2.2.2.	Variables exógenas y variables endógenas.....	96
4.2.2.3.	Variables de nivel, de flujo y auxiliares	98
4.2.2.4.	Ecuaciones esenciales de la DS.....	100
4.2.3.	El programa Vensim	102
4.3.	HERRAMIENTAS DE ANÁLISIS BASADOS EN MODELOS DS ...	102
4.3.1.	Estudio de equilibrios en el largo plazo y análisis de riesgos.....	103
4.3.2.	Programación de rutinas de simulación para implementar el cálculo de riesgo de degradación.....	105
V -	RESULTADOS.....	109
5.1.	EL MODELO AQUACOAST	111
5.1.1.	Descripción general y diagrama causal	112
5.1.2.	Ecuaciones del modelo AQUACOAST	114
5.1.2.1.	Descarga Neta del acuífero	114
5.1.2.2.	Dinámica de los límites entre agua subterránea dulce y salada	116
5.1.2.3.	Salinidad del agua subterránea.....	120
5.1.2.4.	Superficie de agua subterránea libre	121
5.1.2.5.	Superficie en regadío	123
5.1.2.6.	Beneficio por explotación	125
5.1.3.	Calibrado del modelo AQUACOAST para el caso del acuífero aluvial costero de Castell de Ferro.....	129
5.2.	SIMULACIÓN DEL MODELO PARA EL ACUÍFERO DE CASTELL DE FERRO Y LA AGRICULTURA DE INVERNADERO ASOCIADA	130

	19
5.2.1.	Comportamiento del modelo bajo el escenario «base»..... 131
5.2.2.	Análisis de escenarios alternativos: «¿Qué pasaría si....?».....132
5.3.	RIESGO DE DEGRADACIÓN Y DESERTIFICACIÓN EN LA CAG136
VI -	DISCUSIÓN..... 141
6.1.	DEGRADACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS Y DESERTIFICACIÓN..... 143
6.2.	LA DINÁMICA DE SISTEMAS COMO HERRAMIENTA ADECUADA PARA AYUDAR A ABORDAR LA NEUTRALIDAD DE LA DEGRADACIÓN DE LA TIERRA..... 144
6.3.	SOBRE LA ADECUACIÓN DEL MODELO PROPUESTO 146
6.4.	UMBRALES Y CRITERIOS DE DESERTIFICACIÓN 149
6.5.	EL CAMBIO CLIMÁTICO Y SU IMPACTO EN EL AGUA SUBTERRÁNEA..... 149
VII -	CONCLUSIONES 153
VIII -	LIMITACIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN..... 157
8.1.	FURURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN 159
8.1.1.	Diseño de una interfaz de usuario para facilitar el uso del modelo a gestores y otro tipo de usuarios 159
8.1.2.	Implementación de escenarios de cambio climático 160
8.1.3.	Extensión del modelo a otras cuencas con riesgo de desertificación..... 161
8.2.	LIMITACIONES 161
8.2.1.	Acerca de la ambigüedad del concepto de desertificación 161
8.2.2.	Una herramienta para explorar y no para predecir 162
IX -	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS..... 163
X -	ANEXOS 193

GLOSARIO

ACF, Acuífero de Castell de Ferro

AO, Acuífero de Ogallala

AQUASTAT, Sistema mundial de información de la FAO sobre el agua en la agricultura

CAG, Cuenca de la Rambla de Gualchos

CENEAM, Centro Nacional de Educación Ambiental

CNUA, Conferencia de Naciones Unidas del Agua

CNULD, Conferencia de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación

DS, Dinámica de Sistemas

EMA, Modelización y Análisis Exploratorio

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

FE, Flujo de entrada

FS, Flujo de salida

GRACE, Recuperación de Gravedad y Experiencia Climática

GWP, Asociación Mundial del Agua

IAH, Asociación Internacional de Hidrogeólogos

IGME, Instituto Geológico y Minero de España

IPCC, Panel Intergubernamental Cambio Climático

MAS, Masa de Agua Subterránea

MAGRAMA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación

MEA, Evaluación del Ecosistema del Milenio

MITECO, Ministerio para la Transición Ecológica

MITERD, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

NDT, Neutralidad de la Degradación de la Tierra

NDVI, Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada

NPP, Indicador de la Productividad Primaria Neta

ODS, Objetivos de Desarrollo Sostenible

PAND, Programa de Acción Nacional de lucha contra la Desertificación

PN, Parque Nacional

SAT, Sistema de Alerta Temprana

SRB, Sistema de regulación Rules-Béznar

UNCCD, Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación

UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura

UNEP, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

WMO, Organización Meteorológica Mundial

ÍNDICE DE FIGURAS, TABLAS Y ANEXOS

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución global del agua. El agua dulce tiene un volumen mundial de 35,2 M km³ y representa únicamente el 2,5% del agua del planeta. Elaboración propia a partir de (Margat y van der Gun 2013)..... 36

Figura 2. Algunas cifras relevantes sobre el uso del agua subterránea. Elaboración propia a partir de la bibliografía citada 39

Figura 3. Superficie de regadío abastecida con agua subterránea como porcentaje de la superficie total de regadío (FAO 2024). Una zona con un 0% de superficie de regadío abastecida con agua subterránea significa que el 100% se abastece de otras fuentes de agua, normalmente. 40

Figura 4. (A) Disminución del almacenamiento de agua (mm de altura de agua equivalente) en varios acuíferos importantes en latitudes medias áridas y semiáridas terrestres, según la misión satelital GRACE de la NASA (Famiglietti 2014). (B) Diversos tipos de degradación cualitativa de los acuíferos, elaboración propia..... 42

Figura 5. (A) Evaluación de la fracción renovable de agua subterránea en el territorio continental español de Alcalá y Custodio (2014, 2015): (a) tasa anual media de recarga neta por la precipitación (R, mm año⁻¹); (b) tasa anual media de precipitación (P, mm año⁻¹) tomada de MIMAM (2000); (c) relación adimensional R/P; (d) incertidumbre natural adimensional de R, CVR; (e)) incertidumbre adimensional de la evaluación espacial de R, CVK; y (f) comparación de la recarga neta obtenida por Alcalá y Custodio (2014, 2015) (z*) y la calculada en MIMAM (2000) (z) para áreas coincidentes: las formaciones permeables aflorantes (no existe comparación equivalente para las masas de agua subterránea); $RE=(z-z^*)/z$ es la diferencia relativa adimensional. Datos discretizados en celdas de 10 km x 10 km..... 50

Figura 6. Estado cuantitativo (A) y cualitativo (B) de las masas de agua subterránea en España. Se indica el número de masas de agua subterránea de las que se desconoce su estado a fecha actual. Fuente: (MITECO 2019)	53
Figura 7. Síntesis de la situación e importancia del agua subterránea en España. Elaboración propia a partir de la bibliografía citada.	54
Figura 8. Mapa de aridez en España, según el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, y paisajes de desertificación de España: (A) Cultivos leñosos afectados por la erosión; (B) Cultivos extensivos de secano con riesgo de erosión; (C) Sistemas agro-silvo-pastorales afectados de sobrepastoreo; (D) Sistemas agronómicos de regadío sometidos a procesos de desertificación; (E) Matorrales degradados y eriales. Fuente: fototeca del CENEAM (Centro Nacional de Educación Ambiental).	59
Figura 9. Evolución, para el período 2000-2020 de: (A) Tierras totales de cultivo y de regadío; (B) Olivar y viñedo en regadío; (C) Rendimiento en secano y regadío del viñedo y del (D) Olivar. Fuente: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.....	60
Figura 10. (A) Superficie (ha) de los principales cultivos de regadío en España. Fuente: Garrido y Blanco (2024). Evolución histórica de la superficie de invernaderos en la provincia de Almería. Fuente: Fundación Cajamar (2023)	63
Figura 11. Vista panorámica de los invernaderos en la Rambla de Gualchos. Fuente: Google Earth.	64
Figura 12. (a) Localización de la Cuenca Mediterránea Andaluza en el sur de España. (b) Localización del Sistema de Regulación Rules-Béznar (SRB), recuadro en (a) del área que cubre las infraestructuras hidráulicas (embalses y canales) en la franja costera de la provincia de Granada; la línea marrón indica el contorno del acuífero aluvial de Castell de Ferro (ACF). (c) Imagen satelital de la CAG en 2021 (fuente: Google Earth), mostrando la ocupación de invernaderos (áreas blancas). (d) Mapa hidrogeológico simplificado de la CAG a partir de IGME y Junta de Andalucía (1998) e IGME (1988), mostrando los acuíferos principales (1-acuífero aluvial cuaternario; 2-carbonatos triásicos; 3-rocas metapelíticas (sustrato de baja permeabilidad), así como otros items geológicos y geográficos; 4-contacto geológico; 5-límite del (ACF); 6-zona urbana; 7-Canal de 400 m de elevación del SRB)	83

Figura 13. Evolución de la superficie de invernaderos en la CAG (1984 - 2010). La línea amarilla delimita el acuífero aluvial de Castell de Ferro. Fuente: <https://earthengine.google.com/timelapse/>.....86

Figura 14. (A), Relación lineal entre los elementos de un sistema. (B), Interrelaciones entre los elementos de un sistema considerando retardos, bucles de realimentación y relaciones no lineales entre esos elementos..... 90

Figura 15. Esbozo de un diagrama causal de un sistema en el que se utiliza un acuífero con distintos propósitos. 93

Figura 16. Bucle de realimentación de la erosión del suelo en la que se muestra relaciones positivas y negativas entre distintos grupos de variables. 95

Figura 17. (A) Símil hidrodinámico de las variables de nivel y de flujo. (B) Diagrama de Forrester para representar el símil hidrodinámico..... 99

Figura 18. Dos tipologías de nube de puntos de equilibrio a largo plazo para el subsistema Acuífero-Agricultura de regadío. En algunos casos, la dispersión de la nube de puntos no ofrece una precisión clara (A), mientras que en otros la agrupación de puntos apunta claramente hacia una región del diagrama de dispersión (B). La trayectoria más probable seguida por el sistema desde su situación original (cruz roja) es la indicada por la línea discontinua. En el caso (A), la dispersión de puntos predice una trayectoria errática, mientras que en el caso (B) cabe esperar una trayectoria más clara. Se indica el umbral (línea de puntos) que separa la región de degradación de la sostenible..... 105

Figura 19. Elementos básicos de una aplicación para ejecutar el programa Vensim desde Excel..... 106

Figura 20. Diagrama causal del modelo AQUACOAST..... 113

Figura 21. El modelo AQUACOAST añadido a la esquematización de Verruijt (1968) para un acuífero costero no confinado idealizado. h_F es la altura de la superficie libre de agua subterránea (FGS: nivel freático) por encima del nivel del mar (no es un parámetro del modelo), h_S es la profundidad de la interfaz agua salada-agua dulce (SFI) por debajo del nivel del mar (no es un parámetro del modelo), h_{ght} es la altura media de la superficie del terreno por encima del nivel del mar, $vtmz$ es el espesor vertical de la zona de mezcla, $dpwl$ es la profundidad de los pozos de bombeo por debajo del nivel del mar, $CDSB$ es la distancia actual del SB a la línea de costa, $CDAB$ es la distancia actual del AB a la línea de costa,

CDFB es la distancia actual del FB a la línea de costa, EDSB es la distancia de equilibrio entre el SB y la costa, EDFB es la distancia de equilibrio entre el FB y la costa, lgth es la longitud del acuífero costero, slfw es la salinidad del agua dulce, S es la salinidad del agua de mezcla a lo largo del eje x distancia de la línea de costa ($CDSB \leq x \leq CDFB$), slmz es la salinidad media real a través de un segmento de línea que conecta FB y AB ($CDAB \leq x \leq CDFB$), slcl es la salinidad límite del cultivo, y slsw es la salinidad del agua salada..... 115

Figura 22. Trayectorias temporales en el escenario por defecto, o escenario base (Anexos 5 y 6) de (a) superficie regada, (b) agua subterránea, (c) salinidad de las aguas subterráneas y (d) agua importada anualmente al GSB..... 132

Figura 23. Comparación del escenario Base (línea azul) con escenarios alternativos (líneas verde y roja). En el Escenario I (línea verde), se simula un descenso del 14,4% en la «Recarga pluviométrica media». En el Escenario II (línea roja), el descenso es del 26,6% 134

Figura 24. Comparación del escenario Base (línea azul) con el escenario III, que incluye un aumento del 85% en el «Precio de la energía», y del 35% en el «Precio de un metro cúbico de agua exterior» y en «Otros costes por hectárea». 135

Figura 25. Comparación del escenario «Base» (línea azul) con el escenario IV (línea roja) que incluye una reducción del 20,5% en el parámetro «Recarga pluviométrica media», los mismos incrementos en los costes que el Escenario III y un aumento del 35% en el parámetro «Ingresos por hectárea» 136

Figura 26. Valores finales de los indicadores tras simular 200 escenarios que combinan diferentes valores aleatorios de los parámetros «Recarga pluviométrica media» e «Ingresos por hectárea» (Tabla 3). La línea roja indica el umbral de degradación considerado para la «Salinidad del agua subterránea» (40 dS m⁻¹). Las líneas azul y morada indican los umbrales considerados para «Agua importada anualmente» (1,5 y 3 M m³ año⁻¹)..... 139

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Recarga media anual (R) de acuíferos a escala mundial, según diversas estimaciones (Margat y van der Gun 2013)	36
Tabla 2. Algunas evaluaciones representativas del recurso hídrico subterráneo renovable (recarga natural) en el territorio continental español durante los últimos 60 años, en km ³ año ⁻¹ , según la compilación de (Alcalá y Custodio, 2012) y otras evaluaciones y compilaciones posteriores consultadas. UH: unidad hidrogeológica. MAS: masa de agua subterránea... ..	47
Tabla 3. Escenario por defecto «Base» y escenarios alternativos para implementar las preguntas del tipo «¿qué pasaría si...?». Entre paréntesis, el cambio porcentual en comparación con el escenario de referencia. En rojo, valores diferentes del escenario de referencia.....	133

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1. Ecuaciones del modelo AQUACOAST	195
ANEXO 2. Variables del modelo AQUACOAST	199
ANEXO 3. Parámetros del modelo AQUACOAST y valores de referencia para algunas variables.....	200
ANEXO 4. Parámetros calibrados y parámetros que ajusta el modelo	202
ANEXO 5. Valores de los parámetros Recarga pluviométrica media e Ingresos por hectárea que conforman los 200 escenarios del calculo del riesgo de degradación de la CAG.....	203
ANEXO 6. Resultados de la simulación de los 200 escenarios	210

I – INTRODUCCIÓN

I - INTRODUCCIÓN

1.1. AGUA SUBTERRÁNEA, UN RECURSO ESTRATÉGICO FRENTE AL CALENTAMIENTO GLOBAL

1.1.1. Tres ideas para articular esta investigación

El objeto de estudio de esta tesis doctoral pivota alrededor de tres ideas esenciales que es preciso detallar con el fin de contextualizar su desarrollo. En primer lugar, es necesario recalcar que nos enfrentamos a problemas con múltiples interacciones cuya resolución implica considerar simultáneamente los diversos campos de estudio que concurren al hablar de agua subterránea y calentamiento global. En efecto, la primera y más genérica interacción se produce entre los sistemas socioeconómicos y el marco biofísico en el que tratan de prosperar. Dicha interacción se enmarca dentro del marco de estudio de los socioecosistemas, es decir, los sistemas en los que los componentes sociales, económicos, ecológicos, culturales, políticos y tecnológicos, entre otros, están estrechamente relacionados, que hacen hincapié en el concepto integrado de la perspectiva «seres humanos en la naturaleza» (Petrosillo *et al.* 2019).

De manera más específica, aquí se tratará de la agricultura de regadío en las zonas áridas y las masas de agua subterránea de las que se sustenta. Ninguna de estas dos realidades puede estudiarse por separado, como afirma tácitamente la Asociación Internacional de Hidrogeólogos: «Comprender los vínculos entre el uso de las tierras agrícolas y el agua subterránea es una base esencial para la gestión integrada de los recursos hídricos» (IAH 2016). Integrar, ese es el concepto. En efecto, si solo se presta atención a los sistemas agrarios, ignorando la dinámica del agua subterránea, probablemente el motor de esa agricultura se deteriore. Por el contrario, si únicamente se presta atención a la dinámica hidrológica de los acuíferos, sin atender a la dinámica del flujo más determinante en su estado, que son las extracciones antropogénicas, tampoco se conseguirá diseñar medidas efectivas para su sostenibilidad.

Dicha interacción supone una enorme fuente de complejidad, que emerge de la complejidad de cada uno de estos dos elementos que, además, y este es la segunda idea, están sometidos a fuertes incertidumbres en su evaluación. La más reseñable es la inducida por el calentamiento global, que se superpone o acentúa por la variabilidad climática propia de las zonas áridas (D'Odorico *et al.* 2019) donde las sequías forman parte de su normalidad, al igual que la torrencialidad. Ello supone una gran variabilidad anual e interanual de la disponibilidad de recursos hídricos y, por ende, de las actividades económicas que allí se puedan desarrollar. Por su parte, los sistemas socioeconómicos están sujetos a multitud de variables cada vez más alejadas de sus territorios, fenómeno que se conoce como teleacoplamiento (Liu *et al.* 2013). La volatilidad de los precios de los insumos y productos, la incertidumbre asociada a su suministro o las crisis energéticas son una parte de las señas de identidad de un cambio global que nos envuelve sin remedio.

A estas dos ideas, la interacción y la complejidad que emerge de ello, y la inevitable incertidumbre asociada a la evaluación de los recursos hídricos y su uso, añadimos una tercera, que es la necesidad de contar con herramientas que permitan abordar los sistemas complejos y analizar cómo les afecta la incertidumbre. Para ello se dispone de la Dinámica de Sistemas (Forrester 1961), una metodología diseñada para implementar el enfoque sistémico, a la que se le pueden acoplar diversas herramientas estadísticas para tratar la incertidumbre.

El resto de la introducción ahonda en las dos primeras ideas, mientras que el apartado dedicado a la metodología detallará la tercera.

1.1.2. Caracterización del agua subterránea

En general, se entiende por agua subterránea aquella fracción de agua líquida existente bajo la superficie terrestre. Más concretamente, es el agua que satura completamente las fisuras y poros de las formaciones geológicas que se encuentran bajo la superficie terrestre. La mayoría de las formaciones geológicas porosas y/o fisuradas de permeabilidad alta y media –los medios a los que se asocian los acuíferos–, e incluso otras formaciones geológicas de permeabilidad baja y muy baja, contienen agua hasta profundidades considerables, que pueden superar varias decenas de kilómetros (Margat y van der Gun 2013).

Las formaciones geológicas porosas y/o fisuradas relativamente permeables con continuidad hidráulica que contienen y pueden transmitir agua subterránea se denominan «acuíferos»; estas formaciones almacenan alrededor del 31,4% del agua dulce de la Tierra (Pimentel *et al.* 2004). Las formaciones geológicas de permeabilidad que contienen agua subterránea, pero tienen escasa o casi nula capacidad de transmitirla se denominan «acuitardo» o «acuicludo», dependiendo de si aún son posibles o no pequeñas transferencias de agua subterránea. Los acuíferos son los dominios donde tiene lugar la mayor parte del flujo de agua subterránea, ya que su permeabilidad es comparativamente muy superior a acuitardos o acuicludos. Sin embargo, los acuitardos pueden contener grandes cantidades de agua subterránea que se puede transmitir hacia o desde los acuíferos. Los acuicludos suelen asociarse con las formaciones geológicas de baja permeabilidad que delimitan los acuíferos y acuitardos, es decir, con lo que usualmente se denomina sustrato de baja permeabilidad o impermeable.

Un acuífero no deja de ser un concepto generalista. Es una formación geológica que contiene agua en cantidad apreciable y permite que circule a través de ella con facilidad, como define (Sánchez 2022). Este autor, a su vez, distingue entre los acuíferos libres, en los que su límite superior está delimitado por la superficie freática y está a presión atmosférica, y los confinados por otra formación geológica de menor permeabilidad a techo, en los que esa presión es superior a la atmosférica. En su manual de *Hidrología Superficial y Subterránea* el lector interesado puede consultar el detalle de las peculiaridades de cada uno de estos tipos de acuíferos y sus variantes.

La invisibilidad e inaccesibilidad inherente del recurso de agua subterránea ha dificultado enormemente su estimación. Diversos esfuerzos se han hecho para mejorar su conocimiento. Se calcula que entre ocho y diez millones de kilómetros cúbicos de agua dulce subterránea representan la mayor parte de toda el agua dulce líquida de la Tierra lo que representa entre el 98% y el 99% de la misma en el planeta (Figura 1). El volumen global de agua dulce en lagos es inferior al 1% del volumen total de agua dulce subterránea. Sin embargo, el volumen de agua dulce almacenada en la corteza terrestre representa sólo el 1% del volumen total de agua de la hidrosfera, incluidos los océanos (Shiklomanov 2000).

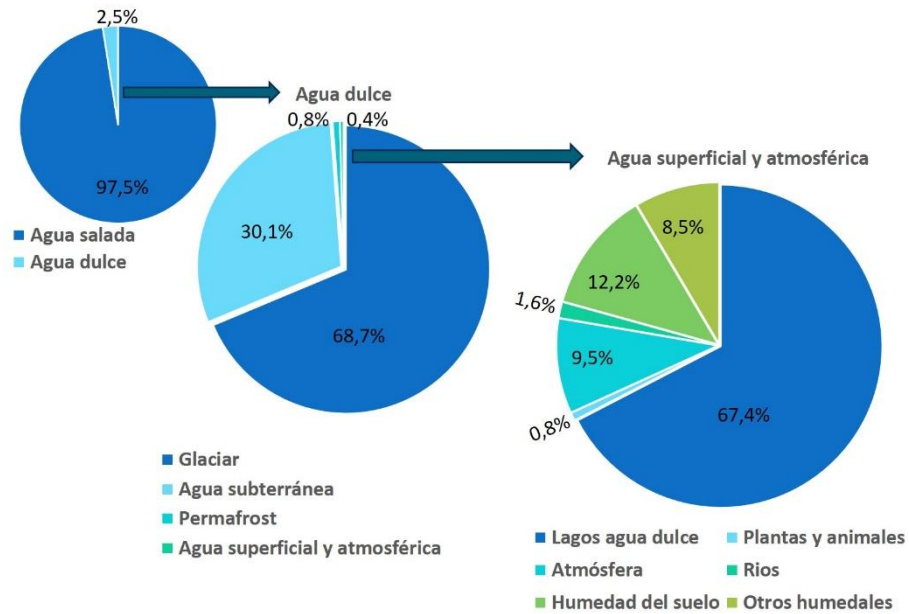


Figura 1. Distribución global del agua. El agua dulce tiene un volumen mundial de 35,2 M km³ y representa únicamente el 2,5% del agua del planeta. Elaboración propia a partir de (Margat y van der Gun 2013).

La tabla 1 sugiere que el volumen medio anual (recurso renovable) agregado a los acuíferos escala mundial – representado por la recarga media – se sitúa entre 11.000 y 15.000 km³ al año para las condiciones climáticas imperantes durante la segunda mitad del siglo XX. En la mayoría de los acuíferos, el caudal es más importante que las reservas para caracterizar la cantidad de recurso hídrico subterráneo.

Tabla 2. Recarga media anual (R) de acuíferos a escala mundial, según diversas estimaciones (Margat y van der Gun 2013).

Fuente	R, km³ año ⁻¹	Método de estimación
Döll et al. 2002	14.000	Recarga calculada con el modelo Water GAP-2.
FAO 2003	11.284	Suma de los datos nacionales de agua subterránea recopilados para la base de datos de la FAO, (2003).
Döll y Flörke 2005	12.882	Recarga para el periodo 1961-1990
Döll y Fiedler 2008	12.700	calculada con el modelo WGHM y ancho de malla de 0,5°.

Wada et al. 2010	15.200	Recarga calculada para el periodo 1961-1990 con el modelo PCR-GLOBWB y ancho de malla de 0,5°.
AQUASTAT 2011	11.968	Suma de los datos nacionales de agua subterránea (compilados por AQUASTAT). Los datos para el 3,35% del territorio sin datos se han deducido a partir de los datos del porcentaje de territorio con datos.

1.1.3. El uso del agua subterránea, una revolución silenciosa

A lo largo de la historia y en todo el mundo, el agua subterránea ha sido una parte importante del agua utilizada para el sustento de la vida humana. Las reservas de agua subterránea representan más del 90% del agua dulce disponible en la Tierra (UNEP 2008). Sin embargo, históricamente, el agua subterránea ha estado fuera de la vista y, por tanto, infrautilizada. A pesar de ello en las zonas áridas del mundo siempre ha sido un bien sumamente apreciado pues podía suponer la diferencia entre estar vivo o muerto o generar una economía destacable. Los oasis, que vertebraban las caravanas a lo largo de los desiertos (Tydecks *et al.* 2023), o las huertas tradicionales del mediterráneo (Garrido 2012) atestiguan el uso del agua subterránea en el pasado.

Las zonas que ocupaban estos regadíos se ubicaban en lugares con disponibilidad natural de agua, donde el suelo era fértil, y existían unas condiciones topográficas adecuadas, es decir, vegas y llanuras de inundación especialmente adecuadas para el cultivo. Son lugares conectados al conjunto del sistema fluvial y a sus ecosistemas. Las parcelas de riego se engastaban secuencialmente y participaban del flujo de agua y nutrientes a través de vegas, canales de riego, boqueras, azudes que recogían el excedente de agua que el suelo drenaba, el propio río o arroyo (o incluso rambla), y el acuífero subálveo. Eso hacía que el regadío no desentonase con el resto del paisaje y fuese casi una parte indisoluble. En el fondo venían a sustituir el papel de los sistemas riparios naturales, aportando un valor escénico y cultural de gran valor. Su mimetismo se veía ratificado por el hecho de que no alteraban especialmente el ciclo natural del

agua, y mantenían una elevada diversidad biológica y agronómica (Martínez Fernández *et al.* 2002).

En comparación con el agua superficial, el uso del agua subterránea suele reportar grandes beneficios económicos por unidad de volumen, debido a su fácil acceso en el punto de consumo, su alta fiabilidad en caso de sequía y su calidad generalmente buena, que requiere un tratamiento mínimo (Burke y Moench 2000). Ello se debe a que el proceso de recarga de acuíferos a través del terreno permite filtrar, eliminar y bloquear la mayor parte de impurezas, a la vez que el tiempo invertido suele terminar por degradar posibles sustancias nocivas, dando lugar a una fuente de agua potable de alta calidad para uso doméstico. En la era del Cambio Climático, el agua subterránea es especialmente importante ya que actúa como amortiguador frente a la escasez de agua, permitiendo mantener en funcionamiento ecológico de los cursos de agua durante las sequías (López Gunn y Vargas Amelin 2020).

La omnipresencia del agua subterránea tiende a hacer que sea menos intensiva en capital acceder a ella que a las fuentes superficiales. Como resultado, el desarrollo a menudo puede ser autofinanciado incluso por usuarios relativamente pobres. Por estas razones, el agua subterránea se ha denominado como un recurso «democrático» (Shah *et al.* 2007). En general, el desarrollo del uso del agua subterránea refleja la decisión de varias categorías de agentes económicos de sustituir su suministro tradicional colectivo de agua superficial por un suministro independiente de agua subterránea. La construcción de pozos privados ha mejorado las condiciones de vida de millones de agricultores, tanto en países desarrollados como en desarrollo (Llamas y Martínez-Santos 2005).

En el último siglo hemos asistido a un aumento espectacular del uso del agua subterránea. Las razones de esta tendencia son el crecimiento demográfico, el desarrollo económico y cambios en el estilo de vida, además de los avances técnicos que lo han posibilitado. La explotación intensiva se produjo tras importantes avances en el conocimiento geológico, las técnicas de perforación de sondeos, la tecnología de bombeo y la electrificación rural. En efecto, hasta principios del siglo XX la capacidad de extraer agua subterránea (y el impacto del agua subterránea producida) era ínfima en comparación con el recurso disponible (Foster y Chilton 2003). El auge de la explotación del agua subterránea comenzó en 1950, cuando los avances científicos y tecnológicos descritos anteriormente se

extendieron por todo el mundo (Foster *et al.* 2000). Este uso intensivo del agua subterránea, que ha proporcionado importantes beneficios socioeconómicos y que se ha hecho sin necesidad de grandes infraestructuras o inversiones públicas, se ha conocido como la «Revolución Silenciosa» (Llamas y Martínez-Santos 2005).

Más de 2.000 millones de personas dependen del agua subterránea como fuente primaria de agua (Alley *et al.* 2002), proporcionando al menos el 50% del suministro actual de agua potable, o el 70% del suministro de agua corriente en la Unión Europea (UNESCO 2004). Además, más de la mitad de las megaciudades del mundo (las que tienen más de 10 millones de habitantes) dependen total o parcialmente del agua subterránea (Giordano 2009), una relación que no hará sino aumentar con la creciente urbanización y el Cambio Climático (Figura 2).

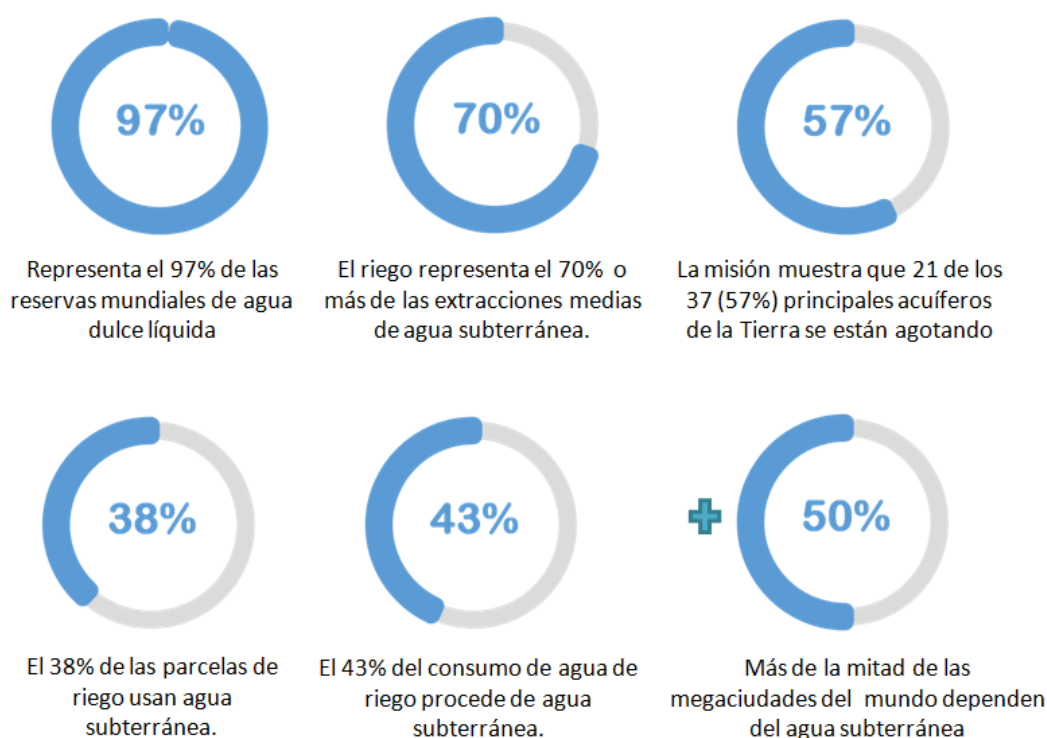


Figura 2. Algunas cifras relevantes sobre el uso del agua subterránea. Elaboración propia a partir de la bibliografía citada.

La superficie de tierras equipadas para el riego en todo el mundo se ha más que duplicado desde la década de 1960 (Martínez-Valderrama *et al.* 2023a; Figura 3). El agua subterránea proporciona alrededor del 43% de toda el agua utilizada para el riego, regando el 38% de las tierras de regadío del mundo (Siebert *et al.* 2013; Rodella *et al.* 2023). Entre las regiones que más dependen del agua subterránea para el riego se encuentran América del Norte y Asia meridional, donde el 59% y el 57% de la superficie equipada utiliza agua subterránea, respectivamente (UN-Water 2022). Como resultado, el volumen de agua extraída para las necesidades humanas ha aumentado de unos 500 a 4000 km³ anuales en los últimos 100 años (Bierkens y Wada 2019). Un desglose de la extracción de agua subterránea por sector de uso del agua muestra que el 69% del volumen total se extrae para su uso agrícola, el 22% para usos domésticos y el 9% para fines industriales (UN-Water 2022), porcentajes que varían según el continente.

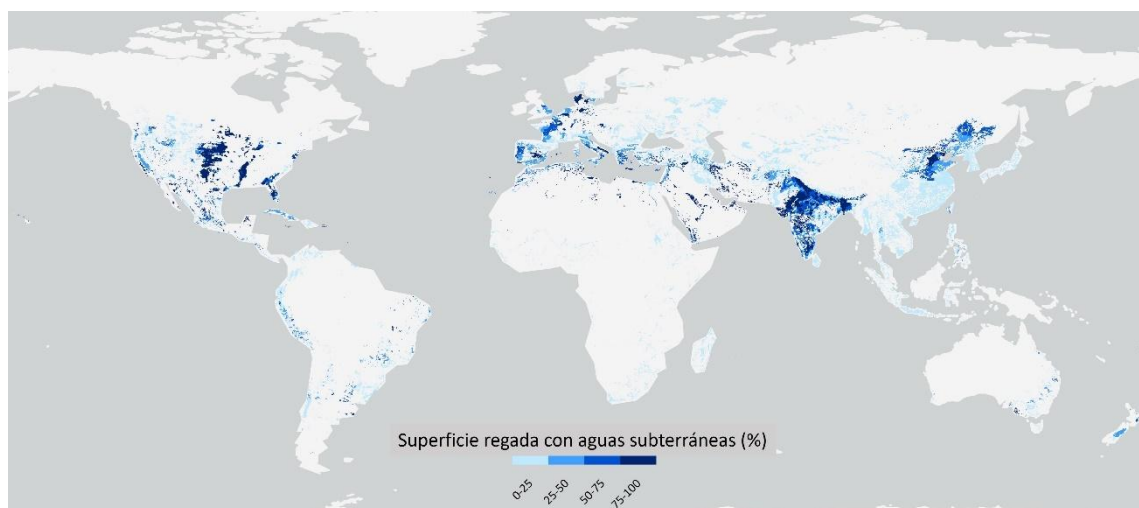


Figura 3. Superficie de regadío abastecida con agua subterránea como porcentaje de la superficie total de regadío (FAO 2024). Una zona con un 0% de superficie de regadío abastecida con agua subterránea significa que el 100% se abastece de otras fuentes de agua, normalmente diferentes tipos de agua superficial.

1.1.4. Degradación del agua subterránea

En el último medio siglo, los beneficios económicos derivados del uso del agua subterránea han sido considerables, pero se han obtenido a costa de elevados costes sociales y medioambientales (Jakeman *et al.* 2016; Martínez-Valderrama *et al.* 2023c). En muchos lugares, el nivel del agua subterránea ya ha

descendido y sigue descendiendo como consecuencia de la extracción excesiva (Famiglietti 2014; Figura 4A). Los efectos adversos de la sobreexplotación de acuíferos se han observado en muchos territorios en forma de reducción del caudal en arroyos, desecación de humedales por desconexión entre el agua superficial y los acuíferos, degradación de la calidad del agua por intrusión de agua superficial o subterránea salina o de mala calidad, reducción de la disponibilidad de agua subterránea para usos de consumo, hundimiento de tierras por desaturación de los acuíferos y aumento de los costes de bombeo.

En muchas partes del mundo, el nivel piezométrico desciende a un ritmo vertiginoso, que puede alcanzar más de un metro al año (Jasechko y Perrone 2021), lo que genera una pérdida de potencial hidráulico en el acuífero que se compensa con la entrada de agua de mar en el caso de acuíferos costeros o de agua de ríos en el caso de acuíferos de interior (Famiglietti 2014; Figura 4B). Otra consecuencia de la desaturación hidráulica en determinados contextos geológicos es el hundimiento del terreno en las zonas de extracción, normalmente situadas en las áreas periurbanas de las ciudades (Giordano 2009). El escenario global muestra como entre el 6 y el 20% de los pozos no superan los 5 m de profundidad y captan acuíferos con niveles freáticos someros, lo que implica que millones de pozos corren el riesgo de secarse si el nivel freático desciende sólo unos pocos metros. Además, los pozos nuevos no se construyen a mayor profundidad que los antiguos en algunos de los lugares que experimentan descensos significativos del nivel freático, lo que sugiere que los pozos nuevos tienen al menos la misma probabilidad de secarse que los antiguos si el descenso del nivel continúa (Jasechko y Perrone 2021).

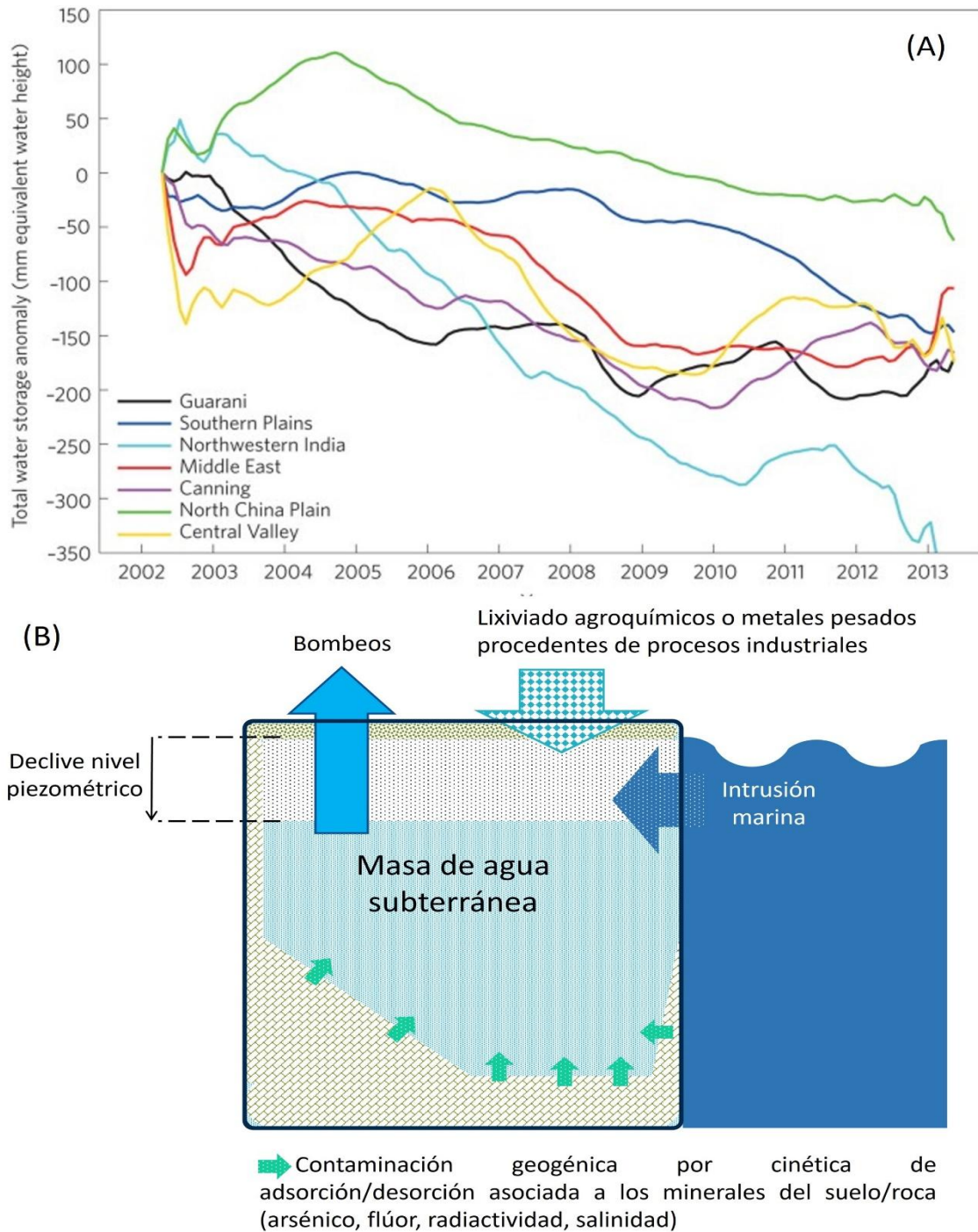


Figura 4. (A) Disminución del almacenamiento de agua (mm de altura de agua equivalente) en varios acuíferos importantes en latitudes medias áridas y semiáridas terrestres, según la misión satelital GRACE de la NASA (Famiglietti 2014). (B) Diversos tipos de degradación cualitativa de los acuíferos, elaboración propia.

Aunque la sobreexplotación del agua subterránea se expuso por primera vez hace dos décadas (Postel 1999; Llamas y Martínez-Santos 2005), su verdadero alcance no se ha hecho evidente para la sociedad hasta 2009, cuando se publicaron los primeros análisis con el satélite GRACE (Rodell *et al.* 2009) y tras la primera evaluación mundial de agotamiento del agua subterránea (Wada *et al.* 2010). De acuerdo con (Giordano 2009) la extracción mundial de agua subterránea supera los 650 km³ al año; el consumo en India, Estados Unidos, China, Pakistán, Irán, México y Arabia Saudí supone el 75% de la extracción mundial anual. Según el análisis de anomalías gravimétricas, GRACE, se ha duplicado la extracción mundial de agua subterránea entre 1960 y 2000, que pasó de 312 km³ a 734 km³ (Jakeman *et al.* 2016), cifras corroboradas por (Famiglietti 2014) y la Organización Meteorológica Mundial (WMO y GWP 2014).

La Figura 3 muestra tres regiones (no existen datos precisos para las demás) que dependen en gran medida del agua subterránea analizadas en detalle por (Jakeman *et al.* 2016), e ilustra claramente la gran vulnerabilidad que puede suponer la degradación de este recurso. Por ejemplo, India se ha convertido en el mayor consumidor mundial de agua subterránea, con un valor estimado de 230 km³ al año, lo que equivale aproximadamente a una cuarta parte de la extracción anual global de agua subterránea. Alrededor del 70% de la producción agrícola de la India se genera utilizando agua subterránea. Debido a la gran dependencia del agua subterránea para usos consuntivos en India, el recurso se está acercando a su límite crítico en algunos estados. La evaluación nacional de agua subterránea de 2004 indicó que un tercio de los acuíferos en India se encuentran en las categorías de sobreexplotados, semicríticos o críticos (Rodell *et al.* 2009).

En Estados Unidos, el 60% del regadío depende del agua subterránea. El acuífero de Ogallala (AO), es uno de los mayores sistemas de agua dulce subterránea del mundo, presente en ocho estados y abarcando más de 450.000 km² de superficie. El agua subterránea se considera el principal motor económico de la región de las Altas Llanuras, conocida como el «granero de Estados Unidos», y contribuyen anualmente con 35.000 millones de dólares (M\$) de los 300.000 (M\$) de la producción agrícola total nacional en 2007 (Scanlon *et al.* 2012). La datación del agua subterránea indica que parte del agua del acuífero del centro y sur de las HP se recargó hace 13.000 años. Sobre la base de los datos de seguimiento del agua subterránea entre 1950 y 2007 procedentes de 3.600 pozos,

(Scanlon *et al.* 2012) estimaron que se habían consumido 330 km³ de agua subterránea del AO. Los efectos del agotamiento en términos de disminución de la superficie del agua son muy variables espacialmente. En sectores localizados al sur del AO y en amplias zonas de Kansas y Texas, se observó un declive de más de 30 m a lo largo de 17.000 km², donde la relación entre las tasas de extracción y recarga natural resultó ser de 10 o superior.

En China, para concluir este breve repaso, se han producido cambios significativos hacia la dependencia del agua subterránea en los últimos 50 años. En muchas partes del país, el nivel piezométrico de los acuíferos ha descendido a un ritmo asombroso, a menudo más de uno o decenas de metros al año. Los acuíferos de la llanura del norte de China desempeñan un papel clave en la producción alimentaria del país. La región suministra casi la mitad del trigo chino y un tercio de otros cereales. El agotamiento del agua subterránea ha inducido la salinización del 44% de la superficie entre la llanura costera y la ciudad de Laizhou. La falta de información sobre la extracción volumétrica y las limitadas redes de control dificultan la gestión del agua subterránea.

La dependencia se vuelve crítica en las zonas áridas – ocupan el 41% de la superficie terrestre mundial cercana a los trópicos y albergan a más del 38% de la población humana mundial (Safriel y Adeel 2005) –, donde la mayoría de los registros indican rápidos índices de agotamiento del agua subterránea de los acuíferos. Estas zonas presentan unas buenas condiciones climáticas para el cultivo (inviernos suaves libres de heladas y muchas horas de radiación solar), lo que en combinación con los aportes hídricos logra espectaculares rendimientos económicos, tanto como para llevar el sobrenombre de «milagros» (Juntti y Downward 2017; Martínez-Valderrama 2024). Es el caso de la agricultura de invernadero en el sureste de España, uno de los focos mundiales de producción hortofrutícola que ha generado una importante rentabilidad, convirtiendo la provincia más atrasada de España en una de las más ricas (Martínez-Valderrama *et al.*, 2023). Sin embargo, el peaje socioambiental ha sido muy elevado. Sus efectos ambientales y sociales, que incluyen la desigual distribución de la riqueza, la precariedad de las condiciones laborales y el agotamiento y contaminación de la reserva de agua subterránea, parecen anunciar el fin de los tiempos de bonanza. De hecho, si atendemos a la renta per cápita, resulta que en términos relativos los municipios donde se ubican estos invernaderos siguen siendo los

más pobres de España, igual que hace sesenta años. El carácter efímero de este explosivo desarrollo económico ha dejado a la zona con una escasez de agua a la que ahora hay que hacer frente mediante el aporte de agua no convencional, como la que se produce en las numerosas plantas desalinizadoras.

No se trata de un caso aislado. En las regiones áridas de todo el mundo son cada vez más frecuentes los casos de rápida expansión agrícola. El Plan Marruecos Verde, destinado a impulsar las exportaciones agrícolas de alto valor (Tanchum 2021), ha aumentado considerablemente la producción hortícola, superando a líderes de mercado de larga data como Almería (España). Las imágenes por satélite confirman un crecimiento exponencial: sólo la región de Souss-Massa-Draa ha pasado de 9.000 a 26.000 hectáreas en las dos últimas décadas (León 2023). Los invernaderos se extienden ahora por las provincias de Kenitra y Larache (Fernández 2018), con planes de expansión hacia el Sáhara Occidental, apodada la «Megápolis del Tomate» (Ponce 2021). Sin embargo, este rápido crecimiento trae consecuencias: agotamiento del agua subterránea (Hssaisoune *et al.* 2017; Benabderrazik *et al.* 2021) y condiciones laborales claramente mejorables impulsadas por los beneficios a corto plazo (Murias y García-Luengos 2021). Del mismo modo, en Biskra (Argelia), la rápida expansión de los palmerales comerciales y la horticultura intensiva han transformado la región en un proveedor clave de frutas y verduras a nivel nacional (Petit *et al.* 2017). Los sistemas de riego comunitarios tradicionales han dado paso a la extracción de agua subterránea impulsada por el capital privado, lo que ha provocado la salinización del suelo y notables descensos piezométricos (Abdenmour *et al.* 2021; Khomri *et al.* 2022). Este desarrollo económico, aunque significativo, suscita preocupación por la sostenibilidad y el impacto ambiental.

En el noroeste de China, la rápida transición de los cultivos alimentarios a los cultivos comerciales, cuando a principios de la década de 1980 se dio a los agricultores más autonomía en el uso de la tierra, también está provocando el agotamiento del agua subterránea (Zhang *et al.* 2014), lo que conduce a un fenómeno conocido como «oasificación» (Liu *et al.* 2018; Martínez-Valderrama *et al.* 2023a). La región hiperárida de Ica (SE de Perú, $< 10 \text{ mm año}^{-1}$) ha evolucionado rápidamente desde finales de la década de 1990 hacia el desarrollo agrícola más avanzado del país. Las reformas políticas del gobierno de Fujimori permitieron las inversiones extranjeras en el país (Díaz Ríos 2007). Como

resultado, los grandes agroexportadores disponen de los últimos métodos y tecnologías, lo que les permite producir espárragos de una alta calidad constante (una industria de exportación valorada en unos 6.000 M\$ anuales) (Fernández-Escalante *et al.* 2020). El uso intensivo de agua subterránea para el riego durante todo el año es la causa del enriquecimiento y la degradación del recurso. En el desierto de Arabia también se ha producido un auge del uso del agua subterránea y su colapso (Martínez-Valderrama *et al.* 2020), y en California las grandes extracciones de agua subterránea, combinadas con una supervisión mínima, han provocado la sobreexplotación de los acuíferos y el agotamiento concomitante del agua subterránea (Jasechko y Perrone 2020).

El deterioro de las masas de agua subterránea no sólo repercute en la agricultura, su principal consumidor, sino que extiende sus efectos a otros sistemas dependientes de este recurso. La extracción de agua subterránea en todo el mundo se realiza en gran medida a expensas de deteriorar el flujo natural de descarga del acuífero, lo que provoca una reducción del caudal en manantiales, disminución del flujo base de ríos y degeneración de ecosistemas dependientes del agua subterránea. Como ejemplo de esta degradación cabe mencionar que en España han desaparecido 440 km² de humedales (el 35% de la extensión original) debido principalmente a la extracción intensiva de agua subterránea (Margat y van der Gun, 2013). La viabilidad del ecosistema más emblemático, el Parque Nacional de Doñana, está seriamente amenazada por la expansión del regadío, que se ve agravada por el aumento de las sequías debido al calentamiento global (Camacho *et al.* 2022; Green *et al.* 2024).

Por último, el agotamiento del agua subterránea tiene efectos que van mucho más allá de la seguridad hídrica, y tienen que ver con la inestabilidad del terreno producido por procesos rápidos de desaturación de parte del agua del subsuelo. La subsidencia debida al drástico descenso piezométrico es un proceso gradual que se desarrolla a una escala temporal de observación humana, reduciendo de forma progresiva la elevación del terreno, afectando normalmente a áreas extensas (de decenas a miles de kilómetros cuadrados) y generando todo tipo de afecciones a las infraestructuras de áreas urbanizadas y agrícolas de todo el mundo (Herrera-García *et al.* 2021). La subsidencia compacta y fisura el terreno, reduciendo la capacidad de almacenamiento de los acuíferos provocando daños en edificios e infraestructuras civiles (Ao *et al.* 2024) y aumentando el riesgo de

inundaciones. Incluso se ha relacionado la sobreexplotación con el aumento de los daños causados por terremotos (González *et al.* 2012).

1.2. AGUA SUBTERRÁNEA Y DESERTIFICACIÓN EN ESPAÑA

1.2.1. El agua subterránea en España

Este apartado sintetiza el estatus de la fracción renovable del agua subterránea (recarga natural de acuíferos) en España. Las 804 masas de agua subterránea catalogadas a fecha actual cubren el 70% del territorio nacional, aunque este porcentaje y el número de masas de agua subterránea al que corresponde han ido aumentando en los sucesivos planes hidrológicos de las cuencas hidrográficas conforme se ha ido intensificando la investigación hidrogeológica. La Tabla 2 sintetiza diversas evaluaciones del recurso hídrico subterráneo renovable realizadas en España durante los últimos 60 años.

Tabla 2. Algunas evaluaciones representativas del recurso hídrico subterráneo renovable (recarga natural) en el territorio continental español durante los últimos 60 años, en km³ año⁻¹, según la compilación de (Alcalá y Custodio, 2012) y otras evaluaciones y compilaciones posteriores consultadas. UH: unidad hidrogeológica. MAS: masa de agua subterránea.

Referencia	Recarga, km ³ año ⁻¹				Superficie, km ²	Comentarios
	Mín	Med	Máx	CV ¹⁾		
En las UHs						
Llamas 1967		18,2			217.659	Descarga de manantiales y caudal base de ríos ⁽¹⁾
Coma 1974		19,3			217.659	Descarga total a ríos y al mar ⁽¹⁾
Heras 1977		16,0			217.659	Escorrentía total ⁽¹⁾
Gallego-Anabitarte et al. 1986		15,3			217.659	Escorrentía total ⁽¹⁾
MOPTMA 1993		18,7			239.566	Modelación de escorrentía total y registros piezométricos ⁽²⁾

MIMAM 2000	20,1	28,7	43,9	0,301	252.205	Modelación lluvia- escorrentía total
En las MASs						
MIMAM 2006		30,5			340.768	Datos preliminares para la Directiva Marco del Agua (EC-European Commission 2000)
Alcalá y Custodio 2014, 2015	22,6	32,0	41,4	0,292	340.768	Balance espacialmente distribuido de trazadores químicos ambientales
López Gunn y Vargas Amelin 2020		27,6			340.768	Datos compilados de otros autores que usaron diferentes técnicas de evaluación ⁽³⁾

Mín, Med y Máx son respectivamente el valor mínimo, medio y máximo de recarga en km³ año⁻¹.
CV es el valor promedio del coeficiente de variación adimensional (fracción) del valor medio de recarga.

(1) Sin evaluación en las demarcaciones hidrográficas del norte, noreste y oeste peninsular.

(2) Sin evaluación en las demarcaciones hidrográficas del noroeste peninsular y con datos preliminares en las demarcaciones hidrográficas del oeste peninsular.

(3) Sin evaluación en las demarcaciones hidrográficas del Ebro y Tajo.

Pero no todas las evaluaciones de la Tabla 2 son de interés. Por ejemplo, las evaluaciones realizadas durante el siglo XX no consideraban muchas de las actuales masas de agua subterránea ni tampoco sus evaluaciones conseguían cubrir todas las demarcaciones hidrográficas, algo que también afecta a las evaluaciones que recientemente han compilado (López Gunn y Vargas Amelin 2020). Únicamente las evaluaciones realizadas en el siglo XXI de MIMAM (2000, 2006) y Alcalá y Custodio (2014, 2015) cubren todas las masas de agua subterránea y ofrecen un rango de variabilidad natural, que es dato esencial en la planificación hidrológica. La evaluación de Alcalá y Custodio (2014, 2015) ofrece también una evaluación del recurso renovable en áreas no catalogadas como masas de agua subterránea, en previsión de una ampliación de las masas de agua

subterránea en el futuro. Esta evaluación también ofrece otro dato de interés, que es la incertidumbre inherente a cualquier evaluación espacial.

Las evaluaciones originales de la Tabla 2 ofrecen poco detalle acerca de la distribución espacial del recurso, incluso cuando los datos proceden de la suma de evaluaciones por demarcaciones hidrográficas. La Figura 5 muestra la distribución espacial de los componentes de la evaluación de la recarga natural en el territorio continental español de (Alcalá y Custodio 2014, 2015). Esta evaluación ofrece valores nodales en celdas de 10 km × 10 km del valor promedio interanual de la recarga natural (R), su variabilidad natural (CV_R) y su incertidumbre de evaluación espacial (CV_K). Los valores nodales de R varían entre 17 mm año⁻¹ y 715 mm año⁻¹, con el 90% de ellos entre 30 mm año⁻¹ y 300 mm año⁻¹ (Figura 5A). La relación entre recarga media (Figura 5A) y precipitación media (Figura 5B) es de hasta 0,6 en algunas áreas carbonatadas y disminuye hasta 0,03 en algunas áreas de baja permeabilidad con sustrato rocoso cristalino o con formaciones terciarias margosas y en zonas semiáridas del interior y del sureste peninsular (Figura 5C). CV_R oscila entre 0,25 y 0,40, con un valor promedio de 0,29 (Figura 5D). CV_K oscila entre 0,04 y 0,19, con un valor promedio de 0,09 (Figura 5E). Los datos agregados indican una aportación potencial media de 66 km³ año⁻¹ en todo el territorio continental español (493.519 km²), y una aportación neta de 32 km³ año⁻¹ en las formaciones permeables aflorantes (40% del territorio) nucleares de las masas de agua subterránea. La aportación neta para las masas de agua subterránea oscila entre 23 km³ año⁻¹ y 41 km³ año⁻¹ (Tabla 2), con un coeficiente de variación promedio de 0,292.

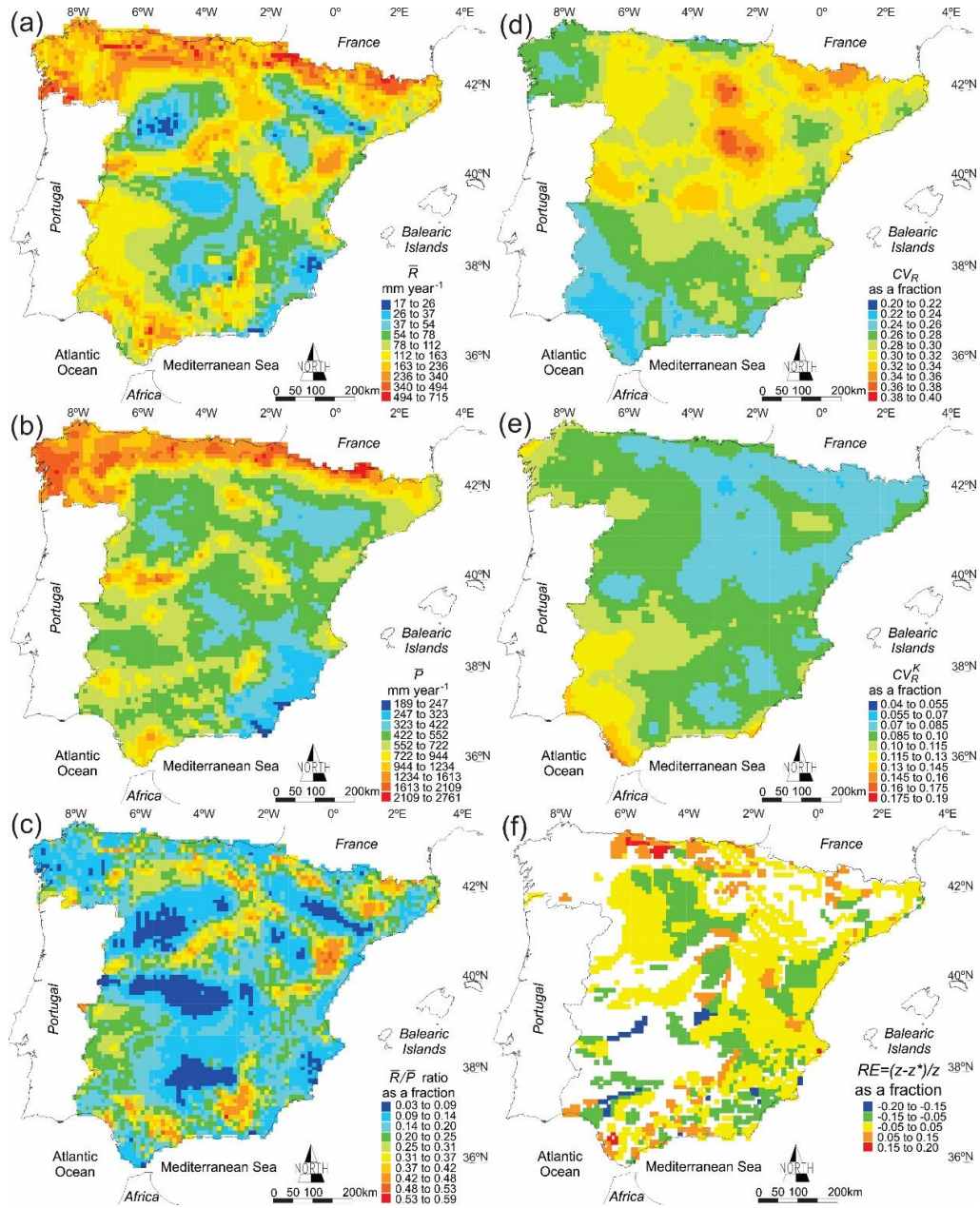


Figura 5. (A) Evaluación de la fracción renovable de agua subterránea en el territorio continental español de Alcalá y Custodio (2014, 2015): (a) tasa anual media de recarga neta por la precipitación (R , mm año⁻¹); (b) tasa anual media de precipitación (P , mm año⁻¹) tomada de MIMAM (2000); (c) relación adimensional R/P ; (d) incertidumbre natural adimensional de R , CV_R ; (e) incertidumbre adimensional de la evaluación espacial de R , CV_K ; y (f) comparación de la recarga neta obtenida por Alcalá y Custodio (2014, 2015) (z^*) y la calculada en MIMAM (2000) (z) para áreas coincidentes: las formaciones permeables aflorantes (no existe comparación equivalente para las masas de agua subterránea); $RE=(z-z^*)/z$ es la diferencia relativa adimensional. Datos discretizados en celdas de 10 km x 10 km.

MIMAM (2000) proporciona una evaluación de la recarga media en las Unidades Hidrogeológicas (antigua definición de las masas de agua subterránea) para el período 1940-1996 de $29 \text{ km}^3 \text{ año}^{-1}$ (Tabla 2), variando entre $20 \text{ km}^3 \text{ año}^{-1}$ y $44 \text{ km}^3 \text{ año}^{-1}$. Es importante indicar que la superficie por entonces atribuida a las Unidades Hidrogeológicas era de 252.205 km^2 frente a los 340.768 km^2 que ocupan las actuales masas de agua subterránea. Sin embargo, la evaluación de (MIMAM 2000) y las mejoras posteriores (MIMAN 2006) representan un punto de partida para la planificación hidrológica moderna del agua subterránea en España. La comparación de la recarga natural de (Alcalá y Custodio 2014, 2015) (z^*) con la evaluada en (MIMAM 2000, 2006) (z) para la superficie coincidente (el 40% del territorio con formaciones permeables), proporciona una diferencia relativa promedio inferior al 5% (Figura 5F). Al tratarse de evaluaciones que usan diferentes metodologías, se comprende que ambas son útiles para interpretar la magnitud y distribución espacial de la fracción renovable del agua subterránea en España.

Como se indica en la Figura 5, el reparto del recurso subterráneo renovable es desigual entre las distintas demarcaciones hidrográficas, incluso dentro de una misma demarcación. En resumen, el recurso subterráneo renovable se estima en algo más de $30 \text{ km}^3 \text{ año}^{-1}$ (MIMAM 2006; Alcalá y Custodio 2014, 2015), lo que equivale al 26% del recurso hídrico total (agua subterránea y agua superficial) en España (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico 2024). Esta cifra es algo menor que el valor medio de $33,7 \text{ km}^3 \text{ año}^{-1}$ de agua embalsada (en todos los embalses de España) durante la última (Embalses.net 2024); véase la Figura 6.

La implementación de la Directiva Marco del Agua (EC-European Commission 2000) en 2000 ha supuesto un impulso para mejorar el diagnóstico y seguimiento de los recursos hídricos a través de los ciclos de planificación. En general, la situación ha mejorado, pues el número de masas de agua subterránea que no alcanzaban un buen estado cuantitativo disminuyó ligeramente entre el primer y el segundo ciclo de planificación. Según el informe de (MITECO 2019), el 64% de las 804 masas de agua subterránea alcanzan un buen estado cuantitativo. Sin embargo, las cuencas que presentan masas de agua subterránea en peor estado son aquellas que presentan mayor escasez de agua y que a menudo son más dependientes de recursos subterráneos (Figura 6). Así, en la cuenca del

Guadiana 16 de las 20 masas de agua subterráneas están en mal estado. En las Islas Baleares, 52 de las 87, y en las Cuencas Mediterráneas Andaluzas, que es donde se ubica la zona de estudio de esta tesis, 44 de las 67 masas están en mal estado (Figura 6A).

La mayor parte del consumo de agua subterránea en España se destina a la agricultura, aunque existen notables diferencias entre los territorios (López Gunn y Vargas Amelin 2020). La agricultura consume unos $4,3 \text{ km}^3 \text{ año}^{-1}$, lo que supone el 74% del agua subterránea extraída, y el riego de unas 920.000 hectáreas genera un consumo medio de unos $4.670 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Figura 7). El agua subterránea es fundamental para la agricultura de regadío, que es aquella de mayor valor añadido y está orientada en gran parte a la exportación de frutas y verduras. Se puede afirmar que el agua subterránea es el motor de la economía del regadío del sureste peninsular (gracias a las cuales se ha convertido este territorio en la huerta de Europa), ambas Castillas, y diversas zonas de Andalucía.

Se trata de un valioso recurso estratégico para amortiguar los impactos de las cada vez más frecuentes sequías sobre el suministro de grandes urbes como Madrid, Barcelona o Valencia. Este recurso es clave para el suministro de agua a unos 12,5 millones de personas, lo que supone unos $1.100 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$ (19% del consumo total de agua subterránea; Figura 7). Sin embargo, esto esconde importantes diferencias regionales, como por ejemplo el caso de las Islas Canarias o de algunas áreas del sureste peninsular, donde es un recurso fundamental y a veces el único disponible. Asimismo, un 70% de pequeñas y medianas poblaciones dependen mayoritariamente del agua subterránea (De Stefano *et al.* 2015). Finalmente, el uso industrial representa unos $400 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$ de extracciones (7% del total).

Por último, y no menos importante, el agua subterránea es el origen de ecosistemas de gran valor, como los Parques Nacionales de Doñana y las Tablas de Daimiel, así como de un amplio número de ecosistemas costeros y de interior de importancia internacional catalogados en el Convenio RAMSAR, como la Albufera de Valencia o el Delta del Ebro.

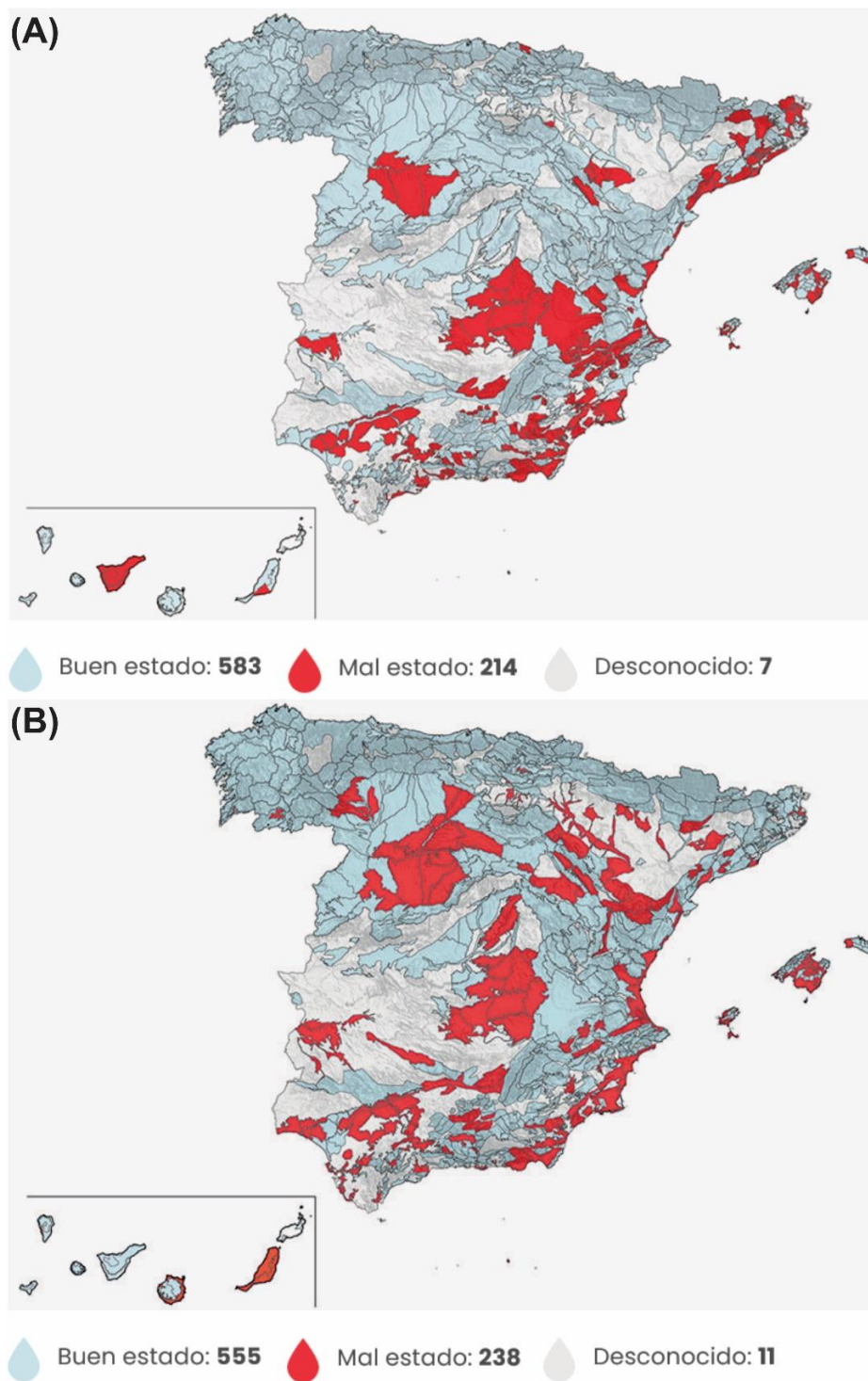


Figura 6. Estado cuantitativo (A) y cualitativo (B) de las masas de agua subterránea en España. Se indica el número de masas de agua subterránea de las que se desconoce su estado a fecha actual. Fuente: (MITECO 2019).

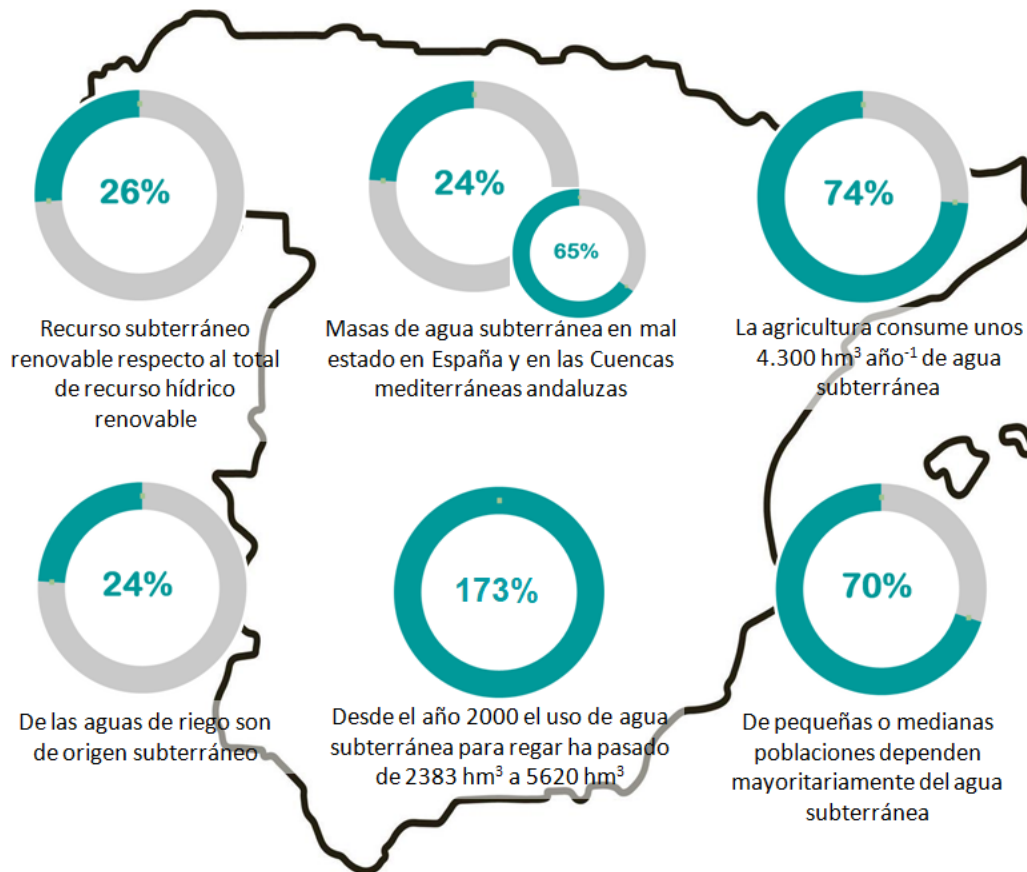


Figura 7. Síntesis de la situación e importancia del agua subterránea en España. Elaboración propia a partir de la bibliografía citada.

El sureste peninsular, en el que se enmarca esta tesis doctoral, reclama una atención especial. Este territorio ocupa unos 29.000 km², incluye importantes desarrollos urbanos y turísticos y alberga unas 150.000 ha de tierras agrícolas (Custodio *et al.* 2017). La complejidad geológica del sureste de España determina la existencia de numerosos acuíferos cuyos tamaños oscilan entre unos pocos y varios centenares de kilómetros cuadrados. Son acuíferos formados por formaciones carbonatadas de entre decenas y millares de metros de espesor, algunas depresiones de tamaño medio rellenas de materiales detríticos y algunos depósitos aluviales. A pesar de la compartimentación en unidades relativamente

pequeñas y de la porosidad drenable relativamente pequeña de las rocas carbonatadas, las reservas de agua subterránea pueden ser relativamente grandes. Se han identificado unas 250 masas de agua subterránea, que ocupan una superficie de unos 13.000 km², lo que representa casi la mitad de la superficie total. La principal recarga procede de la precipitación, con tasas bajas, pero no las más bajas de la península (ya que existen formaciones geológicas muy receptoras a la recarga), que suelen suponer entre el 10% y el 30% de la precipitación (Figura 5).

La explotación intensiva del agua subterránea tiende a imponerse en los casi 9.000 km² donde la ocupación humana del territorio es mayor, siendo la minería del agua subterránea una situación cada vez más recurrente en determinadas masas de agua subterránea con baja tasa de renovación (expresada como la ratio recarga vs volumen almacenado). Se define la minería del agua como el proceso de extracción de agua subterránea con un tiempo de renovación muy superior al tiempo promedio de renovación natural determinada por la recarga, lo que se asemeja a la explotación de un recurso no renovable (Custodio 2002). El descenso acumulado del nivel piezométrico en algunos acuíferos entre 1980 y 2013 oscila entre 65 y 350 m, con una mediana de 150 m (Custodio *et al.* 2017). La tasa de descenso del nivel piezométrico en determinados acuíferos ha variado entre 0,2 y 15 m año⁻¹, con una mediana de alrededor de 3,5 m año⁻¹ en el período comprendido entre la década de 1970 y mediados de la década de 2000. La relación entre las tasas de extracción y de recarga en diferentes acuíferos puede ser de hasta 10. La extracción de agua subterránea en este territorio es de unos 700 hm³ año⁻¹. La disminución de la reserva de agua subterránea hasta 2014 se evalúa en 15 km³, con una tasa anual de unos 400 hm³. En algunos casos, el tiempo estimado de recuperación (en el supuesto de que cesaran las extracciones) se ha estimado entre 20 y 1.000 años, dependiendo de la tipología de cada acuífero, con la mayoría de acuíferos situados entre 50 y 200 años (Pulido-Velázquez *et al.* 2020). Considerando la reserva de agua subterránea restante, el ritmo extractivo actual se podría soportar durante periodos de entre 15 años y 120 años dependiendo igualmente de la tipología de cada acuífero.

Las consecuencias de este progresivo descenso piezométrico han sido (i) la progresiva desconexión de la interacción agua superficial – agua subterránea, indicada porque el caudal de los principales ríos ganadores (aquellos que reciben

agua subterránea) ha disminuido paulatinamente, e incluso ha cesado en algunos tramos o en todo el río, y la mayoría de humedales dependientes (sobre todo aquellos que son afloramientos de agua subterránea) han desaparecido o están en retroceso; (ii) el caudal de muchos manantiales de las cuencas del sur y este peninsular ha disminuido y algunos de ellos se han secado; y (iii) el aporte estival o durante periodos de sequía a embalses cada vez está más menguado.

La calidad del agua subterránea también se ha deteriorado en la mayoría de las 804 masas de agua subterránea, hasta el punto de que 238 de ellas no cumplen actualmente los criterios que definen un estado cuantitativo favorable (Figura 6B). La Figura 6 muestra que el número de masas de agua que no cumplen los criterios de calidad es mayor que el número de las que no cumplen los criterios de cantidad, es decir, el problema de calidad ya supera al de cantidad en España. Esta es una tendencia que se repite a nivel mundial. La calidad depende de varios factores superpuestos, desde fuerzas atmosféricas nada despreciables en el sur y este peninsular hasta actuaciones humanas, pasando por la importante influencia geológica en muchos casos (Alcalá y Custodio 2008a, 2008b). Lo más evidente es el deterioro de la calidad por la contaminación agrícola, urbana e industrial, a la que se suma el control geológico asociado a la presencia de determinadas formaciones geológicas de diferente edad que incluyen sales solubles de origen evaporítico. A mayor volumen de agua, mayor dilución y menor salinidad, y viceversa. Esto quiere decir que la extracción de agua subterránea implica reducir la fracción de disolvente que permite disolver la misma masa de sales, lo que implica un aumento de la concentración de la salinidad. A esto se suma la edad del agua, que implica más tiempo para disolver sales. Este es el motivo por el que el agua subterránea profunda asociada a líneas de flujo más antiguas suele tener más salinidad que el agua más somera, lo que se traduce en que la extracción de agua subterránea cada vez más profunda evidencie un ilusorio mayor deterioro cuando en realidad se trata de un proceso natural interceptado por las captaciones.

La explotación excesiva y no adecuadamente localizada de agua subterránea conlleva otros procesos de degradación inducidos, como la intrusión de agua marina en los acuíferos costeros, o la movilización de aguas salinas y salmueras congénitas a la formación geológica u otras aguas antiguas no demasiado salinas, pero con elementos radiactivos asociados a una muy larga

interacción agua-roca. Por ejemplo, los acuíferos profundos carbonatados triásicos del Campo de Dalías, en el sur oeste de Almería, y otros de la costa murciana y alicantina están sometidos a una fuerte explotación que ha producido intrusión de agua marina. Episodios históricamente estacionales de intrusión marina se documentan en la mayoría de los pequeños acuíferos aluviales costeros de edad Plioceno – Cuaternario desde Málaga a Valencia, los cuales solían remitir en la época de lluvias con el llenado del acuífero. La intensificación no estacional de la extracción y la aridificación por combinación climática han conducido a la ruptura de la estacionalidad para pasar a un estado permanente de afección variable por intrusión de agua marina. Esto es lo que se ha documentado en el acuífero costero seleccionado como caso de estudio en esta tesis.

1.2.2. El regadío, un «paisaje de desertificación»

La desertificación se define por la Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (CNULD) (UNCCD 1994) como «la degradación de las tierras áridas, semiáridas y sub-húmedo secas como consecuencia de variaciones climáticas y actividades humanas inadecuadas», entendiendo por degradación «la disminución o pérdida de productividad biológica o económica o de biodiversidad», y tierras (que es la traducción elegida para land) se refiere «a un sistema bioproductivo terrestre que incluye el suelo, el agua, la vegetación, otra biomasa, así como los procesos ecológicos e hidrológicos que tienen lugar dentro del sistema».

Dentro de este paradigma entra, por tanto, el recurso hídrico subterráneo que se degrada, al menos en parte, por factores antropogénicos (Martínez-Valderrama 2024a). De hecho, el Programa de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación (PAND) (MAGRAMA 2008) incluía los «Sistemas agronómicos de regadío sometidos a procesos de desertificación» como uno de los cinco «paisajes de desertificación» de España (Figura 8). La reciente actualización del PAND, es decir, la Estrategia Nacional de Lucha contra la Desertificación en España (MITERD 2022), ha añadido la «Agricultura costera dependiente del agua subterránea» como una variante de un paisaje que tiene muchas caras (Martínez-Valderrama *et al.* 2022).

La existencia de un plan contra la desertificación es, por lo tanto, lógica. España es el país más árido de Europa, con casi un 75% de su territorio bajo las categorías de aridez que señala la definición de Naciones Unidas (Sanjuán *et al.* 2014), y desde la década de 1990 ha llevado a cabo diversas iniciativas para caracterizar el problema y tratar de abordarlo. El hecho de que la agricultura de regadío forme parte del problema tampoco es insólito, pues su dinámica responde a un creciente uso del agua en el que se han ido fraguando los mencionados milagros económicos. Así, un tercio de las tierras de regadío de la Unión Europea se encuentra en España, donde 3,8 Mha utilizan el 65% de todos los recursos hídricos disponibles (Martínez-Valderrama *et al.* 2022). Entre 2000 y 2016, la fracción de recurso hídrico subterráneo en el total de agua de regadío aumentó del 4,08% al 22,4% (Hernández y Morote 2019), y el 73% de la extracción total de agua subterránea (unos 7 hm³ año⁻¹) se destinan al regadío (De Stefano *et al.* 2012). La alta rentabilidad de la agricultura hortofrutícola de regadío, cuyos productos son demandados en los mercados europeos (Antonelli *et al.* 2022), ha provocado un aumento constante de la superficie de regadío (Lamo De Espinosa y Garrido 2024). Esta tendencia, junto con el aumento de la frecuencia e intensidad de las sequías en la región (Cos *et al.* 2022), está provocando el deterioro de los estados cuantitativo y cualitativo de las masas de agua subterránea mencionados en la sección anterior, con las descritas sobre ecosistemas dependientes y usos tradicionales del agua.

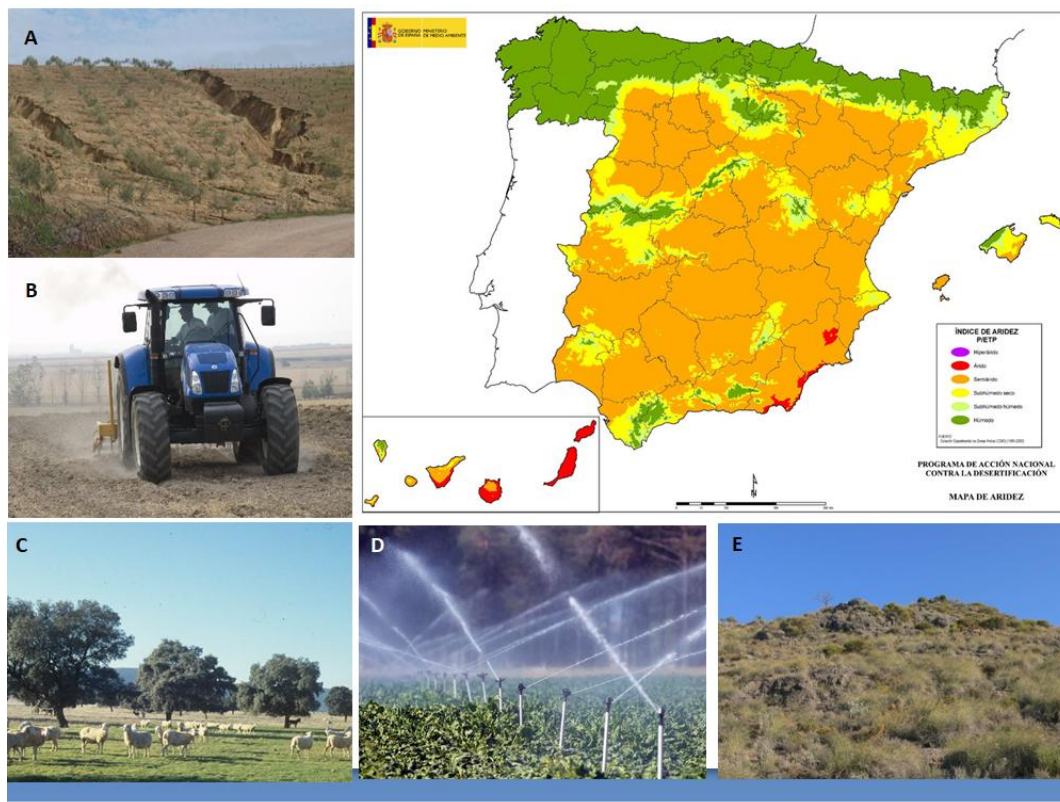


Figura 8. Mapa de aridez en España, según el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, y paisajes de desertificación de España: (A) Cultivos leñosos afectados por la erosión; (B) Cultivos extensivos de secano con riesgo de erosión; (C) Sistemas agro-silvo-pastorales afectados de sobrepastoreo; (D) Sistemas agronómicos de regadío sometidos a procesos de desertificación; (E) Matorrales degradados y eriales. Fuente: fototeca del CENEAM (Centro Nacional de Educación Ambiental).

El aumento de los rendimientos del regadío respecto al secano, la seguridad de las cosechas, el acceso a unos mercados casi exclusivos, y el temible cambio climático, explica por qué el regadío no ha parado de crecer en España en las últimas dos décadas, convirtiéndose en un fuerte pilar económico y el refugio de una agricultura que busca sobrevivir en situaciones cada vez más competitivas (Martínez-Valderrama *et al.* 2023c). El regadío contribuye sustancialmente al saldo de nuestra balanza agroalimentaria, que ha alcanzado los 18.000 millones de euros positivos en 2021 (con una exportación récord de 68.000 millones de euros en 2023), convirtiendo a España en la séptima potencia agroalimentaria (Lamo De Espinosa y Garrido 2024). Esta bonanza económica cuenta con un fuerte respaldo social (De Stefano y López-Gunn 2012) y tiene un reclamo electoral enorme.

Puestos a defenderlo, algunos lo consideran una barrera contra la desertificación, lo cual no tiene mucho sentido desde el punto de vista biofísico, (Fundación Nueva Cultura del Agua 2020), pues la desertificación no es la expansión del desierto (Martínez-Valderrama 2016), pero sí es un discurso válido en términos de desarrollo económico y lucha contra la pobreza.

Como muestra la Figura 9, la tierra total cultivada en España ha disminuido en las últimas dos décadas, mientras que la superficie regada ha aumentado significativamente en los últimos 15 años, alcanzando en 2022 las 3.862.811 ha (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación 2024). Durante esas décadas la tendencia al alza solo se vio alterada en 2006 y 2010, con ligeros descensos del 2% y del 0,4%, respectivamente, como consecuencia de las sequías sufridas en 2005 y 2009. A partir del año 2009 no se observa ninguna disminución de la superficie regada (Garrido y Blanco 2024). No se dispone de datos actuales después de la sequía de 2023 para corroborar las inflexiones puntuales de superficie después de estos eventos.

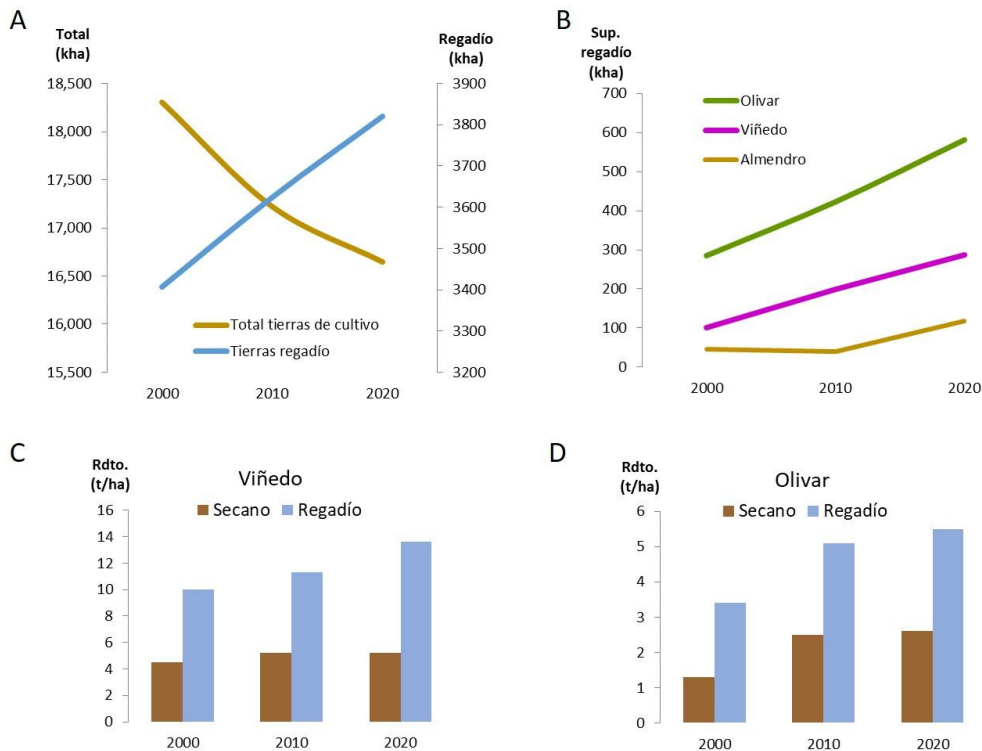


Figura 9. Evolución, para el período 2000-2020 de: (A) Tierras totales de cultivo y de regadío; (B) Olivar y viñedo en regadío; (C) Rendimiento en seco y regadío del viñedo y del (D) Olivar. Fuente: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Como se desprende del análisis de Garrido y Blanco (2024), el aumento de la superficie regada en España no ha sido homogéneo territorialmente. Algunas regiones han aumentado su superficie regada, mientras que otras la han disminuido. La comunidad autónoma que mayor aumento de superficie regada ha registrado en el periodo 2004-2021 (considerando valores promedios) es Andalucía, con 183.240 hectáreas. Le sigue Castilla-La Mancha (119.132 ha), Extremadura (80.810 ha), Castilla y León (32.221 ha), Aragón (32.999 ha) y Cataluña (26.538 ha).

Además, este incremento ha ido acompañado de cambios significativos en la distribución de cultivos. Aunque los cereales siguen siendo el grupo de cultivo con mayor superficie regada (932.961 ha), su representatividad ha ido disminuyendo. En 2004 representaban el 28% de la superficie total regada en España y en 2021 el 24%. El olivar es el grupo de cultivo con mayor superficie regada tras los cereales y el que mayor crecimiento ha experimentado en los últimos años, ocupando actualmente 875.530 ha (23% del total nacional). Tras los cereales y el olivar se sitúan el viñedo (397.651 ha), los frutales no cítricos (399.281 ha), los cítricos (287.733 ha), las forrajeras (252.735 ha), los cultivos industriales (212.577 ha) y las hortalizas (199.060 ha), representando en conjunto el 45% del total de los regadíos españoles. Analizando las variaciones por grupo de cultivo, se puede observar que los cultivos leñosos son los que más han aumentado la superficie cultivada de regadío (véase el aumento de rendimiento en la Figura 9 C y D) en respuesta a su evolución favorable en el mercado y a su transformación de secano a regadío. La superficie regada de olivar ha crecido significativamente entre el periodo 2004-2006 y 2019-2021 (338.330 ha). También muestran una importante evolución ascendente los frutales no cítricos y el viñedo, con incrementos de superficie regada de 130.604 ha y 103.604 ha, respectivamente (Figura 10A). En concreto, los cultivos que más han expandido la superficie regada son la aceituna de almazara, la uva de transformación y el almendro. Este último ha casi triplicado su superficie regada desde 2015 debido al creciente interés por los árboles de frutos secos (almendro, pistacho, nogal, castaño y avellano) en los últimos años.

En relación a esta tesis doctoral, es especialmente interesante el crecimiento de la superficie de invernadero del sureste peninsular. La comarca del Campo de Dalías en Almería es el epicentro de esta forma de cultivo, que se ha extendido

hacia el poniente y el levante en busca de replicar el éxito económico. A pesar de haber tenido varias épocas de esplendor a lo largo de su dilatada historia, como la minería del plomo o la producción de uva (García Latorre y García Latorre 2007), a mediados del siglo pasado la tierra almeriense era sinónimo de pobreza y atraso. Los experimentos llevados a cabo por el Instituto de Colonización permitieron combinar una técnica de cultivo poco conocida en la zona, el enarenado, con los elementos hasta entonces inocuos de la región: sus abundantes horas de sol, inviernos suaves y abundancia de agua subterránea.

El cóctel resultó magnífico y comenzaron a cultivarse en la zona una gran variedad de cultivos hortícolas que, protegidos del viento por estructuras cubiertas de plástico –los invernaderos–, daban unos rendimientos extraordinarios (Caparrós-Martínez et al. 2020). La entrada de España en la Unión Europea dio acceso a un mercado ávido de frutas y hortalizas, generando una riqueza sin precedentes en la provincia, hasta el punto de que el desarrollo económico se conoció como el «Milagro de Almería» (Juntti y Downward 2017). Las innovaciones tecnológicas no se han detenido desde entonces –por ejemplo, el desarrollo e implementación de sistemas de riego muy eficientes que hoy se utilizan en el 99,9% de la superficie de invernaderos (Céspedes *et al.* 2009) o la sustitución del uso de pesticidas por el control biológico de plagas– y tampoco la superficie cubierta con plástico, que supera ya las 32.800 hectáreas (Fundación Cajamar 2023) (Figura 10B).

Las grandes cifras del sector hablan por sí solas: 3.823 kt producidas, con un valor de 2.977 M€, que además genera otros 1.311 M€ en la industria auxiliar (Fundación Cajamar 2023) En conjunto, el sector agrario representa el 35-40% del PIB provincial. Gran parte de esta producción (2.864 kt) se exporta a más de 30 países, por valor de 3.701 M€ (Fundación Cajamar 2023) y genera un total de 110.000 empleos.

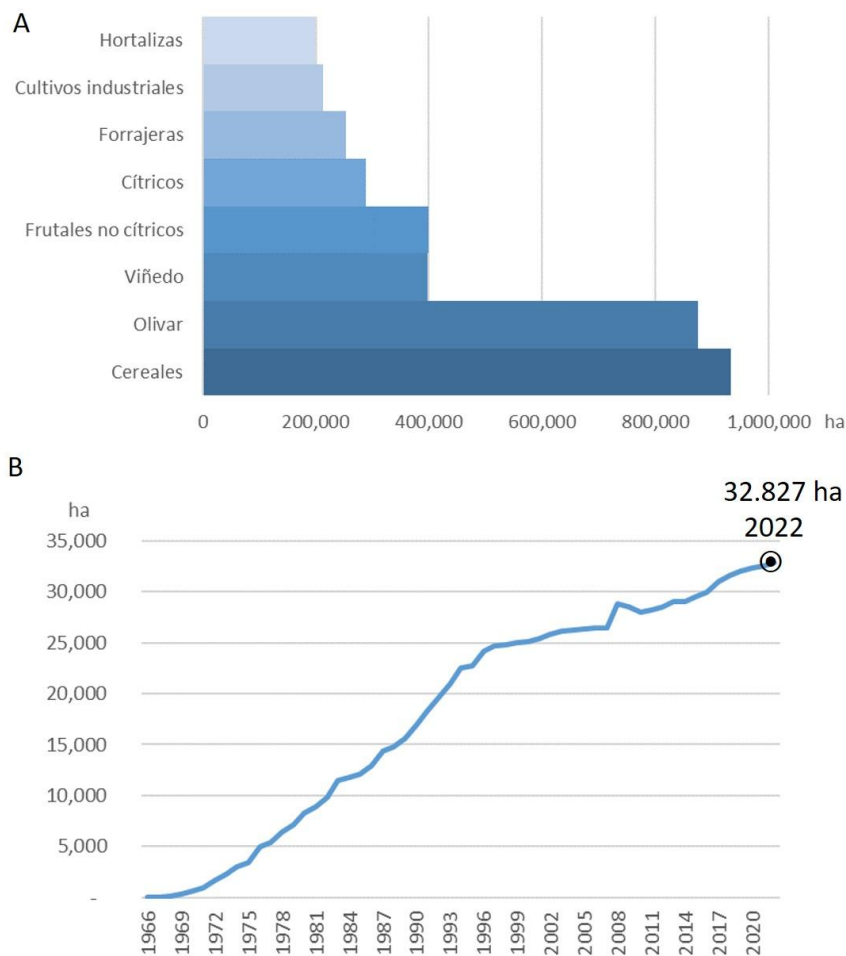


Figura 10. (A) Superficie (ha) de los principales cultivos de regadío en España. Fuente: Garrido y Blanco (2024). Evolución histórica de la superficie de invernaderos en la provincia de Almería. Fuente: Fundación Cajamar (2023)

El paisaje de invernaderos se ha ido extendiendo hacia diversos territorios, que buscan replicar su éxito económico. Esta tesis estudia uno de ellos, en concreto el crecimiento de la agricultura de invernadero en la Rambla de Gualchos en la provincia de Granada (Figura 11; apartado IV de esta tesis), que ha supuesto la degradación de su acuífero costero (acuífero aluvial de Castell de Ferro) y brinda la oportunidad de implementar indicadores de alerta temprana novedosos, como se describe en la siguiente sección.

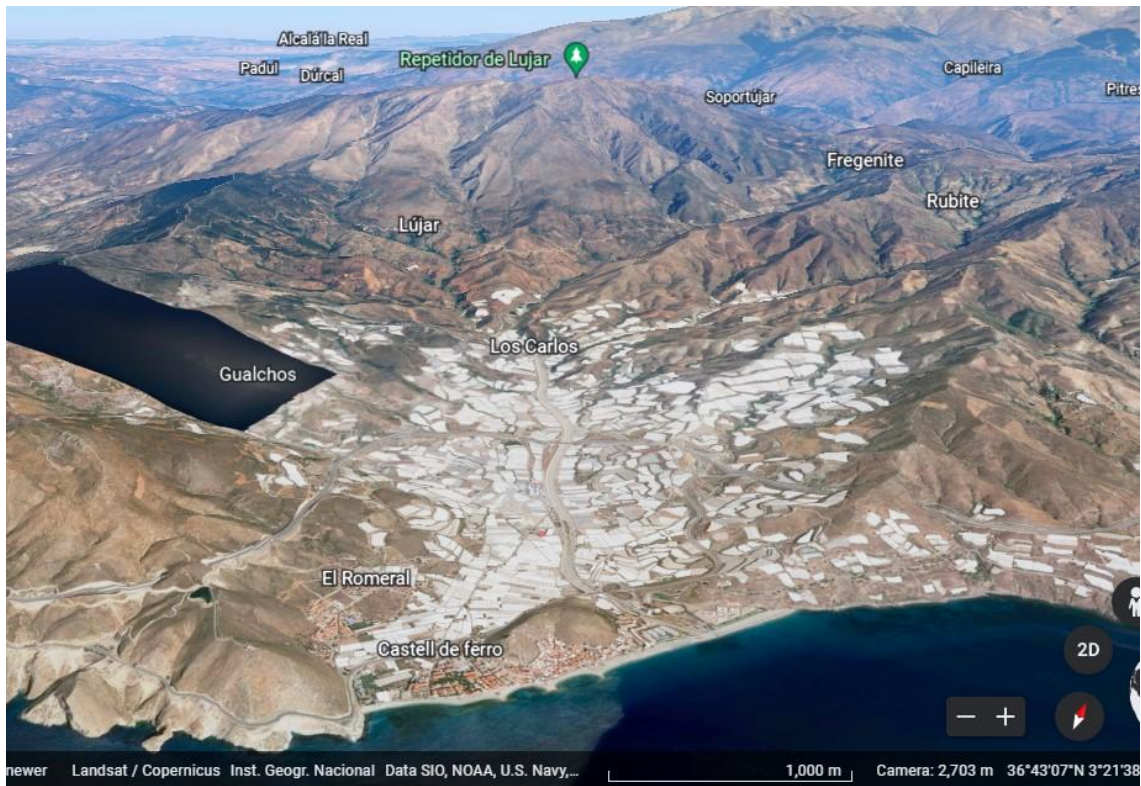


Figura 11. Vista panorámica de los invernaderos en la Rambla de Gualchos. Fuente: Google Earth.

1.3. RETOS EN LA GESTIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA

1.3.1. La gestión integral del agua subterránea

La gestión integral del agua subterránea es fundamental para comprender y abordar eficazmente los desafíos relacionados con sistemas hidrológicos complejos, como los españoles. A menudo, las masas de agua subterránea forman parte de sistemas socioecológicos más amplios, lo que subraya la necesidad de un enfoque holístico para su estudio y manejo (Folke *et al.* 2005; Janssen *et al.* 2005; Young *et al.* 2006). Sin embargo, con demasiada frecuencia, estos sistemas socioecológicos se estudian desde una perspectiva limitada, sin tener en cuenta la diversidad de factores que influyen en la dinámica del agua subterránea. Las presiones ejercidas sobre los acuíferos, impulsadas por factores socioeconómicos como el desarrollo urbano, la agricultura, la industria y la política energética, se ven exacerbadas por los cambios globales del mercado y la tecnología. Esto

destaca la necesidad de ampliar el análisis y considerar las interacciones complejas que caracterizan a estos sistemas (Jakeman *et al.* 2016).

La gestión del agua subterránea es un desafío multifacético que requiere la integración de múltiples perspectivas y la consideración de diversos factores. Desde la calidad y cantidad del recurso hasta los impulsores socioeconómicos y ambientales, abordar de manera efectiva la escasez y degradación del agua subterránea implica una comprensión completa de los sistemas socioecológicos a los que a menudo dan soporte.

Además, la gestión del agua subterránea no puede abordarse de manera aislada; debe integrarse dentro de un marco más amplio de gobernanza del agua. La gobernanza del agua subterránea debe considerar su invisibilidad, inercia y dependencia social, así como la necesidad de medidas de gestión adaptativas y sostenibles (Villholth *et al.* 2017; López Gunn y Vargas Amelin 2020).

En resumen, la gestión integral del agua subterránea requiere un enfoque integrado que tenga en cuenta la complejidad de los sistemas socioecológicos a los que dan soporte. Esto implica la colaboración entre diferentes disciplinas, la consideración de múltiples factores y la implementación de políticas y prácticas de gestión adaptativas y sostenibles.

1.3.2. Los modelos de simulación y los sistemas de alerta temprana.

La evaluación integral, junto con su herramienta complementaria, la modelización integrada, ofrece la posibilidad de incluir una amplia gama de conocimientos, datos, métodos y enfoques en un marco unificado para abordar problemas ambientales de gran complejidad (Hamilton *et al.* 2015).

Dentro de este contexto, los estudios destinados a evaluar la sostenibilidad de la socioeconomía dependiente del agua subterránea en zonas áridas deben cumplir dos requisitos fundamentales: i) tener en cuenta las interrelaciones dinámicas existentes entre reservas de agua subterránea y actividades económicas, y ii) evaluar los posibles resultados de dichas relaciones a largo plazo. El primer requisito, que implica pasar de una causalidad unidireccional a una circular, es un postulado bien conocido de la ciencia de la evaluación integrada (Jakeman y Letcher 2003; Harou *et al.* 2009; Davies y Simonovic 2011). El segundo está más específicamente vinculado a la situación en zonas áridas,

donde se prevé el agotamiento de muchos acuíferos (Esteban y Albiac 2011). Ambos requisitos hacen que la adopción de un enfoque de modelización integrada sea altamente recomendable (Kelly *et al.* 2013), si no inevitable.

Los modelos integrados, a menudo llamados modelos hidro-económicos, están floreciendo y se refieren a una amplia variedad de dominios espaciales y temporales (Harou *et al.* 2009; Expósito *et al.* 2020). La modelización integrada constituye una mejora significativa en la investigación de recursos hídricos que ha roto con la práctica de considerar la demanda de agua como un conductor exógeno de los sistemas hidrológicos (Döll y Siebert 2002; Harou *et al.* 2009; Davies y Simonovic 2011; Wada *et al.* 2011, 2014; Gohari *et al.* 2013). Sin embargo, la representación de diferentes disciplinas y procesos tiende a resultar en modelos grandes que requieren cantidades significativas de datos para la calibración y validación, y que aumentan considerablemente las incertidumbres involucradas, sobre todo cuando la escasez de datos hace necesario hacer suposiciones (Jakeman y Letcher 2003). Por esta razón, algunos autores consideran que evitar complicaciones innecesarias es un «principio primordial» de la modelización integrada (Jakeman *et al.* 2006). En cualquier caso, el desarrollo del modelo se ve necesariamente limitado cuando hay escasez de datos, y esta es una situación común en las zonas áridas, ya que el 72% del área global de zonas áridas se encuentra en países en desarrollo (MEA 2005).

En cuanto a la gestión del recurso hídrico subterráneo, el modelo hidro-económico propuesto por (Gisser y Sánchez 1980) resultó ser seminal. De hecho, este modelo se utilizó para demostrar el llamado «efecto Gisser-Sánchez», que establece que, si un acuífero tiene una alta capacidad de almacenamiento, cualquier intervención pública en la gestión del agua subterránea no está justificada porque implica un aumento insignificante en el bienestar social sobre una gestión competitiva o miope. Naturalmente, esta polémica proposición impulsó una gran cantidad de trabajos (Koundouri 2004; Esteban y Albiac 2011; Tomini 2014).

En la sección de Métodos se presentarán de manera específica el tipo de aproximación e indicadores desarrollados e implementados en esta tesis.

II – JUSTIFICACIÓN

II - JUSTIFICACIÓN

Los temas de estudio que propone esta tesis doctoral no pueden ser más oportunos y pertinentes. La preocupante tendencia climática derivada del calentamiento global, unida a una fuerte demanda de productos agrícolas en las zonas áridas, han creado un escenario dirigido hacia el rápido agotamiento –a escala global– de las reservas de agua subterránea (Famiglietti 2014; Jasechko *et al.* 2024). El deterioro de este recurso, hasta hace pocas décadas fiable y de buena calidad, determina una situación de precariedad alimentaria e hídrica.

Reflejo de la creciente incertidumbre por el deterioro de los recursos hídricos –agua superficial y agua subterránea, su tratamiento conjunto es ineludible (Jakeman *et al.* 2016) – en un mundo cada vez más seco, fue la celebración, cincuenta años después, de la Conferencia de Naciones Unidas del Agua (CNUA) de 2023 (United Nations 2023). Su principal conclusión fue certificar la crisis hídrica mundial que vivimos (McCartney *et al.* 2023). En 2022 el IPCC pone por primera vez el foco en los recursos hídricos, una cuestión sorprendentemente olvidada en la Convención de Naciones Unidas de Cambio Climático (Douville *et al.* 2022). No menos relevante fue el inquietante mensaje, en la mencionada CNUA, del Secretario General de la ONU, Antonio Guterres, al sostener que «nuestra supervivencia depende de cómo gestionemos el agua». Sus palabras están en consonancia con informes de las más reputadas organizaciones mundiales, como la FAO, que subtitula su informe sobre este estado de la tierra con el inquietante «Systems at breaking point» (FAO 2021).

El camino hasta la CNUA de 2023 está tachonado de artículos científicos e informes que no hacen más que advertir del deterioro del agua subterránea a escala local, regional y global. Los trabajos e informes dedicados a esta cuestión, y en particular al agua subterránea han sido muy relevantes. Tanto instituciones privadas, como el Banco Mundial con su *Hidden wealth of nations* (Rodella *et al.* 2023), o públicas, como la UNESCO y su informe sobre *Aguas subterráneas y Cambio global* (Van der Gun 2012), ponen de manifiesto las conexiones entre economía y agua subterránea y la necesidad de gestionar adecuadamente dicha

relación. Importantes referentes en el mundo académico como *Nature*, han apostado por revistas dedicadas al agua y a la necesidad de aportar enfoques sistémicos. Así, *Nature Water* reivindica en su primer número la importancia de las ciencias sociales a la hora de abordar los desbarajustes hídricos (Martin-Ortega 2023).

El problema, que se puede enmarcar bajo el paradigma de la desertificación, debe abordarse desde distintas esferas. En este ámbito, una de las estrategias más útiles, es la prevención, como delata la última propuesta de la Convención de Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación, la Neutralidad de Degradación de Tierras¹ (Cowie *et al.* 2018). En España, la Estrategia Nacional de Lucha contra la Desertificación (MITERD 2022) muestra la consolidación de los «paisajes de desertificación» (MAGRAMA 2008), siendo uno de los más relevantes, el denominado «Sistemas agronómicos de regadío sometidos a procesos de desertificación» por su expansión y diversificación (Martínez-Valderrama *et al.* 2022). Esta tesis está en la línea del desarrollo de sistemas de alerta temprana, esto es, en producir indicadores que alerten anticipadamente sobre la dinámica (sostenible o insostenible) del uso del recurso hídrico subterráneo previa evaluación de su magnitud renovable en condiciones estacionarias y bajo escenarios de alteración climática, campo en el que los directores tienen amplia experiencia (Ibáñez *et al.* 2008; Martínez-Valderrama *et al.* 2011, 2016, 2020).

Por tanto, estudiar los escenarios socioeconómicos y climáticos que pueden llegar a degradar el recurso hídrico subterráneo es un tema de máxima actualidad. En este sentido, la propuesta de indicadores y análisis que permitan anticipar la dinámica de determinados usos del suelo que supongan la degradación de las masas de agua subterránea (por intrusión marina, contaminación por nitratos, por ejemplo) debe ser una propuesta investigadora

¹ Es pertinente recordar que la Neutralidad de la Degradación de las Tierras es la traducción de *Land Degradation Neutrality*, y que por *land* se entiende el suelo, el agua, la vegetación y los diversos recursos naturales de un territorio.

bien acogida por el ámbito académico y administrativo; este segundo caso es especialmente relevante pues la administración, necesita contar con instrumentos que le ayuden a tomar decisiones adecuadas sobre la gestión del territorio y de sus recursos. Sobre esta problemática trata esta tesis doctoral.

III – OBJETIVOS

III - OBJETIVOS

El objetivo principal de esta tesis doctoral es el desarrollo de un sistema de alerta temprana del deterioro y/o degradación de las masas de agua subterránea y de sus socioecosistemas dependientes. Esta investigación toma como base estudios anteriores, en los que se elaboró un sistema de alerta temprana (SAT) para evaluar el riesgo de desertificación en España a partir de modelos de Dinámica de Sistemas (DS) (Martínez-Valderrama *et al.* 2022). Para ello (i) se modelaron los cinco paisajes de desertificación de España (MAGRAMA 2008); y (ii) se evaluó su riesgo de degradación o desertificación en base a un análisis Monte Carlo, es decir, ejecutando un gran número de veces el modelo de simulación bajo diferentes escenarios paramétricos. Esta tesis amplía este enfoque incluyendo la intrusión de agua marina en acuíferos costeros provocada por la extracción excesiva de agua subterránea para abastecer la agricultura intensiva de regadío (esencialmente invernaderos). Para ello, se realizan las siguientes tareas:

- 1) Formalización de una descripción matemática de un sistema socioeconómico dependiente de un acuífero costero;
- 2) Exploración y caracterización de los posibles modos de comportamiento del sistema modelado y de los estados a largo plazo que tales modos conllevan;
- 3) Determinación de indicadores que permitan anticipar la posible degradación del socioecosistema modelado;

La producción de alimentos es uno de los mayores retos de la humanidad (Jung *et al.* 2022), pues exige compatibilizar el deterioro del medio, del que depende esa producción, con la satisfacción de una necesidades crecientes. Una de las estrategias más efectivas para abordar la degradación asociada a esa producción de manera que se contenga dentro de unos límites sostenibles –creado un espacio «seguro» en el que poder vivir (Rockström *et al.* 2009)–, es la prevención. Estas son especialmente importantes en las zonas áridas (Cowie *et al.* 2018) donde la escasez de agua ralentiza los mecanismos de regeneración de los

ecosistemas (D'Odorico *et al.* 2019) y, por tanto, la degradación puede ser irreversible a escala humana.

Estas y otras estrategias, que quieran formar parte de la solución de los problemas descritos, exigen algo fundamental, y es comprender cómo funciona el sistema (Lall *et al.* 2020). Esta es la primera tarea que se aborda para cumplir el objetivo descrito. Para ello se utilizará la Dinámica de Sistemas (DS) (Forrester 1961), una metodología cuya orientación es estructuralista, en el sentido de que pone especial énfasis en determinar la lógica interna del sistema, esto es, su estructura de relaciones causales. Ésta se concibe como un entramado de bucles de realimentación de naturaleza dinámica y no lineal. Así pues, la estructura de relaciones causales del sistema se concibe y se desarrolla desde y para la complejidad (Martínez-Valderrama 2006). Esta complejidad es la base del comportamiento contraintuitivo, o paradójico, que muchas veces exhiben los sistemas sometidos a condiciones poco habituales, como ocurre en la desertificación, el cual es, por definición, un estado novedoso del sistema (Martínez-Valderrama *et al.* 2021). Así, por ejemplo, la mejora en la eficiencia del uso del agua puede conducir a escenarios de mayor estrés hídrico (Grafton *et al.* 2018), o los planes de reforestación que buscan frenar la desertificación contribuyen a empeorar el balance hídrico de las regiones que se pretenden salvar (Turner *et al.* 2023).

Los modelos son herramientas útiles con realidades y datos difusos, precisamente las que caracterizan sistemas como los que se estudian en esta tesis. En primer lugar, porque las estimaciones sobre la reserva de un acuífero o sobre su recarga (fracción renovable), son eso, estimaciones que deben acompañarse de su incertidumbre (UNEP 2012) mediante una combinación de métodos cuantitativos indirectos y alternativos para medirlos, (Alcalá y Custodio 2014) o mediante técnicas cualitativas, también indirectas, con elevada incertidumbre como la teledetección (Fallatah *et al.* 2017). En segundo lugar, por lo imprevisible de las decisiones humanas, que no se ciñen a un algoritmo concreto y su consideración exige hipótesis y simplificaciones relevantes hasta alcanzar ciertas funciones paramétricas, también sujetas a una elevada incertidumbre. Ello hace que la dinámica de los sistemas terrestres sea compleja, con retroalimentaciones e interacciones que conducen tanto a cambios bruscos como a su estabilidad (Meyfroidt *et al.* 2022). Por ello, tras la construcción del modelo DS, aparece la

segunda meta, que es ensayar sobre esa estructura de ecuaciones su comportamiento ante diversas vicisitudes o escenarios. Este es el uso más habitual de un modelo cuyo principal resultado es la trayectoria temporal de las variables que lo conforman.

Sin embargo, es posible desarrollar diversos análisis a partir de estos ejercicios más básicos (Ibáñez *et al.* 2008; Martínez-Valderrama e Ibáñez 2023). Uno de ellos son los indicadores de alerta temprana sobre el devenir del sistema. Esta es la tercera de las metas. Con ello, además, se amplía la colección de indicadores similares desarrollados hasta la fecha y se incluyen los acuíferos costeros para complementar los ya modelados acuíferos de interior bajo este paradigma del desarrollo de modelos DS e indicadores de sostenibilidad (Martínez-Valderrama *et al.* 2011; Alcalá *et al.* 2015).

IV - MATERIAL Y MÉTODO

IV -MATERIAL Y MÉTODO

Esta tesis doctoral compila y combina el conocimiento de estudios previos que implementaron modelos de DS para, a partir de ellos, diseñar nuevos indicadores de alerta temprana. Estos se basan en el análisis de sensibilidad que permite calcular el riesgo de degradación de los sistemas modelados. En esta sección se presenta el caso de estudio seleccionado para ampliar los casos de estudio ya existentes y las metodologías empleadas.

4.1. ÁREA DE ESTUDIO

4.1.1. Descripción geográfica y socioeconómica del caso de estudio

A unos 90 km al este de Almería y 115 km al oeste de Málaga se encuentra Castell de Ferro, el caso de estudio (Figura 12 a-c). La instalación de invernaderos en esta zona persigue replicar el denominado «Milagro almeriense», que se reseñó en el capítulo I de esta tesis. Situado en el litoral de Granada, ocupa la zona de transición hacia los territorios con una clara vocación de frutales tropicales. La costa de la provincia de Granada, en el sur de España, tiene 71 km de longitud (Figura 12a) y cuenta con 129.588 habitantes (Instituto Nacional de Estadística 2021), cifra que casi se duplica durante el verano debido al turismo (Matarán Ruiz 2008). Esta costa contiene principalmente ríos y arroyos efímeros y semipermanentes, denominados ramblas, que drenan las laderas meridionales de las sierras costeras (por ejemplo, Almijara, Guájares, Lújar, Contraviesa), con picos de casi 1.900 m sobre el nivel del mar (msnm) (IGME (Instituto Geológico Minero de España) y Junta de Andalucía. 1998). La proximidad de las sierras al litoral conlleva cursos de agua de fuerte pendiente con pequeñas llanuras aluviales en sus desembocaduras. La zona central de la costa está ocupada por el delta del río Guadalfeo. Este río permanente, único en la costa de Granada, drena las vertientes sur y suroeste de Sierra Nevada, con cumbres superiores a 3.400 m.

El arrastre de sedimentos de esta red fluvial ha generado depósitos detríticos de granulometría variable que forman, pequeños acuíferos aluviales

costeros (Calvache 2002) (Figura 12b). La permeabilidad de estos materiales sedimentarios es alta, introduciendo una velocidad de flujo subterráneo superior a la que se documenta en otros acuíferos detríticos (Calvache y Pulido-Bosch 1997). El acuífero aluvial de Castell de Ferro (ACF), que recoge la escorrentía de la cuenca de la Rambla de Gualchos (CAG), está formado por sedimentos de edad Cuaternario procedentes de la confluencia de los aportes de los tributarios de la CAG y tiene una extensión de casi 3 km² (Pulido Leboeuf 2003) (Figura 12c,d). El espesor máximo del ACF alcanza 60 m cerca de la costa. Su longitud es de unos 8,5 km y su anchura aumenta desde los 200 m en la zona de media ladera hasta los 700 m en la zona baja costera (Calvache 2002).

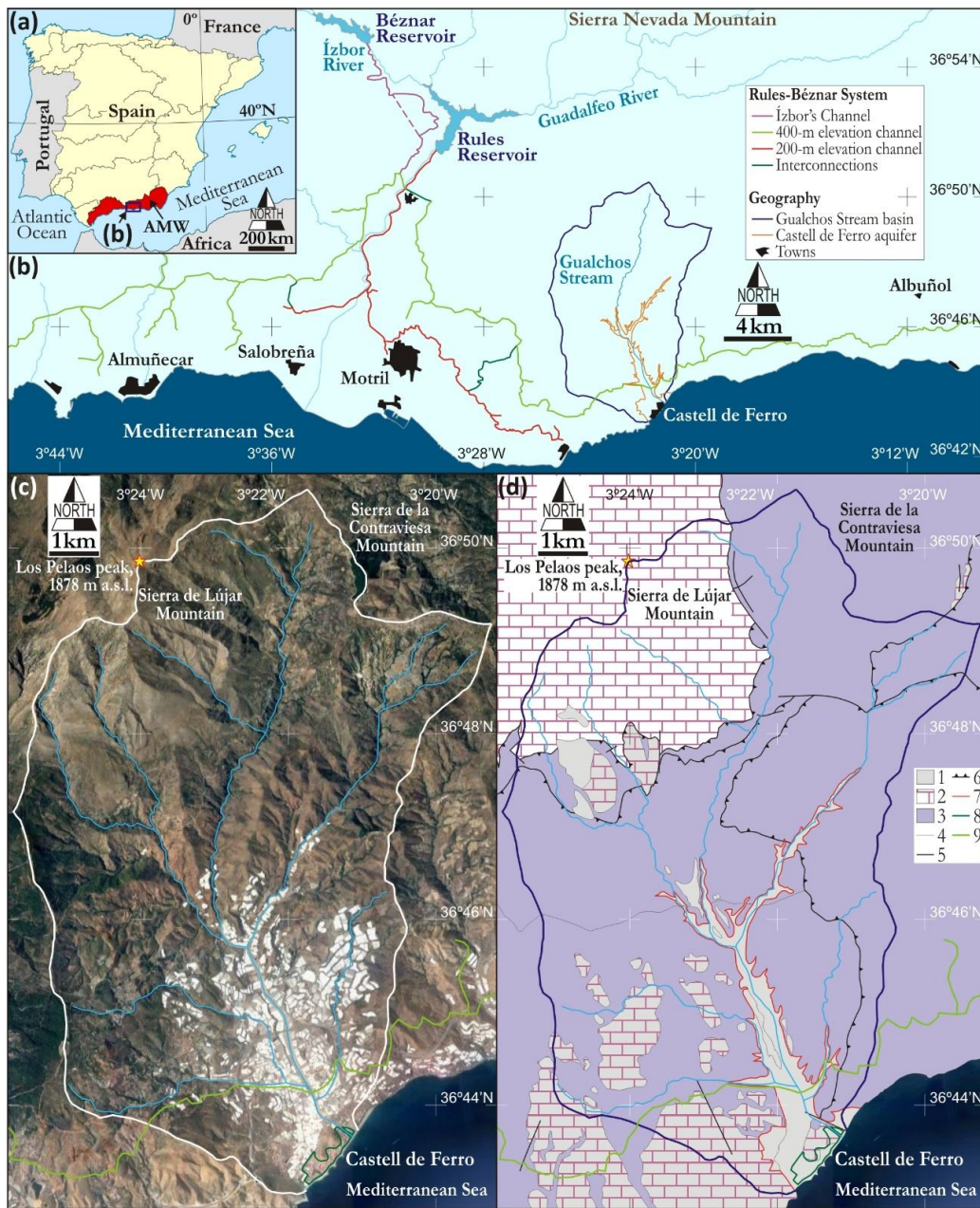


Figura 12. (a) Localización de la Cuenca Mediterránea Andaluza en el sur de España. (b) Localización del Sistema de Regulación Rules-Béznar (SRB), recuadro en (a) del área que cubre las infraestructuras hidráulicas (embalses y canales) en la franja costera de la provincia de Granada; la línea marrón indica el contorno del acuífero aluvial de Castell de Ferro (ACF). (c) Imagen satelital de la CAG en 2021 (fuente: Google Earth), mostrando la ocupación de invernaderos (áreas blancas). (d) Mapa hidrogeológico simplificado de la CAG a partir de IGME y Junta de Andalucía (1998) e IGME (1988), mostrando los acuíferos principales (1-acuífero aluvial cuaternario; 2-carbonatos triásicos; 3-rocas metapelíticas (sustrato de baja permeabilidad), así como otros ítems geológicos y geográficos; 4-contacto geológico; 5-límite del (ACF); 6-zona urbana; 7-Canal de 400 m de elevación del SRB).

La escorrentía superficial en la CAG suele ser nula durante la mayor parte del año, y sólo en episodios de precipitaciones extraordinarias la rambla fluye de forma torrencial. La temperatura media anual de la zona es 18,9 °C, y la evapotranspiración potencial media anual es 940 mm (Pulido-Leboeuf 2004). La precipitación anual oscila entre 178 y 802 mm año⁻¹ durante el periodo 1980/81–2011/12, con una media de 419 mm año⁻¹ (Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. 2016). Por lo tanto, el recurso hídrico subterráneo medio anual de la ACF es reducido, del orden de 3 hm³. Los flujos de salida se producen principalmente por bombeo de agua subterránea, estimado en 2 hm³ año⁻¹, y la descarga natural de agua subterránea al mar se estima en 1 hm³ año⁻¹ (Benavente *et al.* 1988; IGME y Junta de Andalucía. 1998). La salinidad del agua subterránea en el sector costero del ACF es alta debido a la entrada de agua de mar durante la estación seca, cuando se produce la tasa más baja de recarga de acuíferos y la tasa más alta de bombeo de agua subterránea (Pulido-Leboeuf 2004). La salinidad del agua subterránea en las zonas de media ladera y en las cumbres de la CAG también es notable debido a una elevada contribución de salinidad atmosférica asociada a aerosoles marinos (Alcalá y Custodio 2008a, 2015), lo que da lugar a un mal estado cualitativo del de agua subterránea del ACF según reporta la autoridad competente en materia de aguas, es decir, el Plan Hidrológico de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas (Junta de Andalucía 2021).

Los usos agrícolas del suelo han sido muy significativos en la construcción de la identidad paisajística de la costa de Granada (Fernández Ales *et al.* 1992), con una intensa actividad económica basada en la agricultura intensiva y el turismo. La extraordinaria expansión de los invernaderos ha provocado la desaparición de los paisajes agrícolas tradicionales (Aguilera *et al.* 2008; Matarán Ruiz 2008). El origen de esta intensificación del uso del suelo se encuentra en el Campo de Dalías, en la provincia de Almería, a unos 50 km al este de Castell de Ferro. Aquí, el territorio comenzó a explotarse con fines agrícolas en la década de 1960 (Matarán Ruiz 2005). La superficie de invernaderos alcanzó las 452 ha en 2001, y se estabilizó en torno a 631 ha en 2019 (Junta de Andalucía. 2019) (Figura 13). La producción está orientada a tomates y pepinos, que se exportan a los mercados europeos (Pérez-Mesa *et al.* 2020). La huella visual de la colonización de invernaderos es evidente (Figura 13), como lo es el impacto sobre el recurso hídrico subterráneo. De hecho, a finales y principios de las décadas de 1980 y

1990, ya había pruebas de que el ACF estaba sobreexplotado (Benavente 1987; Calvache 1991). Los bombeos rebajaron el nivel freático y produjeron una inversión del gradiente hidráulico durante la mayor parte del año, con la consiguiente intrusión de agua marina (Calvache 2002). Desde 1982, la calidad del agua subterránea ha disminuido durante los periodos secos (Pulido-Leboeuf 2004): El contenido en cloruro se triplicó entre 1980 y 1984 (Benavente 1987), y en 1986, la salinidad del agua subterránea a 1 km de la costa era prácticamente igual a la del agua de mar (Calvache 2002). No fue hasta 1998 cuando se empezaron a plantear un conjunto de acciones relacionadas con la emisión de la declaración oficial de sobreexplotación (IGME (Instituto Geológico Minero de España) y Junta de Andalucía. 1998).

El amplio apoyo social a la agricultura de invernadero en la región, donde se considera una fuente de riqueza y desarrollo (De Stefano y López-Gunn 2012), condujo al desarrollo de infraestructuras para satisfacer la creciente demanda de agua. En la actualidad, el regadío en la CAG es posible gracias a los trasvases de agua desde el Sistema de Regulación Rules-Béznar (Figura 1b), una infraestructura hidráulica de embalses y canales destinada a regular y trasvasar el recurso hídrico superficial generado en Sierra Nevada y otras sierras adyacentes. Este sistema lleva suministrando agua a las zonas afectadas por intrusión marina de la costa de Granada desde 2003. Como consecuencia, el factor limitante para la expansión de los invernaderos en la CAG ha sido la orografía abrupta de la zona y el limitante técnico para conducir agua hasta tales elevaciones no el deterioro del recurso hídrico subterráneo. Aunque la tecnología de riego por goteo alcanza una eficiencia del 85–95% en la región (Alcalá *et al.* 2021; WWF 2009), la demanda de mayores dotaciones de agua no ha cesado (Fernández Motril 2014; Fernández 2016; Navarrete 2014), constituyendo un ejemplo destacado del llamado «efecto rebote» (Paul *et al.* 2019).



Figura 13. Evolución de la superficie de invernaderos en la CAG (1984 - 2010). La línea amarilla delimita el acuífero aluvial de Castell de Ferro. Fuente: <https://earthengine.google.com/timelapse/>

4.1.2. Fuentes de datos

La información primigenia sobre el ACF se generó y compiló a finales de la década de 1980 (Benavente *et al.* 1988) y se actualizó posteriormente en varios estudios (IGME (Instituto Geológico Minero de España) y Junta de Andalucía. 1998; Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. 2016; Pulido-Leboeuf 2004). Estas fuentes proporcionaron la mayor parte de la información hidrogeológica, es decir, datos sobre el balance hídrico del acuífero, su geometría, y dinámica de la intrusión de agua marina y de la calidad del agua subterránea. Aunque estos datos no son muy detallados, si permitieron obtener valores de referencia de las principales variables implicadas en el modelo de simulación.

La información agronómica, económica y social era mucho más abundante. Además, procedía de distintas fuentes, desde locales hasta regionales y nacionales: (Junta de Andalucía 2016, 2021, 2019, 2020); estudios locales como (Matarán Ruiz 2008) y (Valenzuela Montes y Matarán Ruiz 2008); el (Instituto Nacional de Estadística 2020), (WWF 2009), (Ministerio de Industria 2022), (Fundación Cajamar 2016 y 2023) y otros estudios como (Dept of Industry and Science of Australia 2015) y (Samper 2013). El Anexo 3 indica el origen de todos los datos proporcionados por estas fuentes de información.

4.2. DINÁMICA DE SISTEMAS

La DS es una herramienta especialmente diseñada para modelar sistemas complejos, donde abundan las interacciones entre subsistemas dispares pero interconectados (Phan *et al.* 2021). La desertificación es un proceso complejo y contraintuitivo cuyo estudio demanda un enfoque multidisciplinar. Ello la convierte en un campo de investigación ideal sobre el que aplicar la DS (Martínez-Valderrama *et al.* 2021). Se trata de una metodología de construcción de modelos dinámicos de simulación por ordenador que se concibe como herramienta de apoyo para el estudio y la gestión de problemas.

La DS es una técnica para construir modelos matemáticos de simulación dinámica por ordenador puesta al servicio de una idea fundamental: que la estructura de relaciones causales entre los elementos de un sistema constituye la causa principal de su comportamiento. La DS asume, además, que dicha estructura de relaciones forma un entramado de bucles de realimentación que

incluye relaciones no lineales y retardos. El principal resultado de un modelo DS es la obtención de las trayectorias temporales de todas sus variables para el periodo de simulación que se haya definido. (Aracil 1986) indica las tres líneas de desarrollo científico-técnico que confluyen en la DS: i) la teoría de los sistemas realimentados, que suministra estructuras básicas que permiten generar la variedad de comportamientos dinámicos encontradas en la realidad; ii) los métodos tradicionales de gestión de sistemas sociales, consistentes en utilizar modelos conceptuales que reflejan la experiencia acumulada por decisores y expertos; y iii) la simulación por ordenador, que permite conseguir la operatividad sobre la que, en último extremo, se basa el interés práctico de la DS.

En esencia, un modelo DS es un sistema de ecuaciones diferenciales ordinarias que hace una representación de «stock» y flujo del sistema bajo estudio, es decir, los cambios en una variable de «stock» están determinados por los flujos que la afectan. La estructura del modelo en su conjunto, que se compone de bucles de retroalimentación causales, incluidas las relaciones no lineales y los retrasos, constituye una causa holística y fácilmente ignorada de su comportamiento (Sterman 2000). El resultado básico de un modelo DS consiste en las trayectorias temporales de todas sus variables durante un período de simulación determinado por el usuario. Esta trayectoria depende del escenario paramétrico en el que se ejecuta el modelo. Por lo tanto, una aplicación común de un modelo SD es llevar a cabo análisis hipotéticos donde los resultados de diferentes escenarios se comparan con los de un escenario predeterminado.

Una de las mayores aportaciones de la DS son los resultados cualitativos que genera. Así, la DS ha sido definida por algunos autores como un viaje de ida y vuelta de lo cuantitativo a lo cualitativo (Martínez-Vicente y López Díaz-Delgado 2000). Así, partiendo de un diagrama en el que se establecen las relaciones entre los componentes del sistema, después se cuantifican estas relaciones y finalmente el diagrama se convierte en un sistema de ecuaciones.

Ante la escasez de información estadística, o en ocasiones en las que únicamente exista información blanda o cualitativa, la DS es una herramienta útil. Y ello radica en la forma en la que se conciben los modelos en DS. La construcción de un modelo DS consiste en estudiar y analizar cada una de las partes del sistema, comprendiendo las interacciones que se dan y eliminando la información

que no es esencial en el funcionamiento de dicho sistema. Esta forma de proceder consiste en aplicar el denominado enfoque sistémico, una corriente de pensamiento que se podría contraponer al clásico enfoque analítico, en el que un sistema es estudiado parte a parte, de forma muy detallada, olvidando su papel en el todo.

Este enfoque encarna la reiterada importancia a lo interdisciplinar. La tradición reduccionista, que aún perdura, nació a finales del siglo XIX, momento en el cual la ciencia comenzó a dividirse en pequeñas parcelas que fueron, con el tiempo, aislándose e incomunicándose entre sí. De esta forma, por ejemplo, la economía perdió referencia de los principios que rigen la regeneración de los ecosistemas o de los recursos naturales y la ecología la perdió de las teorías sociales y económicas. La falta de visión sistémica u holística se compensó, no obstante, con el impresionante auge que el saber científico tuvo durante todo el siglo XX.

Esta interdisciplinariedad es especialmente relevante para los graves problemas medioambientales a los que se enfrenta el planeta, como el calentamiento global, la desertificación o la pérdida de biodiversidad. Para alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sostenible se reclama una relación más armoniosa entre los sistemas alimentarios y el marco ecológico en el que se sustentan (Herrero *et al.* 2020). Como consecuencia de esta demanda, han surgido numerosas revistas especializadas en enfoques multidisciplinares y se han puesto en marcha iniciativas como la EAT-Lancet (Willett *et al.* 2019), que apuesta por el enfoque sistémico. También han surgido nuevos paradigmas como los sistemas socioecológicos (Berkes y Folke 1998), la economía ecológica (Costanza 1996) y el nexo agua-energía-alimentos (Ringler *et al.* 2013), que tratan de dar una visión integrada de la naturaleza y el ser humano

El que los problemas sean sistémicos los convierte al mismo tiempo en complejos, lo cual significa que resulta más difícil establecer y entender la estructura de relaciones causa-efecto que los subyace. Muy frecuentemente esta red de relaciones se asume lineal (cada causa conduce a un efecto, el cual, a su vez, es causa de un nuevo efecto posterior, Figura 14A). Pero, en realidad, las estructuras causales de los problemas ambientales se caracterizan porque (Figura 14B):

- (i) cada efecto tiene numerosas causas;

- (ii) se establecen bucles causales retroalimentados;
- (iii) transcurre tiempo entre las acciones y las reacciones y en la adquisición de información por parte de los actores involucrados; y
- (iv) existen numerosas relaciones no lineales.

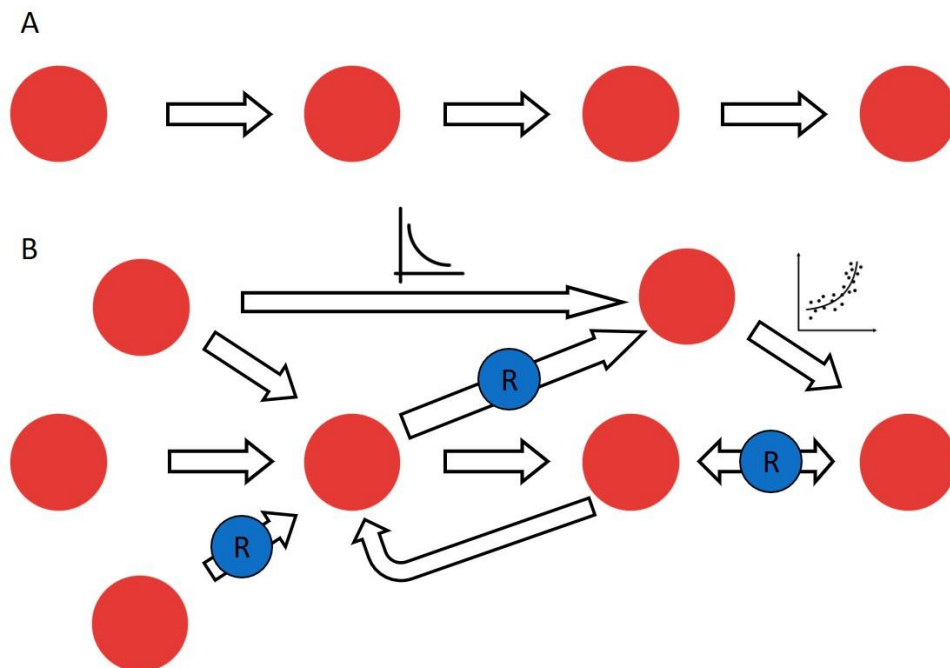


Figura 14. (A), Relación lineal entre los elementos de un sistema. (B), Interrelaciones entre los elementos de un sistema considerando retardos, bucles de realimentación y relaciones no lineales entre esos elementos.

Estas cuatro características son típicas de los sistemas dinámicos complejos, como lo son casi todos los que intervienen en los actuales problemas del desarrollo. Varios estudios señalan que, por lo general, la mente humana acostumbra a emplear heurísticos o modelos mentales que resultan demasiado simples e inapropiados para enfrentarse a problemas complejos. Las barreras para enfrentarse con este tipo de problemas son varias (Sternan 2000): (i) la propia dificultad de los sistemas complejos; (ii) la limitada cantidad de información normalmente disponible; (iii) la ambigüedad y confusión de la información accesible; (iv) la «racionalidad limitada» del ser humano; (v) la dificultad para inferir diagramas causales complejos; (vi) la incapacidad para resolver problemas complejos ya

formulados; (vii) las formas de razonamiento no científico, incluso dentro de la comunidad científica; (viii) las rutinas de defensa de las teorías paradigmáticas; y (ix) los errores cometidos a la hora de implementar decisiones, que enmascaran las posibilidades de aprender a partir de sus consecuencias.

4.2.1. Conceptos básicos de Dinámica de Sistemas

La realidad es lo que es y como tal, es complicada e inabordable. Para estudiar la realidad con fines prácticos es absolutamente necesario simplificarla. El proceso de simplificación (reduccionismo) se basa, principalmente, en dos principios: primero, determinar para qué, o con qué objeto, se quiere llevar a cabo un estudio concreto; y segundo, determinar qué criterio se va a seguir en el proceso de simplificación. Ambos principios están sujetos a un conjunto de factores subjetivos y objetivos del investigador, tales como su formación, sus conocimientos del tema, su ideología, etc.

Los fines del estudio y la forma en que el investigador percibe la realidad llevarán a definir un sistema. De acuerdo con una acepción del diccionario de la Lengua Castellana, «un sistema es un conjunto de reglas, o cosas, que ordenadamente contribuyen a un fin». Tal definición contiene los tres ingredientes básicos que configuran el concepto de sistema:

- Existe un fin.
- Existe un conjunto de cosas o normas.
- Tal conjunto está ordenado.

Debe quedar bien claro que un grupo de investigadores u observadores científicos que estudien independientemente la misma realidad pueden establecer sistemas diferentes, y ello por dos razones fundamentales a las que ya se ha aludido: primero, la finalidad del estudio, que puede ser diferente de un observador a otro; y segundo, el entrenamiento o los intereses de cada observador, que también pueden ser diferentes, lo que usualmente da lugar a percepciones distintas. Algún ejemplo puede ayudar a comprender claramente esta cuestión. Imagínese que tres observadores distintos –un botánico, un economista y un ingeniero agrónomo– dan un paseo por el campo. Muy probablemente estos tres observadores verán cosas distintas y las interpretarán y

valorarán de forma diferente. De hecho, si les pidiéramos que nos contaran lo que han visto tras su paseo, quizás el primero hablara de la variedad de especies vegetales que ha visto, quizás el segundo nos hablara de la rentabilidad de los cultivos y el tercero del grado de erosión de ese terreno que acababan de transitar. La misma realidad (el campo) sería representada por un sistema distinto por cada uno de esos observadores. Todo lo anterior nos permite establecer una primera regla: sobre una misma realidad pueden definirse o establecerse numerosos sistemas.

4.2.2. Elementos de la DS

A continuación, se aborda en detalle cada uno de los elementos fundamentales e imprescindibles de todo modelo DS. Su presentación da una idea, además, de las etapas de construcción de un modelo. No es este, sin embargo, el objeto de este apartado, pues en esta tesis se presentan únicamente los mimbres con los que se ha construido el modelo de simulación que se presentará en el apartado V. El lector interesado puede consultar manuales sobre DS muy detallados como (Aracil 1986), (Martín García 2020), (Martínez-Vicente y López Díaz-Delgado 2000), (Martínez-Vicente y Requena 1986) y (Serman 2000).

4.2.2.1. *El diagrama causal y los bucles de realimentación*

Una de las tareas iniciales en la construcción de un modelo DS consiste en establecer el diagrama causal del sistema. Se trata de un esquema que relaciona los elementos que constituirán el modelo, esto es, las variables, mediante flechas y signos. Constituye pues un primer esbozo de la estructura de relaciones causa-efecto que existirán dentro del modelo.

Obviamente, lo primero que se precisa es definir una relación de variables relevantes para el sistema que se pretende modelar. Esta relación no tiene por qué ser definitiva desde un principio, la misma construcción del modelo y los resultados de simulación que se obtengan se encargarán seguramente de sugerir nuevas variables a considerar, que deberán añadirse, y modificar, por tanto, al diagrama causal diseñado inicialmente (Figura 15). Hay que señalar que la construcción de un modelo DS constituye, la mayoría de las veces, un proceso

retroalimentado de prueba y error en el que periódicamente se retrocede para retocar, o incluso cambiar completamente, lo realizado en etapas ya recorridas.

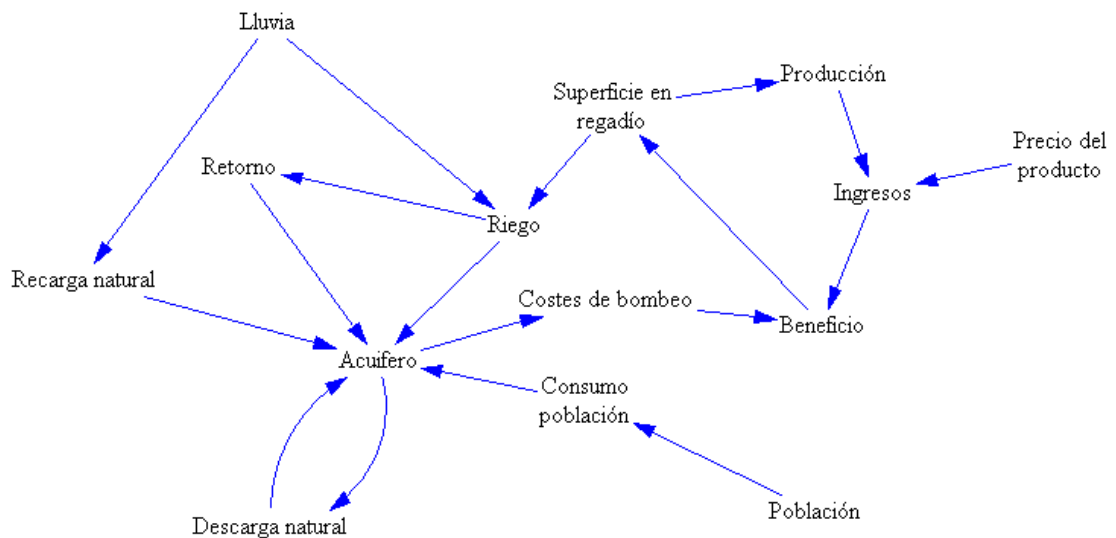


Figura 15. Esbozo de un diagrama causal de un sistema en el que se utiliza un acuífero con distintos propósitos.

Para establecer un diagrama causal las variables se van tomando siempre dos a dos. En caso de existir, las relaciones entre una pareja de variables, que denominaremos aquí genéricamente X e Y, pueden ser de dos tipos:

- 1) Si al variar la variable X, Y varía en el mismo sentido (esto es, si al crecer X, Y también crece; o si al decrecer X, Y también decrece) lo representaremos mediante una flecha de polaridad positiva. Ejemplos de este tipo de relaciones son las que se dan entre las siguientes parejas de variables (X, Y): (precio, oferta); (cantidad de recursos, recursos *per capita*); (precipitación, agua embalsada).
- 2) Si al variar la variable X, Y varía en sentido opuesto (si al crecer X, Y decrece; o si al aumentar X, Y disminuye) lo representaremos mediante una flecha de polaridad negativa: Ejemplos de relaciones de este tipo se dan entre los siguientes pares (X, Y): (precio, demanda); (vegetación; erosión del suelo); (contaminación, salud).

Además, entre una misma pareja de variables puede darse más de una relación causal. Por ejemplo, los nacimientos dependen de una población total,

pero esta depende, a su vez, de los nacimientos, estableciéndose un bucle de realimentación entre las dos variables. Lo que ahora es de interés del diagrama anterior es mostrar cómo el recorrido marcado por las flechas cierra un bucle causal realimentado: si la población aumenta, los nacimientos también; y si éstos lo hacen, de nuevo aumenta la población.

Todo circuito cerrado de relaciones en un diagrama causal constituye un bucle de realimentación. Los bucles pueden ser de realimentación positiva o negativa. En los primeros, una variación de cualquiera de sus elementos tiende a reforzarse indefinidamente conforme se gira a lo largo del bucle. Es por ello que los bucles de realimentación positiva provocan comportamientos explosivos de las variables implicadas. Para que un bucle causal sea de realimentación positiva debe incluir ninguno o un número par de signos negativos.

El bucle de la erosión (Figura 16) sirve para ilustrar esta idea. A partir de estos elementos básicos de la DS se puede entender cómo se conforma un bucle positivo en el que se refuerza la salud del ecosistema. Así, una mayor cubierta vegetal da lugar a una menor tasa de erosión (relación negativa o indirecta entre variables). A menos erosión, más suelo (de nuevo una relación indirecta). Una mayor cantidad de suelo hace que la productividad primaria sea mayor (esta es una relación positiva o directa, es decir, las variables se mueven en el mismo sentido). Por último, una mayor productividad supone una mayor cubierta vegetal. La concatenación de estas cuatro relaciones (dos positivas y dos negativas) se concreta en un bucle positivo (ya que una doble relación negativa es equivalente a una relación positiva). Es decir, que más cubierta vegetal da lugar a más cubierta vegetal. Si no establecieran relaciones adicionales, tenderían a crecer o a decrecer indefinidamente. En este caso, el crecimiento se vería limitado por la capacidad de carga de sistema, es decir, por la competencia por nutrientes, agua y espacio de las plantas que componen esa cubierta vegetal.

Este bucle, que lleva a un comportamiento sostenible, puede volverse en contra al cambiar determinados factores. Así, si se elimina la cubierta vegetal por razones como la sustitución de la vegetación natural por tierras de cultivo o porque se eliminan esas «malas hierbas» en beneficio del rendimiento del cultivo, entonces el bucle positivo trabaja en clave devastadora. Se puede leer bajo este escenario la relación de causas y efectos: una disminución de la cubierta vegetal

hace que aumente la tasa de erosión (relación indirecta); una mayor tasa de erosión hace que haya menos suelo (la segunda relación indirecta); menos suelo implica menos productividad primaria (relación positiva o directa); menos productividad primaria da lugar a menos cubierta vegetal. En definitiva: menos cubierta vegetal significa que hay menos cubierta vegetal, debido a que la pérdida de suelo desestabiliza el sistema.

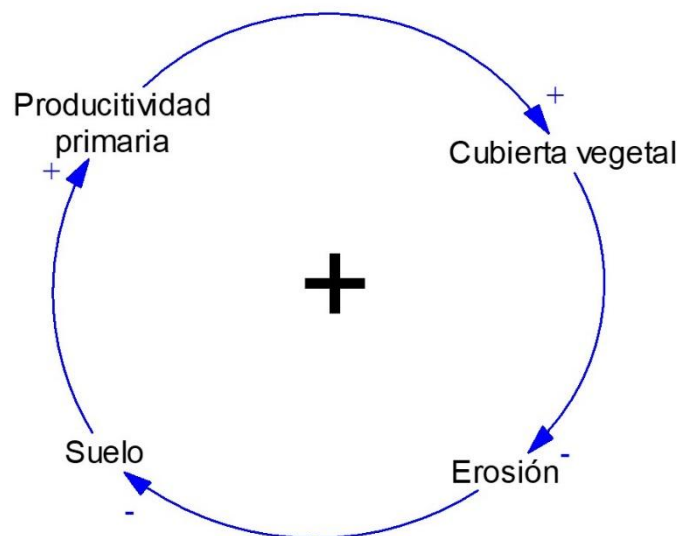


Figura 16. Bucle de realimentación de la erosión del suelo en la que se muestra relaciones positivas y negativas entre distintos grupos de variables.

Por otra parte, en los bucles de realimentación negativa una variación ocurrida en cualquiera de sus elementos tiende a desaparecer conforme se gira a lo largo del bucle. Estos bucles implican pues comportamientos tendentes al equilibrio o la estabilización de las variables que los forman. Un bucle negativo incluye un número impar de signos negativos. Como se puede ver, los comportamientos dinámicos provocados por los bucles positivos y negativos son completamente opuestos. En un sistema dinámico generalmente interactuarán varios bucles de signos diferentes y, por tanto, la evolución temporal de sus variables dependerá de la relación de fuerzas que se establezca entre ellos, que variará generalmente con el tiempo. En definitiva, es la interacción dinámica de varios bucles de realimentación positiva y negativa lo que determina la evolución temporal de las variables de un sistema. En general, cuantos más bucles

interactúen, más complejo será el sistema dinámico, pero un buen diagrama causal, y algo de experiencia, permiten comenzar a entender los comportamientos esperables del mismo.

4.2.2.2. *Variables exógenas y variables endógenas*

Una vez concebido el diagrama causal del modelo DS debe pasarse a clasificar las variables identificadas. Una primera clasificación debe determinar qué variables serán exógenas y cuáles endógenas.

En teoría, las variables exógenas son las que afectan al sistema, pero no son afectadas por éste. Por ejemplo, si estamos modelando un mercado de productos agrícolas, la precipitación sería una variable exógena: claramente afecta al sistema, porque afecta a los rendimientos de los cultivos, pero el sistema (el mercado) no la determina en modo alguno.

En la práctica, sin embargo, una variable exógena es aquella que no se formula en el modelo, que no tiene ecuación que la describa. Sus valores, en consecuencia, se aportan directamente, es decir, se teclean o se leen de una hoja de cálculo. En el diagrama causal, de las variables exógenas parten flechas, pero a ellas no llega ninguna.

Así pues, el modelista puede decidir que una variable sea exógena, en su acepción práctica, únicamente por razones de conveniencia. En este caso, la variable exógena es simplemente algo que no se desea o no se quiere modelar. Por ejemplo, en el modelo del mercado agrícola, el modelista puede decidir, para simplificar, no modelar los rendimientos por hectárea de cada cultivo, y asignar un valor medio a cada uno de ellos. En tal caso los rendimientos se hacen exógenos, pese a ser variables que se pueden ver parcialmente afectadas por el sistema; por ejemplo, si el precio de mercado de un producto es alto, el agricultor seguramente decidirá aumentar la cantidad de agroquímicos para ese cultivo, o situarlo en las mejores tierras de su explotación, con lo que su rendimiento por hectárea aumentará.

Por medio de las variables exógenas se establecen los escenarios de simulación. Estos son los que nos permiten comparar los resultados obtenidos con distintas alternativas o estrategias de gestión posibles del sistema modelado.

El escenario más simple es el que mantiene el valor de una variable constante a lo largo del tiempo. En tal caso, en terminología DS, no se habla ya de variable, sino de parámetro. Por ejemplo, en un cierto modelo puede hacerse: precipitación = 700 mm año⁻¹. El escenario establecido para esta variable exógena describe así una evolución invariable o uniforme de la lluvia a lo largo del tiempo. La precipitación se ha convertido entonces en un parámetro.

Los escenarios asignados a las variables exógenas pueden también variar con el tiempo. Por ejemplo, puede hacerse: precipitación = 700 mm en 2005, 650 mm en 2006, 600 mm en 2007, etc. En tal caso se estaría diseñando un escenario de progresiva reducción de la precipitación. Los datos de ese escenario podrán ser aportados al modelo de distintas formas, que se verán posteriormente.

Las variables endógenas son las que afectan al sistema modelado y son afectadas por éste. Tendrán por tanto una ecuación en el modelo y ésta será la que determine sus valores en las simulaciones.

Establecer lo que es exógeno y lo que es endógeno es establecer los límites del modelo, aspecto éste de suma importancia y del que ya se hizo mención en la sección anterior. Como se sabe, dichos límites son generalmente subjetivos, aunque vendrán perfilados, generalmente, por cuáles sean los objetivos del modelo. Así, si el modelo del mercado agrario pretendiera ser una herramienta de predicción a corto plazo, podría ser un error dejar como exógenos, esto es, no modelar, los rendimientos agrícolas. Pero si el modelo pretendiera comparar los resultados a largo plazo de distintas estrategias, posiblemente no importaría trabajar con rendimientos medios exógenos.

Al margen de esto, hay que señalar que es muy aconsejable comenzar por construir modelos circunscritos a límites estrechos (en los que muchas cosas empiecen por ser exógenas), para ir ampliándolos posteriormente (ir endogeneizando lo que antes era exógeno). Esta forma secuencial de trabajar permite observar las modificaciones que se van produciendo en los resultados y asignarles más fácilmente una causa, lo que implica aprender más sobre el sistema con el que se trabaja. Por otro lado, suele ser un buen antídoto contra el error, frecuente en los modelistas poco expertos, de pretender «meterlo todo» en el modelo, y cuanto antes (puesto que tantas cosas parecen imprescindibles). No se debe olvidar que un modelo necesariamente debe ser una simplificación de la

realidad, y que, entre dos modelos que satisfagan las necesidades que llevaron a su construcción, siempre será mejor el que sea más simple.

4.2.2.3. *Variables de nivel, de flujo y auxiliares*

Las variables de un modelo DS se clasifican fundamentalmente en niveles («stocks» o variables de estado) y flujos. Los niveles, como se verá, siempre son variables endógenas, mientras que los flujos pueden ser endógenos o exógenos, según sea el caso. Forrester empleó símiles hidráulicos (Figura 17A) para explicar estos tipos de variables y a ellos se va a recurrir aquí también ya que resultan sumamente didácticos. En el caso de esta tesis doctoral, donde se verá que el acuífero es una variable de nivel, el ejemplo utilizado por Forrester es más que pertinente.

Al igual que en la Figura 17A, las variables de flujo modifican constantemente el nivel de las variables de estado; por su parte, éstas muestran, en cada momento, el saldo neto acumulado de los flujos que las afectan. Una variable de nivel puede verse afectada por varios flujos de entrada, esto es, variables que la hacen aumentar (que la llenan), y por varios flujos de salida, que la hacen decrecer (que la vacían).

Las variables de nivel son los indicadores del estado del sistema. El modelista se tendrá que dirigir a ellas en primer lugar para evaluar qué ha pasado en una determinada simulación. Sus unidades de medida no están, por lo general, referidas al tiempo. Las variables de flujo determinan las acciones que van a ser acumuladas por los niveles. Sus unidades de medida están siempre referidas al tiempo.

El tamaño de una población es un claro ejemplo de variable de nivel cuyos flujos serían los nacimientos, las inmigraciones (ambos de entrada), las muertes y las emigraciones (ambos de salida). Estos flujos determinan constantemente el nivel actual de la población, y éste es el saldo neto acumulado de lo que ocurrió en sus flujos. Las unidades de medida de la población no irán referidas al tiempo (personas, miles de personas...); sí lo harán en cambio las unidades de los flujos (miles de personas al año, personas al mes, personas al día...).

Las existencias de un almacén, el agua embalsada o la reserva de agua en un acuífero no confinado (libre), los gases de efecto invernadero presentes en la

atmósfera son otros ejemplos de variables de estado. A cada una de ellas le corresponden distintos flujos de entrada y salida. La Figura 17B muestra cómo es la simbología de Forrester para un nivel con dos flujos de entrada y otro de salida.

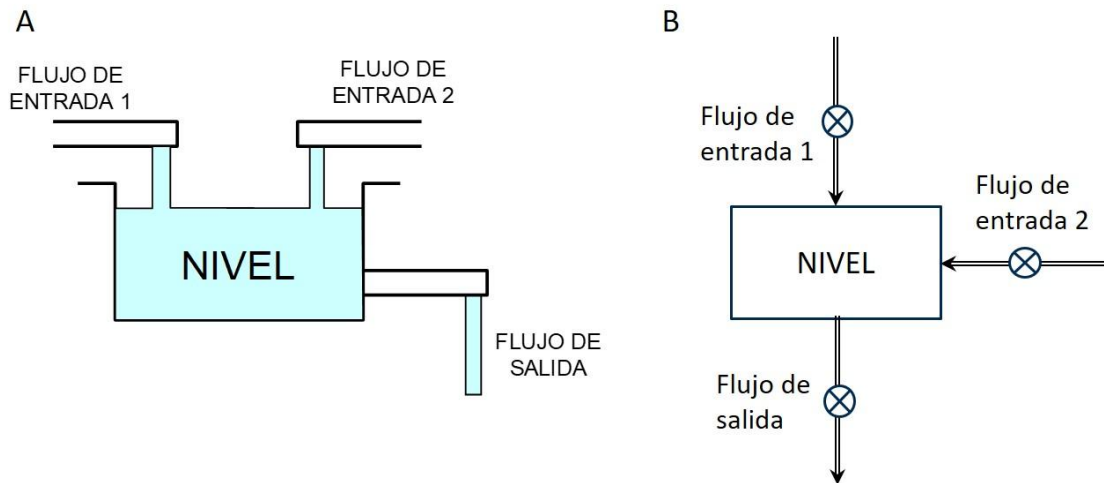


Figura 17. (A) Símil hidrodinámico de las variables de nivel y de flujo. (B) Diagrama de Forrester para representar el símil hidrodinámico.

Un tipo secundario de variables en un modelo DS son las variables auxiliares. Éstas representan pasos intermedios en la formulación de los flujos, esto es, hacen más clara la edición de sus ecuaciones. Su presencia no es estrictamente necesaria y siempre se pueden hacer desaparecer del modelo. Por ejemplo, si se considera la ecuación:

$$\text{Erosión} = \text{Tasa de erosión natural} \cdot [\exp(-\text{Cubierta vegetal}/\text{parámetro})]$$

Y se le llama «Efecto cubierta vegetal» al multiplicador que contiene la fórmula exponencial, quedará al sustituir que:

$$\text{Erosión} = \text{Tasa de erosión natural} \cdot \text{Efecto cubierta vegetal}$$

donde, «efecto cubierta vegetal» es una variable auxiliar expresada como:

$$\text{Efecto cubierta vegetal} = [\exp(-\text{Cubierta vegetal}/\text{parámetro})]$$

4.2.2.4. Ecuaciones esenciales de la DS

Matemáticamente, la variación de una variable de nivel en un modelo DS viene dada por la siguiente ecuación diferencial:

$$\frac{dN(t)}{dt} = \sum_i FE_i(t) - \sum_j FS_j(t) \quad i, j = 1, 2, 3, \dots$$

donde t es el tiempo, N la variable de nivel, FE_i el flujo de entrada i y FS_j el flujo de salida j . El mismo sistema de ecuaciones se puede escribir de esta otra manera:

$$N(t) = N(0) + \int_0^t \left[\sum_i FE_i(t) - \sum_j FS_j(t) \right] dt \quad i, j = 1, 2, 3, \dots$$

Se debe observar en esta ecuación que las variables de nivel acumulan, a lo largo del tiempo, el saldo neto de los valores de sus flujos.

La resolución analítica de estos sistemas de ecuaciones resulta impracticable en el momento en que son mínimamente complejos. Por ello, todos los programas dedicados a modelos DS resuelven dichas ecuaciones mediante métodos numéricos aproximados. El más común, y el que cualquiera de los programas implementan por defecto, es el método de Euler, para el que la ecuación de un nivel es:

$$N(t + \Delta t) = N(t) + \Delta t \times \left[\sum_i FE_i(t) - \sum_j FS_j(t) \right] \quad i, j = 1, 2, 3, \dots$$

En palabras: el valor que toma una variable de nivel en el instante $t + \Delta t$ es el valor que tenía en t más el saldo neto de los flujos de entrada y salida en t multiplicado por el salto temporal Δt . Es importante retener la forma de esta ecuación.

La aproximación que consigue la ecuación de Euler es mejor cuanto más pequeño es Δt . Se adelanta que éste es uno de los parámetros iniciales que deben especificarse a la hora de implementar cualquier modelo DS. No obstante, se debe tener en cuenta que nada impide que el modelista asuma un $\Delta t = 1$, ignorando así las ecuaciones diferenciales, y que trabaje por tanto con un modelo en diferencias finitas.

Un ejemplo: supóngase que, en un modelo de población, $\Delta t = 1$ año. En tal caso, el nivel de población en cada año será igual a la población existente el año anterior más los nacimientos e inmigraciones y menos las muertes y emigraciones ocurridas en el año transcurrido (multiplicados por 1). Si se prefiriera trabajar con un modelo de variaciones continuas, entonces habría que asignar a Δt un valor menor.

Obsérvese que, en cualquier caso, para calcular el valor de un nivel en un instante determinado, es preciso conocer el valor que tenía en el instante anterior. Así pues, para que un modelo pueda iniciar la simulación (en $t = 0$), es preciso suministrarle los valores iniciales de todas sus variables de nivel. Estos valores constituyen un conjunto particular de parámetros del modelo.

En resumen, la especificación de las ecuaciones de nivel de un modelo DS es sistemática y requiere:

- (i) determinar el valor de Δt , que será único para todo el modelo;
- (ii) asignar los valores iniciales de cada variable de nivel;
- (iii) escribir la ecuación de saldo neto de los flujos que afectan a cada nivel.

La formulación de las variables de flujo no es sistemática sino, en principio, libre. Sólo estará condicionada por la naturaleza de aquello que pretendan describir y por la habilidad o experiencia del modelista. En todo caso, todas las ecuaciones de flujo van a ser, en última instancia, función de los niveles y de las variables exógenas presentes en el modelo. Esto es, una vez que se hagan desaparecer las variables auxiliares:

$$FE_i(t) = f_i(N_1, N_2, \dots, \text{variables exógenas}); \quad \forall i$$

$$FS_j(t) = f_j(N_1, N_2, \dots, \text{variables exógenas}); \quad \forall j$$

4.2.3. El programa Vensim

Los programas que existen en el mercado para implementar modelos DS han evolucionado mucho desde sus orígenes para facilitar al modelador su tarea. Así, éste puede dedicarse a pensar sobre el modelo y no gastar tiempo en complicados lenguajes de programación. Sin embargo, los avances no han llegado al punto de facilitar a usuarios no familiarizados con estos programas y tipos de modelos el uso de los mismos.

De las diversas plataformas que existen en el mercado se ha elegido VensimDSS de Ventana Systems, Inc. Ello se debe fundamentalmente a la versatilidad que ofrece para conectar el modelo con otro tipo de lenguajes de programación. Esto es especialmente interesante para el propósito de esta tesis doctoral, pues es necesario, como se verá en los siguientes apartados, simular el modelo un gran número de veces. Ello implica crear ciertas rutinas de programación para manejar el modelo desde otros entornos, en este caso Excel, con el fin de implementar los análisis de sensibilidad que permitan calcular el riesgo de degradación de sistema modelado.

El lector interesado puede visitar el portal de Vensim (<https://vensim.com/>) desde donde puede acceder a múltiples recursos, entre ellos la descarga gratuita de distintas versiones del programa.

4.3. HERRAMIENTAS DE ANÁLISIS BASADOS EN MODELOS DS

Un modelo DS permite asociar cada escenario de simulación con un comportamiento dinámico del sistema modelado, esto es, con un conjunto de trayectorias temporales de las variables implicadas. Por esta razón, el uso habitual dado a estos modelos es el de simular las consecuencias esperables bajo distintos escenarios o hipótesis. En este contexto resulta sumamente útil la comparación entre diversas simulaciones, es decir, responder a la pregunta ¿qué pasaría si...? Las respuestas a esta cuestión permiten obtener conclusiones muy útiles sobre el funcionamiento del sistema.

Sin embargo, para formarse una idea más precisa de la sostenibilidad en el largo plazo de los socioecosistemas, es posible desarrollar procedimientos que den una visión mucho más precisa que la mera simulación, más o menos aleatoria, de escenarios (Martínez-Valderrama, J. Ibáñez 2019; Martínez-Valderrama e Ibáñez 2023b). La explotación de un modelo va desde la ejecución de un simple escenario de simulación, que es el uso por defecto de un modelo SD, hasta la ejecución de miles de escenarios para clasificar los factores que intervienen en un modelo. A medida que estos análisis se vuelven más sofisticados, se necesitan rutinas de programación para automatizar el proceso de creación e importación de escenarios, simulación de modelos y exportación de datos (Martínez-Valderrama e Ibáñez 2023a). Es el caso que se desarrolla en esta tesis doctoral, en la que se ha implementado un análisis del riesgo de degradación, como se presenta en la siguiente sección.

4.3.1. Estudio de equilibrios en el largo plazo y análisis de riesgos

El análisis cualitativo de un modelo puede tener más interés en ocasiones que sus resultados cuantitativos (Martínez-Vicente y Requena 1986). La pregunta que interesa responder en esta tesis doctoral es saber hacia dónde se dirige el sistema en un escenario dado. Dicho con otras palabras, se trata de saber si con las condiciones de simulación y dada la dinámica interna del sistema, su devenir es o no sostenible.

Para responder a esta pregunta se ha utilizado en muchas ocasiones el análisis de las isóclinas del sistema, tanto en los modelos lineales (Rosenzweig y MacArthur 1963) como en los no-lineales (Edelstein-Keshet 1988). Además, se ha empleado de manera más específica en el estudio de los sistemas ecológicos (Holling 1973) y socioeconómicos (Gotelli 1998; Noy-Meir 1975). Ello permite el estudio de las condiciones de equilibrio y el comportamiento en el largo plazo de un sistema, conociendo las condiciones actuales, es decir, los valores paramétricos del escenario y los valores iniciales de las variables de nivel. Tener una idea hacia dónde va el sistema bajo las condiciones actuales se logra con ello, es decir, se cuenta con un conjunto de indicadores que funcionan como sistema de alerta temprana.

El uso de isoclinas y análisis cualitativo gráfico está limitado por la complejidad del modelo. Si bien es posible visualizar isoclinas tridimensionales (Ibáñez *et al.* 2007; Martínez-Valderrama 2006), cuando el modelo SD tiene más de tres variables de nivel o la formulación de alguna ecuación no lineal es compleja, no es posible obtener las ecuaciones de las isoclinas. En este caso, los equilibrios a largo plazo se obtienen simulando el modelo con horizontes temporales lo suficientemente largos como para asegurar la estabilización de los valores. Por otra parte, la existencia de equilibrios puede contraponerse a la teoría del desequilibrio permanente en el que están sumidos los ecosistemas (Ellis y Swift 1976; Sullivan y Rohde 2002). Significa calcular las isóclinas de un sistema «congelando» un escenario y suponiendo que todo va a seguir igual durante el futuro. En todo caso, las condiciones permanentemente fluctúan, cada año la precipitación es distinta, en cada instante hay algún cambio en el sistema.

Para tener una idea más precisa de hacia dónde se dirige el sistema, se pueden calcular puntos de equilibrio adicionales variando el escenario de referencia. Estos escenarios se pueden generar aleatoriamente utilizando el método de Monte Carlo al convertir algunos parámetros del modelo en variables estocásticas. Por ejemplo, en lugar de utilizar la precipitación media, se pueden extraer valores aleatorios de una variable estocástica que considera la media y la varianza de la precipitación. El procedimiento da como resultado nubes de puntos de equilibrio representadas en un diagrama de dispersión (Figura 18). La dispersión de la nube es crítica para tener un diagnóstico. Cuando la dispersión es alta (Figura 18A), la trayectoria temporal del sistema vagará de manera bastante errática; si la dispersión es baja (Figura 18B), la trayectoria temporal será más predecible.

Para determinar el riesgo de degradación, es necesario añadir umbrales de degradación que en muchos casos son tentativos o subjetivos, dada la naturaleza del concepto de degradación (Meyfroidt *et al.* 2022). El riesgo viene determinado por el porcentaje de puntos de equilibrio que superan el umbral de degradación establecido. Con ello se tiene una idea, aunque cualitativa, de la trayectoria más probable de sistema para un escenario determinado. Este indicador es, por tanto, una señal anticipada del uso sostenible o insostenible del socioecosistema modelado.

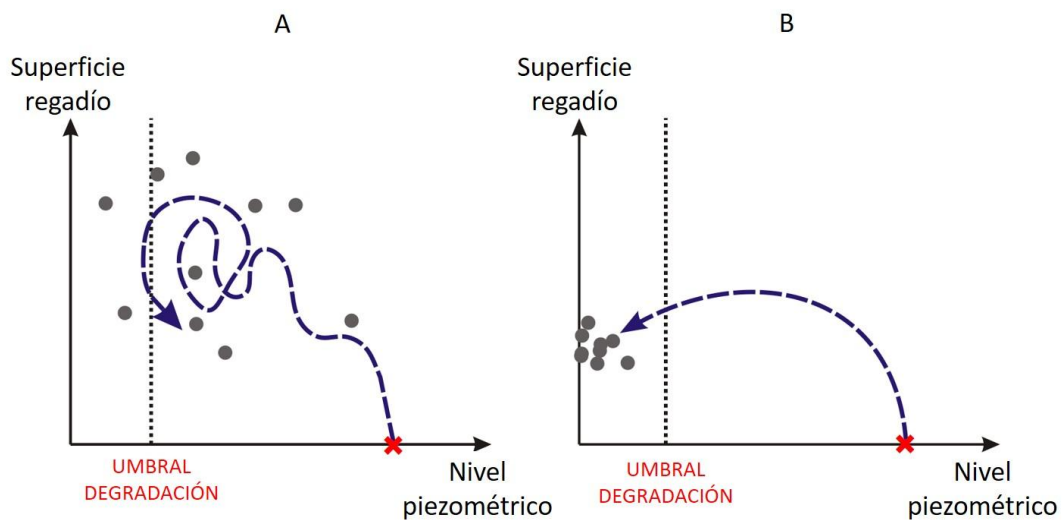


Figura 18. Dos tipologías de nube de puntos de equilibrio a largo plazo para el subsistema Acuífero-Agricultura de regadío. En algunos casos, la dispersión de la nube de puntos no ofrece una precisión clara (A), mientras que en otros la agrupación de puntos apunta claramente hacia una región del diagrama de dispersión (B). La trayectoria más probable seguida por el sistema desde su situación original (cruz roja) es la indicada por la línea discontinua. En el caso (A), la dispersión de puntos predice una trayectoria errática, mientras que en el caso (B) cabe esperar una trayectoria más clara. Se indica el umbral (línea de puntos) que separa la región de degradación de la sostenible.

4.3.2. Programación de rutinas de simulación para implementar el cálculo de riesgo de degradación

Como se ha dicho, un modelo DS tiene como principal cometido generar la trayectoria temporal de las variables modeladas. Sin embargo, la implementación de un análisis como el descrito en la sección anterior, requiere simular el modelo bajo una gran cantidad de escenarios. Con el fin de reducir el número de errores e implementar este tipo de ejercicios en un tiempo razonable, se pueden programar diversas rutinas que automaticen las tareas a realizar. Una forma de llevar a cabo esta automatización es programar en Excel, mediante Visual Basic (Martínez-Valderrama *et al.* 2020; Martínez-Valderrama e Ibáñez 2023a), una serie de instrucciones que permitan utilizar la librería dll de Vensim, el programa utilizado para construir los modelos.

La Figura 19 muestra la estructura general de este tipo de aplicaciones que manejan desde Excel modelos construidos en Vensim.

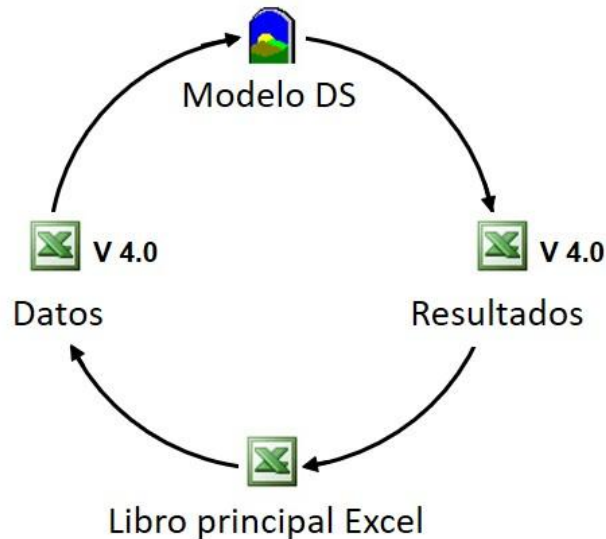


Figura 19. Elementos básicos de una aplicación para ejecutar el programa Vensim desde Excel.

Como puede observarse (Figura 19), la aplicación interfaz de usuario, es decir, el libro principal desde donde se ejecutan las macros programadas, interactúa con el modelo construido en Vensim a través de ficheros de Datos (mediante los cuales se hacen llegar al modelo hipótesis o escenarios) y Resultados (que exportan los resultados generados por el modelo a la hoja de cálculo). Dado que el programa Vensim sólo interactúa con un determinado formato de Excel (Hoja de Cálculo de Microsoft Excel 4.0), los ficheros de Datos y Resultados han de estar en ese formato.

En esencia, la rutina de programación realiza los siguientes pasos:

1. Cálculo de los n escenarios a simular considerando una media y varianza para las variables estocásticas que se van a implementar.
2. Exportación del primer escenario de simulación desde Excel a Vensim.
3. Simulación del modelo en Vensim.
4. Exportación del primer resultado de simulación de Vensim a Excel. Este es el valor de equilibrio de la variable que se ha determinado como indicador de alerta temprana.
5. Repetición de esta rutina hasta completar los n escenarios.

-
6. Cálculo del porcentaje de puntos de equilibrio que han rebasado el umbral de degradación establecido.

V – RESULTADOS

V - RESULTADOS

Los resultados de esta tesis doctoral incluyen: (i) la elaboración del modelo de simulación que representa la interacción entre el sistema socioeconómico y el acuífero no confinado (libre) del que depende, calibrado para el acuífero aluvial de Castell de Ferro en la costa de Granada; (ii) una síntesis a modo de ejemplo de las trayectorias temporales que el modelo es capaz de generar; (iii) una propuesta razonada de los indicadores que permiten evaluar la sostenibilidad en el largo plazo el sistema estudiado y que, por tanto, sirven como un sistema de alerta temprana, así como su valor para el caso de estudio presentado.

5.1. EL MODELO AQUACOAST

El modelo DS presentado parte de una estructura genérica de ecuaciones que reproduce el uso de los recursos naturales bajo el paradigma predador-presa (Ibáñez *et al.* 2008), donde los seres humanos y su uso del territorio representa a los depredadores, y los recursos naturales son las presas (Noy-Meir 1975). Se ha aplicado con anterioridad para estudiar la interacción entre la dinámica del agua subterránea y la evolución de la agricultura de riego intensivo en diversas zonas áridas, partiendo de una conceptualización y formulación asociada (rango de aplicabilidad) para un acuífero no confinado (libre) y un determinado rango temporal para el concepto «largo plazo» que permiten aseverar (demostrar) que la conexión entre causa y efecto es efectiva y el retardo involucrado es matemáticamente cuantificable (Akhavan y Gonçalves 2021; Alcalá *et al.* 2015; De Wit y Crookes 2013; Martínez-Valderrama *et al.* 2011; Martínez Fernández y Selma 2004). El modelo AQUACOAST (Martínez-Valderrama *et al.* 2020) pertenece a esta saga de modelos integrados, desarrollados para estudiar la desertificación vinculada a procesos de explotación del agua subterránea para uso agrario en acuíferos de interior. En concreto, el modelo AQUACOAST adapta los modelos anteriores para representar la evolución de acuíferos costeros, en este caso realizando una evolución conjunta del impacto sobre el estado cuantitativo y cualitativo del agua subterránea por la expansión de la agricultura de

invernadero. La novedad respecto a los modelos precedentes en acuíferos de interior es la consideración de la intrusión marina como una consecuencia del descenso del nivel piezométrico. Lo que sigue es la descripción de este modelo DS, ilustrado en la Figura 20. En el Anexo I se proporciona la lista completa de ecuaciones.

5.1.1. Descripción general y diagrama causal

El modelo AQUACOAST representa la interacción entre las dos variables de nivel que caracterizan el sistema bajo estudio, que son «Agua subterránea» y «Superficie en regadío» (Figura 20). La dinámica de la primera refleja el balance hídrico del acuífero. Mientras que en régimen natural el balance del acuífero depende de la dinámica de recarga natural por la precipitación y descarga natural al mar, en régimen de explotación se añaden dos nuevos flujos: bombeo de agua subterránea para satisfacer las demandas domésticas y de riego, y devolución al acuífero (retorno) de una fracción del agua utilizada para riego. El modelo también permite considerar la transferencia direccional de agua subterránea entre acuíferos adyacentes con conectividad hidráulica, tanto en régimen natural como en régimen alterado.

El acuífero costero modelado está hidráulicamente conectado al mar, lo que significa que la interfaz de agua salada-agua dulce («Límite del agua del mar») se puede desplazar tierra adentro conforme el almacenamiento de agua subterránea «dulce» disminuye, o desplazarse hacia la máxima posición costera asociada al estado natural cuando el flujo de agua subterránea «dulce» aumenta. Por tanto, dicho movimiento tiene un componente estacional ligado a la estacionalidad de la recarga natural, y un componente anual ligado a las variaciones del bombeo producidas en el desarrollo de la agricultura de regadío. En el modelo, que representa ambos componentes, la «Salinidad del agua subterránea» viene dada esencialmente por un promedio ponderado de las salinidades del agua dulce y del agua del mar, donde los pesos de ambos tipos de agua son las longitudes de sus secciones saturadas en el acuífero (ver sección 5.1.2.2). La «Salinidad del agua subterránea» es uno de los indicadores elegidos para evaluar los riesgos de degradación y desertificación en el caso de estudio.

Por su parte, la dinámica de la superficie de regadío se rige bajo el esquema de búsqueda de objetivos, que es un comportamiento básico bien conocido en el modelado DS (Sterman 2000). En síntesis, la superficie regada converge hacia la superficie regada deseada, que está determinada por la relación entre los beneficios de la explotación de regadío y el coste de oportunidad del agricultor, es decir, el beneficio de otras actividades económicas alternativas. La superficie de regadío aumentará cuando el negocio agrícola sea relativamente rentable y disminuirá en caso contrario. El beneficio esperado por explotación es una media móvil de los beneficios pasados, que resultan de la evolución de los ingresos y los costes. En el contexto de este estudio, el coste del agua tiene un papel especial. Este coste tiene dos componentes, el coste de bombeo de agua subterránea del acuífero («Demanda de agua satisfecha desde el acuífero»), que depende principalmente del precio de la energía, y el coste del agua procedente del Sistema de Regulación Rules-Bénzar (SRB) («Demanda de agua satisfecha desde otras fuentes»), que depende de su precio. La dependencia del sistema de fuentes externas de agua se mide agregando los valores de «Demanda de agua satisfecha desde otras fuentes» durante cada año del periodo de simulación del modelo. Los resultados de dichas agregaciones se almacenan como una única variable denominada «Agua importada anualmente», que es el otro indicador elegido para estimar riesgos en este caso de estudio.

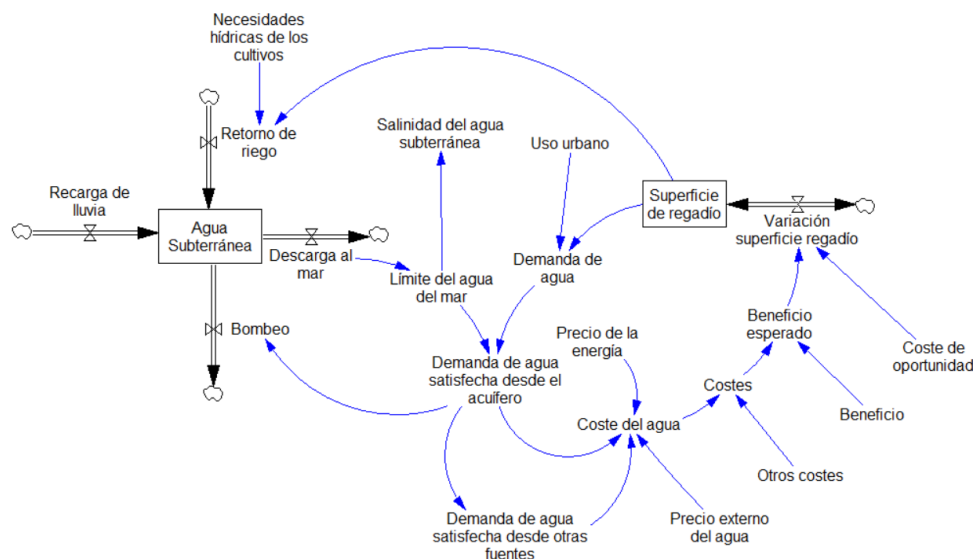


Figura 20. Diagrama causal del modelo AQUACOAST

5.1.2. Ecuaciones del modelo AQUACOAST

En las siguientes secciones se presentan las ecuaciones del modelo AQUACOAST. Se indica que se han mantenido los acrósticos que representan los nombres de las variables en inglés, que es como se publicaron originalmente en los trabajos que sostienen esta tesis doctoral. AQUACOAST trata todo el espacio como homogéneo en términos de las variables que está modelando (Kelly *et al.* 2013) y, por lo tanto, sus variables representan totales o promedios de toda el área modelada. Este tratamiento es análogo al tratamiento «lumped» o «bucket-type» de modelos clásicos. A modo de ilustración, el período de simulación es de 50 años. Este horizonte temporal es apropiado porque (i) permite estudiar la degradación ambiental que sólo puede detectarse cuando se observa la evolución de «variables lentas» (Reynolds *et al.* 2007); y (ii) es superior al rango temporal que determina el comportamiento estacionario a «largo plazo» de las variables hidrológicas de entrada en esa zona del territorio español, esencialmente recarga neta y aporte desde el SRB (Alcalá y Custodio, 2015). Las variables y los parámetros utilizan unidades del sistema internacional: las letras mayúsculas son variables, mientras que las letras minúsculas denotan parámetros. En los Anexos 2 y 3 puede consultarse la notación, las unidades y los valores adoptados para variables y parámetros, respectivamente. El modelo AQUACOAST consta de 34 ecuaciones (Anexo 1) que se presentan a lo largo de las siguientes secciones.

5.1.2.1. *Descarga neta del acuífero*

El modelo AQUACOAST implementa la solución analítica bidimensional de la interfaz agua salada-agua dulce (SFI) propuesta en Verruijt (1968) para un acuífero costero idealizado no confinado (es decir, su límite superior es el nivel freático fluctuante), que es horizontal en su sección, con un espesor suficiente para generar interfaz, y que se desarrolla sobre un lecho rocoso de baja permeabilidad (sustrato), isotrópico e hidráulicamente homogéneo (condición asociada a la condición «lumped» definida anteriormente), y con tasas constantes de entrada (recarga del acuífero) y salida (descarga del acuífero) (Figura 21). Las variables y parámetros del modelo AQUACOAST relativos a prácticas de riego, hidrología del agua subterránea y asignación de agua subterránea para la agricultura se han añadido a la esquematización de Verruijt. En el esquema estacionario de Verruijt, la posición de la SFI se alcanza automáticamente

dependiendo del flujo de agua subterránea dulce. AQUACOAST modifica esta hipótesis introduciendo retrasos para alcanzar el equilibrio descrito por Verruijt, cuya magnitud difiere según se trate, de la fase de intrusión (menor retraso) o de la fase de recuperación (mayor retraso); los retrasos son una función de la densidad del agua y de su diferente capacidad de transmisión por el acuífero (Giménez-Forcada 2014). La asignación de agua subterránea para uso agrícola es el principal componente del flujo. El modelo se centra en determinar distancias críticas de interés agronómico desde la costa, como los límites actuales y de equilibrio de agua dulce y de salinización o el límite de abandono de la agricultura de riego (Figura 21).

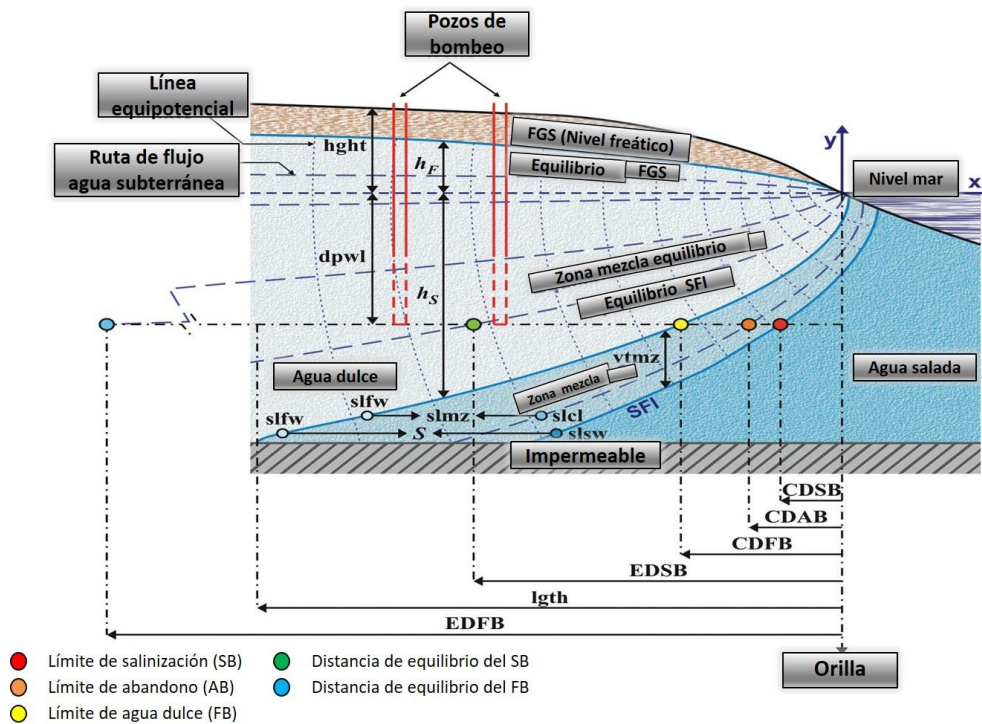


Figura 21. El modelo AQUACOAST añadido a la esquematización de Verruijt (1968) para un acuífero costero no confinado idealizado. h_F es la altura de la superficie libre de agua subterránea (FGS: nivel freático) por encima del nivel del mar (no es un parámetro del modelo), h_S es la profundidad de la interfaz agua salada-agua dulce (SFI) por debajo del nivel del mar (no es un parámetro del modelo), h_{ght} es la altura media de la superficie del terreno por encima del nivel del mar, v_{tmz} es el espesor vertical de la zona de mezcla, $dpwl$ es la profundidad de los pozos de bombeo por debajo del nivel del mar, $CDSB$ es la distancia actual del SB a la línea de costa, $CDAB$ es la distancia actual del AB a la línea de costa, $CDFB$ es la distancia actual del FB a la línea de costa, $EDSB$ es la distancia de equilibrio entre el SB y la costa, $EDFB$ es la distancia de equilibrio entre el FB y la costa, $lgth$ es la longitud del acuífero costero, $slfw$ es la salinidad del agua dulce, S es la salinidad del agua de mezcla a lo largo del eje x distancia de la línea de costa ($CDSB \leq x \leq CDFB$), $slmz$ es la salinidad media real a través de un segmento de línea que conecta FB y AB ($CDAB \leq x \leq CDFB$), $slcl$ es la salinidad límite del cultivo, y $slsw$ es la salinidad del agua salada.

Una de las principales hipótesis del modelo AQUACOAST es que el flujo de agua subterránea dulce se mueve hacia el mar y descarga en el límite costero (la playa) en régimen natural. La descarga neta del acuífero (TDFW) se expresa como la diferencia entre los componentes del balance hídrico de entrada y salida y se mide por unidad de espesor de acuífero. En régimen de explotación, el modelo supone que el TDFW disminuye debido al bombeo de agua subterránea y la SFI se desplaza tierra adentro. La profundidad y extensión de la SFI determinan la fracción de agua dulce subterránea utilizable. El TDFW inicial ($t = 0$) responde al bombeo inicial. Así, TDFW se expresa como:

Ecuación (1a).

$$TDFW_t = \frac{\{appt \cdot (1 - cfro) - aaet - PUMP_t \cdot (1 - cfrf)\} \cdot lgth}{365} + \frac{(ltof \cdot 10^3)}{(width \cdot 365)}$$

Ecuación (1b).

$$TDFW_0 = \frac{\{appt \cdot (1 - cfro) - aaet - PUMP_0 \cdot (1 - cfrf)\} \cdot lgth}{365} + \frac{(ltof \cdot 10^3)}{(width \cdot 365)}$$

donde, TDFW = descarga neta del acuífero, PUMP = bombeo de agua subterránea, appt = precipitación anual, cfro = coeficiente de escorrentía, aaet = evapotranspiración real anual, cfrf = coeficiente de flujo de retorno al acuífero, lgth = longitud del acuífero costero, ltof = transferencia lateral de agua subterránea desde otros acuíferos, width = anchura del acuífero costero, t = estado del sistema en un momento dado, y 0 = tiempo inicial.

5.1.2.2. *Dinámica de los límites entre agua subterránea dulce y salada*

Verruijt (1968) llega a las fórmulas que dan la profundidad del SFI bajo el nivel del mar (hS) y la altura de la superficie libre del agua subterránea (FGS: nivel freático) (hF) como funciones de la distancia a la costa a lo largo del eje x, TDFW, y de tres constantes: conductividad hidráulica (cfpm), densidad de agua dulce (dtfw) y densidad de agua salada (dtsw). Nótese que x, hS y hF, como tales, no son variables del modelo AQUACOAST, a pesar de que están incluidas en la Figura 21 con fines ilustrativos. Como simplificación, el modelo supone que la

profundidad de todos los pozos de bombeo debajo del nivel del mar (dpwl) es la misma (Figura 21). En la realidad, los pozos de bombeo suelen tener diferente profundidad. En este caso, dpwl adoptará la profundidad del pozo más profundo o la profundidad de otros menos profundos a medida que la SFI aumente debido al bombeo progresivo. Se denomina límite de salinización (SB) a la línea, en teoría paralela a la línea de costa para un acuífero isotrópico e hidráulicamente homogéneo (cuya proyección en la Figura 21 es un punto), donde la SFI intersecta el plano horizontal que conecta el fondo de los pozos de bombeo (cuya proyección en la Figura 21 es una línea). Se puede pensar que la distancia del SB a la costa podría obtenerse igualando h_s de Verruijt a dpwl y resolviendo para x . Sin embargo, esto implicaría asumir que la SFI se mueve instantáneamente, lo que no ocurre en los acuíferos reales. Por lo tanto, se supone que la expresión obtenida es la distancia de equilibrio desde la costa que alcanzaría el SB dado el TDFW (EDSB) como en la Figura 21. Esta expresión incluye una función MIN que evita que el EDSB sea mayor que la longitud del acuífero costero:

Ecuación (2a).

$$EDSB_t = MIN\{length, \left(\left[\frac{dpwl^2 \cdot c_{fpm} \cdot dtcp \cdot (1+dtcp)}{(2 \cdot TDFW_t)} \right] - \left[\frac{TDFW_t \cdot (1-dtcp)}{(2 \cdot dtcp \cdot c_{fpm})} \right] \right) \cdot 10^{-3} \}$$

Ecuación (2b).

$$EDSB_0 = MIN\{length, \left(\left[\frac{dpwl^2 \cdot c_{fpm} \cdot dtcp \cdot (1+dtcp)}{(2 \cdot TDFW_0)} \right] - \left[\frac{TDFW_0 \cdot (1-dtcp)}{(2 \cdot dtcp \cdot c_{fpm})} \right] \right) \cdot 10^{-3} \}$$

Ecuación (2c).

$$dtcp = \frac{(d_{tsw} - d_{tfw})}{d_{tfw}}$$

siendo EDSB = distancia de equilibrio de la SB desde la costa, TDFW = descarga neta del acuífero, $lgth$ = longitud del acuífero costero, dpwl = profundidad de los pozos de bombeo debajo del nivel del mar, c_{fpm} = conductividad hidráulica, dtcp = parámetro de contraste de densidad, d_{tsw} = densidad del agua salada, d_{tfw} =

densidad de agua dulce, t = estado del sistema en un momento dado, y 0 = tiempo inicial.

El modelo AQUACOAST supone que el SB se desplaza hacia el equilibrio siguiendo un ajuste exponencial. De este modo, la distancia actual del SB a la costa (CDSB) está dada por una retroalimentación negativa lineal de primer orden. Como se deduce, ningún pozo de bombeo cuya distancia a la costa sea menor que CDSB capta agua salada (Figura 21). Se supone que, inicialmente, el sistema está en equilibrio asociado con el TDFW inicial de la siguiente manera:

Ecuación (3a).

$$CDSB_{t+s} = CDSB_t + s \cdot \left\{ \frac{(EDSB_t - CDSB_t)}{TMBE_t} \right\}$$

Ecuación (3b).

$$CDSB_0 = EDSB_0$$

siendo CDSB = distancia actual del SB desde la costa, EDSB = distancia de equilibrio del SB desde la costa, TMBE = tiempo para que el SB y el FB alcancen el equilibrio, t = estado del sistema en un momento dado, 0 = tiempo inicial, y s = paso de tiempo.

El modelo AQUACOAST representa la zona de mezcla (MZ) entre la SFI y la masa de agua dulce (a la izquierda de la SFI en la Figura 20). MZ tiene un espesor vertical constante (vtmz) (Figura 21). Se llama límite de agua dulce (FB) a la línea, en teoría paralela a la costa para un acuífero isotrópico e hidráulicamente homogéneo, donde la superficie interior superior de la MZ intersecta el plano horizontal que conecta el fondo de los pozos de bombeo (Figura 21). La distancia del FB a la costa en el equilibrio asociado con el TDFW actual (EDFB) resulta de sustituir $dpwl$ por $dpwl + vtmz$ en las ecuaciones (2a) – (2c) de la siguiente manera:

Ecuación (4a).

$$EDFB_t = MIN \left\{ length, \left(\left[\frac{(dpwl+vtmz)^2 \cdot cfpm \cdot dtcp \cdot (1+dtcp)}{(2 \cdot TDFW_t)} \right] - \left[\frac{TDFW_t \cdot (1-dtcp)}{(2 \cdot dtcp \cdot cfpm)} \right] \right) \cdot 10^{-3} \right\}$$

Ecuación (4b).

$$EDFB_0 = MIN \left\{ length, \left(\left[\frac{(dpwl+vtmz)^2 \cdot cfpm \cdot dtcp \cdot (1+dtcp)}{(2 \cdot TDFW_0)} \right] - \left[\frac{TDFW_0 \cdot (1-dtcp)}{(2 \cdot dtcp \cdot cfpm)} \right] \right) \cdot 10^{-3} \right\}$$

siendo EDFB = distancia de equilibrio del FB desde la costa, TDFW = descarga neta del acuífero, lgth = longitud del acuífero costero, dpwl = profundidad de los pozos de bombeo debajo del nivel del mar, vtmz = espesor vertical de la MZ, cfpm = conductividad hidráulica, dtcp = densidad parámetro de contraste, t = estado del sistema en un momento dado, y 0 = tiempo inicial.

Nuevamente, el modelo AQUACOAST supone que el FB se mueve hacia el equilibrio siguiendo un ajuste exponencial.

De este modo, la distancia actual del FB a la costa (CDFB) está dada por una retroalimentación negativa lineal de primer orden. Las dos superficies que limitan la MZ se moverían a la misma velocidad, por lo que las ecuaciones (3a) y (3b) para CDSB y las ecuaciones (5a) y (5b) para CDFB usan el mismo tiempo de ajuste promedio. Como se deduce, ningún pozo de bombeo cuya distancia de la costa sea mayor que CDFB toma agua dulce (Figura 21). Se supone que, inicialmente, el sistema está en equilibrio asociado con el TDFW actual de la siguiente manera:

Ecuación (5a).

$$CDFB_{t+s} = CDFB_t + s \cdot \left\{ \frac{EDFB_t - CDFB_t}{TMBE_t} \right\}$$

Ecuación (5b).

$$CDFB_0 = EDFB_0$$

siendo CDFB = distancia actual del FB desde la costa, EDFB = distancia de equilibrio del FB desde la costa, TMBE = tiempo para que SF y SB alcancen el equilibrio, t = estado del sistema en un momento dado, 0 = tiempo inicial, y s = paso de tiempo.

Como se apuntó anteriormente, el tiempo necesario para que SB y FB alcancen el equilibrio (TMBE) difiere cuando el agua salada invade (fase de intrusión) y cuando el agua dulce recarga el acuífero salinizado (fase de refrescamiento) (Giménez-Forcada 2014). Esta es una de las principales razones por la cual aun persiste agua salada que invadió de forma natural muchos acuíferos durante el último máximo global de nivel del mar (interglaciario) (Custodio 2010; Kooi *et al.* 2000). La expresión TMBE incluye una función condicional para reflejar esta diferencia como

Ecuación (6).

$$TMBE_t = \{IF EDSB_t > CDSB_t THEN tmbi ELSE tmbf\}$$

siendo TMBE = tiempo para que el SB y el FB alcancen el equilibrio, EDSB = distancia de equilibrio del SB desde la costa, CDSB = distancia actual del SB desde la costa, tmbi = tiempo para que los límites actuales alcancen el equilibrio, fase de intrusión, tmbf = tiempo para que los límites actuales alcancen el equilibrio, fase de renovación y t = estado del sistema en un momento dado.

5.1.2.3. *Salinidad del agua subterránea*

La solución analítica de Verruijt supone que la salinidad del agua en el FB (a la distancia CDFB de la costa) es igual a la salinidad del agua dulce (slfw), mientras que la salinidad del agua en el SB (a la distancia CDSB de la costa) es igual a la salinidad del agua salada (slsw). El modelo AQUACOAST define la salinidad del agua como la fracción de masa del total de sólidos disueltos en relación con el peso de la muestra: la densidad del agua subterránea dulce costera prístina está en torno a $0,2 \text{ kg m}^{-3}$ (Alcalá y Custodio 2008b; Dahl 1956), el agua subterránea dulce en los acuíferos costeros con explotación se encuentra normalmente en el rango $0,2-0,5 \text{ kg m}^{-3}$ (Swenson y Baldwin 1965), el agua salada es 35 kg m^{-3} (Stumm y Morgan 1996) y el agua de riego que limita los cultivos es 2 kg m^{-3} (Ayers y Westcot 1985). Se asume que la salinidad del agua de mezcla (S) a lo largo de la distancia del eje x desde la costa ($CDSB \leq x \leq CDFB$) que conecta SB y FB (Figura 21) está dada por slsw y slfw como:

Ecuación (7).

$$S(x) = slfw + slsw - slfw \cdot \left\{ \frac{(CDFB - x)}{(CDFB - CDSB)} \right\}^{cdap}$$

siendo S = salinidad del agua de mezcla a lo largo del eje x distancia desde la costa ($CDSB \leq x \leq CDFB$), $slfw$ = salinidad de agua dulce, $slsw$ = salinidad de agua salada, $CDFB$ = distancia actual del FB desde la costa, $CDSB$ = distancia actual del SB desde la costa, $CDAP$ = parámetro de calibración para representar variaciones no lineales en la salinidad.

Una vez definidos S y $slfw$, la distancia del límite de abandono (AB) (CDAB) desde la costa (Figura 21) se obtiene igualando la ecuación 7 a la salinidad limitante del cultivo ($slcl$), es decir, la salinidad máxima del agua para el cultivo, producción y luego resolver para x . Se indica que ningún pozo de bombeo cuya distancia desde la costa sea menor que CDAB (es decir, $slfw > slcl$) puede utilizar agua subterránea para riego (Figura 21). CDAB se expresa como:

Ecuación (8).

$$CDAB_t = CDFB_t - (CDFB_t - CDSB_t) \cdot \left\{ \frac{(slcl - slfw)}{(slsw - slfw)} \right\}^{\left(\frac{1}{cdap}\right)}$$

siendo CDAB = distancia actual del AB desde la costa, CDFB = distancia actual del SB desde la costa, CDSB = distancia actual del SB desde la costa, $slcl$ = salinidad limitante de cultivos, $slfw$ = salinidad de agua dulce, $slsw$ = agua salada salinidad, $cdap$ = parámetro de calibración para representar variaciones no lineales en la salinidad, y t = estado del sistema en un momento dado.

5.1.2.4. Superficie de agua subterránea libre

El nivel freático (FGS) no es un plano horizontal en la conceptualización de Verruijt (Figura 21). Sin embargo, el modelo AQUACOAST sólo hace uso de su altura media sobre el nivel del mar. La expresión que proporciona dicho FGS promedio en el equilibrio asociado con el TDFW actual (EHFW) resulta de

integrar la altura del nivel freático sobre el nivel del mar entre 0 y la longitud del acuífero costero (lgth) y luego dividir el resultado por lgth como:

Ecuación (9a).

$$EHFW_t = \left\{ \frac{8 \cdot dtcp \cdot TDFW_t \cdot lgth \cdot 10^3}{(9 \cdot cfpm \cdot (1 + dtcp))} \right\}^{(1/2)}$$

Ecuación (9b).

$$EHFW_0 = \left\{ \frac{8 \cdot dtcp \cdot TDFW_0 \cdot lgth \cdot 10^3}{(9 \cdot cfpm \cdot (1 + dtcp))} \right\}^{(1/2)}$$

siendo EHF_W = altura promedio de equilibrio del FGS sobre el nivel del mar, TDFW = descarga neta del acuífero, lgth = longitud del acuífero costero, cfpm = conductividad hidráulica, t = estado del sistema en un momento dado, y 0 = tiempo inicial.

Una vez más, se asume que la altura promedio actual del FGS (CHF_W) se mueve hacia el equilibrio siguiendo un ajuste exponencial:

Ecuación (10a).

$$CHF_{W_{t+s}} = CHF_{W_t} + s \left\{ \frac{EHFW_t - CHF_{W_t}}{tmhe} \right\}$$

Ecuación (10b).

$$CHF_{W_0} = EHF_{W_0}$$

siendo CHF_W = altura promedio actual del FGS sobre el nivel del mar, EHF_W = altura promedio de equilibrio del FGS sobre el nivel del mar, tmhe = tiempo para que el FGS alcance el equilibrio, t = estado del sistema en un momento dado, 0 = tiempo inicial, y s = paso de tiempo.

5.1.2.5. Superficie en regadío

El área potencial de riego (ARPI) es la superficie sobre el acuífero costero donde un pozo de bombeo con una profundidad por debajo del nivel del mar tomaría agua dulce subterránea cuya salinidad no exceda la salinidad limitante para el cultivo, es decir, la superficie que dista del agua de mar la distancia CDAB (Figura 21). El ARPI se expresa como:

Ecuación (11).

$$ARPI_t = width \cdot (lgth - CDAB_t) \cdot 10^2$$

siendo ARPI= área de regadío potencial, CDAB = distancia actual del AB desde la costa, width= ancho del acuífero costero, lgth= longitud del acuífero costero, y t = estado del sistema en un tiempo dado.

Se plantea la suposición de que varias personas poseen terrenos agrícolas de igual tamaño sobre el acuífero costero. Estas personas consideran entrar o salir de la agricultura de regadío comparando el beneficio promedio esperado por invernadero de regadío (EXPF) con los retornos de otras actividades económicas alternativas, es decir, con sus respectivos costos de oportunidad. Sin embargo, les lleva algún tiempo decidir y llevar a cabo sus planes. Además, se puede asumir que el coste de oportunidad sigue una distribución de Rayleigh generalizada entre agricultores, que se utiliza comúnmente para analizar datos sesgados (Raqab y Madi 2011). La función de distribución acumulativa de esta distribución se expresa genéricamente como:

Ecuación (12).

$$P(X \leq x) = 1 - EXP \left\{ \frac{-x^2}{(A^2 (C^2 + 1))} \right\}$$

donde X es el coste de oportunidad de un agricultor, y A y C son la media y el coeficiente de variación del coste de oportunidad entre agricultores, respectivamente. Se indica que P, X, x, A y C, no son variables del modelo AQUACOAST. De esta manera, $P(X \leq EXPF)$ es la fracción de propietarios cuyo

costo de oportunidad es menor que la ganancia promedio esperada por invernadero de regadío, es decir, la fracción de propietarios que consideran rentable el riego. Pero, dado que las explotaciones son del mismo tamaño, $P(X \leq EXPF)$ es también la fracción del área potencial regada donde el riego se considera rentable. Multiplicando esta fracción por la superficie potencial regada, el objetivo de superficie regada (ARTI) se obtiene como:

Ecuación (13).

$$ARTI_t = ARPI_t \cdot \left[1 - EXP \left\{ \frac{-EXPF_t^2}{((ocfm^2 \cdot ocfv^2 + 1))} \right\} \right]$$

siendo ARTI = objetivo superficie en regadío, ARPI = área de regadío potencial, EXPF = ganancia esperada por invernadero de regadío, ocfm = coste de oportunidad promedio para un agricultor, ocfv = coeficiente de variación del coste de oportunidad para un agricultor, y t = estado de el sistema en un momento dado.

Si las explotaciones agrícolas de regadío se distribuyen uniformemente sobre el acuífero costero (excluyendo la franja costera CDAB donde $slfw > slcl$), la tasa de abandono del área regada (RAIA), debido a que los pozos de bombeo toman agua subterránea cuya salinidad excede la salinidad limitante del cultivo, es igual a la tasa de invasión de agua salada. De este modo, la expresión de RAIA resulta de dividir la velocidad del desplazamiento de la SB hacia el interior por la longitud del área potencial regada. RAIA será igual a cero en la fase de renovación, es decir, cuando $EDSB < CDSB$. La expresión RAIA es:

Ecuación (14).

$$RAIA_t = MAX \left\{ 0, \frac{(EDSB_t - CDSB_t)}{(TMBE_t \cdot (lgth - CDAB_t))} \right\}$$

siendo RAIA = tasa de abandono del área regada, EDSB = distancia de equilibrio de la SB desde la costa, CDSB = distancia actual de la SB desde la costa, TMBE = tiempo para que la SB y la FB alcancen el equilibrio, CDAB = distancia actual de la

AB desde la costa, lgth = longitud del acuífero costero y t = estado del sistema en un momento dado.

El área regada real (ARIR) se aproxima al área regada objetivo (ARTI) siguiendo un ajuste exponencial, aunque parte del área regada se abandona simultáneamente cuando el agua salada invade, es decir, cuando RAIA > 0. El modelo AQUACOAST supone que sólo hay una explotación de regadío bombeando del acuífero en el momento cero. ARIR se expresa como:

Ecuación (15a).

$$ARIR_{t+s} = ARIR_t \cdot \left\{ \frac{(ARTI_t - ARIR_t)}{t_{fex}} \right\} - RAIA_t \cdot ARIR_t$$

Ecuación (15b).

$$ARIR_0 = arfr$$

siendo ARIR = área regada, ARTI = objetivo área regada, RAIA = tasa de abandono del área regada, t_{fex} = tiempo para que los agricultores ajusten sus expectativas, arfr = área de un invernadero, t = estado del sistema en un momento dado, y 0 = tiempo inicial.

5.1.2.6. **Beneficio por explotación**

El parámetro oaag permite definir si el modelo AQUACOAST representa un sistema agrícola al aire libre (oaag = 1) o bajo plástico (oaag ≠ 1). En el primer caso, la precipitación contribuye al riego, mientras que en el segundo no. La contribución de la precipitación al riego (PPIR) se expresa como:

Ecuación (16).

$$PPIR_t = \{IFoaag = 1 THEN appt \cdot (1 - cfro) \cdot 10 ELSE 0\}$$

siendo PPIR = contribución de la precipitación al riego; oaag = si 1, entonces agricultura al aire libre; en caso contrario, agricultura bajo plástico; appt =

precipitación anual; cfro = coeficiente de escorrentía; y t = estado del sistema en un momento dado.

El rendimiento del cultivo por hectárea (YLDH) está relacionado con la suma de la dosis de riego procedente del agua subterránea (IRDS) y el aporte de la precipitación al riego (PPIR) mediante una función logística o parabólica. La función implica un factor de salinidad que mide el efecto negativo de la salinidad del agua sobre el rendimiento de los cultivos y oscila entre cero y uno. Se puede demostrar que, para cualquier valor no nulo del factor de salinidad, el rendimiento del cultivo se maximiza cuando IRDS + PPIR iguala el requerimiento de agua para el rendimiento agronómico óptimo (wrao) como:

Ecuación (17).

$$YLDH_t = pycm \cdot SLFT_t \cdot (IRDS_t + PPIR_t) \cdot MAX \left[0,1 - \left\{ \frac{(IRDS_t + PPIR_t)}{(2 \cdot wrao)} \right\} \right]$$

siendo YLDH = rendimiento del cultivo por hectárea de superficie, SLFT = factor de salinidad, IRDS = dosis de riego procedente del agua subterránea, PPIR = contribución de la precipitación al riego, pycm = rendimiento marginal potencial por metro cúbico de agua, wrao = requerimiento de agua para el rendimiento agronómico óptimo, y t = estado del sistema en un momento dado. La expresión del factor de salinidad (SLFT) combina dos valores de otro factor de salinidad, el dado por (Aragües 2011). Este factor se expresa genéricamente como:

Ecuación (18).

$$SLFT = MAX \left\{ 0,1 - MAX \frac{(0, S - slfp)}{(slcl - slfp)} \right\}$$

siendo SLFT = factor de salinidad expresado genéricamente, S = salinidad del agua de mezcla a lo largo de la distancia del eje x desde la costa ($CDSB \leq x \leq CDFB$) como en la ecuación 7, slcl = salinidad limitante del cultivo, slfp = otro parámetro de calibración específico del cultivo, y t = estado del sistema en un momento dado.

El primer valor de SLFT es uno, su longitud es lgth-CDFB (Figura 21), y corresponde a la zona donde los pozos de bombeo toman agua subterránea dulce. El segundo valor de SLFT corresponde a la parte interior de la ZM donde los pozos de bombeo toman agua subterránea salada aún útil para la producción de cultivos ($slcl \geq slfw$), y su longitud es CDFB-CDAB (Figura 21). Al integrar la ecuación 7 entre CDAB y CDFB y luego dividir el resultado por CDFB-CDAB se obtiene la salinidad promedio real en el segmento de línea que conecta FB y AB (slmz). De este modo, el valor de SLFT en la segunda zona (sfmz) resulta de usar slmz en lugar de S en la ecuación (19). Finalmente, SLFT es un promedio ponderado de los dos valores mencionados de SLFT, donde los pesos son las longitudes de las respectivas zonas. Al hacerlo, se debe considerar que, (1) el rendimiento de los cultivos por hectárea (YLDH) es también un promedio ponderado de los rendimientos de los cultivos correspondientes a ambas zonas, y (2) si la salinidad aumentara linealmente a lo largo del segmento de línea entre CDAB y CDFB, es decir, si $cdap = 1$, slmz sería el promedio simple de las salinidades limitantes del cultivo (slcl) y de agua dulce (slfw). SLFT se expresa como:

Ecuación (19a).

$$SLFT_t = \frac{\{(lgth - CDFB_t) + sfmz \cdot (CDFB_t - CDAB_t)\}}{(lgth - CDAB_t)}$$

Ecuación (19b).

$$sfmz = MAX \left\{ 0, 1 - MAX \frac{(0, slmz - slfp)}{(slcl - slfp)} \right\}$$

Ecuación (19c).

$$slmz = slfw + \frac{(slcl - slfw)}{(cdap + 1)}$$

siendo SLFT = factor de salinidad, CDFB = distancia actual del FB desde la costa, CDAB = distancia actual del AB desde la costa, lgth = longitud del acuífero

costero, $sfmz$ = factor de salinidad promedio a lo largo de un segmento de línea que conecta el FB y el AB, $slmz$ = salinidad real del agua a través de un segmento de línea que conecta FB y AB ($CDAB \leq x \leq CDFB$), $slfp$ = parámetro de calibración para representar variaciones no lineales en la salinidad, $slcl$ = salinidad limitante de cultivos, $slfw$ = salinidad de agua dulce y t = estado del sistema en un momento dado.

El coste del agua por metro cúbico (CSTW) combina el coste de la energía necesaria para bombear el agua subterránea, que depende de la profundidad del FGS (nivel freático) y el precio de la energía y otros costes como:

Ecuación (20).

$$CSTW_t = egcm \cdot (hght - CHFw_t) \cdot preg + cwot$$

siendo CSTW = coste del agua por metro cúbico, CHFw = altura promedio actual del FGS sobre el nivel del mar, $egcm$ = energía requerida para bombear un metro cúbico a un metro, $hght$ = altura promedio de la superficie terrestre sobre el nivel del mar, $preg$ = precio de la energía, $cwot$ = costes del agua distintos al de la energía, y t = estado del sistema en un momento dado.

El beneficio por hectárea (PFTH) es la diferencia entre los ingresos y los costes por hectárea. Los ingresos provienen de la venta de la producción agrícola y de los subsidios. Los costes por hectárea son el coste del agua y otros costos. El primero resulta de multiplicar el costo del agua por metro cúbico (CSTW) y la dosis real de riego procedente del agua subterránea (IRDS). Este producto intenta alcanzar la dosis de riego deseada por encima de la eficiencia del sistema de riego. Otros costes por hectárea se agregan en un único parámetro del modelo ($octh$). PFTH se expresa como:

Ecuación (21).

$$PFTH_t = prcp \cdot YLDH_t + subh - \frac{(CSTW_t - IRDS_t)}{efir - octh}$$

siendo PFTH = beneficio por hectárea, YLDH = rendimiento de los cultivos por hectárea, CSTW = coste del agua por metro cúbico, IRDS = dosis de riego a partir del agua subterránea, prcp = precio de los cultivos, subh = subsidios por hectárea, efir = eficiencia del sistema de riego, octh = otros costes por hectárea, y t = estado del sistema en un momento dado.

El beneficio esperado por invernadero de regadío (EXPF) resulta de multiplicar el beneficio por hectárea (PFTH) y el área de un invernadero (arfr). El modelo AQUACOAST implementa la expectativa sobre dicha ganancia es un promedio móvil de ganancias pasadas observadas donde las ponderaciones disminuyen exponencialmente con el tiempo. Es el conocido suavizamiento exponencial, que puede expresarse como una retroalimentación negativa lineal de primer orden (Sterman 2000) como:

Ecuación (22a).

$$EXPF_{t+s} = EXPF_{t+s} \cdot \left\{ \frac{(\text{arfr} \cdot PFTH_t - EXPF)}{tfex} \right\}$$

Ecuación (22b).

$$EXPF_0 = expf$$

donde, EXPF = beneficio esperado por invernadero, PFTH = beneficio por hectárea, arfr = área de un invernadero, tfex = tiempo para que los agricultores ajusten sus expectativas, expf = beneficio inicial esperado por invernadero, t = estado del sistema en un momento dado, 0 = tiempo inicial y s = paso de tiempo.

5.1.3. Calibrado del modelo AQUACOAST para el caso del acuífero alluvial costero de Castell de Ferro

La información original sobre el acuífero de Castell de Ferro se generó a finales de la década de 1980 (Benavente *et al.* 1988) y se ha ido actualizando en sucesivos estudios (Calvache y Pulido-Bosch 1997; Junta de Andalucía 2016; Pulido-Leboeuf 2003). Estas fuentes proporcionaron la mayor parte de la información hidrogeológica, concretamente datos sobre el balance hídrico del acuífero, su geometría, la intrusión de agua marina y la calidad del agua

subterránea. Aunque estos datos no son muy detallados, permitieron especificar valores de referencia para las principales variables implicadas. La información agronómica, económica y social era mucho más abundante y, además, procedía de distintas fuentes, desde locales hasta regionales y nacionales: (Junta de Andalucía 2019, 2021, 2016, 2020); estudios locales (Matarán Ruiz 2008; Valenzuela Montes y Matarán Ruiz 2008); (INE 2020), (WWF 2009), (Ministerio de Industria 2022), Fundación Cajamar (Fundación Cajamar 2023; Valera *et al.* 2016) y otros estudios (Dept of Industry and Science of Australia 2015; Samper 2013).

La sección describió los orígenes y las fuentes de información consultadas para compilar los datos de entrada del modelo. El Anexo 4 describe el origen del valor asignado a cada variable y parámetro. El Anexo 5 muestra los parámetros que carecen de fuente externa, y que han sido estimados durante la etapa de calibrado del modelo. El conjunto de valores de los parámetros incluidos en los Anexos 4 y 5 constituye el escenario por defecto del modelo.

El modelo se validó cuantitativamente comprobando que se ajustaba satisfactoriamente tanto a la trayectoria temporal de la superficie regada, para la que se disponía de datos de series temporales, y los valores de referencia de las seis variables mostradas en el Anexo 3. Sin embargo, el ajuste de las observaciones históricas y de referencia es insuficiente para validar un modelo cuya finalidad es explorar posibles estados del sistema diferentes del observado hasta el momento (Perry y Millington 2008; Sterman 2002). Por esta razón, también se realizó una validación cualitativa del modelo en la forma aconsejada por el enfoque SD (Barlas 1989; Sterman 2000). Así, se comprobó que las variables estaban adecuadamente acotadas por la estructura del modelo, y no por un mecanismo ad hoc, y que el modelo se comportaba coherentemente bajo escenarios extremos, por ejemplo, en ausencia de recarga del acuífero.

5.2. SIMULACIÓN DEL MODELO PARA EL ACUÍFERO DE CASTELL DE FERRO Y LA AGRICULTURA DE IVERNADERO ASOCIADA

Como se anunciaba en la sección metodológica, el principal resultado de un modelo SD es obtener la trayectoria temporal de cada una de las variables modeladas como un ejercicio de exploración. Esta sección muestra los resultados básicos que provee el modelo AQUACOAST, incidiendo en el objetivo de este

tipo de modelos y su capacidad de análisis, y en que las trayectorias temporales no se deben considerar predicciones, puesto que el sustrato de las ecuaciones empleadas es de naturaleza socioecológica y, no responden a leyes de carácter físico y universal. Así como un modelo que meramente se apoye en leyes físicas puede determinar con precisión la fecha del próximo eclipse lunar, los modelos que responden a formulaciones económicas, sociales e incluso biológicas exploran, el futuro, pero no pueden predecir lo que va a ocurrir (Perry y Millington 2008; Sterman 2002).

5.2.1 Comportamiento del modelo bajo el escenario «base»

La Figura 22 muestra las trayectorias temporales de las principales variables bajo el escenario por defecto o escenario «Base», que refleja la evolución histórica del ACF (Anexos 4 y 5). El período de simulación elegido es de 50 años. Estas trayectorias reflejan la descripción del sistema GSB realizada en la Sección 2.1. Como se puede apreciar, la expansión de la superficie de regadío hasta alcanzar aproximadamente 630 ha (Figura 22a) conduce a una notable reducción de las reservas de agua subterránea (Figura 22b) y a un aumento en su salinidad (Figura 22c). Para que las explotaciones agrarias puedan hacer frente a esta limitación, deben importar anualmente alrededor de 1,5 hm³ de agua del SRB (Figura 22d). Como puede observarse, la variable «Agua importada anualmente» se restablece a cero al comienzo de cada año y, en consecuencia, solo los valores al final de cada año deben ser considerado para esta variable. Además, las oscilaciones de tres de las variables representadas, permite ver cómo el modelo reproduce bien las fluctuaciones estacionales del agua subterránea y su salinidad, consecuencia de la estacionalidad de la precipitación.

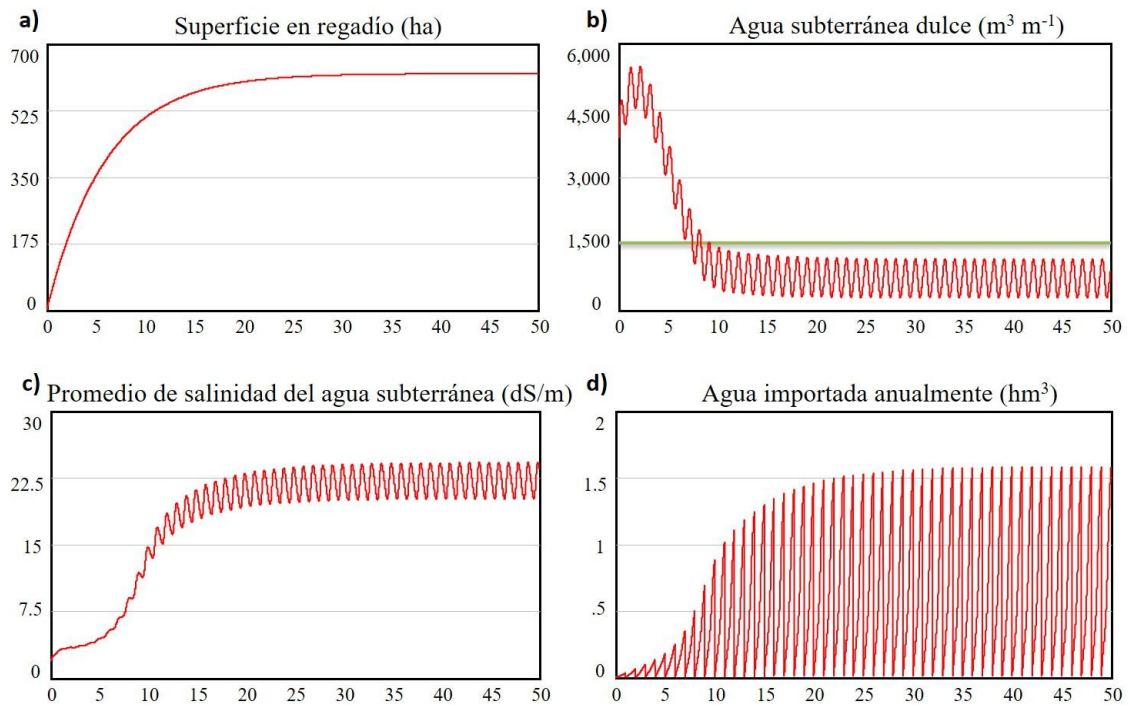


Figura 22. Trayectorias temporales en el escenario por defecto, o escenario base (Anexos 4 y 5) de (a) superficie regada, (b) agua subterránea, (c) salinidad del agua subterránea y (d) agua importada anualmente al GSB.

5.2.2 Análisis de escenarios alternativos: «¿Qué pasaría si....?»

En ausencia de predicciones, resulta sumamente útil la comparación entre diversas simulaciones, es decir, responder a la pregunta «¿qué pasaría si?». Las respuestas a esta cuestión permiten obtener conclusiones muy útiles sobre el funcionamiento del sistema. Como se puede deducir, las conclusiones más valiosas que se pueden extraer del uso de un modelo DS son de índole relativo. Es decir, se sabe que no es posible calcular cuando va a agotarse un acuífero, o cual va a ser la superficie en regadío dentro de dos décadas. Esa previsión está rodeada de tal incertidumbre (por ejemplo, establecer la recarga del acuífero de manera precisa o saber cuánto va a llover cada año), que es mucho más práctico conocer, por ejemplo, si bajo un escenario la superficie de riego aumenta más o menos que bajo otro escenario.

Para mostrar los resultados de este tipo de ejercicios, se han especificado cuatro escenarios alternativos para investigar los posibles efectos del cambio

climático y la actual crisis energética en el sistema modelado. Los valores de los parámetros de estos escenarios se detallan en la Tabla 3.

Tabla 3. Escenario por defecto «Base» y escenarios alternativos para implementar las preguntas del tipo «¿qué pasaría si...?». Entre paréntesis, el cambio porcentual en comparación con el escenario de referencia. En rojo, valores diferentes del escenario de referencia.

Parámetro	Escenario				
	I	II	III	IV	«Base»
Recarga media por la precipitación	1,58 (↓14,4%)	1,35 (↓26,6%)	1,85	1,47 (↓20,5%)	1,85
Precio de la energía	0,076	0,076	0,139 (↑85%)	0,139 (↑85%)	0,076
Precio m ³ agua importada	0,61	0,61	0,82 (↑35%)	0,82 (↑35%)	0,61
Otros costes por hectárea	43.857	43.857	59.246 (↑35%)	59.246 (↑35%)	43.857
Beneficio por hectárea	77.811	77.811	77.811	105.045 (↑35%)	77.811

Los escenarios I y II resultan de la reducción del parámetro «Recarga media por la precipitación» en relación al escenario «Base». El Escenario I la reduce en un 14,4% y el Escenario II lo hace en un 26,6%. Estos porcentajes definen el intervalo de confianza de la reducción de la precipitación esperada en Andalucía Oriental como consecuencia del cambio climático (Junta de Andalucía. 2014). Los efectos de estos escenarios sobre las trayectorias de las principales variables del modelo se pueden ver en la Figura 23. El acuífero se deteriora aún más, ya que la reserva de «Agua subterránea dulce» disminuye y la «Salinidad del agua subterránea» aumenta en relación al escenario por defecto. Sin embargo, el área regada permanece igual a medida que aumentan la transferencia de agua para compensar la degradación adicional.

Cambio climático (I, II)

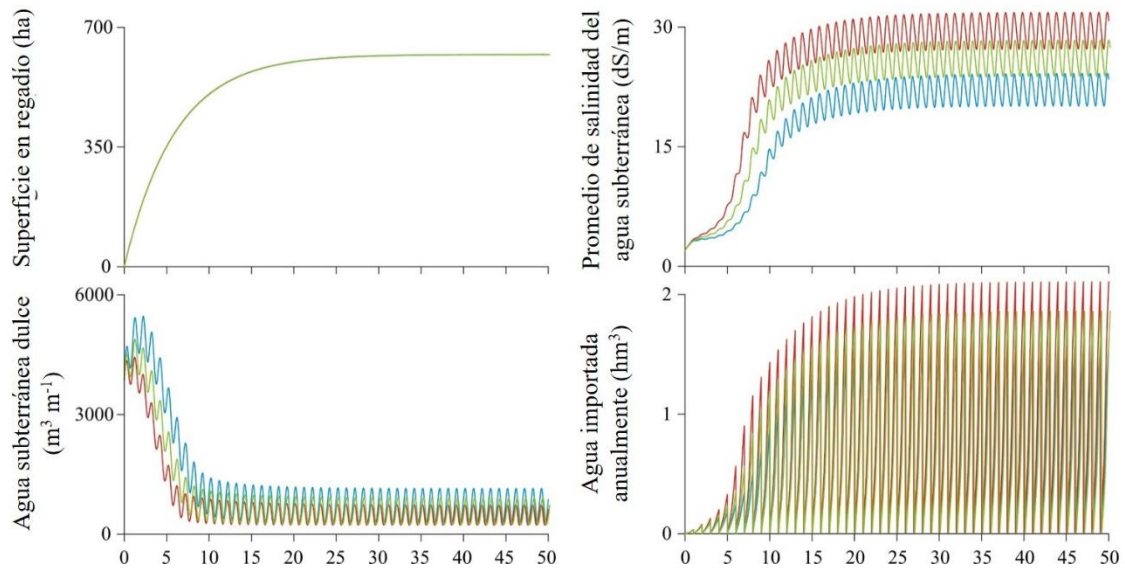


Figura 23. Comparación del escenario Base (línea azul) con escenarios alternativos (líneas verde y roja). En el Escenario I (línea verde), se simula un descenso del 14,4% en la «Recarga pluviométrica media». En el Escenario II (línea roja), el descenso es del 26,6%.

El escenario III refleja una pérdida en la rentabilidad de los invernaderos. Es el resultado de aumentar el parámetro «Precio de la energía» en un 85%, y los parámetros «Otros costes por hectárea» y «Precio m^3 agua importada» en un 35% (Tabla 3). Estas variaciones reflejan los datos difundidos por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación que muestran que el coste de la energía para la agricultura aumentó un 83,09%, y los precios pagados por los agricultores aumentaron un 35,09%, de media, como consecuencia de la actual crisis energética (Agencia EFE 2022). Como puede verse en la Figura 24, el área regada disminuye un 27,8% bajo este escenario, y se alivia la presión sobre los recursos hídricos. Tanto la cantidad como la calidad del agua subterránea mejoran notablemente, y la cantidad de agua importada se reduce a la mitad.

Incremento precio de la energía (III)

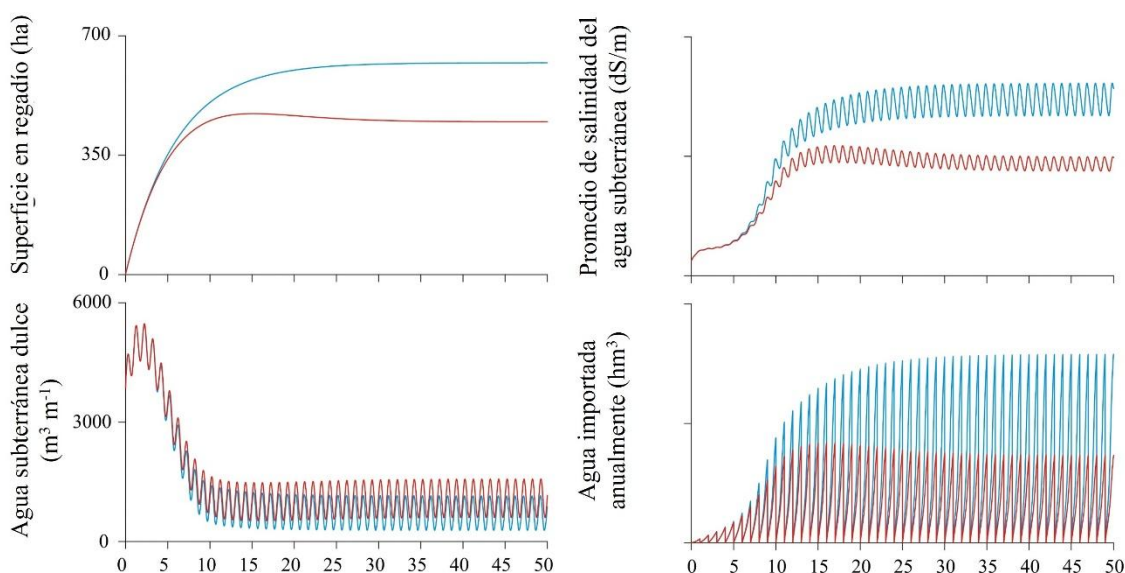


Figura 24. Comparación del escenario Base (línea azul) con el escenario III, que incluye un aumento del 85% en el «Precio de la energía», y del 35% en el «Precio de un metro cúbico de agua exterior» y en «Otros costes por hectárea».

Finalmente, el Escenario IV refleja un retorno plausible del sistema en un futuro cercano donde el parámetro «Recarga pluviométrica media» se reduce en un 20,5% (el promedio de las reducciones consideradas en los Escenarios I y II); los costes aumentan como se especifica en el Escenario III, y el parámetro «Ingresos por hectárea» experimenta un aumento del 35% (Tabla Suplementaria S3). Este último corresponde a la subida promedio de los precios de frutas y verduras observada en la región como consecuencia de la crisis energética (Madueño 2022). La tercera columna de la Figura 25 muestra los efectos de este escenario. El aumento de los ingresos compensa los efectos del aumento de los costes, por lo que la trayectoria de la superficie regada es igual a la del escenario por defecto. Por otro lado, las trayectorias de «Agua subterránea dulce», «Salinidad de agua subterránea» y «Agua importada anualmente» son aproximadamente el promedio de las trayectorias obtenidas bajo los Escenarios I y II. Una vez más, el Escenario IV muestra que los agricultores harían frente a la degradación adicional del acuífero transfiriendo más agua de la CAG.

Incremento precio de la energía (IV)

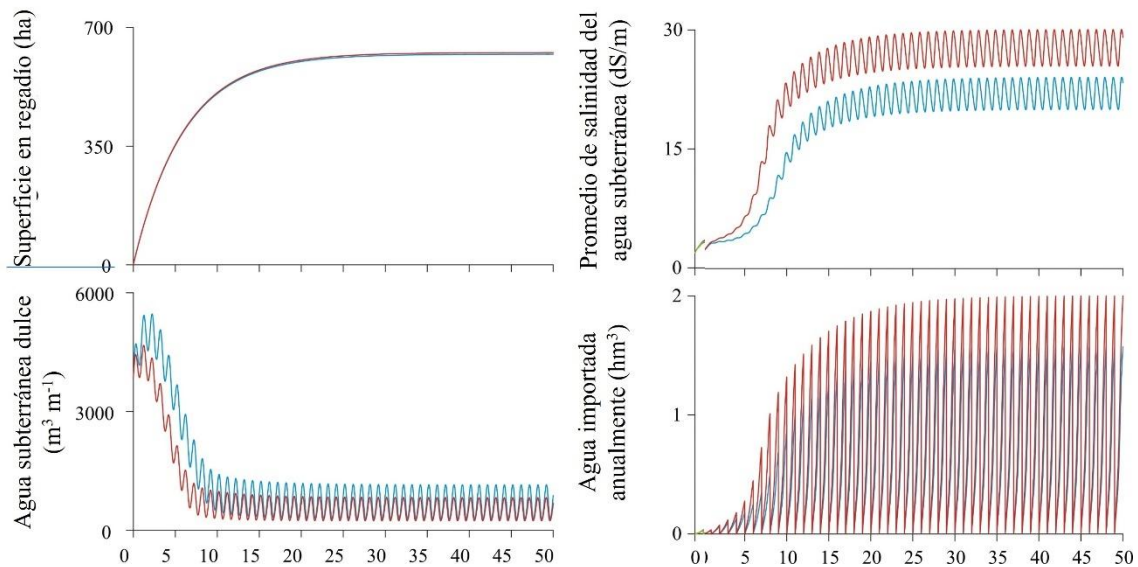


Figura 25. Comparación del escenario «Base» (línea azul) con el escenario IV (línea roja) que incluye una reducción del 20,5% en el parámetro «Recarga pluviométrica media», los mismos incrementos en los costes que el Escenario III y un aumento del 35% en el parámetro «Ingresos por hectárea».

5.3. RIESGOS DE DEGRADACIÓN Y DESERTIFICACIÓN EN LA CAG

Se ha aplicado la metodología descrita en el apartado 4.3.1 siguiendo los siguientes pasos:

- (1) Selección de los parámetros para especificar los escenarios de simulación. Se elige un parámetro relacionado con el clima, «Recarga pluviométrica media», y un parámetro de rentabilidad de las explotaciones, «Ingresos por hectárea».
- (2) Se asumen distribuciones de probabilidad para los parámetros seleccionados en (1): una distribución log-normal para la «Recarga pluviométrica media», y una distribución normal para los «Ingresos por hectárea». Para este parámetro se considera como media el valor por defecto del parámetro ($77.811 \text{ € ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), y una desviación estándar de $11.189 \text{ € ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, estimada a partir de la serie temporal de precios del tomate reportada por el Observatorio de Precios y Mercados de la Junta

de Andalucía durante el periodo 2002/03–2021/21 (Junta de Andalucía, 2022). Dado que el tomate es el principal cultivo de la zona, se consideró que dicha serie era una buena aproximación para estimar la desviación típica de los ingresos, para la que no se encontró ninguna serie temporal. Para la «Recarga media de precipitaciones», se utilizó una distribución log-normal porque refleja la asimetría típica que caracteriza a las precipitaciones en las zonas áridas (Williams y Albertson, 2006; Martínez-Valderrama *et al.*, 2021; Alcalá *et al.*, 2018). La media de la distribución es el valor por defecto del parámetro ($1,85 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$), y su desviación estándar ($0,6475 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$) se estima a partir de la serie temporal de precipitación local en el periodo 1980/81–2011/12 (Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente, 2016).

- (3) Especificar un elevado número de escenarios de simulación, cada uno de ellos considerando una combinación diferente de valores para los parámetros seleccionados. Todos los valores de los parámetros se muestrean independientemente a partir de la distribución de probabilidad de los parámetros. En este caso se especificaron un total de 200 escenarios. Los 200 valores para cada uno de estos parámetros aparecen en el Anexo 5.
- (4) Selección de variables del modelo que actúen como indicadores del estado de degradación del sistema. Se ha elegido «Salinidad del agua subterránea» como indicador de la calidad el agua local del acuífero, y «Agua importada anualmente» como indicador de la escasez de recursos hídricos en la cuenca.
- (5) Simulación del modelo de cada uno de los escenarios especificados en (3) con un periodo de simulación lo suficientemente largo como para que todo el sistema alcance el equilibrio (Ibáñez *et al.* 2008), y se registraron los valores de los indicadores en ese punto («valores finales»). Atendiendo a los valores de «largo plazo» de las variables que gobiernan el sistema (recarga; Alcalá y Custodio, 2015), un periodo de simulación de 10–15 años sería suficiente para que el sistema alcance el equilibrio (Figura 22), así que el periodo de simulación elegido de 50 años se considera óptimo. Los 200 puntos de equilibrio se recogen en el Anexo 5.

- (6) Cálculo del porcentaje de escenarios en los que los valores finales de los indicadores superan los umbrales de degradación o desertificación. Este porcentaje es el riesgo estimado para el caso de estudio. En este caso, se ha considerado un umbral de 40 dS m^{-1} para «Salinidad del agua subterránea». Un valor por encima de este umbral indica que la intrusión de agua marina afecta a todo el acuífero durante todo el año. Dado que estimar la cantidad máxima de agua que podría transferirse potencialmente al CAG es muy complejo debido a las razones climáticas, físicas, técnicas y/o económicas que influyen en ello, se han considerado dos umbrales para «Agua importada anualmente»: $1,5 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$, que es la cantidad de agua importada anualmente en la actualidad, y $3 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$, que la duplica.

Los escenarios del tipo «¿qué pasaría si...?» descritos en la sección 5.2.2 (Tabla 3) proyectan ciertas dudas sobre el comportamiento probable del sistema en el futuro. Si bien el número de escenarios considerados no es suficientemente alto como para que los resultados se consideren significativos, las estimaciones de riesgo tienen como objetivo abordar este inconveniente. Como se explicó anteriormente, para realizar dichas estimaciones, el modelo implementó 200 escenarios que combinan diferentes valores aleatorios de un parámetro climático («Recarga pluviométrica media») y un parámetro de rentabilidad («Ingresos por hectárea»). Los resultados de estos escenarios fueron resumidos por los valores finales de «Salinidad del agua subterránea» y «Agua importada anualmente». La Figura 26 muestra la nube de puntos de estos 200 valores finales después de las simulaciones.

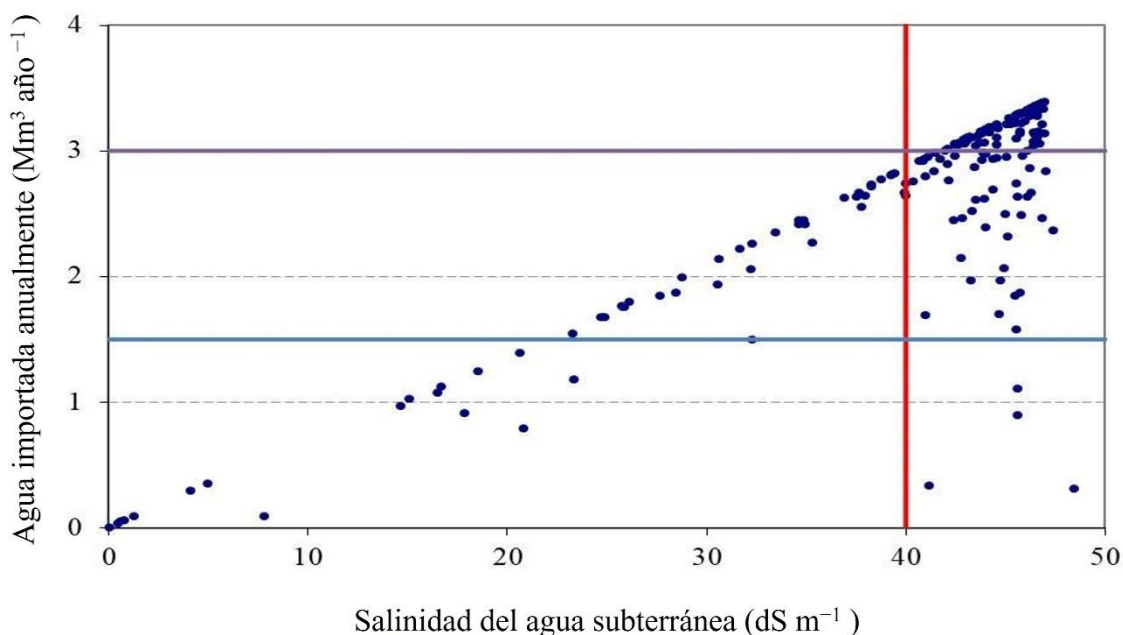


Figura 26. Valores finales de los indicadores tras simular 200 escenarios que combinan diferentes valores aleatorios de los parámetros «Recarga pluviométrica media» e «Ingresos por hectárea» (Tabla 3). La línea roja indica el umbral de degradación considerado para la «Salinidad del agua subterránea» (40 dS m^{-1}). Las líneas azul y morada indican los umbrales considerados para «Agua importada anualmente» ($1,5$ y $3 \text{ Mm}^3 \text{ año}^{-1}$).

Los puntos que forman la diagonal corresponden a simulaciones donde el área regada alcanzó su máximo, es decir, 630 ha. Bajo esta particular circunstancia, la diagonal ilustra la relación lineal entre los dos indicadores establecidos en el modelo. Los puntos por debajo de la diagonal corresponden a simulaciones donde el área regada no alcanzó su valor potencial porque el «Ingreso por hectárea» tomó valores bajos. Al inspeccionar la «Salinidad del agua subterránea», se observa que el 73% de los puntos están a la derecha del umbral de degradación considerado para este indicador (40 dS m^{-1}), lo que sugiere que el riesgo de salinización completa del ACF es muy alto. Considerando los dos indicadores simultáneamente, se encuentra que en el 71% de las simulaciones la «Salinidad del agua subterránea» superó los 40 dS m^{-1} , y el «Agua importada anualmente» superó los $1,5 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$, que es la cantidad de agua actual transferida a la cuenca. En el 45,5% de las simulaciones, la «Salinidad del agua subterránea» superó los 40 dS m^{-1} , y la cantidad de «Agua importada anualmente» superó los $3 \text{ hm}^3 \text{ año}^{-1}$, duplicando la cantidad de agua transferida en la actualidad. Estos

resultados sugieren que es probable que el agua marina sature por completo el acuífero, lo que llevaría a las explotaciones agrícolas a aumentar considerablemente su demanda actual de agua.

VI – DISCUSIÓN

VI -DISCUSIÓN

El desarrollo de una herramienta de alerta temprana de desertificación, en el contexto de los recursos hídricos, y más particularmente en el caso de acuíferos costeros, presenta diversos aspectos que requieren una discusión detallada. En primer lugar, se reivindica la necesidad de considerar los recursos hídricos, y especialmente el agua subterránea, bajo el paradigma de la desertificación. A continuación, se discute la utilidad de este tipo de análisis para la reciente iniciativa de la CNUCLD y que forma parte del ODS 15, la Neutralidad de la Degradación de la Tierra. Otro apartado se dedicará a analizar cómo se deben utilizar este tipo de modelos, señalando sus ventajas y carencias. Por último, también se ha creído oportuno señalar la importancia adicional de este tipo de herramientas ante el cambio climático, como ejemplo de situación extraordinaria que contribuye a la ya de por sí incierta relación entre el recurso hídrico subterráneo y su uso por parte del ser humano.

6.1. DEGRADACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS Y DESERTIFICACIÓN

La desertificación es un concepto ambiguo y complejo (Reynolds, 2021) en el que aún no existe consenso sobre el verdadero alcance del problema, razón por la cual, las soluciones hasta ahora no han sido tan efectivas como se pretendía (Martínez-Valderrama *et al.*, 2022, 2024).

Los mapas históricos de desertificación han evaluado la desertificación a través de las tendencias de cobertura del suelo y la vegetación, mientras que las técnicas de detección remota se han convertido gradualmente en el medio principal para monitorear y evaluar la desertificación (Smith *et al.*, 2019). Entre dichas técnicas prevalece el uso del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI en inglés) (Tucker, 1979), un indicador de la Productividad Primaria Neta (NPP en inglés) (Prince, 1991). Estos métodos resultan inadecuados para evaluar la degradación de los recursos hídricos, ya que los aumentos en el NDVI típicamente observados en áreas regadas pueden interpretarse como reverdecimiento y, por lo tanto, como mejoras en la condición de la tierra. Sin

embargo, la agricultura de regadío suele tener un alto coste en los recursos hídricos hasta el punto de ponerlos en riesgo de agotamiento (Martínez-Valderrama *et al.*, 2011; Martínez-Fernández, 2021).

Por lo tanto, a menos que las áreas regadas se identifiquen explícitamente como anomalías (del Barrio *et al.*, 2010), pueden tomarse como una solución para abordar la desertificación en los casos en que, de hecho, la están agravando (Fundación Nueva Cultura del Agua, 2020). Es necesario complementar las técnicas enfocadas en la productividad de la tierra con medidas de los impactos sobre los recursos hídricos. Las observaciones satelitales, como la misión GRACE (Tapley *et al.*, 2004), brindan nuevos conocimientos basados en el espacio del agotamiento del agua subterránea sobre la naturaleza global (Famiglietti, 2014) y benefician la gestión del agua (Zaitchik, Rodell y Reichle, 2008). Complementariamente, el uso de modelos de simulación integrados, como el modelo AQUACOAST, ampliado con análisis de riesgo, puede contribuir significativamente al desarrollo de un SAT capaz de proporcionar una evaluación más holística de la desertificación en los sistemas sociohidrológicos (Martínez-Valderrama *et al.*, 2020), la variante de los socioecosistemas que se apoyan en los recursos hídricos (Blair y Buytaert, 2016).

6.2. LA DINÁMICA DE SISTEMAS COMO UNA HERRAMIENTA ADECUADA PARA AYUDAR A ABORDAR LA NEUTRALIDAD DE DEGRADACIÓN DE LA TIERRA

La NDT busca «mantener o mejorar el capital natural basado en la tierra, que comprende las características edáficas, geomorfológicas, hidrológicas y bióticas de un sitio» (Cowie *et al.*, 2018). La meta 15.3 del Objetivo de Desarrollo Sostenible 15 (UNCCD, 2015) aspira a «lograr un mundo neutral en la degradación de la tierra» como una herramienta para combatir la desertificación (Safriel, 2017), y con ello contribuir al progreso en la lucha contra la desertificación.

Combatir la desertificación implica preservar la cantidad y calidad de los recursos de la tierra, pero también ofrecer oportunidades económicas a la población (Grainger, 2015). Esto es especialmente difícil en las regiones áridas donde, dada la escasez de precipitación, el uso intensivo de la tierra representa

una seria amenaza para su sostenibilidad. Algunos autores afirman que aquellas tierras donde la precipitación es inferior a 250–300 mm año⁻¹ deberían mantenerse bajo pastoreo (Mainguet y Da Silva, 1998). Sin embargo, esto significaría condenar a enormes poblaciones a vivir en la pobreza. De hecho, alrededor del 72% de las zonas áridas se encuentran en países en desarrollo (Krätli, 2015), lo que representa el 90% de los dos mil millones de personas que viven en las zonas áridas (Safriel, 2017). Así, para combatir la desertificación en estos territorios sin excluir su componente económico, sería necesario transferir los recursos hídricos de las zonas más húmedas («zonas fuente») a las zonas secas que pueden aprovechar algunas condiciones favorables («zonas sumidero») (Cowie *et al.*, 2018). Sin embargo, esto requiere una planificación sabia del uso de la tierra para que la NDT se logre a una escala espacial que incluya las zonas de origen y sumidero, evitando la propagación de la insostenibilidad a otros territorios.

El enfoque presentado aquí ha demostrado ser útil para ayudar a este tipo de planificación del uso de la tierra. Los análisis han permitido evaluar no solo los efectos de las actividades económicas en la CAG, sino también sus efectos fuera del sitio. También se ha mostrado que la NDT no se logra en la cuenca porque los estados de cantidad y calidad del agua subterránea tienden a empeorar en el tiempo. Para lograr la NDT, este sistema sociohidrológico debe importar una cantidad creciente de recursos hídricos del SRB. Además, la evaluación ha mostrado que es probable que la cantidad de agua demandada por la CAG sea más del doble de la demanda actual. Si además se considera que otras cuencas vecinas experimenten la misma situación, es previsible que la demanda total de recursos hídricos superficiales en el litoral granadino supere la disponibilidad actual que puede generar el SRB, especialmente si se introduce la variable cambio climático. Bajo esta realidad, la transferencia permanente de agua no estaría garantizada. Una reducción en la precipitación impactaría la disponibilidad de recursos hídricos, y el área que suministra el SRB estaría en serio riesgo de desertificación. Por tanto, el modelo de desarrollo basado en la agricultura intensiva se está convirtiendo en exportador de la escasez de agua a otras regiones (Molle, 2008). Para contrarrestar esta vía, se debe emprender una combinación de medidas para aumentar la disponibilidad de agua mediante el aumento del uso de sistemas de recolección de agua de lluvia, el uso de agua generada, la recarga artificial del acuífero con agua generada durante tormentas

torrenciales y la fijación de precios del agua (Mysiak y Gómez, 2015). Sin embargo, las medidas también deberían estimular el cambio a cultivos adaptados a la aridez (Nabhan *et al.*, 2020) y/o la diversificación de las actividades económicas (Mukherji, 2006), por ejemplo, a través del turismo sostenible, ya que el turismo masivo también puede contribuir a la degradación del sistema (Alcalá *et al.*, 2018).

6.3. SOBRE LA ADECUACIÓN DEL MODELO PROPUESTO

Para llevar a cabo los análisis presentados aquí, se ha optado por un «modelo de política» en lugar de un «modelo de investigación» (Oxley *et al.*, 2004). Esto implica que el modelo introducido: (i) tiene un nivel de complejidad y una resolución determinada por la disponibilidad de datos (baja, como es común en las tierras secas) (Martínez-Valderrama *et al.*, 2011; Alcalá *et al.*, 2015), más que por la naturaleza de los procesos representados; (ii) aborde cuestiones prácticas de política y proporcione resultados útiles, en lugar de probar hipótesis o comprender mejor el sistema real; (iii) se basa en teorías y metodologías bien conocidas, en lugar de científicamente innovadoras; y (iv) es transparente y fácil de usar, ya que los interesados y los formuladores de políticas son sus usuarios objetivo.

Se argumenta que los modelos simples son difíciles de aplicar a sistemas particulares y que habría un compromiso entre simplicidad y generalidad (Evans *et al.*, 2013). Sin embargo, el modelo introducido se ha aplicado fructíferamente a un caso de estudio particular, la CAG, y ha logrado cierta generalidad al sugerir la situación probable en la costa de Granada como resultado del cambio climático.

Además, la sostenibilidad del agua subterránea se está evaluando actualmente mediante enfoques mucho más simples que el que se presenta aquí (Vrba *et al.*, 2007). Un buen ejemplo es el índice de explotación a partir de la ratio extracción vs. recarga, que implica una condición necesaria pero insuficiente para evaluar la sostenibilidad, pues no suele considerar la inercia temporal entre ambos procesos. De hecho, es probable que ocurra cierto descenso del nivel freático al comienzo de la explotación del agua subterránea, y esto se podría deber a que el bombeo excede la recarga. Sin embargo, la posibilidad de que las retroalimentaciones negativas en el sistema (por ejemplo, disminución de los

rendimientos debido a la salinización; aumento del coste de bombeo a medida que desciende el nivel freático) hagan que el sistema se limite y finalmente alcance un estado aceptable en el largo plazo no se puede descartar. Por lo tanto, no es suficiente observar variaciones en la relación entre bombeo y recarga; también debe evaluarse el estado del sistema a largo plazo y si esa evolución es local o generalizada. El modelo presentado aquí fue concebido específicamente para servir a este propósito más ambicioso.

Finalmente, es necesario precisar el uso de la aproximación seguida en esta tesis. La mayoría de los modelos pretenden ser predictivos y utilizan técnicas de modelado consolidativo, en las que se consolidan hechos conocidos en un único modelo de «mejor estimación» (Kwakkel y Slinger, 2012). El modelo consolidado se usa posteriormente para predecir el comportamiento del sistema (Hodges, 1991). Para tales usos, se asume que el modelo es una representación precisa de esa porción del mundo real que se está analizando. Sin embargo, el enfoque consolidativo es válido solo cuando existe suficiente conocimiento a un nivel adecuado y de calidad suficiente, es decir, solo cuando podemos validar el modelo en un sentido empírico estricto. Podemos validar modelos solo si la situación es observable y medible, la estructura subyacente es constante en el tiempo y el fenómeno permite la recolección de datos suficientes (Oreskes, Shraderfrechette y Belitz, 1994).

Desafortunadamente, en muchos sistemas, como los socioecosistemas costeros analizados en esta tesis, no se cumplen estas condiciones. Ello se debe a diversos factores, pero fundamentalmente se debe a la falta de datos (Martínez-Valderrama *et al.*, 2011; Alcalá *et al.*, 2015) y conocimiento preciso de las leyes físicas y socioeconómicas que rigen estos sistemas (Campbell *et al.*, 1985; Hodges y Dewar, 1992). Hay investigadores que aseguran que «la previsión siempre es incorrecta» (Ascher, 1978) o que «todos los modelos están mal» (Sternan, 2002), en el sentido estricto de la replicabilidad más estricta de un sistema; otros dicen que tales modelos predictivos son «malos» (Hodges, 1991), o incluso «inútiles» (Pilkey y Pilkey-Jarvis 2007).

Dada la naturaleza exploratoria del tipo de modelo presentado, sus prestaciones no son adecuadas para realizar predicciones, aunque proporcionen resultados a largo plazo (Perry y Millington, 2008). La Modelización y Análisis Exploratorio (EMA, por sus siglas en inglés) es una metodología de investigación

que utiliza experimentos computacionales para analizar sistemas complejos e inciertos (Bankes, 1993). La EMA especifica múltiples modelos que son consistentes con la información disponible y explora las implicaciones de estos modelos. Una sola ejecución de un modelo tomado de este conjunto no es una predicción. Más bien, representa un experimento computacional que revela cómo se comportaría el mundo si las suposiciones que hace cualquier modelo particular sobre las diversas incertidumbres fueran correctas. Al realizar muchos de estos experimentos computacionales, se pueden explorar las implicaciones de las diversas suposiciones. La EMA tiene como objetivo ofrecer apoyo para explorar este conjunto de modelos a lo largo de una gama de valores plausibles de los parámetros y extraer inferencias válidas de esta exploración (Bankes 1993; Agusdinata 2008). A partir del análisis de los resultados de esta serie de experimentos, los analistas pueden extraer inferencias válidas que pueden utilizarse para la toma de decisiones, sin caer en la trampa de intentar predecir lo que es impredecible.

En el fondo no hay modelos buenos o malos. Lo que se busca es un modelo útil, que lo será en la medida en la que sus resultados ayuden a resolver el problema planteado (Martínez-Vicente y Requena, 1986). Un sencillo ejemplo puede ayudar a comprender este aspecto. Se puede confiar en el criterio de que un modelo más detallado es mejor que otro más sencillo. Por ejemplo, un mapa a escala 1:50.000 – al fin y al cabo, un mapa es una representación del territorio, es decir, un modelo–, es mejor que otro a escala 1:1.000.000. Sin embargo, eso puede depender de que se utilice el mapa. Si es para desplazarse por carretera de una ciudad a otra, el modelo menos detallado es más útil, es decir, es mejor para ese propósito.

El modelo DS desarrollado en esta tesis pretende ayudar a comprender los paisajes de desertificación definidos por el PAND, poniendo de relieve la interacción entre las variables medioambientales y socioeconómicas, y aclarando los procesos e impulsores que subyacen al uso de la tierra y la desertificación. Así, el modelo AQUACOAST, y en concreto su aplicación al caso de estudio de la CAG, pretende ser un «medio de exploración» (Oxley *et al.*, 2004) para comprender mejor cómo pueden comportarse el socioecosistema acuífero-invernaderos ante distintos escenarios.

6.4. UMBRALES Y CRITERIOS DE DESERTIFICACIÓN

Como se ha visto, uno de los elementos más determinantes en el sistema de indicadores propuestos es el umbral por debajo del cual se considera que el sistema se ha degradado o desertificado. Sin embargo, este concepto choca frontalmente con la ambigüedad que rodea al propio concepto de desertificación. Este proceso se ha definido como una amalgama y superposición de diversas variables, y además se ha hecho hincapié en el componente subjetivo de la degradación. No existe una variable llamada desertificación que sea medible, y mucho menos un valor preciso de esa variable por debajo del cual (o por encima) se pueda hablar de uno u otro tipo de condición.

En algunos casos, como en el acuífero de La Mancha Oriental, el umbral se puede asignar a la altura piezométrica por debajo de la cual no hay aporte al río Júcar (Martínez-Valderrama *et al.*, 2011), pero en otros muchos casos será difícil determinar este umbral. Sin embargo, la naturaleza cuantitativa de los modelos DS obliga a establecer un umbral preciso. Estas cifras deben considerarse como valores tentativos. Además, es importante considerar que el fin de estas herramientas es proveer de un soporte riguroso y transparente a los gestores del territorio. El análisis de riesgo implementado debe adecuarse a las necesidades y preferencias de estos gestores. En este sentido, pueden modificarse el número de escenarios que se han especificado para determinar la nube de puntos, es decir el riesgo de desertificación, o considerar distintos umbrales de degradación. Incluso, es posible especificar otras variables objetivas que midan la desertificación. En este caso se ha utilizado la salinidad del agua y el agua importada, pero podrían haberse utilizado otros «representantes» de la degradación.

Lo importante es contar con herramientas lo suficientemente flexibles y transparentes que permitan transferir el conocimiento científico a las esferas políticas, con el fin de aplicar el conocimiento desarrollado sobre estos socioecosistemas a decisiones reales que tengan impacto en el territorio.

6.5. EL CAMBIO CLIMÁTICO Y SU IMPACTO EN EL AGUA SUBTERRÁNEA

En su cuarto informe de evaluación, el IPCC señala los siguientes impactos principales como ejemplos de los posibles efectos del cambio climático, atribuibles a cambios en fenómenos meteorológicos y climáticos extremos: reducción de la

disponibilidad de agua dulce debido a la intrusión de agua salada, salinización del agua de riego, escasez de agua para asentamientos humanos, la industria y la sociedad en general, posible migración de la población, degradación de la tierra y disminución del rendimiento, daños y fracaso de los cultivos, entre otros (IPCC, 2007). Cada uno de estos impactos potenciales puede afectar significativamente a las comunidades costeras que dependen del recurso hídrico subterráneo tanto para el suministro de agua potable como para fines agrícolas (Lemmen y Warren, 2004; Sales, 2008), haciéndolas especialmente vulnerables.

El mensaje se ha ido reforzando en siguientes informes. En el más reciente (IPCC, 2023), se dice que la amenaza de salinización del suelo y del agua subterránea inducida por la subida del nivel del mar y la intrusión de agua marina se ve amplificada por el cambio climático. No obstante, sigue siendo difícil evaluar el alcance global de la salinización debida a la intrusión de agua marina. Según (Wicke *et al.* 2011), aproximadamente 1,1 mil millones de hectáreas de tierra en todo el mundo están afectadas por la salinidad, y el 14% de esta superficie se clasifica como bosque, humedal u otra forma de zona protegida. La intrusión de agua marina se produce generalmente debido a varios factores, incluyendo: (i) el aumento de la actividad de mareas, las mareas de tempestad, los ciclones y los temporales marítimos como resultado del cambio climático; (ii) la extracción intensiva de agua subterránea o los cambios en el uso de la tierra, motivados por alteraciones en los patrones de precipitaciones y la ocurrencia de sequías o inundaciones; (iii) la erosión costera derivada de la destrucción de manglares y humedales; (iv) la construcción de vastos canales de riego y redes de drenaje que reducen la descarga fluvial en regiones deltaicas; y (v) el aumento del nivel del mar, que contamina el agua dulce de los acuíferos debido a la intrusión subsuperficial (Uddameri, Singaraju y Hernández, 2014).

El cambio climático añade una complejidad aún mayor a la relación entre el agua subterránea y la agricultura de regadío que sustenta. Las herramientas de simulación permiten manejar esta complejidad y por ello, se proponen para ser implementadas en todas aquellas zonas con problemáticas similares a las descritas en este trabajo. Más aún, son un excelente punto de partida para añadir nuevos e interesantes ejercicios de simulación en los que incluir escenarios de cambio climático (Martínez-Valderrama *et al.*, 2021), que deben incluir tanto escenarios de precipitación y temperatura (véase en Martínez-Valderrama e

Ibáñez (2023) una forma de utilizar los datos que proporciona AEMET en el programa Vensim) como de subida de nivel del mar. Asimismo, puede ser interesante modificar los algoritmos de decisión de los agricultores. En el modelo DS actual se considera que la regla para aumentar o disminuir la superficie de regadío depende de los beneficios en comparación con el coste de oportunidad. Sin embargo, el cambio climático está impulsando una huida del secano al regadío y en lugares donde pueda darse esta coyuntura puede incluirse como variable explicativa del aumento de la superficie en regadío este factor.

VII – CONCLUSIONES

VII - CONCLUSIONES

Desde que Meadows y colegas presentaran el revolucionario best-seller «Los límites del crecimiento» (Meadows *et al.*, 1972), donde utilizaron el pensamiento sistémico y los conceptos de la Dinámica de Sistemas (DS) para explicar cómo las políticas de desarrollo a corto plazo pueden conducir a un comportamiento de sobrepasamiento y colapso del sistema Tierra, la DS ha demostrado su potencial como herramienta para comprender los sistemas complejos y sigue considerándose un recurso valioso para pensar en futuros sostenibles (Turner, 2012; Elsayah *et al.*, 2017).

El modelo AQUACOAST, implementado para el caso de estudio de la Cuenca de la Rambla de Gualchos y su agricultura de invernadero, se ajusta a estos principios y pretende destacar la fragilidad de un recurso renovable estratégico como el agua subterránea. Siempre que el modelo describa la realidad con coherencia, puede utilizarse para mejorar la comprensión del problema, en este caso el excesivo bombeo debido a las crecientes necesidades de producción de alimentos, y servir como apoyo de las políticas que logren un cambio sostenible y eficaz (Winz, Brierley y Trowsdale, 2009).

Esta tesis propone una metodología para anticipar los riesgos de degradación y desertificación en acuíferos costeros y sus zonas de captación y aprovechamiento del recurso. El enfoque consiste esencialmente en realizar simulaciones de Monte Carlo sobre un modelo integrado de DS que representa las principales relaciones entre la dinámica del agua subterránea y el desarrollo de la agricultura de regadío. Se ha considerado que el enfoque es fructífero y apropiado para zonas con disponibilidad limitada de datos, lo cual es común en las regiones áridas. Por lo tanto, puede ayudar a la planificación integrada del uso de la tierra necesaria para alcanzar la NDT. Los resultados muestran un alto riesgo de salinización del acuífero costero y de desertificación en la zona de captación y aprovechamiento del recurso.

La desertificación es un proceso complejo, sujeto a comportamientos inesperados, cuyo estudio requiere un enfoque multidisciplinar. Por ello, la exploración de los posibles comportamientos de los socioecosistemas con riesgo de desertificación requiere herramientas flexibles que no solo aporten resultados, sino que también permitan detectar carencias de conocimiento o información. Esta tesis aporta unos resultados concretos para una determinada zona de estudio pero también unas conclusiones de más largo alcance que son las siguientes: (i) Las predicciones cuantitativas que no se basen exclusivamente en leyes de comportamiento físico deben interpretarse cualitativamente; (ii) Es imprescindible, en situaciones nuevas para un sistema, como es la potencial desertificación de una zona árida, tener un conocimiento completo del comportamiento de las funciones incluidas en el modelo; (iii) El origen de la complejidad y del comportamiento contraintuitivo de los sistemas socioecológicos radica en la existencia de retardos y el comportamiento no lineal de las variables implicadas; por tanto, utilizar modelos que solo emplean funciones lineales o eliminan los retardos excluye la posibilidad de comprender la complejidad del sistema. El conocimiento sobre estos retardos, aunque sea de forma cualitativa, es esencial para validar las relaciones causales, pues podría darse el caso de que dichas relaciones tuvieran funciones temporales que excedan la capacidad de observación y/o validación. La definición del significado temporal del concepto «largo plazo» del sistema estudiado es fundamental para formular condiciones de equilibrio (Alcalá y Custodio, 2015; Alcalá *et al.*, 2018).

Por último, señalar que el «paisaje de desertificación» denominado «Sistemas agronómicos de regadío sometidos a procesos de desertificación», bajo el que se encuentra la agricultura costera dependiente del agua subterránea, es una cuestión que requiere atención urgente dentro de la Estrategia Nacional de Lucha contra la Desertificación en España.

VIII - LIMITACIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

VIII - LIMITACIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

A la luz de la discusión del capítulo VI surgen cuestiones a abordar que pueden servir para ampliar la investigación realizada en esta tesis y se pone de manifiesto las limitaciones que tiene este tipo de aproximación.

8.1. FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

8.1.1. **Diseño de una interfaz de usuario para facilitar el uso del modelo a gestores y otro tipo de usuarios**

Con el fin de facilitar la simulación reiterada de un modelo y para que su uso no se restrinja a su diseñador y colaboradores, existe la posibilidad de crear un Sistema de Soporte a la Decisión (SSD). Se trata de aplicaciones informáticas muy sencillas en las que el usuario solamente tiene que presionar una serie de botones para ejecutar tareas tales como desplazarse de una pantalla a otra o simular el modelo y ver sus resultados.

Los SSD admiten la programación de múltiples tareas, integrando diversas utilidades y metodologías. Existen diversas posibilidades para implementar esta idea, como puede ser el uso de programas específicos ligados a Vensim (Ventana Systems Inc., 2006), el software utilizado en la programación del modelo presentado (sección 4.2.3). De hecho, el modelo AQUACOAST, en el que se basa esta tesis, cuenta con una aplicación de ese tipo en la que se ofrecen diversas posibilidades al usuario (Martínez-Valderrama, Ibáñez y Alcalá, 2020). Otra opción es el uso de Visual Basic que ejecuta Vensim© mediante la librería VensimDLL (Martínez-Valderrama *et al.*, 2020). Esta opción permite hacer uso de un programa ampliamente difundido como es Excel y simular los modelos DS en remoto, de manera que tanto los escenarios como los resultados, son accesibles desde la hoja de cálculo. Ambas son herramientas excelentes para la difusión de resultados científicos y también son plataformas idóneas para su uso en esferas no académicas, como pueden ser las instituciones que toman decisiones sobre planificación territorial. Los SSD pueden jugar un papel clave en expandir la

producción científica a la sociedad, ya que permiten explorar de manera sencilla modelos de simulación sofisticados así como sus resultados, involucrándola en los procesos de toma de decisión (van Delden *et al.*, 2011) y reduciendo la resistencia que muchas veces produce enfrentarse a problemáticas ambientales como la desertificación (D'Odorico *et al.*, 2013).

En el pasado se han realizado aplicaciones de este tipo para ilustrar los distintos paisajes de desertificación de España (Ibáñez *et al.*, 2015; Martínez-Valderrama *et al.*, 2016), y el caso descrito en esta tesis doctoral serviría para ampliar la colección existente. La implementación de este tipo de herramientas no es muy costosa. Para el estudio del riesgo de desertificación (sección 4.3.2) se ha programado una simple SDD para ejecutar las 200 simulaciones que requería este análisis. A partir de este pequeño programa se puede desarrollar una aplicación para llevar a cabo diversas consideraciones, como el uso de diversos umbrales de desertificación, otros tipos de indicadores o, como se expone en el siguiente punto, la consideración de diversos escenarios de cambio climático.

8.1.2. Implementación de escenarios de cambio climático

Esta tesis doctoral ha ilustrado el uso de indicadores de alerta temprana de un determinado socioecosistema considerando la situación climática actual. Es decir, los parámetros climáticos que utiliza el modelo se han determinado a partir de la serie histórica de variables climáticas (sección 4.1.2 y Anexo 3). Sin embargo, la realidad del cambio climático implica la necesidad de considerar escenarios alternativos. Bajo ellos es posible calcular distintos riesgos de desertificación y generar información mucho más robusta.

Para utilizar los escenarios de cambio climático que proporciona la AEMET es posible utilizar rutinas de programación que los hacen aptos para Vensim (Martínez-Valderrama y Ibáñez, 2023). A su vez, esta rutina puede integrarse en el SSD presentado anteriormente. Esto es importante, ya que refuerza la idea de contar con una herramienta que vaya centralizando los esfuerzos que se vayan haciendo en distintas direcciones y así permitir a sus potenciales usuarios contar con una gama variada y robusta de análisis.

8.1.3. Extensión del modelo a otras cuencas con riesgo de desertificación

Como se ha mencionado anteriormente, el estudio de caso desarrollado en esta tesis es un paso importante para completar los paisajes de desertificación actualmente modelados y considerados en el Programa de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación. Más allá de este aporte, la estructura de ecuaciones de AQUACOAST y el ejercicio de implementación para el caso de estudio considerado, abre la senda para implementar este tipo de análisis a aquellas cuencas litorales de España y de otros países que guarden similitud hidrogeológica, es decir, que estén determinadas por acuíferos no confinados (libres). A la luz de la situación de incumplimiento de los criterios cuantitativos y cualitativos de una buena parte de las masas de agua subterránea en España presentada en la sección 1.2.1 (Figura 5), y considerando una disponibilidad similar de datos a la que se ha podido utilizar en este estudio, un proyecto asumible es estudiar el riesgo de desertificación por salinización de los acuíferos costeros no confinados (libres) para la cuenca mediterránea. Para gestionar y analizar estos casos se podría programar un SSD con el que poder analizar simultáneamente todos estos casos.

8.2. LIMITACIONES

8.2.1. Acerca de la ambigüedad del concepto de desertificación

Cualquier aproximación que trate de establecer con precisión qué es desertificación y qué no lo es va a afrontar uno de los principales obstáculos que caracterizan este problema, su definición. Sin embargo, al utilizar modelos numéricos e intentar cuantificar este riesgo es ineludible esta tarea. A la luz de los resultados, esta es precisamente una manera de enfrentarse a esta ambigüedad y que mientras el proceso de modelado sea transparente y deje claras todas las hipótesis que se han establecido y se justifiquen los umbrales utilizados, esta es una forma lícita y científica de abordar la desertificación.

8.2.2. Una herramienta para explorar y no para predecir

Se ha explicado que los modelos DS, y en general todos aquellos que incluyan leyes de comportamiento que no sean estrictamente físicas, y se utilicen para simular el futuro, no pueden considerarse herramientas predictivas en sentido estricto. Esta aclaración suele causar rechazo entre usuarios de estos modelos y por tanto en ocasiones se elude. Sin embargo, se deja muy claro, a pesar de que pueda constituir una limitación para la adopción de este tipo de herramientas, que la interpretación de los resultados que producen estos modelos se ha de hacer en clave cualitativa o relativa. En este sentido, los modelos DS sirven para explorar el futuro, pero no para predecirlo. Así, cuando una simulación produce un resultado del tipo «bajo el escenario A el nivel freático del acuífero bajará 15 m en el año 2050, mientras que en el escenario B bajará 1 m», solo tiene utilidad para reflejar: i) que es probable que el nivel freático del acuífero disminuya en 2050, y ii) que en comparación con el escenario B) el escenario A) baja mucho más. Son estas las conclusiones que se pueden extraer de la simulación de este tipo de modelos. Predecir requiere un conocimiento mucho más preciso de las leyes que gobiernan el socioecosistema y se puede asegurar que en las Ciencias Sociales no existen dichas ecuaciones, tan solo aproximaciones generalistas que nos hablan de cómo se comportan, *en promedio*, los agentes socioeconómicos que forman parte de ese sistema.

IX - REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

IX - REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdenmour MA, Douaoui A, Barrena J, et al., (2021). Geochemical characterization of the salinity of irrigated soils in arid regions (Biskra, SE Algeria). *Acta Geochim* 40, 234–250. <https://doi.org/10.1007/s11631-020-00426-2>
- Agencia EFE (2022) La electricidad y los abonos dispararon los costes agrícolas en 2021. Madrid, Spain. <https://www.efe.com/efe/espana/economia/la-electricidad-y-los-abonos-dispararon-costes-agricolas-en-2021/10003-4785610#:~:text=Los productores agropecuarios abonaron por, 82% 25 respecto al año anterior.>
- Aguilera, FB, Matarán, AR, Pérez, RC, Valenzuela, LMM (2008) Simulating greenhouse growth in urban zoning on the coast of Granada (Spain) BT-Modelling Environmental Dynamics: Advances in Geomatic Solutions. En M. Paegelow M. T. C. Olmedo, eds., Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 269–295. doi:10.1007/978-3-540-68498-5_10.
- Agusdinata, B. (2008). Exploratory modeling and analysis: a promising method to deal with deep uncertainty. Ph.D. Thesis, Delft University. repository.tudelft.nl.
- Akhavan, A, Gonçalves, P (2021). Managing the trade-off between groundwater resources and large-scale agriculture: the case of pistachio production in Iran. *System Dynamics Review*, 37(2–3), 155–196. doi:10.1002/sdr.1689.
- Alcalá, F.J., Custodio, E (2012). Evaluación de la recarga a los acuíferos mediante balance de masa de cloruro atmosférico y su incertidumbre en el territorio continental español. J. Zurutuza (Ed.) In: VII Asamblea Hispano Portuguesa de Geodesia y Geofísica, 1, 549-554. San Sebastián, Spain.
- Alcalá FJ, Custodio E (2014). Spatial average aquifer recharge through atmospheric chloride mass balance and its uncertainty in continental Spain. *Hydrol Process* 28, 218–236. <https://doi.org/10.1002/hyp.9556>

- Alcalá FJ, Martínez-Valderrama J, Robles-Marín P, et al., (2015) A hydrological-economic model for sustainable groundwater use in sparse-data drylands: Application to the Amtoudi Oasis in southern Morocco, northern Sahara. *Science of the Total Environment*, 537, 309–322. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.062>
- Alcalá, FJ, Martínez-Pagán, P, Paz, MC, Navarro, M, Pérez-Cuevas, J, Domingo, F (2021). Combining of MASW and GPR Imaging and Hydrogeological Surveys for the Groundwater Resource Evaluation in a Coastal Urban Area in Southern Spain. *Applied Sciences*, 11(7), 3154. doi: 10.3390/app11073154.
- Alcalá, FJ, Custodio, E (2015). Natural uncertainty of spatial average aquifer recharge through atmospheric chloride mass balance in continental Spain. *Journal of Hydrology*, 524, 642–661. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.018>.
- Alcalá, FJ, Custodio, E (2008). Using the Cl/Br ratio as a tracer to identify the origin of salinity in aquifers in Spain and Portugal. *Journal of Hydrology*, 359, 189–207. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.06.028>
- Alcalá, FJ, Custodio, E. 2008a. Atmospheric chloride deposition in continental Spain. *Hydrological Processes*. 22(18), 3636-3650. DOI: 10.1002/hyp.6965
- Alcalá, F.J. *et al.*, (2018). A feasible methodology for groundwater resource modelling for sustainable use in sparse-data drylands: Application to the Amtoudi Oasis in the northern Sahara. *Science of the Total Environment*, 630, 1246–1257. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.294>.
- Alley WM, Healy RW, LaBaugh JW, Reilly TE (2002). Flow and Storage in Groundwater Systems. *Science* 296, 1985–1990. <https://doi.org/10.1126/science.1067123>
- Antonelli M, Basile L, Gagliardi F, Isernia P (2022). Land Use Policy The future of the Mediterranean agri-food systems: Trends and perspectives from a Delphi survey. *Land Use Policy*, 120, 106263. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106263>
- Ao Z, Hu X, Tao S, et al (2024). A national-scale assessment of land subsidence in China's major cities. *Science* 384, 301–306. <https://doi.org/10.1126/science>

.adl4366

- AQUASTAT (2011). FAO's Global Information System on Water and Agriculture. <https://www.fao.org/aquastat/en/>. Accessed 25 Apr 2024
- Aracil, J (1986). *Introducción a la Dinámica de Sistemas*, Madrid: Alianza Editorial.
- Aragües, R (2011) Manejo de los suelos. Interpretación. Caso particular de salinización y sodificación. Correcciones., Jornada Técnica del Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos Agrícolas de Lérida "Fertilización y Riego: Aplicaciones en Fruticultura", Colegio Oficial de Ingenieros Técnicos Agrícolas de Lérida, Lleida, España.
- Ascher, W.L. (1978). *Forecasting: An Appraisal for Policy Makers and Planners*. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Ayers, RS, y Westcot, D. (1985). *Water quality for agriculture. Irrigation and drainage paper 29.*, Rome.
- Bankes, S. (1993). Exploratory modeling for policy analysis. *Operations research*, 41(3), 435–449. <https://doi.org/10.1287/opre.41.3.435>
- Barlas Y (1989). Multiple tests for validation of system dynamics type of simulation models. *European Journal of Operational Research* 42(1), 59–87. [https://doi.org/10.1016/0377-2217\(89\)90059-3](https://doi.org/10.1016/0377-2217(89)90059-3).
- Benabderrazik K, Kopainsky B, Tazi L, et al (2021). Agricultural intensification can no longer ignore water conservation – A systemic modelling approach to the case of tomato producers in Morocco. *Agric Water Manag* 256, 107082. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107082>
- Benavente, J (1987). Consecuencias de la sobreexplotación en el acuífero costero de la rabla de Gualchos (Granada). In *IV Simposium Nacional de Hidrogeología*, Palma de Mallorca, Spain, 685–696.
- Benavente, J, Fernández-Rubio, R, y Almócija, C (1988). Hidrogeología de los acuíferos del sector oriental de la costa de Granada. In J. A. López Geta, G. Ramos González, y R. Fernández Rubio, eds., *Los acuíferos costeros de Andalucía oriental: TIAC'88*, Almuñecar, Granada, Spain, 171–208.

- Berkes, F, y Folke, C (1998). *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. (C. Berkes, F., Folke, Ed.), Cambridge: Cambridge University Press.
- Bierkens MFP, Wada Y (2019). Non-renewable groundwater use and groundwater depletion: A review. *Environ Res Lett* 14, 063002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab1a5f>
- Blair, P. y Buytaert, W. (2016). Socio-hydrological modelling: a review asking “why, what and how?”. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20, 443–478. <https://doi.org/10.5194/hess-20-443-2016>.
- Burke JJ, Moench MH (2000). *Groundwater and society: resources, tensions and opportunities*. United Nations Publication, New York
- Calvache, ML (1991). Simulación matemática del contacto agua dulce-agua salada en algunos acuíferos de la Costa del Sol., Universidad de Granada.
- Calvache, ML (2002). Acuíferos detríticos de la costa de Granada. En J. C. Rubi Campos y J. A. López Geta, eds., *Aportaciones al conocimiento de los acuíferos andaluces*. Libro homenaje a Manuel del Valle Cardenete, Madrid: IGME, CHG, Instituto del Agua de Andalucía, Diputación Provincial de Granada, 425–444.
- Calvache, ML, y Pulido-Bosch, A (1997). Effects of geology and human activity on the dynamics of salt-water intrusion in three coastal aquifers in Southern Spain. *Environmental Geology*, 30(3–4), 215–223. doi:10.1007/s002540050149.
- Camacho C, Negro JJ, Elmberg J, et al (2022). Groundwater extraction poses extreme threat to Doñana World Heritage Site. *Nat Ecol Evol* 6, 654–655. <https://doi.org/10.1038/s41559-022-01763-6>
- Campbell, D. *et al.*, (1985). Experimental mathematics: the role of computation in nonlinear science. *Communications of the ACM*, 28(4), 374–384. <https://doi.org/10.1145/3341.3345>
- Caparrós-Martínez JL, Rueda-Lópe N, Milán-García J, de Pablo Valenciano J (2020). Public policies for sustainability and water security: The case of Almeria (Spain). *Glob Ecol Conserv* 23, e01037. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01037>

- Céspedes AJ, García MC, Pérez-Parra JJ, Cuadrado IM (2009). Caracterización de la Explotación Hortícola Protegida Almeriense. Fundación para la Investigación Agraria en la Provincia de Almería (FIAPA). Cajamar, Almería
- Coma, J (1974): El Plan Nacional de Investigación de Aguas Subterráneas. *Hidrología*, 5, 85-104.
- Cos J, Doblas-Reyes F, Jury M, et al., (2022). The Mediterranean climate change hotspot in the CMIP5 and CMIP6 projections. *Earth Syst Dynam* 13, 321–340. <https://doi.org/10.5194/esd-13-321-2022>
- Costanza, R (1996). Ecological Economics: Reintegrating the Study of Humans and Nature. *Ecological Applications*, 6(4), 978–990. doi:10.2307/2269581.
- Cowie, AL, Orr, BJ, Castillo Sanchez, VM, Welton, S (2018). Land in balance: The scientific conceptual framework for Land Degradation Neutrality. *Environmental Science and Policy*, 79, 25–35. doi:10.1016/j.envsci.2017.10.011.
- Custodio E (2002). Aquifer overexploitation: What does it mean? *Hydrogeol J* 10, 254–277. <https://doi.org/10.1007/s10040-002-0188-6>
- Custodio E, Albiac J, Cermerón M, et al., (2017). Groundwater mining: benefits, problems and consequences in Spain. *Sustainable Water Resources Management*. 3, 213–226. <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0099-2>
- Custodio, E (2010). Coastal aquifers of Europe: an overview. *Hydrogeology Journal*, 18(1), 269–280. doi:10.1007/s10040-009-0496-1.
- Dahl, E (1956). Ecological Salinity Boundaries in Poikilohaline Waters. *Oikos*, 7(1), 1–21. doi:10.2307/3564981.
- Davies EGR, Simonovic SP (2011). Global water resources modeling with an integrated model of the social-economic-environmental system. *Adv Water Resour*, 34,684–700. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2011.02.010>
- De Haas H (2000). Chapter 2: Theoretical framework. In: IMAROM Project. pp 1–51
- De Stefano L, Fornés JM, López-Geta JA, Villarroya F (2015). Groundwater use in Spain: an overview in light of the EU Water Framework Directive. *Int J Water Resour Dev* 31, 640–656. <https://doi.org/10.1080/07900627.2014.938>

- De Stefano L, Lopez-Gunn E (2012). Unauthorized groundwater use: Institutional, social and ethical considerations. *Water Policy* 14, 147–160. <https://doi.org/10.2166/wp.2012.101>
- De Stefano L, Martínez-Cortina L, Chico D (2012). An overview of groundwater resources in Spain. *Water, Agric Environ Spain Can We Sq Circle?* 87–104. <https://doi.org/10.1201/b13078-12>
- De Wit, M, y Crookes, DJ (2013). Improved decision-making on irrigation farming in arid zones using a system dynamics model. *South African Journal of Science*, 109, (11/12), 1–8. doi:10.1590/sajs.2013/20130191.
- Del Barrio, G. *et al.*, (2010). Assessment and monitoring of land condition in the Iberian Peninsula, 1989-2000, *Remote Sensing of Environment*, 114(8), 1817–1832. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.03.009>.
- Dept of Industry and Science of Australia (2015). Fundamentals of energy use in water pumping. *Cottoninfo*, 5–7.
- Díaz Rios L (2007). *Agro-industries characterization and appraisal: Asparagus in Peru*. Rome, Italy
- D’Odorico P, Porporato A, Runyan CW (2019). *Dryland ecohydrology*. Springer, Cham, Switzerland
- D’Odorico, P. *et al.*, (2013). Global desertification: Drivers and feedbacks. *Advances in Water Resources*, 51, 326–344. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.01.013>.
- Döll P, Fiedler K (2008). Global-scale modeling of groundwater recharge. *Hydrol Earth Syst Sci* 12, 863–885. <https://doi.org/10.5194/hess-12-863-2008>
- Döll P, Flörke M (2005). *Global-Scale Estimation of Diffuse Groundwater Recharge*. Frankfurt Hydrol Pap 25p
- Döll P, Lehner B, Kaspar F (2002). Global Modeling of Groundwater Recharge. In: Schmitz GH (ed) *Proceedings of Third International Conference on Water Resources and the Environment Research*. Technical University of Dresden, Dresden, Germany, 27–31
- Döll P, Siebert S (2002). Global modeling of irrigation water requirements. *Water Resour Res* 38(4), 1–2. <https://doi.org/10.1029/2001wr000355>

- Douville, H, Allan, RP, Id, PAA, y Betts, RA (2022). Water remains a blind spot in climate change policies. *Plos Water*, 1(12), e000058. doi:10.1371/journal.pwat.0000058.
- EC-European Commission (2000). WFD 2000 Directive 2000/60/EC
- Edelstein-Keshet, L (1988). *Mathematical models in biology*, New York: The Random House.
- Ellis, JE, y Swift, DM (1976). Stability of African pastoral ecosystems: Alternate paradigms and implications for development. *Journal of Range Management*, 41(6), 450–459.
- Elsawah, S. *et al.*, (2017). An overview of the system dynamics processes for integrated modelling of socio-ecological systems: Lessons on good modelling practice from five case studies. *Environmental Modelling and Software*, 93, 127–145. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.03.001>.
- Embalses.net (2024). Agua embalsada en España. <https://www.embalses.net/>. Accessed 3 Mar 2024
- Esteban E, Albiac J (2011). Groundwater and Ecosystems Damages: Questioning the Gisser- Sánchez Effect. *Ecol Econ* 70, 2062. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.06.004>
- Evans, M.R. *et al.*, (2013). Do simple models lead to generality in ecology? *Trends in Ecology & Evolution*, 28(10), 578–583. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.05.022>.
- 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, 1559. <https://doi.org/10.3390/w12061559>
- Fallatah OA, Ahmed M, Save H, Akanda AS (2017). Quantifying temporal variations in water resources of a vulnerable middle eastern transboundary aquifer system. *Hydrol Process* 31, 4081–4091. <https://doi.org/10.1002/hyp.11285>
- Famiglietti, J.S. (2014). The global groundwater crisis. *Nature Climate Change*, 4(11), 945–948. <https://doi.org/10.1038/nclimate2425>.
- FAO (2021). *The state of the world’s land and water resources for food and agriculture. Systems at breaking point*. Synthesis report, Rome.

- FAO (2024). Percentage of irrigated area serviced by groundwater (Global). En: AQUASTAT - FAO's Glob. Inf. Syst. Water Agric. <http://www.fao.org/nr/water/aquamaps/>. Accessed 10 Apr 2024
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2003). Review of world water resources by country. Water Report 23. Rome
- Feng W, Zhong M, Lemoine J-M, et al., (2013). Evaluation of groundwater depletion in North China using the Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE) data and ground-based measurements. *Water Resour Res* 49, 2110–2118. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20192>
- Fernández A, (2018). La Junta vigila el crecimiento de los invernaderos en Marruecos [The Junta de Andalucía monitors greenhouse growth in Morocco]. *La Voz de Almería*.
- Fernández Ales, R, Martín, A, Ortega, F, Ales, EE (1992). Recent changes in landscape structure and function un a mediterranean region of SW Spain (1950-1984). *Landscape Ecology*, 7, 3–18.
- Fernández-Escalante E, Foster S, Navarro-Benegas R (2020). Evolution and sustainability of groundwater use from the Ica aquifers for the most profitable agriculture in Peru. *Hydrogeol J* 28, 2601–2612. <https://doi.org/10.1007/s10040-020-02203-0>
- Fernández Motril, R (2014). Sos: la Costa oriental agoniza sin agua para regar sus cultivos. *Granada Hoy*, Granada, Spain.
- Fernández, R (2016). Agua de Rules a través de la Contraviesa. *Granada Hoy*, Granada, Spain.
- Folke C, Hahn T, Olsson P, Norberg J (2005). Adaptive governance of socio-ecological systems. *Annu Rev Environ Resour* 30, 441–473. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.30.050504.144511>
- Forrester JW (1961). *Industrial Dynamics*. The MIT Press, Cambridge
- Foster S, Chilton PJ, Moench M, et al., (2000). Groundwater in rural development: facing the challenges of supply and resource sustainability. World Bank Technical Paper, 93. World Bank.

- Foster SSD, Chilton PJ (2003). Groundwater: the processes and global significance of aquifer degradation. *Philos Trans R Soc London Ser B-Biological Sci* 358, 1957–1972. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1380>
- Fundación Cajamar (2023). Análisis de campaña hortofrutícola de Almería [Analysis of the fruit and vegetable season in Almeria]. 2001-2022. <https://www.publicacionescajamar.es/series-tematicas/informes-coyuntura-analisis-de-campana/pagina/1>. Accessed 13 Mar 2023
- Fundación Nueva Cultura del Agua (2020). Falacia 4. El regadío es la solución para frenar la desertificación. In: *Desmontando falacias sobre agua y cambio climático*. <https://fnca.eu/desmontandofalacias/falacia-4/>. Accessed 20 Oct 2021
- Gallego-Anabitarte, A., A. Menéndez-Rexach y J.M. Díaz-Lema (1986): *El Derecho de Aguas en España*. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid. 752 pp.
- García Latorre J, García Latorre J (2007). *Almería: hecha a mano. Una historia ecológica*. Cajamar, Almería, España
- Garrido A, Blanco I (2024). Superficies regadas Usos del agua en la agricultura. In: *Lamo De Espinosa J, Garrido A (eds) Regadío y Seguridad Alimentaria. La situación en España*. Cajamar Caja Rural, Almería, España, 43–69
- Garrido S (2012). Ampliación del regadío, regulación institucional y sostenibilidad en las huertas tradicionales de la España mediterránea. *Investig Hist Económica* 8, 94–103. <https://doi.org/10.1016/j.ihe.2011.08.017>
- Giménez-Forcada, E (2014). Space/time development of seawater intrusion: A study case in Vinaroz coastal plain (Eastern Spain) using HFE-Diagram, and spatial distribution of hydrochemical facies. *Journal of Hydrology*, 517, 617–627. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.05.056.
- Giordano M (2009). Global Groundwater? Issues and Solutions. *Annu Rev Environ Resour* 34, 53–78. <https://doi.org/10.1146/annurev.environ.030308.100251>
- Gisser M, Sánchez DA (1980). Competition versus optimal control in groundwater pumping. *Water Resour Res* 16, 638–642. <https://doi.org/10.1029/WR016i0>

04p00638

- Gleeson T, Wada Y, Bierkens MFP, Beek LPH Van (2012). Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. *Nature*, 488, 197–200
<https://doi.org/10.1038/nature11295>
- Gohari A, Eslamian S, Mirchi A, et al (2013). Water transfer as a solution to water shortage: A fix that can Backfire. *J Hydrol* 491, 23–39. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.03.021>
- González PJ, Tiampo KF, Palano M, et al (2012). The 2011 Lorca earthquake slip distribution controlled by groundwater crustal unloading. *Nat Geosci* 5, 821–825. <https://doi.org/10.1038/ngeo1610>
- Gotelli, NJ (1998). *A primer in Ecology*, 2nd edn, Massachussets: Sinauer Associates Inc. Publishers.
- Grafton RQ, Williams J, Perry CJ, et al., (2018). The paradox of irrigation efficiency. *Science* 361, 748–750. <https://doi.org/10.1126/science.aat9314>
- Grainger, A. (2015). Is Land Degradation Neutrality feasible in dry areas?. *Journal of Arid Environments*, 112(2015), 14–24. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.05.014>.
- Green AJ, Guardiola-Albert C, Bravo-Utrera MÁ, et al., (2024). Groundwater abstraction has caused extensive ecological damage to the Doñana World Heritage Site, Spain. *Wetlands* 44, 20. <https://doi.org/10.1007/s13157-023-01769-1>
- Hamilton SH, Elsawah S, Guillaume JHA, et al., (2015). Integrated assessment and modelling: Overview and synthesis of salient dimensions. *Environ Model Softw* 64, 215–229. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.12.005>
- Harou JJ, Pulido-Velazquez M, Rosenberg DE, et al., (2009). Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. *J Hydrol* 375, 627–643. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.037>
- Heras, R. (1977): Experiencias en problemas de regulación de caudales y máximas crecidas. *Revista de Obras Públicas*, 124, 277-290.
- Hernández M, Morote AF (2019). Evolución de los sistemas agrarios mediterráneos intensivos. *Uso del agua y de la tierra (2000-2016)*. En:

- Garrido A, Pérez-Pastor A (eds) El regadío en el Mediterráneo español. Una aproximación multidimensional. Cajamar, Almería, Spain, 35–75
- Herrera-García G, Ezquerro P, Tomas R, et al., (2021). Mapping the global threat of land subsidence. *Science*, 371, 34–36. <https://doi.org/10.1126/science.ab8549>
- Herrero, M, Thornton, PK, Mason-D’Croz, D, ... Rockstrom, J (2020). Articulating the impact of food systems innovation on the Sustainable Development Goals. *The Lancet Planetary Health*, 5196(20), 1–13. doi:10.1016/S2542-5196(20)30277-1.
- Hodges, J.S. (1991). Six (or so) things you can do with a bad model, *Operations research*, 39(3), 355–365.
- Hodges, J.S. y Dewar, J.A. (1992). Is it you or your model talking?: A framework for model validation. Rand Santa Monica, CA.
- Holling, CS (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annu Rev Ecol Syst*, 4, 1–23.
- Hssaisoune M, Bouchaou L, N’da B, et al (2017). Isotopes to assess sustainability of overexploited groundwater in the Souss–Massa system (Morocco). *Isotopes Environ Health Stud* 53, 298–312. <https://doi.org/10.1080/10256016.2016.1254208>
- Ibáñez, J. *et al.*, (2015). Procedimientos de alerta temprana y estimación de riesgos de desertificación mediante modelos de Dinámica de Sistemas. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Ibáñez, J, Martínez-Valderrama, J, Schnabel, S (2007). Desertification due to overgrazing in a dynamic commercial livestock-grass-soil system. *Ecological Modelling*, 205(3–4), 277–288. doi:10.1016/j.ecolmodel.2007.02.024.
- Ibáñez J, Martínez-Valderrama J, Puigdefábregas J (2008). Assessing desertification risk using system stability condition analysis. *Ecol Modell* 213, 180–190. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.11.017>.
- Ibáñez, J, Valderrama, JM, and Puigdefábregas, J (2008). Assessing overexploitation in Mediterranean aquifers using system stability

- condition analysis. *Ecological Modelling*, 218(3–4), 260–266. doi:10.1016/j.ecolmodel.2008.07.004.
- IGME (1988). Hydrogeological Map of Spain, scale 1:200,000; Sheet no 83, Granada–Málaga. Retrieved May 23, 2022, from <https://info.igme.es/cartografiadigital/tematica/Hidrogeologico200.aspx>
- IGME (Instituto Geológico Minero de España), y Junta de Andalucía. (1998). Acuíferos de la costa Granadina. En Atlas Hidrogeológico de Andalucía, Sevilla, Spain: Junta de Andalucía, 168–171.
- INE (Instituto Nacional de Estadística) (2020). Estadística sobre el Suministro y Saneamiento del Agua. Año 2018. Retrieved June 15, 2022, from https://www.ine.es/prensa/essa_2018.pdf
- Instituto Nacional de Estadística (2021). Contabilidad nacional anual de España: agregados por rama de actividad. Retrieved from https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736177056&menu=resultados&idp=1254735576581
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2023). Deserts, Semiarid Areas and Desertification, Climate Change 2022 – Impacts, Adaptation and Vulnerability. <https://doi.org/10.1017/9781009325844.020>.
- International Association of Hydrogeologists (IAH) (2016). Global Change and Groundwater. Int Assoc Hydrogeol Strateg Overv Ser. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4477.4001>
- IPCC (2007). Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Edited by P.J. van der L. and C.E.H. M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof. Cambridge, U.K: Cambridge University Press.
- Jakeman AJ, Barreteau O, Hunt RJ, et al., (2016). Integrated groundwater management: Concepts, approaches and challenges
- Jakeman AJ, Letcher RA (2003). Integrated assessment and modelling: features, principles and examples for catchment management. *Environ Model Softw* 18, 491–501. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(03\)00024-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00024-0)

- Jakeman AJ, Letcher RA, Norton JP (2006). Ten iterative steps in development and evaluation of environmental models. *Environ Model Softw* 21, 602–614. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.01.004>
- Janssen M, Bodin Ö, Anderies J, et al (2005). Toward a Network Perspective of the Study of Resilience in Social-Ecological Systems. *Ecol Soc* 11(1),15. <https://doi.org/10.5751/ES-01462-110115>
- Jasechko S, Perrone D (2020). California’s Central Valley Groundwater Wells Run Dry During Recent Drought. *Earth’s Futur* 8, e2019EF001339. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2019EF001339>
- Jasechko S, Perrone D (2021). Global groundwater wells at risk of running dry. *Science* 372, 418–421. <https://doi.org/10.1126/science.abc2>
- Jasechko, S, Seybold, H, Perrone, D, et al (2024). Rapid groundwater decline and some cases of recovery in aquifers globally. *Nature* 625, 715–721. doi:10.1038/s41586-023-06879-8.
- Jung M, Boucher TM, Wood S, et al (2022). A global clustering of terrestrial food production systems. *PLoS One* 19, e0296846. <https://doi.org/10.31219/osf.io/puyzw>
- Junta de Andalucía. (2019). Cartografía de invernaderos en Almería, Granada y Málaga. Año 2019. Sevilla, Spain. Retrieved from https://www.juntadeandalucia.es/export/drupaljda/producto_estadistica/19/06/Cartografia_inv_AL_GR_MA_190926.pdf
- Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. (2016). Ciclo de Planificación Hidrológica 2015/2021. Plan Hidrológico. Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. Anejo II. Inventario de recursos hídricos. Sevilla, Spain. Retrieved from IGM
- Junta de Andalucía. (2022). Datos básicos de producto de Tomate. Campaña 2020/21. <https://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/observatorio/servlet/FrontController?action=RecordContent&table=11114&element=3939868&subsector=&> (accessed 3 March 2022)
- Junta de Andalucía. (2021). Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. Revisión de tercer ciclo (2021-2027). Apéndice 2. Fichas de caracterización adicional de las masas de agua subterránea. Apéndice 2.1 Masas de agua subterránea identificadas en riesgo de

- alcanzar los objetivos ambientales Sevilla, Spain
https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/documents/20151/3228181/Memoria_PH_CMA_Apendice_2.pdf/ac0a6b16-e2eb-5599-91ac-295b62d23817?t=1630066382815
- Junta de Andalucía (2016). Demarcación Hidrográficca de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas. Anejo III. Usos y demandas, Sevilla, Spain.
- Junta de Andalucía. (2014). El clima de Andalucía en el siglo XXI. Escenarios locales de cambio climático de Andalucía. Resultados. Actualización al 4º informe del Grupo Intergubernamental de expertos sobre el Cambio Climático. Sevilla, Spain. Retrieved from <https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/documents/20151/428152/clima.pdf>
- Junta de Andalucía (2020). Observatorio de precios y mercados [Price and Market Observatory]. Retrieved February 2, 2020, from <https://www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/observatorio/servlet/FrontController?ec=default>
- Juntti M, Downward SD (2017). Interrogating sustainable productivism: Lessons from the 'Almerían miracle.' *Land use policy* 66, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.016>
- Kelly, RA, Jakeman, AJ, Barreteau, O, ... Voinov, AA (2013). Selecting among five common modelling approaches for integrated environmental assessment and management. *Environmental Modelling and Software* 47, 159–181. doi:10.1016/j.envsoft.2013.05.005.
- Khomri Z, Chabaca MN, Boudibi S, et al (2022). Spatial simulation of groundwater recharge in an arid region (Biskr, SE Algeria). *Euro-Mediterranean J Environ Integr* 7, 103–117. <https://doi.org/10.1007/s41207-021-00288-x>
- Kooi, H, Groen, J, y Leijnse, A (2000). Modes of seawater intrusion during transgressions. *Water Resources Research*, 36(12), 3581–3589. doi:10.1029/2000WR900243.
- Koundouri P (2004). Current Issues in the Economics of Groundwater Resource Management. *J Econ Surv* 18, 703–740. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1467-6419.2004.00234.x>

- Krätli, S. (2015). Valuing variability. *New Perspectives on climate resilient drylands development*. IIED Edited by the Jode, H. <http://pubs.iied.org/10128IIED.html>
- Kuper M, Faysse N, Hammani A, Hartani T (2016). Liberation or Anarchy? The Janus Nature of Groundwater Use on North Africa's New Irrigation Frontiers. In: Jakeman AJ, Barreteau O, Hunt RJ, et al., (eds) *Integrated Groundwater Management*. Springer Open, Cham, 583–615
- Kwakkel, J. y Slinger, J. (2012). A System Dynamics Model-Based Exploratory Analysis of Salt Water Intrusion in Coastal Aquifers. *Proceedings of the 30th International Conference of the System Dynamics Society, (EEA 1999)*, 1–20.
- Lall U, Josset L, Russo T (2020). A Snapshot of the World's Groundwater Challenges. *Annu Rev of Environment Resour* 45, 171–196
- Lamo De Espinosa J, Garrido A (2024). *Regadío y Seguridad Alimentaria. La situación en España*. Cajamar Caja Rural, Almería, España
- Lemmen, D.S. y Warren, F.J. (2004). *Climate change impacts and adaptation: a Canadian perspective*.
- León M (2023). Marruecos vende ya más hortalizas en España que la propia Almería [Morocco already sells more vegetables in Spain than Almeria itself.]. *La Voz de Almería*.
- Ling H, Xu H, Fu J, et al., (2013). Suitable oasis scale in a typical continental river basin in an arid region of China : A case study of the Manas River Basin. *Quat Int* 286, 116–125. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2012.07.027>
- Liu J, Hull V, Batistella M, et al., (2013). Framing sustainability in a telecoupled world. *Ecol Soc* 18, 26. <https://doi.org/10.5751/ES-05873-180226>
- Liu Y, Xue J, Gui D, et al., (2018). Agricultural oasis expansion and its impact on oasis landscape patterns in the southern margin of Tarim Basin, Northwest China. *Sustain* 10, 1–12. <https://doi.org/10.3390/su10061957>
- Llamas MR, (1967): *Sobre el papel de las aguas subterráneas en España*. *Agua*, 2-19.

- Llamas MR, Martínez-Santos P (2005). Intensive Groundwater Use: Silent Revolution and Potential Source of Social Conflicts. *J Water Resour Plan Manag* 131, 337–341. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9496\(2005\)131:5\(337\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9496(2005)131:5(337))
- López Gunn E, Vargas Amelin E (2020). La gobernanza del agua subterránea y la seguridad hídrica en España. *Estudio sobre la Economía Española* 2020:40
- Madueño JJ (2022). El precio de las frutas y las verduras ha subido un 35% en el último año. *ABC Andalucía*. Sevilla, Spain.
https://sevilla.abc.es/andalucia/malaga/sevi-precio-frutas-y-verduras-subido-35-por-ciento-ultimo-202203152032_noticia.html?ref=https%3A%2F%2Fsevilla.abc.es%2Fandalucia%2Fmalaga%2Fsevi-precio-frutas-y-verduras-subido-35-por-ciento-ultimo-202203152032_noti
- MAGRAMA (2008). Programa de Acción Nacional contra la Desertificación. Madrid. Ministerio de Agricultura y Medio Ambiente, Madrid, Spain
- Mainguet, M. y Da Silva, G.G. (1998). Desertification and drylands development: What can be done?. *Land Degradation and Development*, 9(5), 375–382.
[https://doi.org/10.1002/\(sici\)1099-145x\(199809/10\)9:5<375::aid-ldr304>3.0.co;2-2](https://doi.org/10.1002/(sici)1099-145x(199809/10)9:5<375::aid-ldr304>3.0.co;2-2).
- Margat J, van der Gun J (2013). *Groundwater around the world. A Geographic Synopsis*. CRC Press (Taylor & Francis), Boca Raton, FL
- Martín García, J (2020). *Teoría y Ejercicios prácticos de Dinámica de Sistemas*, Valencia, España: Tirant lo Blanch.
- Martin-Ortega, J (2023). We cannot address global water challenges without social sciences. *Nature Water*, 1(January), 2–3. doi:10.1038/s44221-022-00013-0.
- Martínez Fernández J, Esteve-Selma MÁ, Contreras S, Bru Ronda C (2002). Agua, regadío y sostenibilidad en el Sudeste ibérico. *Bakeaz*, Bilbao, España
- Martínez Fernández J, Esteve Selma MA, Zuluaga Guerra PA (2021). Agua y sostenibilidad. Hacia una transición hídrica en el Sureste Ibérico. *Ecosistemas* 30. <https://doi.org/https://doi.org/10.7818/ECOS.2254>

- Martínez-Fernández, J. (2021). Los regadíos mediterráneos intensivos. Retos para su sostenibilidad en un contexto de cambio climático, in F. La Roca y Julia Martínez-Fernández (eds) Retos de la planificación y gestión del agua en España. Informe 2020. Zaragoza, Spain: Fundación Nueva Cultura del Agua, 80–89.
- Martínez Fernández, J, y Selma, MAE (2004). The dynamics of water scarcity on irrigated landscapes: Mazarrón and Aguilas in south-eastern Spain. *System Dynamics Review*, **20**(2), 117–137. doi:10.1002/sdr.290.
- Martínez-Valderrama, J. Ibáñez, J (2019). Herramientas de simulación para comprender y evaluar los sistemas de pastoreo mediterráneos. *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 254(3/2019), 15–47.
- Martínez-Valderrama, J, e Ibáñez, J (2023a). Implementing climate change projections in System Dynamics models. *MethodsX*, 10. doi:10.1016/j.mex.2023.102044.
- Martínez-Valderrama J (2016). Los desiertos y la desertificación. Ediciones Catarata, Madrid
- Martínez-Valderrama J (2024a). Desertificación, cuando el territorio hace aguas. Cuadernos del Agua N° 3. Tirant Lo Blanch, Valencia, España
- Martínez-Valderrama J (2024b). Desertificación, cuando el territorio hace aguas. Tirant lo Blanch, Valencia, España
- Martínez-Valderrama, J. *et al.*, (2024). Desertification and the Sustainable Development Goals, *Drylands*, 1.
- Martínez-Valderrama J, del Barrio G, Sanjuán ME, et al (2022). Desertification in Spain: A Sound Diagnosis without Solutions and New Scenarios. *Land* 11, 272. <https://doi.org/10.3390/land11020272>
- Martínez-Valderrama J, Olcina J, Delacámara G, et al., (2023a). Complex Policy Mixes are Needed to Cope with Agricultural Water Demands Under Climate Change. *Water Resour Manag* 37, 2805–2834. <https://doi.org/10.1007/s11269-023-03481-5>
- Martínez-Valderrama J, Gui D, Ahmed Z (2023a). Oasification and Desertification under the Framework of Land Degradation Neutrality. *Environ Sci Proc* 25, 94. <https://doi.org/10.3390/ECWS-7-14238>

- Martínez-Valderrama J, Gartzia R, Olcina J, et al., (2023c). Uberizing agriculture in drylands: A few enriched, everyone endangered. *Water Resour Manag* 38, 193–214. <https://doi.org/10.1007/s11269-023-03663-1>
- Martínez-Valderrama J, Guirado E, Maestre FT (2020). Desertifying deserts. *Nat Sustain* 3, 572–575. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0561-2>
- Martínez-Valderrama, J, Ibáñez, J, Alcalá, FJ, Dominguez, A, Yassin, M, and Puigdefábregas, J (2011). The use of a hydrological-economic model to assess sustainability in groundwater-dependent agriculture in drylands. *Journal of Hydrology*, 402, 80–91. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.03.003.
- Martínez-Valderrama, J, Ibáñez, J, Alcalá, FJ, y Martínez, S (2020). SAT: A Software for Assessing the Risk of Desertification in Spain. *Scientific Programming*, 2020, 7563928. doi:10.1155/2020/7563928.
- Martínez-Valderrama, J, Ibáñez, J, Del Barrio, G, ... Puigdefábregas, J (2016). Present and future of desertification in Spain: Implementation of a surveillance system to prevent land degradation. *Science of The Total Environment*, 563–564, 169–178. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.04.065.
- Martínez-Valderrama J (2006). Análisis de la desertificación por sobrepastoreo mediante un modelo de simulación dinámico. Universidad Politécnica de Madrid
- Martínez-Valderrama J, Ibáñez J (2023b). System Dynamics Tools to Study Mediterranean Rangeland's Sustainability. *Land* 12, 206. <https://doi.org/10.3390/land12010206>
- Martínez-Valderrama J, Ibáñez J, Gartzia R, Alcalá FJ (2021). Dinámica de Sistemas para comprender los procesos de desertificación. *Ecosistemas* 30. <https://doi.org/https://doi.org/10.7818/ECOS.2191>
- Martínez-Valderrama, J, Ibáñez, J, y Alcalá, FJ (2020). AQUACOAST: A Simulation Tool to Explore Coastal Groundwater and Irrigation Farming Interactions. *Scientific Programming*, (Special Issue. Scientific Programming Tools for Water Management), 20. doi:<https://doi.org/10.1155/2020/9092829>.
- Martínez-Valderrama, J. *et al.* (2021). Assessing the sensitivity of a Mediterranean commercial rangeland to droughts under climate change scenarios by

- means of a multidisciplinary integrated model, *Agricultural Systems* 187, 103021. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.103021>.
- Martínez-Vicente, S, y López Díaz-Delgado, E (2000). *Iniciación a la Simulación Dinámica*, Barcelona: Ariel.
- Martínez-Vicente, S, y Requena, A (1986). *Dinámica de Sistemas. 1. Simulación por ordenador*, Madrid, Spain.: Alianza Editorial.
- Matarán Ruiz, A (2008). Environmental Efficiency of Greenhouse Agriculture in the Coast of Granada (Spain): Towards New Planning and Management Criteria. *Open Environmental Sciences*, 2(1), 114–123. doi:10.2174/1876325100802010114.
- Matarán Ruiz, A (2005). *La valoración ambiental-territorial de las agriculturas de regadío en el litoral mediterráneo: el caso de Granada*. Departamento de Expresión Gráfica, Arquitectónica y En La Ingeniería, Doctor.
- McCartney, M, Ringler, C, Khadka, M, Hafeez, M (2023). UN 2023 Water Conference highlights the importance of systems thinking. CGIAR.
- MEA (Millenium Ecosystem Assessment) (2005). *Ecosystems and human well-being: Desertification synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Meadows, D. *et al.* (1972). *The Limits to Growth*. New York: Universe Books.
- Meyfroidt P, Ryan CM, Aspinall R (2022). Ten facts about land systems for sustainability. *PNAS* 119, e2109217118
- MIMAM (2000): *Libro blanco del agua en España*. Ministerio de Medio Ambiente. Secretaría de Agua y Costas, Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad del Agua, Madrid. 637 pp.
- MIMAM (2006): *Síntesis de la información remitida por España para dar cumplimiento a los artículos 5 y 6 de la Directiva marco del Agua, en materia de aguas subterráneas*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 87 pp.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2024). *Planes Hidrológicos y Programa de Medidas*. <https://servicio.mapama.gob.es/pphh/>. Accessed 3 Mar 2024

- Ministerio de Industria, C y T (2022) Precio neto de la electricidad para uso doméstico y uso industrial. Retrieved June 15, 2022, from [https://www.mincotur.gob.es/es-es/IndicadoresyEstadisticas/BoletinEstadistico/Energía y emisiones/4_12.pdf](https://www.mincotur.gob.es/es-es/IndicadoresyEstadisticas/BoletinEstadistico/Energía_y_emisiones/4_12.pdf)
- Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación (2024). Anuario de Estadística Agroalimentaria (1904-2022). <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/>. Accessed 25 Feb 2024
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (2024). Planes Hidrológicos y Programa de Medidas. <https://servicio.mapama.gob.es/pphh/>. Accessed 3 Mar 2024
- MITECO (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico) (2019). Estado de las masas de agua subterránea. Plan Hidrológico de Cuenca (2015-2021) <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/agua/estado-masas-agua-phc-2015-2021.aspx>. Accessed 20 Apr 2022
- MITERD (2022). Estrategia Nacional de Lucha contra la Desertificación en España. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- Molle, F. (2008). Why enough is never enough: The societal determinants of river basin closure, *International Journal of Water Resources Development*, 24(2), 217–226. <https://doi.org/10.1080/07900620701723646>.
- MOPTMA (1993 Inventario de Recursos de Aguas Subterráneas en España. Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente. Madrid.
- Mukherji, A. (2006). Political ecology of groundwater: The contrasting case of water-abundant West Bengal and water-scarce Gujarat, India, *Hydrogeology Journal*, 14(3), 392–406. <https://doi.org/10.1007/s10040-005-0007-y>.
- Murias C, García-Luengos J (2021). Derechos humanos y empresas transnacionales en el Sáhara Occidental. Un estudio sobre la producción de tomate en la región de Dakhla. [Human rights and transnational corporations in Western Sahara. A study on tomato production in the Dakhla region.]. Madrid, Spain.

- Mysiak, J. y Gómez, C.M. (2015). Water Pricing and Taxes: An Introduction, en M. Lago et al. (eds) *Use of Economic Instruments in Water Policy*. Cham: Springer, 15–20. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-18287-2>.
- Nabhan, G.P. *et al.* (2020). An Aridamerican model for agriculture in a hotter, water scarce world, *Plants, People, Planet*, 2 627–639. <https://doi.org/10.1002/ppp3.10129>.
- Nagieb M, Siebert S, Luedeling E, et al (2004). Settlement History of a Mountain Oasis in Northern Oman - Evidence from Land-Use and Archaeological Studies. *Erde* 135:81–106
- Navarrete, M (2014). Un conflicto entre comunidades deja sin riego los invernaderos de Castell. Ideal, Granada, Spain.
- Noy-Meir, I (1975). Stability of grazing systems: an application of predator-prey graphs. *Journal of Ecology*, 63(2), 459–481. doi:10.2307/2258730.
- Oreskes, N., Shraderfrechette, K. y Belitz, K. (1994). Verification, validation, and confirmation of numerical models in the earth sciences, *Science*, 263(5147), 641–646.
- Oxley, T. *et al.* (2004). Integrated modelling and decision-support tools: A Mediterranean example, *Environmental Modelling and Software*, 19(11), 999–1010. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2003.11.003>.
- Paul, C, Techen, AK, Robinson, JS, y Helming, K (2019). Rebound effects in agricultural land and soil management: Review and analytical framework. *Journal of Cleaner Production*, 227, 1054–1067. doi:10.1016/j.jclepro.2019.04.115.
- Petit O, Kuper M, López-Gunn E, et al., (2017). Can agricultural groundwater economies collapse? An inquiry into the pathways of four groundwater economies under threat. *Hydrogeol J* 25:1549–1564. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1567-3>
- Pérez-Mesa, JC, Aballay, L, Serrano-Arcos, M, y Sánchez-Fernández, R (2020). Analysis of Intermodal Transport Potentials for Vegetables Export from Southeast Spain. *Sustainability*, 12(20), 8502; <https://doi.org/10.3390/su1208502>.

- Perry GLW y Millington JDA (2008). Spatial modelling of succession-disturbance dynamics in forest ecosystems: Concepts and examples. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9(3–4), 191–210. <http://www.sciencedirect.com/science/article/B7GVV-4PYJF8C-1/2/251a9deb4c449660f1676f2fbf3a4114>
- Petrosillo I, Aretano R, Zurlini G (2019). Socioecological Systems. *Encycl Ecol Vol 1-4, Second Ed 4*, 419–425. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09518-X>
- Phan, TD, Bertone, E, y Stewart, RA (2021). Critical review of system dynamics modelling applications for water resources planning and management. *Cleaner Environmental Systems*, 2, 100031. doi:10.1016/j.cesys.2021.100031.
- Pimentel D, Berger B, Filiberto D, et al (2004). *Water resources, irrigated agriculture and the environment*. Ithaca, NY, USA
- Ponce R (2021). Sale a la luz la «megalópolis ilegal» del tomate que construye el rey de Marruecos en el Sahara. [Morocco's "illegal megalopolis" of tomatoes to be built by the King of Morocco in the Sahara comes to light]. *D. ABC* 1–8
- Postel SL (1999). *Pillar of Sand: Can the Irrigation Miracle Last?* WW Norton & Company, World Watch Institute, New York
- Prince, S.D. (1991). A model of regional primary production for use with coarse resolution satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 12(6), 1313–1330. <https://doi.org/10.1080/01431169108929728>.
- Pulido-Leboeuf, P (2004). Seawater intrusion and associated processes in a small coastal complex aquifer (Castell de Ferro, Spain). *Applied Geochemistry*, 19, 1517–1527. doi:10.1016/j.apgeochem.2004.02.004.
- Pulido-Leboeuf PA (2003). Contribución al conocimiento de acuíferos costeros complejos. Caso de Castell de Ferro. Universidad de Almería.
- Pulido-Velázquez, D., Romero, J., Collados-Lara, A.J., Alcalá, F.J., Fernández-Chacón, F., Baena-Ruiz, L. (2020). Using the turnover time index to identify potential strategic groundwater resources to manage droughts within Continental Spain. *Water*. 12(11), 3281. DOI: 10.3390/w12113281

- Raqab, MZ, y Madi, MT (2011). Generalized Rayleigh Distribution. In M. Lovric, ed., *International Encyclopedia of Statistical Science*, Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 599–603. doi:10.1007/978-3-642-04898-2_275.
- Reynolds, J.F. (2021). Desertification is a prisoner of history: An essay on why young scientists should care, *Ecosistemas*, 30(3), 2302. <https://doi.org/https://doi.org/10.7818/ECOS.2302>.
- Reynolds JF, Smith DMS, Lambin EF, Turner II BL, Mortimore, M., Batterbury, S.P.J., Downing, T.E., Dowlatabadi, H., Fernandez, R.J., Herrick, J.E., Huber-Sannwald, E., Jiang, H., Leemans, R., Lynam, T., Maestre, F.T., Ayarza, M., Walker, B., EF, Turner II BL, Mortimore M, Batterbury SPJ, Downing TE, Dowlatabadi H, Fernandez RJ, Herrick JE, Huber-Sannwald E, Jiang H, Leemans R, Lynam T, Maestre FT, Ayarza M, Walker B (2007). Global Desertification: Building a Science for Dryland Development. *Science* 316(5826), 847–851. <https://doi.org/10.1126/science.1131634>.
- Ringler, C, Bhaduri, A, y Lawford, R (2013). The nexus across water, energy, land and food (WELF): potential for improved resource use efficiency? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(6), 617–624. doi:<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.002>.
- Rittel HWJ, Webber MM (1973). Dilemmas in a general theory of planning. *Policy Sci* 4, 155–169. <https://doi.org/10.1007/BF01405730>
- Rockström J, W. Steffen, K. Noone, et al., (2009). A safe operation space for humanity. *Nature* 461, 472–475
- Rodell M, Velicogna I, S Famiglietti J (2009). Satellite Based Estimates of Groundwater Depletion in India. *Nature* 460, 999–1002. <https://doi.org/10.1038/nature08238>
- Rodella A-S, Zaveri E, Bertone F (2023). *The hidden wealth of nations*. Washington, DC.
- Rosenzweig, ML, y MacArthur, RH (1963). Graphical Representation and Stability Conditions of Predator-Prey Interactions. *The American Naturalist*, 97(895), 209–223. doi:10.1086/282272.

- Sánchez, F. J. (2022). *Hidrología Superficial y Subterránea*. 2ª ed. Kindle Direct Publishing., 440.
- Safriel U, Adeel Z (2005). Dryland systems. In: Hassan R (ed) *Ecosystems and Human well-being: Current State and Trends*. Volume 1. Island Press, Whashington DC., 623–662
- Safriel, U. (2017). ‘Land degradation neutrality (LDN) in drylands and beyond – where has it come from and where does it go’, *Silva Fennica*, 51(1), 1–19. <https://doi.org/10.14214/sf.1650>.
- Sales, R. (2008). Mainstreaming community-based adaptation to climate variability and sea level rise into integrated coastal management: The case of Cavite City, Philippines, *Community and Habitat: Journal of Rural Reconstrucion*, 13(1), 61–90.
- Samper, J (2013). *Apuntes sobre acuíferos costeros*. *Hidrología Subterranea.*, A Coruña, Spain. Universidade da Coruña, 22.
- Sanjuán ME, Barrio G del, Ruiz A, et al., (2014). *Evaluación y seguimiento de la desertificación en España: Mapa de la Condición de la Tierra 2000-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (España), Madrid, Spain.
- Scanlon B, Faunt C, Longuevergne L, et al., (2012). Groundwater Depletion and Sustainability of Irrigation in the US High Plains and Central Valley. *Proc Natl Acad Sci* 109:9320–9325. <https://doi.org/10.1073/pnas.1200311109>
- Shah T, Burke J, Villholth K (2007). Groundwater: a global assessment of scale and significance. In: Molden D (ed) *Water for Food, Water for Life*. Earthscan, London, 395–423
- Shiklomanov IA (2000). Appraisal and Assessment of World Water Resources. *Water Int* 25, 11–32. <https://doi.org/10.1080/02508060008686794>
- Siebert S, Henrich V, Frenken K, Burke J (2013). Update of the digital global map of irrigation areas to version 5. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn, Ger Food Agric Organ United Nations, Rome, Italy

- Smith, W.K. *et al.*, (2019). Remote sensing of dryland ecosystem structure and function: Progress , challenges , and opportunities, *Remote Sensing of Environment*, 233, 111401. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111401>.
- Steffen W, Broadgate W, Deutsch L, et al (2015). The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *Anthr Rev* 2, 81–98. <https://doi.org/10.1177/2053019614564785>
- Sterman, JD (2000). *Business Dynamics: Systems thinking and modeling for a complex world*, Mc Graw Hill.
- Sterman, J.D. (2002). All models are wrong: Reflections on becoming a systems scientist, *System Dynamics Review*, 18, 501–531. <https://doi.org/10.1002/sdr.261>.
- Stumm, W, y Morgan, JJ (1996). *Aquatic chemistry, chemical equilibria and rates in natural waters*, 3rd edn, New York: John Wiley & Sons.
- Sullivan, S, y Rohde, R (2002). On non-equilibrium in arid and semi-arid grazing systems. *Journal of Biogeography*, 29(12), 1595–1618. doi:10.1046/j.1365-2699.2002.00799.x.
- Swenson, HA, y Baldwin, HL (1965). *A primer on water quality*, Washington, DC: USGS. Department of Interior.
- Tanchum M (2021). The Fragile State of Food Security in the Maghreb- Implication of the 2021 Cereal Grains Crisis in Tunisia, Algeria, and Morocco. Washington, DC
- Tapley, B.D. *et al.*, (2004). 'GRACE Measurements of Mass Variability in the Earth System', *Science*, 305(5683), 503 – 505. <https://doi.org/10.1126/science.1099192>.
- Tomini A (2014). Is the Gisser and Sánchez model too simple to discuss the economic relevance of groundwater management? *Water Resour Econ* 6, 18–29. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wre.2014.05.004>
- Tucker, C.J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation, *Remote Sensing of Environment*, 8(2), 127–150. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0).

- Turner, G. (2012). Are we on the cusp of collapse? Updated comparison of The Limits to Growth with historical data, *GAiA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 21, 116–124. <https://doi.org/10.14512/gaia.21.2.10>.
- Turner MD, Davis DK, Yeh ET, et al (2023). Great Green Walls: Hype, Myth, and Science. *Annu Rev Environ Resour* 48, 263–287. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-112321-111102>
- Tydecks L, Hernández-Agüero JA, Böhning-Gaese K, et al (2023). Oases in the Sahara Desert-Linking biological and cultural diversity. *PLoS One* 18:e0290304. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0290304>
- Uddameri, V., Singaraju, S. y Hernandez, E.A. (2014). Impacts of sea-level rise and urbanization on groundwater availability and sustainability of coastal communities in semi-arid South Texas, *Environmental Earth Sciences*, 71(6), 2503–2515. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2904-z>.
- UNCCD (United Nations Convention to Combat Desertification) (1994). United Nations Convention to Combat Desertification in those countries experiencing serious drought and/or desertification, particularly in Africa. Paris, France
- UNCCD (2015). Report of the Conference of the Parties on its twelfth session, held in Ankara from 12 to 23 October 2015. Part two: Actions taken by the Conference of the Parties at its twelfth session. ICCD/ COP(12)/20/Add. Bonn, Germany.
- UNESCO (2004). Resources of the World and Their Use. IHP-VI, Series on Groundwater No. 6. United Nations
- UNEP (United Nations Environmental Programme) (2012). A Glass Half Empty: Regions at Risk Due to Groundwater Depletion
- UN-Water (2022). Groundwater. Making the invisible visible
- Valenzuela Montes, LM, y Matarán Ruiz, A (2008). Environmental indicators to evaluate spatial and water planning in the coast of Granada (Spain). *Land Use Policy*, 25(1), 95–105. doi:10.1016/j.landusepol.2007.03.002.
- Valera D, Molina D, Belmonte J y López A (2016). Greenhouse Agriculture in Almeria. A Comprehensive Techno-Economic Analysis. Almeria, Spain:

- Cajamar. <https://publicacionescajamar.es/publicacionescajamar/public/pdf/series-tematicas/economia/greenhouse-agriculture-in-almeria.pdf>
- van Delden, H. *et al.*, (2011). A methodology for the design and development of integrated models for policy support, *Environmental Modelling & Software*, 26(3), 266–279. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.021>.
- Van der Gun, J (2012). *Groundwater and Global Change: Trends, Opportunities and Challenges* | International Groundwater Resources Assessment Centre Unesco.
- Ventana Systems Inc. (2006). VensimDSS software. Ventana Systems, Inc. <https://vensim.com/>.
- Verruijt, A (1968). A note on the ghyben-herzberg formula. *International Association of Scientific Hydrology. Bulletin*, 13(4), 43–46. doi:10.1080/02626666809493624.
- Villholth KG, López-Gunn E, Conti KI, et al., (2017). *Advances in groundwater governance*. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Leiden
- Voss KA, Famiglietti JS, Lo M, et al (2013). Groundwater depletion in the Middle East from GRACE with implications for transboundary water management in the Tigris-Euphrates-Western Iran region. *Water Resour Res* 49, 904–914. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20078>
- Vrba, J. *et al.* (2007). *Groundwater Resources Sustainability Indicators*, in *International Symposium on Groundwater Sustainability (ISGWAS)*. Alicante, Spain, 33–52.
<http://aguas.igme.es/igme/isgwas/Ponencias ISGWAS/3-Vrba.pdf>.
- Wada Y, Van Beek LPH, Van Kempen CM, et al., (2010). Global depletion of groundwater resources. *Geophys Res Lett* 37, L20402. <https://doi.org/10.1029/2010GL044571>
- Wada Y, Wisser D, Bierkens MFP (2014). Global modeling of withdrawal, allocation and consumptive use of surface water and groundwater resources. *Earth Syst Dyn* 5, 15–40. <https://doi.org/10.5194/esd-5-15-2014>

- Wicke, B. *et al.*, (2011). The global technical and economic potential of bioenergy from salt-affected soils, *Energy & Environmental Science*, 4(8), 2669–2681. <https://doi.org/10.1039/C1EE01029H>.
- Willett, W, Rockström, J, Loken, B,...Murray, CJL (2019). Food in the Anthropocene: the EAT–Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *The Lancet*, 393, 447–492. doi:10.1016/S0140-6736(18)31788-4.
- Winz, I., Brierley, G. y Trowsdale, S. (2009). The use of system dynamics simulation in water resources management, *Water Resources Management*, 23(7), 1301–1323. <https://doi.org/10.1007/s11269-008-9328-7>.
- WMO, GWP (2014). National Drought Management Policy Guidelines: A Template for Action (D.A. Wilhite, ed.). WMO, GWP, Geneva, Switzerland and Stockholm, Sweden
- WWF (2009). Manual de buenas prácticas de riego, Madrid, Spain.
- Young OR, Berkhout F, Gallopin GC, et al., (2006). The globalization of socio-ecological systems: An agenda for scientific research. *Glob Environ Chang* 16:304–316. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.03.004>
- Zhang X, Zhang L, He C, et al., (2014). Quantifying the impacts of land use / land cover change on groundwater depletion in Northwestern China – A case study of the Dunhuang oasis. *Agric Water Manag* 146:270–279. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.08.017>
- Zaitchik, B.F., Rodell, M., Reichle, R.H. (2008). Assimilation of GRACE Terrestrial Water Storage Data into a Land Surface Model: Results for the Mississippi River Basin, *Journal of Hydrometeorology*, 9(3), 535–548. <https://doi.org/10.1175/2007JHM951.1>.

X – ANEXOS

X - ANEXOS

ANEXO 1. Ecuaciones del modelo AQUACOAST

A continuación, se muestran las ecuaciones del modelo Aquacoast:

Ecuación (1a).

$$TDFW_t = \frac{\{appt \cdot (1 - cfro) - aaet - PUMP_t \cdot (1 - cfrf)\} \cdot lgth}{365} + \frac{(lthf \cdot 10^3)}{(width \cdot 365)}$$

Ecuación (1b).

$$TDFW_0 = \frac{\{appt \cdot (1 - cfro) - aaet - PUMP_0 \cdot (1 - cfrf)\} \cdot lgth}{365} + \frac{(lthf \cdot 10^3)}{(width \cdot 365)}$$

Ecuación (2a).

$$EDSB_t = MIN \left\{ lgth, \left(\left[\frac{dpwl^2 \cdot cfpm \cdot dtcp \cdot (1 + dtcp)}{(2 \cdot TDFW_t)} \right] - \left[\frac{TDFW_t \cdot (1 - dtcp)}{(2 \cdot dtcp \cdot cfpm)} \right] \right) \cdot 10^{-3} \right\}$$

Ecuación (2b).

$$EDSB_0 = MIN \left\{ lgth, \left(\left[\frac{dpwl^2 \cdot cfpm \cdot dtcp \cdot (1 + dtcp)}{(2 \cdot TDFW_0)} \right] - \left[\frac{TDFW_0 \cdot (1 - dtcp)}{(2 \cdot dtcp \cdot cfpm)} \right] \right) \cdot 10^{-3} \right\}$$

Ecuación (2c).

$$dtcp = \frac{(dtsw - dtfw)}{dtfw}$$

Ecuación (3a).

$$CDSB_{t+s} = CDSB_t + s \cdot \left\{ \frac{(EDSB_t - CDSB_t)}{TMBE_t} \right\}$$

Ecuación (3b).

$$CDSB_0 = EDSB_0$$

Ecuación (4a).

$$EDFB_t = MIN \left\{ length, \left(\left[\frac{(dpwl + vtmz)^2 \cdot cfpm \cdot dtcp \cdot (1 + dtcp)}{(2 \cdot TDFW_t)} \right] - \left[\frac{TDFW_t \cdot (1 - dtcp)}{(2 \cdot dtcp \cdot cfpm)} \right] \right) \cdot 10^{-3} \right\}$$

Ecuación (4b).

$$EDFB_0 = MIN \left\{ length, \left(\left[\frac{(dpwl + vtmz)^2 \cdot cfpm \cdot dtcp \cdot (1 + dtcp)}{(2 \cdot TDFW_0)} \right] - \left[\frac{TDFW_0 \cdot (1 - dtcp)}{(2 \cdot dtcp \cdot cfpm)} \right] \right) \cdot 10^{-3} \right\}$$

Ecuación (5a).

$$CDFB_{t+s} = CDFB_t + s \cdot \left\{ \frac{EDFB_t - CDFB_t}{TMBE_t} \right\}$$

Ecuación (5b).

$$CDFB_0 = EDFB_0$$

Ecuación (6).

$$TMBE_t = \{IF EDSB_t > CDSB_t THEN tmbi ELSE tmbf\}$$

Ecuación (7).

$$S(x) = slfw + slsw - slfw \cdot \left\{ \frac{(CDFB - x)}{(CDFB - CDSB)} \right\}^{cdap}$$

Ecuación (8).

$$CDAB_t = CDFB_t - (CDFB_t - CDSB_t) \cdot \left\{ \frac{(slcl - slfw)}{(slsw - slfw)} \right\}^{\left(\frac{1}{cdap}\right)}$$

Ecuación (9a).

$$EHFW_t = \left\{ \frac{8 \cdot dtcp \cdot TDFW_t \cdot lgth \cdot 10^3}{(9 \cdot cfpm \cdot (1 + dtcp))} \right\}^{(1/2)}$$

Ecuación (9b).

$$EHFW_0 = \left\{ \frac{8 \cdot dtcp \cdot TDFW_0 \cdot lgth \cdot 10^3}{(9 \cdot cfpm \cdot (1 + dtcp))} \right\}^{(1/2)}$$

Ecuación (10a).

$$CHFW_{t+s} = CHFW_t + s \left\{ \frac{EHFW_t - CHFW_t}{tmhe} \right\}$$

Ecuación (10b).

$$CHFW_0 = EHFW_0$$

Ecuación (11).

$$ARPI_t = width \cdot (lgth - CDAB_t) \cdot 10^2$$

Ecuación (12).

$$P(X \leq x) = 1 - EXP \left\{ \frac{-x^2}{(A^2 (C^2 + 1))} \right\}$$

Ecuación (13).

$$ARTI_t = ARPI_t \cdot \left[1 - EXP \left\{ \frac{-EXP F_t^2}{((ocfm^2 \cdot ocfv^2 + 1))} \right\} \right]$$

Ecuación (14).

$$RAIA_t = MAX \left\{ 0, \frac{(EDSB_t - CDSB_t)}{(TMBE_t \cdot (lgth - CDAB_t))} \right\}$$

Ecuación (15a).

$$ARIR_{t+s} = ARIR_t + s \cdot \left\{ \frac{(ARTI_t - ARIR_t)}{tfex} \right\} - RAIA_t \cdot ARIR_t$$

Ecuación (15b).

$$ARIR_0 = arfr$$

Ecuación (16).

$$PPIR_t = \{IFoaag = 1 THEN appt \cdot (1 - cfro) \cdot 10 ELSE 0\}$$

Ecuación (17).

$$YLDH_t = pycm \cdot SLFT_t \cdot (IRDS_t + PPIR_t) \cdot MAX \left[0, 1 - \frac{\{(IRDS_t + PPIR_t)\}}{(2 \cdot wrao)} \right]$$

Ecuación (18).

$$SLFT = MAX \left\{ 0, 1 - MAX \frac{(0, S - slfp)}{(slcl - slfp)} \right\}$$

Ecuación (19a).

$$SLFT_t = \frac{\{(lgth - CDFB_t) + sfmz \cdot (CDFB_t - CDAB_t)\}}{(lgth - CDAB_t)}$$

Ecuación (19b).

$$sfmz = MAX \left\{ 0, 1 - MAX \frac{(0, slmz - slfp)}{(slcl - slfp)} \right\}$$

Ecuación (19c).

$$slmz = slfw + \frac{(slcl - slfw)}{(cdap + 1)}$$

Ecuación (20).

$$CSTW_t = egcm \cdot (hght - CHFW_t) \cdot preg + cwot$$

Ecuación (21).

$$PFTH_t = prcp \cdot YLDH_t + subh - \frac{(CSTW_t - IRDS_t)}{efir - octh}$$

Ecuación (22a).

$$EXPF_{t+s} = EXPF_{t+s} \cdot \left\{ \frac{(arfr \cdot PFTH_t - EXPF)}{tfex} \right\}$$

Ecuación (22b).

$$EXPF_0 = expf$$

ANEXO 2. Variables del modelo AQUACOAST

Variable	Ecuación	Definición	Unidades
ARIR	15, 26	Superficie regada actual	$m^{-2} \cdot día^{-1}$
ARPI	11, 13	Área potencial regada	$m^3 \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$
ARTI	13, 15	Objetivo para la superficie regada	$€ \cdot año^{-1}$
CDAB	8, 11, 14, 19	Distancia actual del AB desde la costa	$m^3 \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$
CDFB	5, 7, 8, 19	Distancia actual del FB a la costa	$€ \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$
CDSB	3, 6, 7, 8, 14	Distancia actual de la SB a la costa	$€ \cdot m^{-3}$
CHFW	10, 20	Altura promedio actual del FGS sobre el nivel del mar	m
CSTW	20, 21, 24	Costo del agua por metro cúbico	m
EDFB	4, 5	Distancia de equilibrio de la FB desde la costa	$m^3 \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$
EDSB	2, 3, 6, 14	Distancia de equilibrio del SB desde la costa	$m^3 \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$
EHFW	9, 10	Altura promedio de equilibrio del FGS sobre el nivel del mar	km
EXPF	13, 22	Beneficio esperado por invernadero de regadío	km
EXWX	23, 25	Necesidad de agua esperada para maximizar las ganancias	km
IRDS	17, 21, 23, 26	Dosis de riego con agua subterránea	km
PFTH	21, 22	Beneficio por hectárea	km
PPIR	16, 17, 23	Contribución directa de la precipitación al riego	$año^{-1}$
PUMP	1, 26	Bombeo de agua subterránea	adml
RAIA	14, 15	Tasa de abandono de superficie de regadío	ha
S(x)	7, 18	Salinidad del agua subterránea de mezcla a lo largo de la distancia del eje x desde la costa, $CDSB \leq x \leq CDFB$	$kg \cdot m^{-3}$
SLFT	17, 18, 19, 24	Factor de salinidad	ha
TDFW	1, 2, 4, 9	Descarga neta del acuífero	ha
TMBE	3, 5, 6, 14	Tiempo para que la SB y la FB alcancen el equilibrio	año
WRXP	24, 25	Necesidad de agua para maximizar los beneficios	$mm \cdot año^{-1}$
YLDH	17, 21	Rendimiento del cultivo por unidad de superficie	$kg \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$

1 – adml = adimensional; ha = hectárea; € = Euros

ANEXO 3. Parámetros del modelo AQUACOAST y valores de referencia para algunas variables

Parámetro	Acrónimo	Valor	Fuente
Longitud del acuífero [km]	lght	5	(Pulido-Leboeuf, 2004)
Superficie media de un invernadero [ha]	arfr	1,11	(Junta de Andalucía, 2015)
Promedio del coste de oportunidad [€ invernadero ⁻¹ año ⁻¹]	ocfm	15.943 ^a	(Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía, 2022)
Recarga media de por la precipitación [m ³ año ⁻¹]	appt	1,85	(Calvache y Pulido-Bosch, 1997)
Necesidad hídrica de los cultivos [m ³ ha ⁻¹ año ⁻¹]	wrao	4.950	(Fernández <i>et al.</i> , 2012)
Precio de la energía [€ kwh ⁻¹]	preg	7,6·10 ⁻²	(Ministerio de Industria, 2022)
Energía para bombear un metro cúbico un metro [kwh m ⁻³]	egcm	2,725·10 ⁻³	(CottonInfo, 2015)
Densidad del agua subterránea [kg m ³]	dtfw	1.000	(Samper, 2013)
Salinidad del agua subterránea [dS m ⁻¹]	slfw	5·10 ⁻³	(Wikipedia, 2022)
Beneficio esperado inicial [€ ha ⁻¹ año ⁻¹]	expf	35.508 ^b	(Valera <i>et al.</i> , 2016)
Densidad del agua marina [kg m ³]	dtsw	1.025	(Samper, 2013)
Salinidad del agua marina [dS m ⁻¹]	sldw	50	(Wikipedia, 2022)
Retorno anual de riego [Mm ³ año ⁻¹] ^c	cfrf	0,26	(Calvache y Pulido-Bosch, 1997)

Variable	Acrónimo	Valor	Fuente
Descarga anual de agua dulce subterránea [Mm ³ año ⁻¹] ^c	TDFW	0,14	(Calvache y Pulido-Bosch, 1997)
Coste anual del agua por hectárea [€ ha ⁻¹ año ⁻¹] ^c	CSTW-IRDS	1.875	(Valera <i>et al.</i> , 2016)
Demanda anual de agua del acuífero [Mm ³ año ⁻¹] ^c	WrAO-IRDS	1,97	(Calvache y Pulido-Bosch, 1997)
Costes totales anuales por hectárea [€ ha ⁻¹ año ⁻¹] ^c	CSTW-IRDS /octh	45.732 ^b	(Valera <i>et al.</i> , 2016)
Superficie de regadío potencial [ha]	ARPI	626	(Junta de Andalucía, 2019)
Beneficio por hectárea [€ ha ⁻¹ año ⁻¹]	PFTH	77.811 ^b	(Valera <i>et al.</i> , 2016)

^a Salario medio en la Comunidad de Andalucía en 2020; ^b Ajuste por inflación (periodo 2014–2021) a través de la plataforma online del INE; ^c Los valores anuales resultan de integrar la variable correspondiente en periodos de un año.

ANEXO 4. Parámetros calibrados y parámetros que ajusta el modelo

Parámetros	Valor	Procedimiento
Coefficiente de flujo de retorno [adml]	0,75	Estos parámetros se ajustan a la demanda anual de agua subterránea y al retorno anual de riego.
Profundidad de los pozos de bombeo por debajo del nivel del mar [m]	10	
Parámetros geométricos del acuífero [adml]	0,6	Estos parámetros se ajustan a la descarga anual de agua dulce subterránea y marina.
Tiempo de renovación agua subterránea [año]	0,2	Intrusión
Coefficiente de permeabilidad [m día ⁻¹]	180	Calvache (2002) estima el coeficiente de permeabilidad en el rango de 60 a 250.
Anchura del acuífero [km]	0,6	Pulido-Leboeuf (2004) estima la superficie del acuífero en 3 km ² y longitud 5 km.
Altura del terreno sobre nivel del mar [m]	20	Observación de campo.
Tiempo de ajuste superficie de regadío [año]	6	Este parámetro hace que la ampliación de la superficie de regadío se prolongue durante 35 años.
Otros costes por hectárea [€ ha ⁻¹ año ⁻¹]	43.857	Costes totales anuales por hectárea menos coste anual del agua por hectárea.
Otros costes de agua [€ m ⁻³]	0,12	Este parámetro se ajusta al Coste Anual de Agua por Hectárea.
Salinidad media inicial del agua subterránea [dS m ⁻¹]	1,366	Valores de equilibrio alcanzados al ejecutar el modelo sin superficie de riego.
Reserva inicial de agua dulce subterránea [m ²]	38.488	
Coste de oportunidad del cv [adml]	0,15	Parámetros desconocidos. Su influencia en el comportamiento del modelo es muy escasa.
Tiempo de ajuste de expectativas [año]	5	
Tiempo de ajuste de salinidad [año]	1	

ANEXO 5. Valores de los parámetros Recarga pluviométrica media e Ingresos por hectárea que conforman los 200 escenarios del calculo del riesgo de degradación de la CAG.

Recarga pluviométrica media (m³año⁻¹)	Ingresos por hectárea (€ ha⁻¹ año⁻¹)
0,0149	66.385
0,2742	65.014
0,6872	71.432
0,0483	43.972
0,0340	71.056
0,0642	79.052
0,2493	98.344
0,1830	77.730
0,0616	65.212
2,3900	84.569
0,2097	65.965
0,4116	71.988
0,3338	79.656
0,1213	103.158
0,0449	70.776
0,2321	70.227
0,1204	81.370
0,0312	83.345
2.2460	79.547
0,1246	62.906
0,0386	70.149
0,0491	90.501
0,1390	79.069
0,0965	74.813

0,0149	76.457
0,0898	68.648
0,3302	82.353
0,1828	66.426
0,0159	90.041
0,2308	71.382
1.1570	80.684
0,2183	88.714
0,1081	66.282
0,3850	79.238
0,8404	68.556
0,0453	99.215
0,0263	80.958
0,0318	69.268
0,3630	72.398
0,0493	69.748
2.3060	71.121
0,0202	72.045
0,1372	76.322
5.7280	66.184
0,2905	86.476
0,0373	74.794
0,0900	63.939
0,4694	89.032
0,1177	50.715
0,0763	82.757
0,3417	73.728
0,4701	79.242
1.6720	77.317
1.6710	76.979
0,1836	73.473

0,1061	93.402
0,2430	65.278
0,2604	79.431
0,9446	78.167
0,2136	77.470
1.4230	62.356
0,2189	80.562
0,0655	84.254
0,0281	84.192
0,1129	71.369
0,0357	75.296
0,1290	76.934
0,0274	88.789
0,2514	62.435
1.4480	82.168
0,1819	71.849
0,0370	96.722
0,1437	93.710
0,0323	87.016
0,7204	78.775
0,0526	69.333
0,3015	79.980
0,2428	78.925
0,1144	89.972
0,4262	98.188
0,1090	86.652
1.4050	70.898
0,1026	97.635
0,1772	69.609
0,1190	75.650
0,0815	54.587

5.0580	84.090
0,3014	65.126
0,3761	80.593
0,0814	74.707
1.2120	85.382
0,9248	74.436
0,3497	95.739
0,5188	72.136
0,0725	64.959
0,5935	90.066
0,1907	97.316
0,0114	70.322
0,3162	82.837
1.7610	77.346
3.6190	92.878
0,2164	93.820
1.8520	74.034
0,6846	74.190
0,6757	82.393
0,1914	69.701
0,3466	81.573
2.5080	97.173
0,0287	63.366
0,0729	79.314
0,2310	86.941
0,2511	74.521
0,1079	81.801
0,2206	70.949
0,0175	87.402
0,1363	60.725
0,2300	73.681

0,0971	59.824
1.0650	81.005
0,6359	90.192
1,7400	75.879
0,3006	98.365
0,0919	58.322
0,3029	59.834
0,2297	89.818
0,5981	84.726
1.6620	84.592
0,1392	81.941
0,1157	95.475
6.9180	80.569
0,3134	87.485
1.1970	68.444
0,2639	73.895
0,0308	78.266
0,0719	92.218
0,1280	61.261
0,1015	65.194
45,340	97.414
0,1928	63.850
0,2182	83.729
0,2823	79.871
0,7554	50.187
0,1441	69.236
0,5044	69.671
1.2010	58.337
2.0920	82.709
0,0648	67.147
0,0702	80.706

0,1359	64.324
0,0725	68.962
0,2356	66.102
0,2091	61.059
0,4873	100.040
0,5141	70.274
0,0040	62.560
0,0903	81.352
0,0669	84.227
0,4465	71.792
0,0485	77.411
0,3074	77.427
0,4541	97.905
8.3290	79.381
0,2560	69.615
0,8092	61.108
0,9735	94.333
1.0750	68.667
0,9561	76.008
0,6739	79.522
0,3968	74.953
1.7640	62.394
0,0087	89.968
0,0540	81.382
0,0617	77.959
0,5830	82.771
0,7883	86.835
0,0868	59.959
0,1424	77.772
3.4490	77.518
0,1009	72.574

0,0587	93.889
0,1279	59.153
0,0493	71.089
0,0618	82.443
0,1006	72.200
0,0639	76.088
0,4907	71.897
0,7258	76.216
0,0158	86.181
1.4960	72.874
0,3470	69.306
0,2070	83.856
0,0993	83.168
0,0827	55.766
2.4760	72.701
1.6880	80.679
0,0739	90.536
0,0540	85.781
1,3000	103.938
0,3067	94.286
0,1517	77.946

ANEXO 6. Resultados de la simulación de los 200 escenarios.

Salinidad del agua subterránea (dS m ⁻¹)	Agua importada (hm ³ ·año ⁻¹)
47,0215	2,8344
42,8256	2,4584
37,7768	2,5522
48,4400	0,3057
46,6663	3,1527
46,2366	3,3075
43,7880	3,1506
44,6441	3,1795
46,2845	2,6671
16,6974	1,1228
43,9419	2,6179
41,4671	2,8339
42,6641	3,0480
45,4772	3,2764
46,5132	3,1288
43,8521	2,9241
45,4864	3,2653
46,6777	3,3588
18,5401	1,2422
45,1422	2,3149
46,6060	3,1015
46,4381	3,3471
45,2360	3,2344
45,7969	3,2182
46,9051	3,3272
45,8599	2,9587
42,7228	3,0630

44,3901	2,6878
46,8815	3,3797
43,9091	2,9811
32,3316	2,2581
44,1946	3,1802
45,5484	2,7406
41,9930	2,9954
35,3331	2,2626
46,4894	3,3513
46,7454	3,3560
46,7132	3,0548
42,1403	2,8949
46,4541	3,0684
16,5580	1,0691
46,8551	3,2088
45,2507	3,2062
0,83166	0,0532
43,2468	3,1082
46,6048	3,2751
45,7948	2,4860
40,9307	2,9342
41,1664	0,3350
46,0755	3,3131
42,4718	2,9557
40,8908	2,9125
25,8781	1,7553
25,8645	1,7526
44,5998	3,1005
45,6791	3,2913
43,3546	2,5153
43,6273	3,1183

34,8975	2,4468
44,2355	3,1469
23,3863	1,1783
44,1787	3,1653
46,2200	3,3268
46,7191	3,3635
45,5523	3,0923
46,6252	3,2870
45,3644	3,2228
46,7287	3,3681
42,7917	2,1418
28,7852	1,9873
44,5965	3,0468
46,6003	3,3595
45,1798	3,2543
46,6626	3,3624
37,7016	2,6668
46,4073	3,0396
43,0889	3,0814
43,8558	3,1318
45,5683	3,2827
41,4869	2,9771
45,6398	3,2866
28,4875	1,8664
45,7262	3,2949
44,6098	2,9405
45,4946	3,2129
45,6035	0,8953
1,26961	0,0908
42,4111	2,4472
42,1183	3,0117

46,0023	3,2305
31,6977	2,2152
34,9870	2,4157
42,4766	3,0520
40,0467	2,7376
46,1040	2,6281
39,3510	2,8133
44,5592	3,2082
46,9969	3,1367
42,9069	3,0779
24,7507	1,6728
4,13978	0,2937
44,2199	3,1828
23,2968	1,5468
38,0103	2,6388
38,2994	2,7263
44,4092	2,9326
42,5065	3,0445
15,1211	1,0200
46,8856	2,4604
46,1206	3,3009
44,0272	3,1669
43,7027	3,0623
45,6535	3,2792
44,0378	2,9712
46,8610	3,3772
44,7371	1,9650
43,9738	3,0618
45,5109	1,8399
33,4612	2,3468
38,8145	2,7720

24,9189	1,6771
43,1161	3,1002
45,5457	1,5718
41,0351	1,6874
44,0447	3,1693
39,2869	2,8059
26,1630	1,7911
45,2368	3,2489
45,5520	3,2819
0,64631	0,0460
42,9476	3,0863
30,5719	1,9329
43,5200	3,0349
46,6866	3,3335
46,1346	3,3249
44,9602	2,0600
45,6289	2,6300
0,06063	0,0039
44,0254	2,3868
44,1933	3,1758
43,3411	3,0996
7,81248	0,0896
45,0754	2,9481
40,0366	2,6389
20,8298	0,7903
20,6507	1,3906
46,2300	2,8614
46,1561	3,3117
45,0260	2,4960
46,1166	2,9966
43,5506	2,6087

43,3147	1,9633
40,7029	2,9174
39,9651	2,6623
47,3877	2,3638
45,8881	3,2948
46,2005	3,3253
40,9878	2,7933
46,4484	3,3072
42,9926	3,0550
41,1282	2,9498
0,47743	0,0339
43,4881	2,8672
32,3320	1,4984
34,6259	2,4458
32,2421	2,0563
34,6819	2,4127
38,2968	2,7166
41,7737	2,9309
17,8566	0,9125
46,9787	3,3868
46,3730	3,3305
46,2708	3,3003
39,4723	2,8173
36,9067	2,6231
45,7491	1,8714
45,1865	3,2195
4,98882	0,3503
45,7274	3,1513
46,3097	3,3380
44,7331	1,6977
46,4491	3,1398

46,2687	3,3265
45,7295	3,1380
46,2404	3,2738
40,4048	2,7555
37,5714	2,6355
46,8842	3,3781
27,6780	1,8465
42,1838	2,7637
44,3417	3,1871
45,7686	3,2915
45,6518	1,1041
14,6618	0,9638
25,7910	1,7592
46,1068	3,3226
46,3734	3,3401
30,6265	2,1334
43,0361	3,0941
45,0632	3,2123
48,4400	3,3868
0,06063	0,0039
39,8780	2,6229
