



Universidad Autónoma Chapingo

División de Ciencias Económico-Administrativas

Doctorado en Ciencias en Economía Agrícola

**Gestión sostenible del agua: Asignación
eficiente en el Distrito de Riego DR011 Alto
Rio Lerma, Guanajuato, México.**

T E S I S

Que como requisito parcial para obtener el grado de

DOCTOR EN CIENCIAS EN ECONOMÍA AGRÍCOLA

Presenta:

FERNANDO DÁMASO FUENTES LÓPEZ

Bajo la supervisión del DOCTOR RAMÓN VALDIVIA ALCALÁ

Chapingo, Estado de México, 19 septiembre de 2025

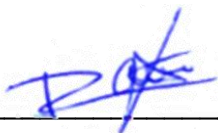


Gestión sostenible del agua: Asignación eficiente en el Distrito de Riego DR011 Alto Rio Lerma, Guanajuato, México.

Tesis realizada por **Fernando Dámaso Fuentes López** bajo la supervisión del Comité Asesor indicado, aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS

DIRECTOR



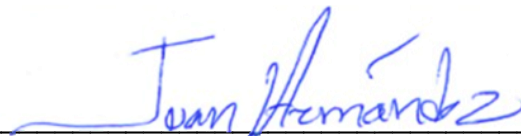
Dr. Ramón Valdivia Alcalá

CODIRECTORA



Dra. Juanita Japheth Valdivia Cabral

ASESOR



Dr. Juan Hernández Ortiz

ASESOR



Dra. Ángeles Suhgey Garay Jácome

LECTOR
EXTERNO



Dra. Mayra Beatriz Bastida Miranda

CONTENIDO

Lista de cuadros	iv
Lista de figuras	iv
Agradecimientos	vi
Datos biográficos	vii
Resumen general	viii
General abstract	ix
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1 Antecedentes	1
1.2 Planteamiento del problema	3
1.3 Justificación	4
1.4 Objetivos	4
1.4.1 General	4
1.4.2 Particulares	5
1.5 Hipótesis	5
1.5.1 General	5
1.5.2 Particulares	5
1.6 Estructura del documento	5
CAPÍTULO 2. REVISIÓN DE LITERATURA	7
2.1 Contexto global del agua y la agricultura	9
2.2 Contexto del agua y la agricultura en México	11
2.3 Estado de los recursos hídricos, la escasez del agua	13
2.4 La productividad del agua	15
2.5 La valoración de los recursos hídricos	18
2.6 Tarifas del agua en la agricultura	28
2.7 La evaluación de la huella hídrica en la agricultura	32
2.8 Literatura citada	37
CAPÍTULO 3. Efectos económicos de la sequía en el DR011 Alto Río Lerma, Guanajuato, México	52
RESUMEN	52
SUMMARY	52
INTRODUCCIÓN	53
MATERIALES Y MÉTODOS	55

RESULTADOS Y DISCUSIÓN	58
CONCLUSIONES.....	63
LITERATURA CITADA	64
CAPÍTULO 4. Gestión sostenible del agua en el Bajío: huella hídrica, costos y políticas de riego.	67
1. Introduction (Introducción)	68
2. Methodology (Metodología).....	70
3. Results and Discussion (Resultados y discusión)	72
4. Conclusions, Limitations and Recommendations (Conclusiones, Limitaciones y Recomendaciones).....	78
References (Referencias).....	79
CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES GENERALES	84

Lista de cuadros

Capítulo 3.

Cuadro 1. Patrón histórico de cultivos y precios netos	56
Cuadro 2. Comparativa disponibilidad de agua en dam ³ respecto a 2021-2022 ..	58
Cuadro 3. Ingresos y superficie en escenarios de sequía	59
Cuadro 4. Cambios en la participación de los cultivos en la superficie sembrada en escenarios de sequía.....	61
Cuadro 5. Precio sombra del agua en escenarios de sequía (\$m ⁻³)	62

Capítulo 4.

Tabla 1. Superficie sembrada, agua superficial, agua subterránea (2021-2022). 70	
Tabla 2. Huella hídrica verde, azul, total, costo unitario, tarifa, PAA y PAT (ciclo 2021–2022).	73

Lista de figuras

Capítulo 3.

Figura 1. Distrito de Riego 011, Alto Rio Lerma, Guanajuato, México.....	55
Figura 2. Variación del ingreso agrícola de los módulos en escenarios de sequía.....	60
Figura 3. Módulo Salvatierra. Variación de superficie e ingreso 2021-2022 Vs. Modelo base.....	60

Figura 4. Módulo Cortazar. Variación de superficie e ingreso 2021-2022	
Vs. Modelo base	61

Capítulo 4.

Figura 1. Superficie y volumen de agua por cultivo..	72
Figura 2. Huella hídrica total en m ³ por tonelada de cultivo.....	74
Figura 3. Costo del agua por tonelada de cultivo (\$/ton).	75
Figura 4. Tarifa del agua (\$/dam ³). Fuente:	75
Figura 5. Relación entre HHazul y rendimiento por cultivo.	76
Figura 6. Relación entre HHazul y costo del agua por cultivo..	76
Figura 7. Productividad aparente del agua (\$/m ³) y de la tierra (\$/ha).....	77

Lista de acrónimos, siglas y abreviaturas usadas

Acrónimo	Significado
\$ha ⁻¹	Pesos por hectárea
\$m ⁻³	Pesos por metro cúbico
2C	Segundos cultivos
AV	Agua virtual
BANXICO	Banco de México
BM	Banco Mundial
CEDRSSA	Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
CONAHCyT	Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología
dam ³	Decámetro cúbico
DOF	Diario Oficial de la Federación
DR011	Distrito de Riego 011 Alto Río Lerma
ENA	Encuesta Nacional Agropecuaria
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
HH	Huella(s) hídrica(s)
HHazul	Huella hídrica azul
HHTotal	Huella hídrica Total
HHverde	Huella hídrica verde
IMCO	Instituto Mexicano para la Competitividad A.C.
IMTA	Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
INEGI	Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change/Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático
IPLANEG	Instituto de Planeación, Estadística y Geografía del Estado de Guanajuato
M02	Módulo de riego Salvatierra
M05	Módulo de riego Cortazar
Mm ³	Millares de metros cúbicos
MS	Modelos de sequía
OCDE	Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico
OECD	Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico

O-I	Ciclo agrícola otoño-invierno
ONU	Organización de las Naciones Unidas
PAA	Productividad aparente del agua
PAT	Productividad aparente de la tierra
PL	Programación Lineal
PM	Programación Matemática
PMP	Programación matemática positiva
PN	Precios netos
PNH	Programa Nacional Hídrico
PRN	Cultivos perennes
PROFEPA	Procuraduría Federal de Protección al Ambiente
P-V	Ciclo agrícola primavera-verano
RHA	Región Hidrológica Administrativa Lerma-Santiago-Pacífico
SEMARNAT	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura ONU-Agua
WEF	Foro Económico Mundial
WRI	World Resources Institute/ Instituto de Recursos Mundiales
WWAP	World Water Assessment Programme – UNESCO/ Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos - UNESCO

Agradecimientos

**Al Consejo Nacional de
Humanidades Ciencia y Tecnología**

**A la Universidad Autónoma
Chapingo y, muy especialmente, a
la DICEA**

**Al personal del Distrito de Riego
011 “Alto Río Lerma” de la
Comisión Nacional del Agua**

Al comité asesor

**A los profesores del Doctorado en
Economía Agrícola**

**A Marichuy y a mis hijos Gali, Val,
Dany y Fernando**

**A mis padres, Concepción† y
Silvino, a mis hermanas y
hermanos y familiares**

Le expreso mi más profundo agradecimiento por su generoso financiamiento que hizo posible la culminación de mis estudios de doctorado

Gracias por ofrecerme espacios de aprendizaje y de crecimiento profesional.

Mi reconocimiento sincero por su amabilidad y por compartir la información esencial para el desarrollo de esta tesis.

Mi gratitud infinita por su guía experta, su paciencia y la calidad humana que me acompañó en cada paso de este camino académico. Este logro es también un reflejo de su dedicación

Gracias por cada aportación académica y por inspirarme a pensar con rigor y pasión. Gracias por su compromiso.

Ustedes son mi alegría diaria y mi motivo para seguir adelante. Su cariño, comprensión y apoyo hicieron posible que siguiera adelante.

Gracias por su apoyo incondicional, por creer en mí y por sostenerme con su confianza.

Datos biográficos



Datos personales

Nombre:	Fernando Dámaso Fuentes López
Fecha de nacimiento	11 de diciembre de 1967
Lugar de nacimiento	Pinotepa Nacional Oaxaca
CURP	FULF671211HOCNPR08
Profesión	Ingeniero agrónomo especialista en economía

Desarrollo académico

Licenciatura	Ingeniero en Economía Agrícola
Maestría	Maestro en Ciencias en Economía

Resumen general¹

Gestión sostenible del agua: Asignación eficiente en el Distrito de Riego DR011 Alto Rio Lerma, Guanajuato, México.

La escasez hídrica, la sobreexplotación de acuíferos, tecnologías de riego obsoletas con pérdidas de hasta 50% y políticas que no internalizan costos ambientales comprometen la seguridad alimentaria y la sostenibilidad en el Distrito de Riego 011, donde el 83% del agua se destina a agricultura y solo el 30% de los acuíferos registra disponibilidad. Esta investigación evaluó de forma integral el impacto económico de la sequía durante el ciclo agrícola 2021-2022, mediante el análisis de tres dimensiones: productividad del agua, huella hídrica de los principales cultivos y costos y tarifas del agua utilizada. Metodológicamente, se integraron modelos de programación lineal para optimizar la distribución de agua bajo escenarios de sequía progresiva, con métodos estandarizados de cálculo de huella hídrica verde y azul, análisis de productividad aparente y evaluación de costos y tarifas. El primer manuscrito simuló condiciones de sequía en Salvatierra y Cortazar, revelando que la reasignación de agua modifica el patrón de cultivos disminuyendo la superficie sembrada y la producción agrícola total, y confirma que el precio sombra del agua superó las tarifas vigentes, reflejando su valor estratégico. El segundo manuscrito identificó que el frijol registra la huella azul más elevada y costos 40% mayores al promedio de los cultivos evaluados, mientras que zanahoria y tomate logran la mayor eficiencia. Se observó que las precipitaciones disminuyeron la dependencia del riego en primavera-verano, pero el uso predominante de agua subterránea en otoño-invierno destacó limitaciones teóricas para estimar la sobreexplotación. Los resultados indican que una asignación del agua basada en cultivos de alto valor y baja huella hídrica, acompañadas de tarifas ajustadas a la disponibilidad real y promover tecnologías de riego eficiente, podría mitigar los efectos de la sequía, aumentar la rentabilidad y avanzar hacia la sostenibilidad hídrica y contribuir a cumplir las metas del Plan Nacional Hídrico 2024–2030.

Palabras clave: productividad hídrica, huella hídrica, precio sombra, valoración del agua, escasez hídrica.

¹ Tesis de Doctorado en Ciencias. Doctorado en Ciencias en Economía Agrícola, División de Ciencias Económico-Administrativas. Universidad Autónoma Chapingo.

Autor: Fernando Dámaso Fuentes López.

Director de tesis: Dr. Ramón Valdivia Alcalá.

General abstract²

Sustainable water management: Efficient allocation in District DR011 Alto Rio Lerma Irrigation, Guanajuato, Mexico.

Water scarcity, aquifer overexploitation, obsolete irrigation technologies with losses of up to 50%, and policies that do not internalize environmental costs compromise food security and sustainability in Irrigation District 011, where 83% of the water is used for agriculture and only 30% of aquifers are available. This research comprehensively assessed the economic impact of the drought during the 2021-2022 agricultural cycle by analyzing three dimensions: water productivity, the water footprint of the main crops, and the costs and rates of water used. Methodologically, linear programming models were integrated to optimize water distribution under progressive drought scenarios, with standardized methods for calculating the green and blue water footprint, analyzing apparent productivity, and evaluating costs and rates. The first manuscript simulated drought conditions in Salvatierra and Cortazar, revealing that water reallocation modified cropping patterns by decreasing planted area and total agricultural production. It also confirmed that the shadow price of water exceeded current rates, reflecting its strategic value. The second manuscript identified that beans had the highest blue footprint and costs 40% higher than the average of the crops evaluated, while carrots and tomatoes achieved the greatest efficiency. Rainfall was observed to decrease dependence on irrigation in spring and summer, but the predominant use of groundwater in autumn and winter highlighted theoretical limitations for estimating overexploitation. The results indicate that water allocation based on high-value, low-water-footprint crops, accompanied by tariffs adjusted to actual availability and the promotion of efficient irrigation technologies, could mitigate the effects of drought, increase profitability, advance toward water sustainability, and contribute to meeting the goals of the 2024–2030 National Water Plan.

Key words: water productivity, water footprint, shadow price, water valuation, water scarcity.

² Doctoral Thesis in Sciences. Doctor of Science in Agricultural Economics, Division of Economic-Administrative Sciences. Chapingo Autonomous University.

Author: Fernando Dámaso Fuentes López.

Thesis director: Dr. Ramón Valdivia Alcalá

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

El agua constituye un recurso esencial para la vida y un pilar fundamental del desarrollo humano, social y económico. Su gestión eficiente es indispensable para garantizar el bienestar de la sociedad y preservar el equilibrio ambiental. No obstante, la creciente escasez hídrica a nivel global, acentuada por el cambio climático, el crecimiento poblacional y una administración inadecuada de los recursos hídricos, plantea un desafío crítico que demanda soluciones innovadoras y coordinadas para promover su uso sostenible, según el Foro Económico Mundial (WEF, 2023) y la Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2023).

En este contexto, este capítulo expone los antecedentes que lo fundamentan la investigación, destaca la importancia del problema investigado, plantea la problemática, justificar su relevancia, define los objetivos y la hipótesis, y describe brevemente la estructura de la tesis.

1.1 Antecedentes

El reconocimiento del agua como derecho humano fundamental y como un recurso estratégico con valor económico, ha sido tema prioritario en la agenda internacional desde la Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente (ICWE, 1992), un posicionamiento reafirmado en los informes recientes, que destacan que su acceso equitativo está intrínsecamente ligado a la estabilidad socioeconómica y al desarrollo sostenible, lo que enfatiza su carácter prioritario (UNESCO, 2020; WEF, 2023).

No obstante, existe una marcada brecha entre este reconocimiento normativo y su implementación práctica, el Foro Económico Mundial (WEF, 2023) proyecta que la disparidad entre oferta y demanda hídrica aumentará un 40% para 2030, lo que agudizará el estrés hídrico y la contaminación de fuentes de agua dulce a nivel global.

Este desbalance se manifiesta especialmente en el sector agrícola, responsable del 70% de las extracciones globales de agua y hasta el 95% en países en desarrollo (FAO, 2020, 2021, 2022; UNESCO, 2019). La FAO (2022) destaca la importancia de este recurso para la seguridad alimentaria y el cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible; sin embargo, el World Resources Institute (WRI, 2023a) señala que la Agenda de Acción del Agua de la ONU no prioriza este sector en sus compromisos de gestión.

Esta omisión resulta aún más significativa ante los efectos del cambio climático, que según el IPCC (2021, 2022), altera los regímenes hídricos con sequías e inundaciones más frecuentes y severas, afectando la disponibilidad y calidad del agua. En términos cuantitativos, la alteración del caudal superficial supera en un 34% el límite recomendado, mientras que la extracción de aguas subterráneas excede en un 47% su tasa de recarga natural (Rockström et al., 2023).

Estas cifras reflejan una crisis global que se manifiesta con particular intensidad en México, donde la demanda hídrica crece impulsada por el aumento demográfico, la sobreexplotación de acuíferos, cuya participación en el uso consuntivo pasó del 39% en 2020 a un 42% desde 2001 (CONAGUA, 2021a; IMCO, 2023), reflejan las deficiencias estructurales en la gestión hídrica.

Guanajuato, el segundo Estado con mayor estrés hídrico del país (>80%), ilustra esta problemática: el sector agrícola utiliza el 83% de las extracciones, con un 39% proveniente de acuíferos sobreexplotados (IMCO, 2023; INEGI, 2019a; WRI, 2023b). Dentro de este contexto, en el Distrito de Riego 011 Alto Río Lerma (DR011), ubicado en la Región Hidrológica Lerma-Santiago-Pacífico, el 75% de los acuíferos registra disponibilidad negativa (CONAGUA, 2020, 2022; SEMARNAT, 2018), y el 85% de los pozos se destina a la agricultura (CONAGUA, 2021b; IPLANEG, 2019).

Esta presión se hace tangible en datos concretos, en 2021, 31 de los 128 acuíferos de la región estaban sobreexplotados, y el 89% del agua utilizada por los distritos de riego provino de fuentes superficiales con caudales decrecientes (CONAGUA, 2022). Frente a

este escenario, la gestión sostenible del agua emerge como imperativo ético y técnico. Estudios como los de Rockström et al. (2023) y las proyecciones del WEF (2023) coinciden en que, sin intervenciones que equilibren la productividad agrícola, con tarifas adecuadas y la conservación de acuíferos, sistemas como el DR011 enfrentarán crecientes riesgos de colapso hídrico y pérdida de competitividad agroalimentaria.

La Importancia del problema investigado se aprecia cuando se dimensiona que la escasez de agua y el estrés hídrico trascienden la mera disponibilidad de un recurso vital al comprometer la productividad agrícola, la seguridad alimentaria y la sostenibilidad ambiental. En el DR011, la alta dependencia del riego agrícola y la sobreexplotación de acuíferos evidencian la necesidad de revisar las estrategias de gestión del agua, ya que solo mediante intervenciones que equilibren las necesidades productivas con la regeneración y conservación de los recursos hídricos podrá asegurarse su sostenibilidad a largo plazo (IMCO, 2023; WEF, 2023).

1.2 Planteamiento del problema

Garantizar la seguridad alimentaria en México enfrenta un desafío crítico, como se ilustra en el Distrito de Riego DR011 Alto Río Lerma, donde la sobreexplotación de acuíferos y una gestión hídrica ineficiente amenazan tanto la producción agrícola como el desarrollo económico y social de la región (CONAGUA, 2021b; SEMARNAT, 2018). Esta problemática se agudiza por múltiples factores, entre ellos la falta de planificación estratégica, el uso predominante de tecnologías de riego obsoletas, como sistemas por gravedad con pérdidas del 40-50% (IMTA, 2021, 2022b), y marcos regulatorios que no internalizan los costos ambientales de la extracción.

En Guanajuato, el desbalance hídrico es evidente, solo el 30% de los acuíferos mantienen disponibilidad positiva, mientras el 95% del agua de los pozos se destina a agricultura (CEDRSSA, 2021). A esto se suman los subsidios energéticos que incentivan la extracción indiscriminada que ha reducido la recarga natural en un 47% frente a la demanda perpetuando un ciclo de degradación (CEDRSSA, 2021; Rockström et al.,

2023). Ante este escenario, la presente investigación aborda la problemática desde un enfoque integral que analiza las interacciones ecológicas, económicas y sociales, para diseñar estrategias de gestión sostenible alineadas con los objetivos del Plan Nacional Hídrico 2024-2030.

1.3 Justificación

La justificación de esta investigación se sustenta en los datos oficiales que evidencian la magnitud del problema local, y la urgente necesidad de atender la creciente escasez hídrica en el DR011, donde la agricultura utiliza el 83% del recurso disponible y la sobreexplotación de acuíferos amenaza seriamente la disponibilidad futura (CONAGUA, 2021a; IMCO, 2023). A través de un diagnóstico cuantitativo de la productividad del agua, la huella hídrica, los costos y las tarifas, este estudio aporta herramientas esenciales para priorizar cultivos sostenibles, evaluar el impacto económico de reducciones en el suministro e identificar esquemas tarifarios que reflejen los costos reales, en línea con el Plan Nacional Hídrico 2024–2030.

Además, al desarrollar modelos que pueden ser replicables para otros distritos de riego en México, donde el 64% de los canales carece de revestimiento y las pérdidas superan el 40% (CONAGUA, 2020b), esta investigación responde a la sugerencia de organismos internacionales (IPCC, 2022; UNESCO, 2020; WEF, 2023) de integrar criterios económicos y ambientales en la gestión hídrica, garantizando la seguridad alimentaria sin comprometer la salud de los ecosistemas.

1.4 Objetivos

En este apartado se presentan los objetivos que se tienen en la investigación.

1.4.1 General

- Evaluar de forma integral el impacto económico de la reducción en la disponibilidad de agua para la agricultura en el Distrito de Riego 011, mediante el análisis de tres dimensiones: la productividad del agua, la determinación de la huella hídrica de

los principales cultivos y el análisis de los costos y tarifas del agua utilizada en la producción agrícola durante el ciclo agrícola 2021-2022.

1.4.2 Particulares

- Analizar el impacto económico de la escasez hídrica progresiva y cuantificar la productividad del agua en el DR011, utilizando modelos de programación lineal que simulen escenarios de restricción de agua.
- Determinar la huella hídrica verde y azul, los costos, las tarifas, la productividad aparente del agua y la tierra en 17 cultivos del ciclo 2021-2022.

1.5 Hipótesis

La hipótesis general es:

1.5.1 General

- Se plantea que una asignación eficiente del agua, basada en la selección de cultivos de mayor valor económico y menor huella hídrica, considerando variaciones en costos de extracción y tarifas en el Módulo de Riego 02 Salvatierra, permitirá optimizar el uso del recurso, mitigar los efectos de la sequía y mejorar simultáneamente la productividad agrícola y la sostenibilidad hídrica en el DR011.

1.5.2 Particulares

- El uso de modelos construidos permite asignar eficientemente el agua disponible entre los cultivos alternativos y estimar la productividad marginal del agua ante reducciones progresivas en la disponibilidad.
- La estimación de la huella hídrica azul y verde será un indicador para guiar y mejorar las prácticas agrícolas en los cultivos seleccionados.

1.6 Estructura del documento

La tesis se organiza en cinco capítulos articulados temáticamente. El primer capítulo Introducción General, contextualiza el problema, los objetivos y la hipótesis, enfatizando la relevancia del DR011 como caso de estudio. El segundo capítulo, Revisión de Literatura, integra marcos teóricos sobre productividad del agua,

valoración económica del agua, tarifas del agua y huella hídrica, con énfasis en aplicaciones en distritos de riego mexicanos.

El tercer capítulo, correspondiente al manuscrito 1, analiza el impacto económico de la escasez hídrica mediante modelos de programación lineal, evaluando cómo la reducción progresiva del agua afecta la rentabilidad agrícola y identificando patrones de cultivo optimizados. El cuarto capítulo, manuscrito 2, evalúa la eficiencia del uso del agua en el Módulo Salvatierra a través de la huella hídrica, costos y tarifas, identificando esquemas tarifarios vinculados a la huella azul. Finalmente, el quinto capítulo, Conclusiones Generales, sintetiza hallazgos, implicaciones políticas y rutas para futuras investigaciones.

CAPÍTULO 2. REVISIÓN DE LITERATURA

La gestión del agua en la agricultura enfrenta un dilema global: satisfacer una demanda alimentaria creciente mientras se preserva un recurso finito y cada vez más escaso. Este capítulo integra evidencia científica desde escalas globales hasta locales, construyendo un marco conceptual que vincula teoría y práctica para sustentar los análisis empíricos de esta tesis en el Distrito de Riego DR011 Alto Río Lerma y el Módulo de Riego 02 Salvatierra. La revisión, estructurada en siete ejes temáticos, combina perspectivas macroeconómicas, técnicas e institucionales, ofreciendo una base sólida para entender los desafíos y soluciones en contextos de estrés hídrico.

El contexto global del agua y la agricultura establece la magnitud del desafío: la agricultura consume entre el 70% y 95% del agua dulce en países en desarrollo, con proyecciones de aumentar un 34% las tierras irrigadas para 2030 (FAO, 2013; UNESCO, 2020). Frente a esta realidad, autores como Allan (2006) desmitifican soluciones simplistas, como la construcción de presas, y enfatizan la complejidad de sistemas hidro-económicos marcados por desajustes espaciotemporales entre oferta y demanda (Mekonnen y Hoekstra, 2016; Rijsberman, 2006).

Este desafío adquiere contornos críticos en México, donde la reducción del 20% en recursos hídricos renovables per cápita desde 2000, agrava una eficiencia agrícola promedio del 47% y una infraestructura de riego obsoleta, donde el 75% de las unidades usan riego por gravedad, con pérdidas del 40-50% (CONAGUA, 2021b; IMTA, 2022a).

En este escenario nacional, Guanajuato emerge como epicentro de la crisis: con una la presión hídrica del 104.5%, con proyecciones del 122% para 2030 (CONAGUA, 2022), el estado ejemplifica un círculo vicioso de sobreexplotación de acuíferos, donde la extracción subterránea creció significativamente entre 2008 y 2020 (IMCO, 2023). Este panorama, analizado en el manuscrito 1, refleja dinámicas que demandan intervenciones urgentes.

El estado de los recursos hídricos en la región revela causas multifactoriales de la escasez. Por un lado, fenómenos naturales como la pérdida del 72% del agua de lluvia por evapotranspiración (CONAGUA, 2022) limitan la recarga de acuíferos; por otro, prácticas humanas como la "revolución silenciosa" del riego subterráneo, impulsada por subsidios energéticos (Llamas y Martínez, 2004; Scott y Shah, 2004), incrementan la productividad a corto plazo, pero comprometen la sostenibilidad a largo plazo. Prueba de ello son los déficits anuales en los acuíferos del DR011 (CONAGUA, 2021b), que exigen replantear los modelos de gestión.

En este contexto, la productividad del agua emerge como indicador central para romper el ciclo de ineficiencia. Evaluada mediante modelos de programación lineal aplicados en distritos mexicanos, esta métrica no solo sustenta el análisis de escenarios de sequía en el manuscrito 1, sino que también orienta la reorientación de cultivos hacia especies de menor demanda hídrica y la propuesta de tarifas en el manuscrito 2.

Complementando esta perspectiva, la valoración económica de los recursos hídricos amplía el enfoque al cuantificar costos ambientales omitidos en las tarifas actuales. Métodos como los precios sombra (Young y Loomis, 2014) y marcos multidimensionales (UNESCO, 2021) revelan, por ejemplo, que en el DR011 las tarifas vigentes subestiman el valor marginal del agua, limitando incentivos para su uso eficiente (Rodríguez-Flores et al., 2019). Estos hallazgos subrayan la necesidad de reformular los esquemas tarifarios, tema explorado en el siguiente apartado.

Las tarifas del agua en la agricultura se examinan desde diseños internacionales, como el esquema híbrido israelí que combina equidad y eficiencia (Bar-Shira et al., 2006), hasta experiencias mexicanas que vinculan precios con disponibilidad (Ramírez et al., 2019). Estas lecciones sustentan el análisis del Módulo Salvatierra en el manuscrito 2.

Finalmente, la evaluación de la huella hídrica, mediante metodologías como las de Hoekstra et al. (2011) y aplicaciones recientes en cultivos mexicanos (Magaña-Zamora et al., 2017), permite cuantificar el agua utilizada en la agricultura y optimizar

asignaciones. En el DR011, este enfoque identifica cultivos con huella azul superior al promedio nacional, señalando oportunidades para reducir presión sobre acuíferos (Botello-Aguillón et al., 2024).

Con las referencias consultadas, este capítulo no solo sintetiza cuatro décadas de investigación, sino que articula ciencia, política y realidad local. Su estructura, de lo global a lo particular, de lo teórico a lo aplicado, proporciona herramientas conceptuales necesarias para diseñar soluciones en el DR011, donde la gestión sostenible del agua es un imperativo ético, económico y ecológico.

2.1 Contexto global del agua y la agricultura

La agricultura se ha consolidado como el principal consumidor de agua dulce a nivel mundial desde la segunda mitad del siglo XX, destinando aproximadamente el 70% de las extracciones totales a la producción de alimentos (FAO, 2020). Este patrón de uso hídrico se intensificó con la Revolución Verde en la década de 1960, un proceso que promovió la expansión de tierras de cultivo bajo riego con el objetivo de garantizar la seguridad alimentaria global. Sin embargo, esta intensificación agrícola ha generado externalidades ambientales significativas, como la contaminación por agroquímicos y la salinización de suelos, que comprometen la sostenibilidad de los sistemas agroalimentarios actuales (ONU, 2022).

El cambio climático y la creciente demanda de agua plantean desafíos críticos para la agricultura. Estudios del IPCC (2022) y la ONU (2023) estiman que las pérdidas económicas anuales en cultivos esenciales como maíz y trigo superan los 94 mil millones de dólares, reflejando la vulnerabilidad de los sistemas productivos ante la variabilidad climática. Además, entre 2010 y 2018, las extracciones agrícolas globales aumentaron un 5%, representando el 72% del total de aguas superficiales y subterráneas (FAO, 2021; UNESCO, 2019).

Aunque el riego con aguas subterráneas es un 43% más eficiente que el superficial (FAO, 2021), su sobreexplotación ha reducido un 20% los recursos hídricos renovables per cápita desde el año 2000 (ONU, 2023). Este círculo vicioso se agrava porque, mientras el riego sostiene el 40% de la producción alimentaria global (FAO, 2020), la dependencia de acuíferos no renovables amenaza la seguridad hídrica futura.

Las proyecciones para 2050 son aún más alarmantes, el 52% de la población mundial y el 40% de la producción de cereales podrían enfrentar riesgos por escasez hídrica, dificultando el cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible relacionados con la erradicación del hambre y el acceso a agua limpia (UNESCO, 2019).

Asimismo, la demanda urbana de agua podría aumentar un 80%, intensificando la competencia con la agricultura (ONU, 2023), mientras que regiones como el Mediterráneo y el sur de Asia podrían ver reducciones del 15-35% en los rendimientos agrícolas debido al estrés hídrico (IPCC, 2021). Esta paradoja, donde la agricultura requerirá más agua para alimentar a más de 9 mil millones de personas (BM, 2024), pero su uso ineficiente limita la disponibilidad para otros sectores, enfatiza la urgencia de abordar estas problemáticas.

La FAO (2013) destaca que la seguridad alimentaria y la sostenibilidad hídrica están estrechamente entrelazadas, de modo que el reto de alimentar a una población creciente solo puede superarse si se maximiza cada gota de agua disponible. Tecnologías de riego de alta eficiencia, la gestión integrada de cuencas y marcos regulatorios claros son esenciales para mejorar la productividad hídrica sin dañar los ecosistemas acuáticos. Por su parte, la ONU (2023) advierte que el verdadero impulso en la demanda de agua no solo crece por la población, sino también por la necesidad de prácticas más eficientes en los sectores agrícola, industrial y doméstico, lo que refuerza la importancia de políticas que promuevan la innovación tecnológica y la gobernanza del recurso.

En conclusión, el contexto global del agua y la agricultura revela una crisis que exige acción inmediata. La combinación de tecnologías avanzadas, gestión integrada y

regulaciones efectivas será clave para garantizar la seguridad alimentaria y la sostenibilidad hídrica frente a los desafíos climáticos y demográficos del siglo XXI.

2.2 Contexto del agua y la agricultura en México

El acceso al agua en México constituye un desafío crítico con implicaciones para la seguridad nacional, la política ambiental y el desarrollo socioeconómico del país. La escasez hídrica es resultado de un entramado multifactorial que abarca el desequilibrio entre oferta y demanda, la contaminación, la gestión ineficiente y los efectos del cambio climático (IMCO, 2023).

Un ejemplo emblemático ocurrió en 2021, cuando el país enfrentó una de las peores sequías, con una reducción del 30% en los niveles de las presas. Este fenómeno impactó directamente la producción agrícola, afectando el PIB del sector y encareciendo productos agropecuarios debido a la menor disponibilidad hídrica y condiciones climáticas adversas (BANXICO, 2022; CONAGUA, 2022).

Adicionalmente, la disponibilidad hídrica está condicionada por factores naturales y antropogénicos. Se estima que, de cada 100 litros de precipitación, el 72% se pierde por evapotranspiración, solo el 6% recarga acuíferos y el 22% restante se convierte en escorrentía superficial y gran parte fluye por cuerpos de agua contaminados (CONAGUA, 2022; SEMARNAT, 2018).

Este desbalance ha reducido los recursos hídricos renovables per cápita en un 20% desde el año 2000, impactando notablemente las comunidades rurales y los pequeños productores (ONU, 2023). A ello se suman el crecimiento demográfico, la urbanización desordenada, la sobreexplotación y la contaminación de acuíferos. En particular, el sector agrícola, que utiliza el 75% del agua nacional, opera con una eficiencia promedio del 47%, agravando la escasez y amenazando la sostenibilidad (CONAGUA, 2021b; IMTA, 2022a).

Las proyecciones oficiales subrayan la urgencia de intervenciones. El Plan Nacional Hídrico 2020-2024 anticipaba un aumento del 55% en las extracciones de agua para 2050, impulsado por la necesidad de incrementar la producción alimentaria en un 70%. Sin embargo, este objetivo choca con limitaciones técnicas, el 75% de las unidades agrícolas usan riego por gravedad, presentando pérdidas de del 40 al 50%, sumado a que el 64% de los canales son de tierra sin revestimiento (CEDRSSA, 2021; CONAGUA, 2020). En Guanajuato, la situación también es crítica, el 93% de las unidades emplean riego por gravedad o rodado, con predominancia de tuberías de compuerta (59%) y canales de tierra (37%), mientras solo el 7% utiliza sistemas eficientes (INEGI, 2019b).

La sobreexplotación de fuentes subterráneas constituye otro eje crítico en la gestión del agua. Entre 2001 y 2020, las concesiones de agua subterránea crecieron 42.4%, en contraste con 23.2% en fuentes superficiales (CONAGUA, 2022). Esta situación resulta grave en la Región Hidrológica Administrativa Lerma-Santiago-Pacífico, que consume el 20% del agua nacional, pero cuenta con el 2% de la disponibilidad renovable. Aquí, el 27% de las cuencas están sobreexplotadas, y la extracción subterránea aumentó en 5.8 millones de m³ anuales entre 2008 y 2020 (CONAGUA, 2021b; IMCO, 2023).

Guanajuato ejemplifica la presión extrema sobre el recurso. En 2020, su grado de presión hídrica en el Estado alcanzó el 104.5%, con proyecciones del 122% para el año 2030 (CONAGUA, 2021a; 2022). Durante el ciclo 2018-2019, solo el 21.2% de la superficie destinada a riego en el estado fue efectivamente irrigada, mientras el Distrito de Riego 011 Alto Río Lerma, que representa el 3.5% del área nacional de riego, enfrenta reducciones operativas progresivas (CEDRSSA, 2021). Entre 2008 y 2020, la extracción subterránea aumentó un 30%, lo que se tradujo en déficits anuales de 156.5 millones de m³ en el acuífero Valle de Celaya (CONAGUA, 2021b; IMCO, 2023).

Ante esta crisis multidimensional, se requieren políticas transformadoras basadas en datos precisos. El IMCO (2023), advierte que, sin intervenciones urgentes, México arriesga la seguridad alimentaria, ecosistemas y economías locales. La solución implica modernizar infraestructura, fortalecer la gobernanza y diseñar tarifas que reflejen

costos reales de extracción, tratamiento y distribución, así como inversiones para ampliar la cobertura y modernizar las redes de suministro (CONAGUA, 2021b; IMCO, 2023).

Desde la perspectiva de la economía institucional, Griffin (2006) destaca que debilidades en la gobernanza, como la falta de transparencia y la carencia de mecanismos de medición, acentúan la escasez. En México, esta advertencia cobra especial relevancia, ya que el 40 % de las concesiones agrícolas carece de sistemas de medición volumétrica, lo que impide la implementación de tarifas basadas en el uso real del agua y perpetúa prácticas ineficientes (IMCO, 2023). Brindar atención a estas fallas y asignar precios justos al agua no solo incentivaría su uso responsable y equitativo, sino que sentaría las bases para un desarrollo sostenible.

2.3 Estado de los recursos hídricos, la escasez del agua.

Desde la década de 1970, las políticas hídricas han transitado de priorizar la ampliación de la oferta hacia la gestión de la demanda, reconociendo la insuficiencia del enfoque tradicional para alcanzar la sostenibilidad. Chong y Sunding (2006) destacan que este cambio reconoce la insuficiencia de aumentar el suministro para lograr un uso sostenible y documentan cómo el crecimiento urbano, la modernización agrícola y la creciente conciencia ambiental han transformado los patrones de consumo

Allan (2006), por su parte, advierte que dos mitos dominantes, el que las presas resolverán la crisis hídrica y el que más suministro garantiza mayores cosechas, ocultan la real complejidad del sistema hidro-económico global. Esta visión se complementa con, Rijsberman (2006) y Mekonnen y Hoekstra (2016) quienes atribuyen la escasez mundial a un desajuste espacial y temporal entre oferta y demanda, donde la variabilidad regional y estacional del recurso no coincide con las necesidades hídricas reales.

Pese al predominio de la demanda, diversos autores insisten en reforzar la oferta mediante soluciones técnicas. Wanders y Wada (2015) proponen construir presas para acumular reservas en periodos críticos; Kellner (2019) en Suiza, enfatiza renovar y

ampliar la capacidad de almacenamiento; y Liu et al. (2019) abogan por optimizar las redes de distribución a escala regional y global.

Paralelamente, Griffin (2006) identifica el origen de la crisis en deficiencias institucionales como marcos regulatorios obsoletos, tarifas que no internalizan los costos ambientales y escasa coordinación intersectorial, señalando que toda solución duradera exige una revisión profunda de la gobernanza del agua. En esa línea, Kahil et al. (2019) promueven un modelado integrado de los sectores hídrico, energético y agrícola, que permita evaluar simultáneamente las estrategias de gestión de oferta y demanda y las compensaciones entre los objetivos económicos, sociales y ambientales.

Más allá de los debates teóricos, Hogeboom (2020) enfatiza la urgencia de acciones coordinadas contra la escasez, contaminación y agotamiento del agua dulce como una responsabilidad compartida, para salvaguardar este recurso crítico para las generaciones presentes y futuras. Cuando el agua superficial escasea, los agricultores vuelven su mirada al subsuelo.

En este contexto, Llamas y Martínez (2004) y Scott y Shah (2004) describen una "revolución silenciosa" caracterizada por el aumento del riego subterráneo, impulsado por el bajo costo del bombeo (frecuentemente subsidiado), el fácil acceso a los acuíferos y los altos retornos económicos. Estos factores han motivado la perforación masiva de pozos y la adquisición de bombas, expandiendo rápidamente la superficie irrigada a pesar del incremento en los gastos energéticos.

Según Liu et al. (2017) y Mekonnen y Hoekstra (2016), este fenómeno ha elevado significativamente la extracción global de aguas subterráneas, poniendo en riesgo la sostenibilidad de los acuíferos. Para contrarrestar esta presión, Scheierling et al. (2014) proponen maximizar la productividad del agua como una estrategia para optimizar los beneficios netos, reduciendo la dependencia de recursos hídricos no renovables y promoviendo un uso más eficiente en un escenario de escasez creciente.

En entornos concretos, la regulación enfrenta retos complejos. En Guanajuato, Sandoval (2004) promueve la participación ciudadana y programas de capacitación ante la sobre extracción que supera la recarga anual, compensando la falta de intervención estatal. Sin embargo, Hoogesteger et al. (2017) muestran que la interacción entre regulación estatal, mercados subterráneos, precios de energía para bombeo y autorregulación de usuarios ha limitado la eficacia de esas medidas, confirmando la necesidad de políticas socioambientales coherentes.

La seguridad alimentaria y el crecimiento poblacional añaden capas de urgencia. Singh (2014) resalta la necesidad de planificar y gestionar el riego con eficiencia, mientras Scott y Shah (2004) proponen vincular el precio de la energía eléctrica al control de extracción subterránea, desincentivando la sobreexplotación. Este llamado a la acción se intensifica ante datos alarmantes, la ONU (2023) reporta una marcada disminución en recursos hídricos renovables per cápita, fruto del desbalance entre oferta natural y demanda antropogénica.

En este contexto, la productividad del agua emerge como un indicador central, trascendiendo la mera cuantificación de pérdidas para valorar el volumen requerido por unidad de producto. Este enfoque no solo mide eficiencia, sino que orienta estrategias para extraer el máximo valor de cada metro cúbico disponible, equilibrando necesidades humanas y límites ecológicos en un planeta bajo estrés hídrico creciente.

2.4 La productividad del agua

La productividad del agua en la agricultura definida como la cantidad de producto obtenido por cada unidad de agua utilizada, se ha establecido como un indicador fundamental para valorar un bien sin precio de mercado directo y para orientar decisiones de gestión agronómica, innovación tecnológica y políticas hídricas. Este concepto, que combina la teoría microeconómica del producto marginal con modelos de optimización, trasciende las estimaciones volumétricas al proporcionar métricas precisas de eficiencia (Scheierling et al., 2014; Young y Loomis, 2014).

Desde un enfoque teórico, Scheierling et al. (2014) demostraron que maximizar el rendimiento por metro cúbico no solo incrementa los beneficios netos de las explotaciones, sino que transforma la escasez en un estímulo para desarrollar tecnologías y prácticas de riego más eficientes.

Complementando esta visión, Young y Loomis (2014) desarrollaron un método basado en precios sombra, obtenidos mediante programación lineal, que relaciona el volumen de agua aplicado con el valor marginal del producto. Este enfoque permite comparar la eficiencia hídrica entre cultivos y sistemas de riego, orientando decisiones que maximizan el excedente neto de los usuarios. Esta perspectiva se enriqueció con el aporte de Molden et al. (2010), quienes señalaron la importancia de integrar contextos biofísicos y socioeconómicos, desde la escala de la parcela hasta la cuenca hidrográfica, para optimizar la productividad del agua de manera efectiva.

A nivel mundial, la "revolución silenciosa" del riego subterráneo, descrita por Llamas y Martínez (2004) y Scott y Shah (2004), ha transformado las regiones áridas y semiáridas al aprovechar el fácil acceso a los acuíferos y los bajos costos de bombeo. Esto ha permitido ampliar las tierras irrigadas, incrementando la productividad agrícola y los ingresos rurales. Sin embargo, el costo de este avance es notable: la sobreexplotación de mantos freáticos y el deterioro de la calidad del agua han afectado la sostenibilidad a largo plazo, especialmente en países como México e India.

Frente a este desafío, Scott y Shah (2004) propusieron vincular las tarifas eléctricas de bombeo con políticas de gestión hídrica, que reflejen la escasez real del recurso y desincentiven la extracción excesiva. No obstante, como advirtieron Hoogesteger et al. (2017) basándose en el caso de Guanajuato, sin una coordinación efectiva entre regulación estatal, mercados de agua, precios de los energéticos y autorregulación de usuarios, las mejoras tecnológicas y tarifarias resultan insuficientes para sostener la productividad a largo plazo. En contraste, Kang et al. (2017) evidenciaron en China que pequeñas mejoras en la eficiencia de riego tecnificado pueden elevar significativamente

la productividad a nivel de cuenca, contribuyendo de forma sustancial a la seguridad alimentaria.

En México, el Programa Nacional Hídrico define la productividad del agua como la relación entre la producción agrícola total y el volumen aplicado expresada en kg/m^3 (CONAGUA, 2020b), una métrica sencilla pero centrada únicamente en el análisis volumétrico. Al complementarla con modelos de programación lineal basados en el método residual de Young y Loomis (2014), que resultan del precio sombra del agua, es posible orientar la asignación hacia usos de mayor valor económico, ajustar tarifas realistas y optimizar la eficiencia técnica. Esta integración ofrece una visión más completa de la productividad hídrica y sustenta políticas integrales de gestión, tarifas y gobernanza adaptadas a las condiciones locales.

En el ámbito práctico, los distritos de riego de México constituyen ejemplos emblemáticos de la aplicación de estos marcos teóricos, donde se implementan modelos y herramientas cuantitativas con el objetivo de corregir las ineficiencias económicas. En el DR011 Alto Río Lerma, Florencio-Cruz et al. (2002) sentaron un precedente al emplear precios sombra para estimar la productividad marginal del agua, revelando que su valor económico supera ampliamente las tarifas pagadas.

Posteriormente, Pineda (2019) demostró que introducir una variedad de trigo de alta eficiencia hídrica, junto con ajustes en políticas agrícolas, mejora sustancialmente la productividad bajo restricciones hídricas. Avanzando en esta línea, Rodríguez-Flores et al. (2019) demostraron que la reconfiguración de patrones de cultivo mediante modelos auto calibrados sostiene o incrementa la productividad en escenarios de escasez.

Más recientemente, Botello-Aguillón et al. (2022) utilizaron modelos lineales para estimar precios sombra y diseñar tarifas ajustadas con la huella hídrica, para incrementar la productividad, maximizando eficiencia económica y equidad en la asignación del recurso.

Otros distritos reflejan avances similares. En la Comarca Lagunera (DR 017), Ramírez et al. (2019) integraron restricciones de tierra, mano de obra y agua en modelos que simulan escenarios de escasez, cuantificando sensibilidad de precios sombra y proponiendo patrones de cultivo que maximizan ganancias. En el DR 028 Tulancingo, Torres et al. (2020) redistribuyeron el agua hacia cultivos de mayor valor neto, optimizando beneficios bajo diversas condiciones de disponibilidad, elevando productividad sin sacrificar diversificación agrícola.

Mientras tanto, en el DR 100 Alfajayucan, Martínez-Luna et al. (2021) estimaron el precio económico del agua para diferentes niveles de escasez e identificaron patrones óptimos que, al priorizar cultivos de alto valor y baja demanda hídrica, incrementan tanto la productividad como los ingresos, demostrando que las soluciones óptimas podían variar sensiblemente. Hernández-Pérez et al. (2025), mediante programación lineal, evaluaron los efectos de reducir a la mitad la dotación de agua en el DR 003 Tula, Hidalgo, encontrando que el precio sombra se incrementó en 42%, en tanto que la superficie sembrada se redujo a la mitad.

En síntesis, los estudios revelan que la productividad del agua, sustentada en precios sombra y modelos de optimización, se ha consolidado como el indicador clave para transformar la escasez en oportunidades de innovación. Más allá de permitir comparaciones entre cultivos y regiones, estos enfoques ofrecen un marco metodológico robusto para diseñar políticas hídricas integrales que combinan tecnologías de precisión, tarifas que internalicen costos ambientales y estructuras de gobernanza sostenibles. La experiencia en distritos demuestra que, incluso bajo restricciones, es posible equilibrar eficiencia económica, equidad y sostenibilidad mediante soluciones adaptadas a contextos locales.

2.5 La valoración de los recursos hídricos

La valoración económica del agua en la gestión hídrica ha experimentado una notable evolución, pasando de aproximaciones basadas en el mercado hacia marcos integrales que incorporan dimensiones sociales, ambientales y culturales. Este proceso refleja la

creciente comprensión de que el agua, como recurso vital y no mercantil, requiere métodos de valoración que trasciendan los precios de mercado para capturar su verdadero valor socioeconómico y ecológico.

La valoración del agua ha seguido el marco del Valor económico total, que distingue entre valor de uso, vinculado a actividades como riego o consumo, y valor de no uso, asociado a la conservación de ecosistemas y el legado intergeneracional (Brown, 1982; FAO, 2004). Esto representa un avance sobre los enfoques tradicionales, que no logran capturar externalidades como la biodiversidad o la resiliencia climática, y ha sentado las bases para diseñar estrategias que armonicen las necesidades actuales con la sostenibilidad a largo plazo.

Los fundamentos conceptuales de esta evolución provienen de la economía clásica. En el siglo XVIII, Adam Smith señaló la paradoja entre la utilidad vital del agua y su bajo precio en comparación con bienes no esenciales como los diamantes, ilustrando cómo un recurso esencial puede subvalorarse en los mercados. A finales del siglo XIX, Alfred Marshall desarrolló la teoría de la utilidad marginal, mostrando que el precio se determina al igualar el costo marginal de oferta con el valor marginal percibido por los consumidores, resolviendo así la paradoja del agua y los diamantes. Este marco se encuentra expone por Nicholson y Snyder (2007), quienes discuten la paradoja, y en Binger y Hoffman (1988), quienes abordan el equilibrio de precios desde una perspectiva marginalista.

Sin embargo, las fallas de mercado como las externalidades, el carácter de bien público del agua y las asimetrías de información, limitan significativamente la capacidad de los precios para reflejar su valor social completo. Esta limitación ha llevado al desarrollo de indicadores alternativos destinados a internalizar esas distorsiones (Krugman & Wells, 2004; Pindyck & Rubinfeld, 2018).

En respuesta a estas limitaciones, surgió el concepto de precio sombra, definido como el valor marginal del agua en su uso más productivo. Este indicador, extraído de modelos de optimización como la programación lineal o no lineal, corresponde al multiplicador de

Lagrange asociado al recurso hídrico, e indica cuánto aumentaría el valor de la función objetivo con una unidad adicional de agua. De este modo, el precio sombra orienta la asignación del agua hacia usos de mayor valor socioeconómico y permite construir curvas de demanda que relacionan el volumen consumido con la disposición máxima a pagar (Young y Loomis, 2014).

Además, como destacan Kaiser y Messer (2011) y Ward y Michelsen (2002), este indicador también estima el excedente del usuario, es decir, el beneficio neto cuando el costo real es inferior al valor marginal, constituyendo una métrica esencial del bienestar generado por el acceso al agua.

La operacionalización de estos conceptos se apoyó en la programación lineal, cuyos orígenes en la investigación de operaciones de los siglos XVII–XIX (Camero et al., 2016) se adaptaron a mediados del siglo XX para optimizar la asignación de recursos en la agricultura. Hazell y Norton (1986) consolidaron este enfoque al identificar actividades productivas, restricciones como tierra, agua y capital, y márgenes brutos, incorporando calibraciones que replican la producción real con mínimas desviaciones.

Bajo supuestos de rendimientos constantes a escala homogeneidad y proporcionalidad, el teorema de Euler (Chiang y Wainwright, 2006) garantiza que aumentos proporcionales en insumos generen incrementos proporcionales en producción y beneficios. Además, la dualidad mediante las condiciones de optimalidad de Kuhn-Tucker permite extraer los precios sombra que reflejan el valor marginal de recursos escasos en contextos de competencia perfecta, igualando el ingreso marginal al costo marginal (Binger y Hoffman, 1988; Henderson y Quant, 1980; Kaiser y Messer, 2011; Rasmussen, 2011).

Con la técnica lineal consolidada, Young y Loomis (2014) clasificaron los métodos de valoración en dos grandes categorías. Los métodos inductivos infieren valores a partir de comportamientos observados y preferencias declaradas. En este ámbito, Mitchell y Carson (1993) establecieron las bases de la valoración contingente, que emplea encuestas para estimar la disposición a pagar por mejoras en el acceso o la calidad del

agua. Un ejemplo concreto lo ofrecen Mesa-Jurado et al. (2012) quienes demostraron que en el sur de España los agricultores estarían dispuestos a pagar hasta un 20% más para garantizar un suministro hídrico confiable.

Otros enfoques inductivos incluyen el método de costo de viaje, que estima el valor recreativo del agua a partir de gastos de traslado, y los precios hedónicos que extraen el valor implícito del agua de bienes inmuebles (Freeman, 2003). León (2010) y Caballer y Guadalajara (1998) enfatizan que la robustez de estos métodos depende críticamente de la representatividad de las muestras y del diseño riguroso de los instrumentos de recolección para minimizar sesgos.

Por otro lado, los métodos deductivos se fundamentan en modelos teóricos que simulan decisiones óptimas bajo restricciones. Dudu y Chumi (2008) emplearon simulaciones para evaluar la equidad en la asignación de riego bajo distintos esquemas tarifarios, mientras que Molle et al. (2009) compararon la eficacia de cuotas frente a precios, advirtiendo que la subvaloración del agua en sistemas de riego fomenta el uso excesivo.

A su vez, Harou et al. (2009) desarrollaron un modelo hidroeconómico aplicado en 23 países, que incorpora el valor de los servicios ecosistémicos del agua en la función objetivo. Este modelo permite minimizar costos, maximizar beneficios y desarrollar esquemas tarifarios adaptativos capaces de ajustarse dinámicamente a variaciones climáticas, sociales y de precios, demostrando su utilidad en contextos diversos como Australia, Brasil y Pakistán. Booker et al. (2012) enriquecieron este enfoque con modelos de equilibrio general que miden interacciones entre tarifas, cuotas y factores institucionales.

La búsqueda de mayor realismo en los modelos de asignación del agua condujo al desarrollo de la Programación Matemática Positiva (PMP). Howitt (1995) introdujo la calibración con datos históricos para generar funciones de costo no lineales y curvas de demanda capaces de reflejar los ajustes progresivos de los agricultores a cambios en la disponibilidad y el precio del agua. Más adelante, Buysse et al. (2007) y Mérel y Howitt

(2014) refinaron la PMP incorporando parámetros empíricos, como costos de extracción, rendimientos de cultivos, adopción de tecnologías y disposiciones a pagar, lo que permitió extender su uso de explotaciones aisladas a regiones completas y mejorar notablemente las estimaciones de productividad hídrica y valoración económica.

Dentro de este marco de optimización avanzada, el método residual de Young y Loomis (2014) surge como una aplicación práctica de estos principios. Al calcular un precio sombra del agua a partir de la diferencia entre ingresos brutos netos y costos de otros insumos, el método residual produce un indicador único, comparable con otros precios de mercado, accesible para usuarios no especializados y viable con datos limitados. Su flexibilidad permite evaluar tanto las condiciones actuales como escenarios hipotéticos, por ejemplo, cambios en infraestructura o reasignaciones intersectoriales, consolidando su papel como herramienta operativa esencial para la planificación y la evaluación de políticas hídricas.

Finalmente, un aporte reciente lo propuso la UNESCO (2021) con un enfoque multidimensional que, además de los componentes verde, azul y gris, incorpora indicadores de recarga de acuíferos, resiliencia hídrica y valores socioculturales. Este marco busca capturar externalidades no mercantiles como biodiversidad, regulación climática y significados culturales, trascendiendo las limitaciones de los métodos tradicionales basados exclusivamente en el mercado.

A partir de este sólido sustento teórico, la literatura documenta estudios que ilustran la versatilidad de estas técnicas para convertir información compleja en orientaciones concretas de política y gestión hídrica. Estos trabajos, realizados en diversas regiones y países, muestran cómo los métodos de valoración económica del agua se adaptan a contextos específicos, ofreciendo soluciones prácticas para desafíos locales y globales.

Inicialmente, algunos estudios destacan las limitaciones de los enfoques tradicionales y exploran aplicaciones en sectores diversos. Azqueta et al. (2007) mostraron cómo los precios de mercado subestiman sistemáticamente el valor intrínseco de la biosfera, al

reflejar únicamente una fracción de su valor total. De manera complementaria, Chase et al. (2009) aplicaron el método de transporte para optimizar redes logísticas y calcular el costo real de abastecer usuarios dispersos, extendiendo la valoración al ámbito manufacturero.

En Asia, numerosos investigadores han empleado modelos avanzados para abordar problemas de asignación de recursos hídricos con diferentes objetivos y sectores. Por ejemplo, Kung y Wu (2021) diseñaron un modelo para asignar de manera óptima agua en la producción de bioenergía en Taiwán, evaluando simultáneamente sus impactos económicos y ambientales, mientras que Wong et al. (2020) combinaron técnicas de simulación y optimización para reducir el consumo hídrico en procesos industriales en Malasia.

En China, varios estudios han aplicado enfoques de programación para optimizar el uso del agua y la tierra. Ren et al. (2017) utilizaron un modelo para optimizar simultáneamente recursos hídricos y terrestres para riego bajo condiciones de incertidumbre, en la provincia de Gansu. Tang et al. (2019) propusieron un modelo de intervalo distribuido multiobjetivo en la cuenca del río Heihe, equilibrando extracción, producción y precios sombra bajo múltiples restricciones hidrológicas y sociales.

Zhang y Guo (2018) implementaron programación lineal de enteros mixtos que, bajo incertidumbre climática, integra objetivos ecológicos y productivos en distritos chinos para optimizar la asignación de agua en la agricultura regional. Asimismo, Li et al. (2018) emplearon un modelo multiobjetivo en el río Hulan para balancear ingresos, producción y eficiencia hídrica que simultáneamente protege ecosistemas y sostiene la producción agrícola.

Por su parte, Wang et al. (2015) y Lu et al. (2020) aplicaron programación multiobjetivo en cuencas chinas para optimizar la asignación, la recarga de acuíferos y la protección ecológica, mientras que Zhou et al. (2019) demostraron cómo la programación lineal

robusta genera estrategias resilientes ante datos imprecisos para la toma de decisiones en materia de agua y medio ambiente.

En Pakistán, Watto y Mugerá (2016) aplicaron PMP para demostrar que las asignaciones óptimas de agua subterránea fomentan la diversificación de cultivos y revelan un valor económico del agua muy superior a su costo de oportunidad, destacando la necesidad de establecer tarifas que internalicen dicho costo, ajustadas a la disposición a pagar y las elasticidades precio y respaldadas por políticas de eficiencia hídrica. Complementariamente en el mismo país, Ahmad et al. (2018) validaron un modelo de programación lineal para la asignación óptima de recursos hídricos que integra un índice de satisfacción del usuario con la maximización de beneficios económicos, logrando distribuciones sectoriales equitativas que reducen los conflictos entre oferta y demanda.

En Europa, las técnicas de valoración también han sido adaptadas a contextos específicos, Cortignani y Severini (2009) utilizaron PMP en España para incorporar el riego deficitario y evaluar respuestas tecnológicas, demostrando que aunque los mayores costos no impulsan directamente la adopción de nuevas técnicas de riego, la disminución de disponibilidad y el alza en precios de los cultivos favorecen la transición hacia prácticas más eficientes.

En otras regiones del mundo, los estudios han ampliado aún más el alcance de estas metodologías. En Australia, Grafton et al. (2011) calibraron un modelo dinámico que integra datos de clima y de almacenamiento de agua, mostrando que asignaciones flexibles basadas en precios sombra pueden aumentar los ingresos agrícolas hasta en un 30%, lo que ejemplifica la convergencia entre valoración económica, productividad hídrica y diseño tarifario.

En Brasil, Torres et al. (2012) combinaron el software Mike-Basin con un modelo económico no lineal para analizar cómo los agricultores ajustan sus decisiones de riego y cultivo ante variaciones en precipitación, costos de insumos y precios de mercado,

reforzando la utilidad de la valoración económica como guía para la formulación de políticas.

En tanto que, en Sinaloa, México, Núñez et al. (2018) emplearon un modelo multi periodo de programación no lineal mixta para diseñar redes óptimas de distribución de agua agrícola, incorporando la reutilización estratégica de recursos como agua, fertilizantes y pesticidas. Su enfoque maximiza la utilidad anual y minimiza el impacto ambiental, al tiempo que integra métricas de productividad hídrica y valoración económica en un único marco operativo.

Hernández-Pérez et al. (2024) analizaron el Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, e identificaron que los cultivos predominantes se adaptan bien a la ligera salinidad del suelo y no requieren agua de alta calidad. Además, mostraron que la incorporación de aguas residuales tratadas en el riego no solo mantiene la producción de granos, sino que también reduce la demanda de agua dulce, disminuye el uso de fertilizantes y mitiga emisiones de gases de efecto invernadero, contribuyendo a la seguridad alimentaria y al ingreso de las familias agrícolas en la región.

A nivel global, y complementando la variedad de sectores analizados, Booker et al. (2012) señalan que, tras veinticinco años de evolución, los modelos de equilibrio general calibrados mediante PMP constituyen una herramienta integral para evaluar los efectos multisectoriales de las políticas hídricas, ya sean tarifarias o basadas en cuotas, al vincular precios sombra con variables técnicas, económicas, institucionales, sociales y ambientales, permitiendo anticipar cómo cambios normativos inciden de manera simultánea en diversos sectores y niveles de gobierno.

En el contexto mexicano, Florencio-Cruz et al. (2002) sentaron un precedente al aplicar modelos lineales para estimar el valor económico del agua superficial y subterránea en el DR 011 Alto Río Lerma. Sus escenarios mostraron que el valor marginal del agua excedía ampliamente las tarifas pagadas, estableciendo un referente metodológico para medir la productividad hídrica en condiciones de escasez.

Este enfoque pionero inspiró estudios posteriores, en el DR 05 Delicias, Chihuahua, Ortega-Gaucin et al. (2008) aplicaron relaciones funcionales entre escenarios de escasez y el impacto económico, concluyendo que adaptarse a la sequía implica reorientar cultivos hacia especies más resistentes. Complementando estos hallazgos, Rubiños (2007) extendió el análisis mediante modelos matemáticos a los DR 011 en Guanajuato y DR 017 en la Región Lagunera, confirmando que valores marginales del agua superaban sistemáticamente las cuotas vigentes.

La evidencia de brechas entre valor real y tarifas se consolidó con investigaciones regionales. En la Comarca Lagunera, Godínez-Montoya et al. (2007) validaron precios sombra que exponían disparidades persistentes, mientras que Zetina-Espinosa et al. (2013) replicaron estos resultados en el DR 044 Jilotepec. En paralelo, en la cuenca del Río Bravo, Medellín-Azuara et al. (2010) calcularon el valor marginal del agua incorporando escenarios de reducción de mano de obra y aumento de costos, constatando que la disponibilidad del recurso influye más en las decisiones agrícolas que las variaciones de precio. Un hallazgo clave fue que, aunque el valor económico marginal a nivel de explotación es similar al agregado regional, las políticas deben ajustarse a escalas locales.

Avanzando en la optimización del uso del agua, en el DR 011, Pineda (2019) utilizó programación lineal para estimar precios económicos del agua, demostrando que las cuotas pagadas por los productores se situaban por debajo de esos valores. En misma línea, en el DR 017 de la Comarca Lagunera, Ramírez et al. (2019) desarrollaron un modelo que integra restricciones de tierra, mano de obra y agua, simulando escenarios de escasez para calcular el valor económico del agua que permitiera diseñar tarifas socialmente justificadas y patrones óptimos de cultivo. Este enfoque multidimensional evidenció que la reasignación estratégica del recurso puede equilibrar eficiencia y equidad.

La innovación metodológica continuó en el DR 011 con Rodríguez-Flores (2018) y Rodríguez-Flores et al. (2019) quienes emplearon programación matemática positiva

para estimar el valor económico del agua de riego en escenarios de escasez, poniendo de manifiesto que las tarifas vigentes subestiman dicho valor y que políticas de precios ajustados podrían fomentar la conservación. Este principio se validó en otro contexto, en el DR 028 Tulancingo, Hidalgo, Torres et al. (2020) aplicaron un modelo similar maximizando el beneficio neto al reorientar el agua hacia cultivos de mayor valor bajo distintos niveles de disponibilidad definiendo patrones de cultivo que optimizan la eficiencia producto-agua.

Finalmente, estudios recientes profundizan en la relación entre valor del agua, tarifas y eficiencia. En el DR 100 Alfajayucan, Hidalgo, Martínez-Luna et al. (2021) aplicaron programación lineal para determinar patrones de cultivo y tarifas óptimas bajo escenarios de escasez, revelando que el precio económico del agua supera ampliamente los precios pagados por los usuarios de riego, lo que sugiere un margen significativo para ajustes tarifarios que promuevan un uso eficiente.

Cerrando este ciclo de investigación, Botello-Aguillón et al. (2022) en el DR 011 demostraron que los precios actuales son inferiores al valor real y que alinear tarifas con la huella hídrica maximiza tanto la eficiencia económica como la equidad, subrayando el potencial de los precios sombra para transformar la gestión hídrica en contextos de presión creciente.

En síntesis, la valoración de los recursos hídricos se apoya en la convergencia de la teoría microeconómica clásica y marginalista, métodos inductivos y deductivos, y técnicas cuantitativas de programación. Este enfoque no solo ofrece estimaciones rigurosas del valor del agua, sino que las convierte en herramientas operativas (precios sombra, curvas de demanda, modelos hidroeconómicos y de equilibrio general) para diseñar tarifas efectivas, incrementar la productividad hídrica y gestionar cuencas y acuíferos de forma sostenible. En conjunto, estas aportaciones evidencian la urgencia de establecer políticas tarifarias y de riego que internalicen el verdadero costo de oportunidad del agua, armonicen eficiencia y equidad, y garanticen la protección de los recursos hídricos a largo plazo.

2.6 Tarifas del agua en la agricultura

Las tarifas para el uso del agua en la agricultura desempeñan un papel importante al financiar la operación y mantenimiento de la infraestructura de riego, incentivar la eficiencia mediante señales de precio e internalizar las externalidades ambientales derivadas del riego intensivo (Tsur, 2004). El debate adquirió relevancia desde los años setenta, centrado en la transparencia y sostenibilidad financiera de los sistemas de riego, y se consolidó en los noventa con las críticas de Molle y Berkoff (2007b) sobre esquemas poco transparentes y desconectados de la realidad operativa.

En el marco conceptual, los esquemas tarifarios se dividen en dos categorías principales. Por un lado, las tarifas fijas, generalmente calculadas por unidad de superficie o cultivo, predominan globalmente por su simplicidad y bajo costo de implementación. Por otro, las tarifas volumétricas, basadas en mediciones precisas del agua extraída, son menos comunes por sus altos requerimientos técnicos, aunque se consideran más eficientes económicamente al reflejar el costo real del recurso (Tsur, 2004).

Sin embargo, esta aparente simplicidad enfrenta obstáculos institucionales, Howitt et al. (1980) señalaron que la preferencia por tarifas fijas a menudo responde a prioridades sociales sobre la eficiencia, generando subsidios y asignaciones ineficientes ante la falta de infraestructura de medición volumétrica y criterios de costo real.

Para superar estas limitaciones, Tsur et al. (2004) propusieron esquemas más sofisticados, como tarifas escalonadas (con precios crecientes por bloques de consumo) y de dos partes que combinan una cuota fija con una componente variable. Ambos diseños elevan el precio marginal a medida que crece el consumo, incentivando un uso más racional del agua. Estos modelos buscan equilibrar la recuperación de costos, la eficiencia y la protección de pequeños productores. Un ejemplo notable es el modelo híbrido implantado en Israel por Bar-Shira et al. (2006), donde se aplican precios bajos para el consumo básico y tarifas marginales elevadas para volúmenes superiores, logrando así equidad y eficiencia mediante mecanismos de subsidios cruzados.

A pesar de sus ventajas, estos esquemas enfrentan obstáculos técnicos e institucionales que exigen precaución. Molle y Berkoff (2007a; 2007b) argumentaron que, en regiones como el África subsahariana, las tarifas hídricas requieren integrarse en estrategias más amplias de gestión del agua, apoyadas en mecanismos de medición confiables, información adecuada y consideración de criterios sociales y ambientales.

El análisis de la sensibilidad de la demanda a los precios ha reforzado la idea de que las tarifas por sí solas no son suficientes. Fraiture y Perry (2007) demostraron que la elasticidad precio de la demanda de agua para riego es baja, por lo que aumentos moderados en tarifas no garantizan reducciones significativas en el consumo, lo que limita el impacto de las tarifas si no se combinan con mejoras tecnológicas, acceso a información, fortalecimiento institucional y regulación adecuada.

En la misma línea, Scheierling et al. (2006) reforzaron esta idea, destacando la necesidad de fortalecer el monitoreo y promover tecnologías de riego eficientes. Esta perspectiva multidimensional fue validada empíricamente por Molle y Berkoff (2007a, 2007b), quienes aplicaron esquemas progresivos en Vietnam y Marruecos, demostrando que únicamente las tarifas marginales elevadas internalizan parcialmente los costos derivados de la salinización y la degradación del suelo.

Los desafíos en la tarificación del agua varían notablemente según el contexto regional. En Oriente Medio y África del Norte, Abu-Madi et al. (2008) documentaron cómo los subsidios excesivos al agua dulce dificultan la implementación de tarifas para las aguas residuales recuperadas, lo que a su vez obstaculiza el desarrollo de políticas de reúso. En contraste, en Sudáfrica, Stijn et al. (2009) alertaron que aumentos abruptos en las tarifas afectarían la autosuficiencia alimentaria y los ingresos rurales, trasladando costos a consumidores urbanos. Un enfoque alternativo surgió en Irán, donde Momeni et al. (2019) demostraron que aumentos graduales, acompañados de mejoras en infraestructura, son socialmente aceptables y eficaces, ya que el problema no se atribuye exclusivamente al bajo precio del agua agrícola.

En Asia, varios estudios realizados en China han explorado los efectos de las tarifas sobre la demanda y la producción agrícola. Sun y Wang (2017) estimaron elasticidades precio inelásticas, respaldando tarifas basadas en el costo social del agua. Sin embargo, Zhu et al. (2018) observaron que aumentos tarifarios abruptos impulsaron el abandono de parcelas y elevaron los costos de producción.

Más recientemente, Zhang y Oki (2023) junto con Shah et al. (2023) señalaron que la falta de medidores y la inadecuada infraestructura limitan la aplicación de cobros volumétricos, destacando la urgencia de invertir en I+D y capacitación para promover tecnologías de riego de alta precisión. A esta problemática se une la perspectiva global de Fagundes y Marques (2023), quienes advierten que la carencia de metodologías estandarizadas para diseñar y aplicar tarifas complica su aceptación y operatividad en diversos contextos.

En la Unión Europea, España enfrentó resultados mixtos. Gallego-Ayala et al. (2011) reportaron que tarifas por bloques redujeron levemente la demanda, pero afectaron la rentabilidad y el empleo rurales, con escaso impacto ambiental. Un efecto colateral similar observaron Gómez y Pérez (2012) quienes constataron que las alzas en tarifas de aguas superficiales desplazaban la extracción hacia acuíferos, intensificando la sobreexplotación y el deterioro de la calidad del recurso.

Experiencias exitosas emergieron en Italia. Berbel et al. (2019) destacaron el éxito de procesos de codiseño tarifario en los que gobiernos y agricultores colaboran para ajustar las tarifas al costo real del agua, logrando así una mayor gobernanza y aceptación social. Complementando estos hallazgos, Pronti y Berbel (2023) confirmaron que, al contar con infraestructura de medición adecuada y apoyo técnico, la transición de esquemas fijos a volumétricos produce reducciones significativas en el consumo de agua, consolidando la efectividad de las tarifas basadas en el volumen extraído.

Por su parte, Portoghese et al. (2021) implantaron un esquema mixto de tarificación agrícola (económico, social y ambiental), fundamentado en equidad, sostenibilidad

financiera y transparencia, y adaptado a la diversidad de usuarios y condiciones locales sin excluir a los pequeños agricultores o profundizar desigualdades.

En América del Norte, Medellín-Azuara et al. (2010) emplearon modelos de Programación Matemática Positiva en la cuenca del Río Bravo (EE. UU.), mostrando que asignaciones flexibles de agua junto a esquemas tarifarios diferenciados podían reducir pérdidas por sequía. La solidez de este modelo fue confirmada posteriormente por Medellín-Azuara et al. (2012) y Howitt et al. (2012) en California, al integrar precios sombra en modelos hidroeconómicos. En paralelo, en Idaho (EE. UU.), Li et al. (2019) documentaron que precios más altos promueven cultivos de mayor valor y conciencia sobre la escasez.

En México, Guerrero et al. (2015) evidenciaron que las tarifas agrícolas solo cubren costos operativos, ignorando efectos ambientales como la sobreexplotación o contaminación. Este diagnóstico se profundizó en el DR011 Alto Río Lerma, donde Magaña-Zamora et al. (2017) compararon la huella hídrica azul y los niveles tarifarios, encontrando nula correlación entre precio y eficiencia de riego. Como propuesta innovadora, Botello-Aguillón et al. (2024) plantearon tarifas basadas en la huella hídrica para vincular precio y escasez.

En síntesis, el diseño de tarifas efectivas debe equilibrar eficiencia, equidad y sostenibilidad. La literatura coincide en que, pese a los avances teóricos, como las propuestas de Tsur et al. (2004) o Bar-Shira et al. (2006), su implementación exige adaptación a contextos locales, infraestructura adecuada y políticas complementarias como subsidios focalizados y medición precisa). Para el DR011 Alto Río Lerma, la evidencia de Magaña-Zamora et al. (2017) y las propuestas de Botello-Aguillón et al. (2024) sugieren que esquemas progresivos que internalicen costos externos y protejan a pequeños productores, apoyados en medición y tecnologías de riego, podrían ofrecer un camino viable hacia la sostenibilidad hídrica.

2.7 La evaluación de la huella hídrica en la agricultura

La agricultura se posiciona como el principal consumidor de agua dulce a nivel global, representando entre el 70% y 95% del uso en países en desarrollo, con proyecciones que indican un aumento del 34% en tierras de riego para 2030 (FAO, 2013; UNESCO, 2020). Este contexto de presión creciente sobre los recursos hídricos impulsó el desarrollo de métricas para cuantificar el impacto ambiental. La huella ecológica, propuesta por Rees y Wackernagel (1998), fue pionera al medir la superficie necesaria para sostener patrones de consumo y procesar residuos.

Teniendo como base este marco, Allan (1993, 1994) introdujo el concepto de agua virtual (AV), definido como el volumen de agua incorporado en la producción de bienes, sentando las bases para lo que Hoekstra y Hung (2003) formalizarían como la huella hídrica (HH). Expresada en metros cúbicos anuales, la HH refleja la presión sobre los recursos hídricos y, como señalan Oltra y Jiménez (2018), supera al AV al considerar no solo el tipo de agua, sino también el momento y el lugar de su uso.

La evolución metodológica de la HH marcó un punto de referencia cuando Chapagain y Hoekstra (2004) desagregaron el consumo por tipo de agua. El componente verde corresponde al agua de lluvia infiltrada y retenida en el suelo; el azul, al agua superficial y subterránea extraída para riego; y el gris, al volumen necesario para diluir contaminantes agrícolas, lo que permite entender no solo la cantidad sino también la calidad y la sostenibilidad del uso agrícola del agua (Chapagain et al., 2006; Cosgrove, 2006; Hoekstra, 2009; Mekonnen y Hoekstra, 2011).

Este enfoque multidimensional, estandarizado en el Manual de Evaluación de la Huella Hídrica (Hoekstra et al., 2011), permite comparabilidad y la rigurosidad metodológica internacional. Sin embargo, Hoekstra y Mekonnen (2012) señalaron que herramientas como CropWat subestimaban la sobreexplotación de acuíferos al basarse en la evapotranspiración de referencia e ignorar prácticas locales de riego y variabilidad climática (FAO, 2012; Perry, 2007).

A esta limitación se suma la omisión de indicadores de estrés hídrico y contaminación, como señaló Wichelns (2017), quien argumentó que las métricas puramente volumétricas son insuficientes para diseñar estrategias en cuencas deficitarias. Para abordar estas brechas, Sturla et al. (2022) propusieron integrar impactos ambientales y sociales, asociados a la explotación del agua, ampliando la evaluación de la HH hacia un enfoque holístico.

Los hallazgos a nivel global han sido reveladores. Mekonnen y Hoekstra (2011, 2014, 2020) propusieron que la reducción mundial de los valores de referencia de la huella hídrica agrícola podría generar ahorros significativos, aliviando la presión sobre el agua dulce. Identificaron que el 78% de la HH agrícola mundial corresponde a agua verde, y que el 75% del uso de agua azul en alimentos es insostenible, concentrado en cultivos como trigo, arroz y algodón en India, China, EE. UU., Pakistán e Irán, con México contribuyendo solo el 2%.

Estos datos subrayan la urgencia de acciones coordinadas, derivado de que Hoekstra (2015) demostrara el rol del agua en la contaminación a lo largo de las cadenas de suministro industriales confirmando los vínculos entre los procesos productivos y la degradación ambiental. Partiendo de esta perspectiva, Mekonnen y Gerbens (2020), plantearon implementar estrategias integrales en los sistemas agroalimentarios para optimizar la eficiencia hídrica, preserven los ecosistemas y refuercen la gobernanza global del recurso.

La versatilidad de la HH se ha mostrado en diversos sectores y escalas. Chapagain et al. (2005) fueron pioneros al aplicarla a la industria algodonera, exponiendo vulnerabilidades en las cuencas en los países productores. Este enfoque se expandió al sector alimentario, estudios como el de Sawalhah et al. (2021) sobre la huella hídrica de la carne de res en Nuevo México y el de Lares et al. (2021) cuantificaron el impacto de la dieta en México, demostrando cómo los patrones de consumo alteran significativamente la demanda de agua.

En el sector de la energía, Bhardwaj (2011) cuantificó la huella de los cultivos bioenergéticos en Michigan, mientras que Ding et al. (2018) compararon el uso de agua asociado a fuentes fósiles y alternativas en China. En la industria, Gu et al. (2015) evaluaron la huella hídrica de la siderurgia china, Gerbens et al. (2018) analizaron la manufactura de materiales de construcción, y Chini et al. (2020) estudiaron plantas termoeléctricas en Estados Unidos, demostrando cómo este indicador orienta estrategias de eficiencia y mitigación de impactos.

En el ámbito de la política hídrica, Hoekstra (2017) enfatizó la urgencia de integrar la eficiencia del uso del agua, el manejo sostenible de los sistemas hídricos y la distribución equitativa del recurso. En tanto que Song et al. (2019) aplicaron la huella hídrica a distritos de riego en China, subrayando su utilidad para el diseño de políticas hídricas.

Posteriormente, Hogeboom (2020) resaltó la aplicabilidad de la huella hídrica en múltiples disciplinas, desde el desarrollo hasta políticas públicas como herramienta para informar decisiones transversales. Mekonnen y Gerbens (2020) propusieron un marco de asignación basado en tres pilares, establecer límites máximos de extracción, definir referencias de huella por producto y fijar cuotas comunitarias equitativas.

Dado este contexto, los estudios de HH pueden perseguir objetivos variados, desde diseñar prácticas de riego más eficientes hasta orientar políticas tarifarias, por lo que es esencial definir con precisión el alcance, la entidad de estudio y el nivel de detalle (Hoekstra et al., 2011).

A nivel mundial, en Europa se han realizado diversas aplicaciones, Rodríguez et al. (2009) adaptaron la HH a la agricultura española, diferenciando componentes verde y azul para cuantificar la presión que ejercen distintos grupos de cultivos, identificando los cereales y cultivos industriales con las huellas más elevadas. Lecina et al. (2010) demostraron que modernizar los sistemas de riego en España reduce la HH azul en cultivos extensivos, derivado del aumento de productividad y la eficiencia, mientras que Aldaya et al. (2010) combinaron métricas hidrológicas y económicas en regiones

semiáridas españolas para optimizar asignaciones eficientes de los recursos hídricos y financieros. Salmoral et al. (2011) integraron la HH verde, azul y extendida en la cuenca del Guadalquivir para proponer criterios de gestión adaptados a la variabilidad hídrica.

En la década de los 2010, la HH ganó protagonismo en América Latina, Pérez (2012) cuantificó en Ecuador el agua virtual y las huellas azul y verde, identificando como variables críticas al ciclo de cultivo, el clima, los rendimientos y la frecuencia de riego, mientras que Arévalo et al. (2011) consolidaron la huella hídrica agrícola en Colombia como indicador de sostenibilidad, vinculando actividades económicas y sociales del sector con sus impactos ambientales. Paralelamente, Álvarez et al. (2016) en Argentina mostraron que el riego suplementario reduce la HH del maíz al aumentar productividad.

Un hallazgo que contrasta con lo encontrado por Zhuo et al. (2016) en China, quienes modelaron la evolución de las huellas verde y azul bajo escenarios de cambio climático, crecimiento poblacional y adopción tecnológica, hallaron que optimizar patrones de cultivo y riego puede simultáneamente aumentar la autosuficiencia alimentaria y reducir el consumo total de agua agrícola.

Norteamérica aportó estudios clave en gestión de estrés hídrico. Medellín-Azuara et al. (2010, 2012) en la cuenca del Río Bravo (EE. UU.), probaron que esquemas tarifarios diferenciados y asignaciones flexibles mitigan las pérdidas agrícolas por sequía. Más recientemente, Marston y Konar (2017) cuantificaron en California cómo los episodios de estrés hídrico y el incremento de temperatura elevan las huellas hídrica verde y azul, destacando la alta vulnerabilidad ante eventos extremos.

A nivel nacional, las primeras aplicaciones de la huella hídrica en México emergieron a mediados de la década de 2010. Cortés y Cervantes (2014) estimaron las huellas hídrica verde y azul en distritos de los Valles Centrales de Oaxaca, revelando las presiones diferenciales que ejercen las prácticas de riego en zonas con distinta disponibilidad de agua. Ese mismo año, Ríos et al. (2014) evaluaron la HH del tomate rojo en el Distrito de Riego 017 de la Comarca Lagunera, enfocándose en la eficiencia de uso del agua desde

perspectivas física, económica y social, y estableciendo un punto de comparación para estudios posteriores.

Al año siguiente, Ríos et al. (2015) mediante modelos matemáticos calcularon la huella azul de cultivos forrajeros, encontrando alta eficiencia productiva en maíz y sorgo forrajero, traducida en huellas azules significativamente menores. Gordon (2015) cuantificó las huellas verde, azul y gris en la cuenca del río Ayuquila, Jalisco, identificando que la caña de azúcar y el maíz grano eran los mayores contribuyentes al uso agrícola del agua.

Magaña-Zamora et al. (2017) pusieron en perspectiva la eficiencia hídrica del DR 011 Alto Río Lerma al comparar la huella azul con la de otras regiones mundiales, revelando la notable heterogeneidad incluso dentro de un mismo distrito. Al año siguiente, Loredó-Rasgado (2018) observó en los distritos de riego del Río Bravo un incremento en la huella azul asociado al crecimiento de la demanda alimentaria, mientras que la huella verde permaneció relativamente constante.

Más recientemente, Garay et al. (2022) midieron la huella hídrica de la caña de azúcar en la cuenca del Papaloapan, confirmando valores elevados por las altas tasas de evapotranspiración y bajos rendimientos, destacando la necesidad de adaptar tecnologías de riego y manejo de suelos al contexto local. Por su parte, Pérez et al. (2023) reportaron valores de agua virtual (como una aproximación a la HH azul) para maíz en el DR 003 Tula, encontrando indicadores mayores que los reportados en regiones con prácticas de riego más eficientes.

Siguiendo esta línea, Cortés (2024) aplicó la misma métrica a trigo y cebada en el DR 011 Alto Río Lerma, registrando altos niveles de huella azul que enfatizan la necesidad de revisar las tarifas y tecnologías de riego en el distrito. Finalmente, Botello-Aguillón et al. (2024) aplicaron la huella hídrica como criterio para reorientar la asignación de cultivos en el DR 011, señalando que el fomento de cultivos con menor huella hídrica reduce el uso total de agua sin comprometer la productividad. De este modo, la huella hídrica

funciona como una herramienta operativa para la toma de decisiones agronómicas y de política hídrica.

En síntesis, la HH ha trascendido su origen volumétrico para convertirse en un marco integral aplicable desde escalas locales hasta globales. Su adaptabilidad a contextos diversos la posiciona como una herramienta clave para diseñar políticas tarifarias, optimizar el riego y garantizar la sostenibilidad hídrica. El caso del DR 011 Alto Río Lerma ejemplifica este potencial, ofreciendo un modelo replicable para otros distritos mexicanos mediante diagnósticos rigurosos y propuestas innovadoras.

2.8 Literatura citada

- Abu-Madi, M., Al-Sa'ed, R., Braadbaart, O., & Alaerts, G. (2008). Viability of increasing the tariff of freshwater for irrigation as a tool to stimulate wastewater reuse in the MENA region. *Water Science and Technology*, 57(9), 1475–1481. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.238>
- Ahmad, I., Zhang, F., Liu, J., Anjum, M. N., Zaman, M., Tayyab, M., ... Farid, H. U. (2018). A linear bi-level multi-objective program for optimal allocation of water resources. *PLoS One*, 13(2), Article e0192294. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192294>
- Aldaya, M. M., Martínez-Santos, P., & Llamas, M. R. (2010). Incorporating the water footprint and virtual water into policy: Reflections from the Mancha Occidental Region, Spain. *Water Resources Management*, 24(5), 941–958. <https://doi.org/10.1007/s11269-009-9480-8>
- Allan, J. A. (1993). Fortunately there are substitutes for water otherwise our hydro-political futures would be impossible. *Priorities for Water Resources Allocation and Management*, 13(4), 26.
- Allan, J. A. (1994). Overall perspectives on countries and regions. En P. Rogers & P. Lydon (Eds.), *Water in the Arab world: Perspectives and prognoses* (pp. 65–100). Harvard University Press.
- Allan, J. A. (2006). Virtual water: Part of an invisible synergy that ameliorates water scarcity. En *Water crisis: Myth or reality* (pp. 131–150). Edited by Peter P. Rogers Harvard University, Cambridge, Massachusetts, USA M. Ramón Llamas Royal Academy of Sciences, Madrid, Spain Luis Martínez-Cortina Spanish Geological Survey, IGME, Spain. Marcelino Botín Water Forum. <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2019/10/librocompleto-watercrisis.pdf#page=141>
- Álvarez, A., Morábito, J. A., & Schilardi, C. (2016). Huellas hídricas verde y azul del cultivo de maíz (*Zea mays*) en provincias del centro y noreste argentino. *Revista de la*

-
- Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo*, 48(1), 161–177.
<https://www.redalyc.org/pdf/3828/382846012006.pdf>
- Arévalo, D., Lozano, J., & Sabogal, J. (2011). Estudio nacional de huella hídrica Colombia sector agrícola. *Revista Internacional de Sostenibilidad, Tecnología y Humanismo*, (6), 101–126. <http://hdl.handle.net/2099/11915>
- BANXICO (2022). Banco de México. *Informe trimestral Banxico*.
<https://www.banxico.org.mx/publicaciones-y-prensa/informes-trimestrales/informes-trimestrales%20precios.html>
- Bar-Shira, Z., Finkelshtain, I., & Simhon, A. (2006). Block-rate versus uniform water pricing in agriculture: An empirical analysis. *American Journal of Agricultural Economics*, 88(4), 986–999. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2006.00911.x>
- Berbel, J., Borrego-Marin, M. M., Expósito, A., Giannoccaro, G., Montilla-López, N. M., & Roseta-Palma, C. (2019). Analysis of irrigation water tariffs and taxes in Europe. *Water Policy*, 21(4), 806–825. <https://doi.org/10.2166/wp.2019.197>
- Bhardwaj, A. K., Zenone, T., Jasrotia, P., Robertson, G. P., Chen, J., & Hamilton, S. K. (2011). Water and energy footprints of bioenergy crop production on marginal lands. *GCB Bioenergy*, 3(3), 208–222. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01074.x>
- Binger, B. R., & Hoffman, E. (1988). *Microeconomics with calculus*. Scott, Foresman and Company.
- BM (2024). Banco Mundial. *Water: Overview*. Recuperado el 18 de marzo de 2024 de <https://www.bancomundial.org/es/topic/water/overview>
- Booker, J. F., Howitt, R. E., Michelsen, A. M., & Young, R. A. (2012). Economics and the modeling of water resources and policies. *Natural Resource Modeling*, 25(1), 168–218. <https://doi.org/10.1111/j.1939-7445.2011.00105.x>
- Botello-Aguillón, C., Valdivia-Alcalá, R., Hernández-Ortiz, J., Sangermán-Jarquín, D. M., & Gutiérrez-García, F. G. (2022). Reallocation of water in agriculture under drought conditions as economic efficiency maximizer. *Agro productividad*, 15(8), 187–194. <https://doi.org/10.32854/agrop.v15i8.2191>
- Botello-Aguillón, C., Valdivia-Alcalá, R., Sangermán-Jarquín, D. M., Hernández-Ortiz, J., Gutiérrez-García, F. G., & Sandoval Romero, F. (2024). Estimación de la huella hídrica agrícola del DR 011, Alto Río Lerma. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 15(6). https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-09342024000600109&script=sci_arttext
- Brown, J. M., & Rosen, H. S. (1982). *On the estimation of structural hedonic price models*. *Econometrica*, 50(3), 765–781. DOI 10.3386/t0018
<https://www.nber.org/papers/t0018>
- Camero, Y., Martínez, L., & Pérez, V. (2016). El desarrollo de la matemática y su relación con la tecnología y la sociedad: caso típico [Development of mathematics and its

-
- relationship with technology and society: typical case]. *Revista Universidad y Sociedad*, 8(1), 97–105. <http://rus.ucf.edu.cu/>
- CEDRSSA (2021). Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria. *Los distritos de riego y las concesiones de agua*. Recuperado el 25 de octubre de 2022 de <http://www.cedrssa.gob.mx/post/los-n-distritos-de-riego-n-y-las-concesiones-y-de-agua.htm>
- Chapagain, A. K., & Hoekstra, A. Y. (2004). *Water footprints of nations* (Value of Water Research Report Series No. 16, Vol. 1). UNESCO-IHE. <https://www.waterfootprint.org/resources/Report16Vol1.pdf>
- Chapagain, A. K., Hoekstra, A. Y., & Savenije, H. H. G. (2006). Water saving through international trade of agricultural products. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10(3), 455–468. <https://doi.org/10.5194/hess-10-455-2006>
- Chapagain, A. K., Hoekstra, A. Y., Savenije, H. H. G., & Gautam, R. (2005). The water footprint of cotton consumption. *Value of Water Research Report Series*, Report No. 18. UNESCO-IHE / University of Twente. <https://research.utwente.nl/en/publications/the-water-footprint-of-cotton-consumption>
- Chiang, A. C., & Wainwright, K. (2006). *Métodos fundamentales de economía matemática* (4a ed.). McGraw-Hill.
- Chini, C. M., Logan, L. H., & Stillwell, A. S. (2020). Grey water footprints of US thermoelectric power plants from 2010–2016. *Advances in Water Resources*, 145, Article 103733. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2020.103733>
- Chong, H., & Sunding, D. (2006). Mercados y comercio del agua. *Revista de Recursos Ambientales*, 31(1), 239–264. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.31.020105.100323>
- CONAGUA (2020). Comisión Nacional del Agua. (2020, 30 de diciembre). *Programa Nacional Hídrico 2020–2024*. Secretaría de Gobernación. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/articulos/consulta-para-el-del-programa-nacional-hidrico-2019-2024-190499>
- CONAGUA (2021a). Comisión Nacional del Agua; Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. *Estadísticas del agua en México* (Ed. 2021). México: CONAGUA. <https://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/EAM%202021.pdf>
- CONAGUA (2021b). Comisión Nacional del Agua. *Programa hídrico regional 2021–2024: Región hidrológico-administrativa VIII Lerma-Santiago-Pacífico*. https://files.conagua.gob.mx/conagua/generico/PNH/PHR_2021-2024_RHA_VIII_LSP.pdf
-

-
- CONAGUA (2022). Comisión Nacional del Agua; Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. *Numeragua: Edición 2022*. México: CONAGUA. https://sinav30.conagua.gob.mx:8080/Descargas/pdf/Numeragua_2022.pdf
- CONAGUA (2024). Comisión Nacional del Agua. (2024, noviembre 21). *Programa Nacional Hídrico 2024–2030*. Secretaría de Gobernación. <https://www.gob.mx/presidencia/prensa/presidenta-claudia-sheinbaum-presenta-plan-nacional-hidrico-que-concibe-al-agua-como-un-derecho-y-un-bien-de-la-nacion>
- Cortés Ramírez, J. G. (2024). *Valoración económica del agua de uso agrícola en el distrito de riego 011, Alto Río Lerma, Guanajuato, México* (Tesis doctoral, Universidad Autónoma Chapingo). <https://repositorio.chapingo.edu.mx/handle/123456789/3814>
- Cortés, M. M. C., & Cervantes, G. S. B. (2014). La huella hídrica agrícola en los Valles de Etla, Zimatlán y Tlacolula, Oaxaca. *Sociedades Rurales, Producción y Medio Ambiente*, (24), 15–50. <https://sociedadesruralesojs.xoc.uam.mx/index.php/srpma/article/view/215>
- Cortignani, R., & Severini, S. (2009). Modeling farm-level adoption of deficit irrigation using positive mathematical programming. *Agricultural Water Management*, 96(12), 1785–1791. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.07.016>
- Cosgrove, W. J. (2006). Water for growth and security. En *Water crisis: Myth or reality* (pp. 37–42). Edited by Peter P. Rogers Harvard University, Cambridge, Massachusetts, USA M. Ramón Llamas Royal Academy of Sciences, Madrid, Spain Luis Martínez-Cortina Spanish Geological Survey, IGME, Spain. Marcelino Botín Water Forum. <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2019/10/librocompleto-watercrisis.pdf#page=141>.
- Ding, N., Liu, J., Yang, J., & Lu, B. (2018). Water footprints of energy sources in China: Exploring options to improve water efficiency. *Journal of Cleaner Production*, 174, 1021–1031. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.273>
- Fagundes, T. S., & Marques, R. C. (2023). Challenges of recycled water pricing. *Utilities Policy*, 82, Article 101569. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2023.101569>
- FAO (2004). *Economic valuation of water resources in agriculture: From the sectoral to a functional perspective of natural resource management* (FAO Water Reports No. 27). Roma: FAO. <https://www.fao.org/4/y5582e/y5582e00.htm>
- FAO (2012). *Coping with water scarcity: An action framework for agriculture and food security*. <https://www.fao.org/4/i3015e/i3015e.pdf>
- FAO (2013). *Afrontar la escasez de agua: Un marco de acción para la agricultura y la seguridad alimentaria* (Informe sobre temas hídricos No. 38). <http://www.fao.org/3/a-i3015s.pdf>

-
- FAO (2020). *El estado mundial de la agricultura y la alimentación: Versión resumida. Superar los desafíos relacionados con el agua en la agricultura*. Roma: FAO. <https://doi.org/10.4060/cb1441es>
- FAO (2021). *El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura: Sistemas al límite. Informe de síntesis 2021*. Roma: FAO. <https://doi.org/10.4060/cb7654es>
- FAO (2022). *Strategy on Climate Change (2022–2031)*. 170.º período de sesiones del Consejo FAO (13–17 de junio de 2022). <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/6bf7b6a9-6074-4d21-b04f-c6318440900a/content>
- Florencio-Cruz, V., Valdivia-Alcalá, R., & Scott, C. A. (2002). Productividad del agua en el distrito de riego 011, Alto Río Lerma. *Agrociencia*, 36(4), 483–493. <https://agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/201/201>
- Fraiture, C., & Perry, C. J. (2007). Why is agricultural water demand unresponsive at low price ranges? En *Irrigation water pricing: The gap between theory and practice* (pp. 94–105). CAB International. <https://doi.org/10.1079/9781845932923.0094>
- Gallego-Ayala, J., Gómez-Limón, J. A., & Arriaza, M. (2011). Irrigation water pricing instruments: A sustainability assessment. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 9(4), 981–999. <https://doi.org/10.5424/sjar/20110904-449-10>
- Garay, Á. S., Valdivia, R., Hernández, J., & Sandoval, F. (2022). Estimación de la huella hídrica de la producción de caña de azúcar para los ingenios de la cuenca del Papaloapan. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 13(1), 103–113. <https://doi.org/10.29312/remexca.v13i1.2581>
- Gerbens, P. W., Hoekstra, A. Y., & Bosman, R. (2018). The blue and grey water footprint of construction materials: Steel, cement and glass. *Water Resources and Industry*, 19, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2017.11.002>
- Godínez-Montoya, L., García-Salazar, J. A., Fortis-Hernández, M., Mora-Flores, J. S., Martínez-Damián, M. Á., Valdivia-Alcalá, R., & Hernández-Martínez, J. (2007). Valor económico del agua en el sector agrícola de la Comarca Lagunera. *Terra Latinoamericana*, 25(1), 51–59. <https://www.redalyc.org/pdf/573/57311513007.pdf>
- Gómez, C. M., & Pérez, C. D. (2012). Do drought management plans reduce drought risk? A risk assessment model for a Mediterranean river basin. *Ecological Economics*, 76, 42–48. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.01.008>
- Gordon, P. L. (2015). *Evaluación de la huella hídrica en la cuenca del río Ayuquila en Jalisco, México* (Tesis de maestría, Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de la Costa Sur). <https://www.sidalc.net/search/Record/dig-imta-mx-20.500.12013-1714/Description>
- Grafton, R. Q., Chu, H. L., Stewardson, M., & Kompas, T. (2011). Optimal dynamic water allocation: Irrigation extractions and environmental tradeoffs in the Murray River,

-
- Australia. *Water Resources Research*, 47, W00G08.
<https://doi.org/10.1029/2010WR009786>
- Griffin, R. (2006). *Water resource economics: The analysis of scarcity, policies, and projects*. MIT Press. <https://doi.org/10.1007/978-81-322-2479-2>
- Gu, Y., Xu, J., Keller, A. A., Yuan, D., Li, Y., Zhang, B., ... Li, F. (2015). Calculation of water footprint of the iron and steel industry: A case study in Eastern China. *Journal of Cleaner Production*. 92, 274-281. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.12.094>
- Guerrero, H., Gómez, F., & Rodríguez, J. R. (2015). Water pricing in Mexico: Pricing structures and implications. En A. Dinar, V. Pochat, & J. Albiac-Murillo (Eds.), *Water Pricing Experiences and Innovations* (pp. 231–247). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16465-6_12
- Hazell, P. B. R., & Norton, R. D. (1986). *Mathematical programming for economic analysis in agriculture* (R. D. Norton, Ed.). Macmillan.
- Henderson, J. M., & Quandt, R. E. (1980). *Microeconomic theory: A mathematical approach*. McGraw-Hill Book Company.
- Hernández-Pérez, J., Arana-Coronado, O. A., Hernández-Ortiz, J., & Valdivia-Alcalá, R. (2025). Valor económico del agua en el Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 16(1), 138–172. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2025-01-04>
- Hernández-Pérez, J., Hernández-Ortiz, J., Valdivia-Alcalá, R., & Arana-Coronado, O. A. (2024). Producción agrícola y cambio climático en el Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México. *Revista FAGROPEC*, 16(2), 7–20. <https://doi.org/10.47847/fagropec.v16n2a1>
- Hoekstra, A. Y. (2009). Human appropriation of natural capital: A comparison of ecological footprint and water footprint analysis. *Ecological Economics*, 68(7), 1963–1974. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.021>
- Hoekstra, A. Y. (2015). The water footprint of industry. En *Assessing and measuring environmental impact and sustainability* (pp. 221–254). Butterworth-Heinemann. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-799968-5.00007-5>
- Hoekstra, A. Y. (2017). Water footprint assessment: Evolvment of a new research field. *Water Resources Management*, 31(10), 3061-3081. <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1618-5>
- Hoekstra, A. Y., & Hung, P. Q. (Eds.). (2003, February). *Virtual water trade: Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade* (Vol. 12). IHE Delft. https://www.worldwatercouncil.org/fileadmin/wwc/Programs/Virtual_Water/Virtual_Water_Proceedings_IHE.pdf
- Hoekstra, A. Y., & Mekonnen, M. M. (2012). The water footprint of humanity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(9), 3232–3237. <https://doi.org/10.1073/pnas.1109936109>
-

-
- Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Mekonnen, M. M., & Aldaya, M. M. (2011). *The Water Footprint Assessment Manual: Setting the global standard*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849775526>
- Hogeboom, R. J. (2020). The water footprint concept and water's grand environmental challenges. *One Earth*, 2(3), 218–222. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.02.010>
- Hoogesteger, J., & Wester, P. (2017). Regulating groundwater use: The challenges of policy implementation in Guanajuato, Central Mexico. *Environmental Science & Policy*, 77, 107–113. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.08.002>
- Howitt, R. E., Medellín-Azuara, J., MacEwan, D., & Lund, J. R. (2012). Calibrating disaggregate economic models of agricultural production and water management. *Environmental Modelling & Software*, 38, 244–258. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.06.013>
- Howitt, R. E., Watson, W. D., & Adams, R. M. (1980). A reevaluation of price elasticities for irrigation water. *Water Resources Research*, 16(4), 623–628. <https://doi.org/10.1029/WR016I004P00623>
- ICWE (1992). International Conference on Water and the Environment. *The Dublin Statement on Water and Sustainable Development*. ICWE. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000137373>
- IMCO (2023). Instituto Mexicano para la Competitividad, A.C. *Situación del agua en México: Escasez o mala gestión*. <https://imco.org.mx/wp-content/uploads/2023/02/Situacion-del-agua-en-Mexico-1.pdf>
<https://imco.org.mx/wp-content/uploads/2023/02/Situacion-del-agua-en-Mexico-1.pdf>.
- IMTA (2021). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. *Programa Institucional 2021–2024*. SEMARNAT. [https://www.imta.gob.mx/gobmx/Documentos/informe-anual/Programa Institucional 2021-2024.pdf](https://www.imta.gob.mx/gobmx/Documentos/informe-anual/Programa%20Institucional%202021-2024.pdf)
- IMTA (2022a). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. *Introducción a la seguridad hídrica* (A. Rojas Rueda, Ed.). México: IMTA. [https://www.imta.gob.mx/gobmx/DOI/libros/2022/introduccion seguridad hidrica.pdf](https://www.imta.gob.mx/gobmx/DOI/libros/2022/introduccion_seguridad_hidrica.pdf)
- IMTA (2022b). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. *Perspectivas IMTA No. 36, 2022: Los mercados y bancos de agua en México: Apuntes para la reflexión*. <https://www.gob.mx/imta/es/articulos/los-mercados-y-bancos-de-agua-en-mexico-apuntes-para-la-reflexion>
- INEGI (2019a). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. *Carta hidrológica de aguas subterráneas de México: informe técnico: escala 1:1 000 000: serie II*. INEGI. https://www.inegi.org.mx/contenido/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvin_egi/productos/nueva_estruc/702825109639.pdf

-
- INEGI (2019a). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. *Carta hidrológica de aguas subterráneas de México: Informe técnico: escala 1:1 000 000: serie II*. INEGI. https://www.inegi.org.mx/contenido/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvini/egi/productos/nueva_estruc/702825109639.pdf
- INEGI (2019b). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2019b). *Encuesta Nacional Agropecuaria 2019*. INEGI. <https://www.inegi.org.mx/programas/ena/2019/>
- INEGI (2019b). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. *Encuesta Nacional Agropecuaria 2019*. INEGI. <https://www.inegi.org.mx/programas/ena/2019/>
- IPCC (2021). Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for policymakers. En V. Masson-Delmotte et al. (Eds.), *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (en prensa). <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>
- IPCC (2022). Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for policymakers. En H.-O. Pörtner et al. (Eds.), *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 3–33). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844.001>
- IPLANEG (2019). Instituto de Planeación, Estadística y Geografía del Estado de Guanajuato. *Programa Estatal de Desarrollo Urbano y de Ordenamiento Ecológico Territorial (PEDUOET) 2040*. IPLANE. <https://iplaneg.guanajuato.gob.mx/wp-content/uploads/2019/08/Peduoet-compreto.pdf>
- Kahil, T., Albiac, J., Fischer, G., Strokal, M., Tramberend, S., Greve, P., ... Wada, Y. (2019). A nexus modeling framework for assessing water scarcity solutions. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 40, 72–80. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.09.009>
- Kaiser, H. M., & Messer, K. D. (2011). *Mathematical programming for agricultural, environmental, and resource economics*. John Wiley & Sons.
- Kang, S., Hao, X., Du, T., Tong, L., Su, X., Lu, H., Li, X., Huo, Z., Li, S., & Ding, R. (2017). Improving agricultural water productivity to ensure food security in China under changing environment: From research to practice. *Agricultural Water Management*, 179, 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.05.007>
- Kellner, E. (2019). Social acceptance of a multi-purpose reservoir in a recently deglaciated landscape in the Swiss Alps. *Sustainability*, 11(14), 3819. <https://doi.org/10.3390/su11143819>
- Krugman, P., & Wells, R. (2004). *Microeconomics* (1ª ed.). Worth Publishers.
- Lares, M., Housni, F. E., & Aguilera, V. G. (2021). A quantitative estimation of the water footprint of the Mexican diet, corrected for washing and cooking water. *Food Security*, 13(4), 849–874. <https://doi.org/10.1007/s12571-021-01160-0>
-

-
- Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E., & Aragüés, R. (2010). Irrigation modernization and water conservation in Spain: The case of Riegos del Alto Aragón. *Agricultural Water Management*, 97(10), 1663–1675. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.05.023>
- Li, M., Fu, Q., Singh, V. P., & Liu, D. (2018). An interval multi-objective programming model for irrigation water allocation under uncertainty. *Agricultural Water Management*, 196, 24–36. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.10.016>
- Li, M., Xu, W., & Zhu, T. (2019). Agricultural water allocation under uncertainty: Redistribution of water shortage risk. *American Journal of Agricultural Economics*, 101(1), 134–153. <https://doi.org/10.1093/ajae/aay058>
- Liu, J., Yang, H., Gosling, S. N., Kummu, M., Flörke, M., Pfister, S., ... Oki, T. (2017). Water scarcity assessments in the past, present, and future. *Earth's Future*, 5(6), 545–559. <https://doi.org/10.1002/2016EF000518>
- Liu, W., Antonelli, M., Kummu, M., Zhao, X., Wu, P., Liu, J., ... Yang, H. (2019). Savings and losses of global water resources in food-related virtual water trade. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 6(1), e1320. <https://doi.org/10.1002/wat2.1320>
- Llamas, M. R., & Martínez-Santos, P. (2004). Significance of the silent revolution of intensive groundwater use in world water policy. En *Water crisis: Myth or reality* (pp. 163–180). Edited by Peter P. Rogers Harvard University, Cambridge, Massachusetts, USA M. Ramón Llamas Royal Academy of Sciences, Madrid, Spain Luis Martínez-Cortina Spanish Geological Survey, IGME, Spain. Marcelino Botín Water Forum. <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2019/10/librocompleto-watercrisis.pdf#page=141>
- Loredo-Rasgado, J. (2018). *Determinación y análisis de los valores de huella hídrica en la Región Hidrológico Administrativa VI/Río Bravo* (Tesis doctoral, Instituto Politécnico Nacional). https://watermanagement.ucdavis.edu/download_file/view_inline/304
- Luo, Q., Yang, Y., Qian, J., Wang, X., Chang, X., Ma, L., ... Wu, J. (2020). Spring protection and sustainable management of groundwater resources in a spring field. *Journal of Hydrology*, 582, Article 124498. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124498>
- Magaña-Zamora, J. D., Ortiz-Aguilar, T. L., & Hernández-Gen, J. (2017). La huella hídrica de productos agrícolas de la subcuenca Salamanca. En Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (Ed.), *Huella hídrica en México: Análisis y perspectivas* (pp. 175–206). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. <https://acortar.link/uCOJBc>
- Marston, L., & Konar, M. (2017). Drought impacts to water footprints and virtual water transfers of the Central Valley of California. *Water Resources Research*, 53(7), 5756–5773. <https://doi.org/10.1002/2016WR020251>
- Martínez-Luna, D., Mora-Flores, J. S., Exebio-García, A. A., Arana-Coronado, O. A., & Arjona-Suárez, E. (2021). Valor económico del agua en el Distrito de Riego 100,

-
- Alfajayucan, Hidalgo. *Terra Latinoamericana*, 39, 1–12.
<https://doi.org/10.28940/terra.v39i0.544>
- Medellín-Azuara, J., Harou, J. J., & Howitt, R. E. (2010). Estimating economic value of agricultural water under changing conditions and the effects of spatial aggregation. *Science of the Total Environment*, 408(23), 5639–5648.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.08.013>
- Medellín-Azuara, J., Howitt, R. E., & Harou, J. J. (2012). Predicting farmer responses to water pricing, rationing and subsidies assuming profit-maximizing investment in irrigation technology. *Agricultural Water Management*, 108, 73–82.
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.12.017>
- Mekonnen, M. M., & Gerbens, W. (2020). The water footprint of global food production. *Water*, 12(10), Article 2696. <https://doi.org/10.3390/w12102696>
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2011). The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(5), 1577–1600. <https://doi.org/10.5194/hess-15-1577-2011>
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2014). Water footprint benchmarks for crop production: A first global assessment. *Ecological Indicators*, 46, 214–223.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.013>
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2016). Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances*, 2(2), e1500323. DOI: [10.1126/sciadv.1500323](https://doi.org/10.1126/sciadv.1500323)
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2020). Sustainability of the blue water footprint of crops. *Advances in Water Resources*, 143, Article 103679.
<https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2020.103679>
- Molden, D., Oweis, T., Steduto, P., Bindraban, P. S., Hanjra, M. A., & Kijne, J. W. (2010). Improving agricultural water productivity: Between optimism and caution. *Agricultural Water Management*, 97(4), 528–535.
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.03.023>
- Molle, F., & Berkoff, J. (2007a). Water pricing in irrigation: Mapping the debate in light of experience. En *Irrigation Water Pricing Policy: The Gap Between Theory and Practice* (pp. 21–76). CAB International.
<https://www.cabidigitallibrary.org/doi/abs/10.1079/9781845932923.0021>
- Molle, F., & Berkoff, J. (2007b). Water pricing in irrigation: The lifetime of an idea. En *Irrigation water pricing: The gap between theory and practice* (pp. 1–20). CAB International. <https://doi.org/10.1079/9781845932923.0001>
- Momeni, M., Zakeri, Z., Esfandiari, M., Behzadian, K., Zahedi, S., & Razavi, V. (2019). Comparative analysis of agricultural water pricing between Azarbaijan Provinces in Iran and the state of California in the US: A hydro-economic approach. *Agricultural Water Management*, 223, 105724. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105724>
- Nicholson, W., & Snyder, C. (2007). *Intermediate microeconomics and its applications* (10th ed.). South-Western.
-

-
- Núñez, J. M., Hernández, O. M., Ponce, J. M., Cervantes, M. E., & Rubio Castro, E. (2018). Optimal design of sustainable agricultural water networks. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering* 7(1), 440-457. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b03901>
- Oltra Cámara, M. A., & Jiménez Honrado, F. (2018). *La huella hídrica en el sector agrario de la Vega Baja*. <https://rua.ua.es/dspace/handle/10045/83930>
- ONU (2019). *The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving No One Behind*. UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367306>
- ONU (2022). *Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2022: Aguas subterráneas, hacer visible el recurso invisible*. UNESCO.
- ONU (2023). *The United Nations World Water Development Report 2023: Partnerships and Cooperation for Water*. UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000384655>
- Ortega-Gaucin, D., Vélez, E. P., Sáenz, E. M., & Pimentel, L. R. (2008). Una alternativa metodológica para la estimación del impacto socio-económico de la sequía en los distritos de riego. En *La Ingeniería Agrícola: Motor del Desarrollo de la Agricultura Mexicana* (pp. 134–146). Universidad Autónoma Chapingo. <https://acortar.link/9oUj80>
- Pérez, J. H., Ortiz, J. H., Alcalá, R. V., & Coronado, O. A. A. (2023). Tarifas y agua virtual en tres cultivos del Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 7(6), 7507–7519. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v7i6.9291
- Pérez, S. I. (2012). *Evaluación y análisis de la huella hídrica y agua virtual de la producción agrícola en el Ecuador* (Tesis doctoral, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano). <https://bdigital.zamorano.edu/bitstream/11036/911/1/AGN-2012-T025.pdf>
- Perry, C. (2007). Efficient irrigation; inefficient communication; flawed recommendations. *Irrigation and Drainage*, 56(4), 367–378. <https://doi.org/10.1002/ird.323>
- Pindyck, R. S., & Rubinfeld, D. L. (2018). *Microeconomics* (9ª ed.). Pearson.
- Pineda Espejel, M. I. (2019). *Efectos en el uso del agua en un distrito de riego, ante cambios de política agrícola y mejoras de la investigación para la adaptación al cambio climático* [Tesis de maestría, Maestría de Ciencias en Economía Agrícola y de los Recursos Naturales]. Repositorio Chapingo. <https://repositorio.chapingo.edu.mx/handle/20.500.12098/679>
- Portoghese, I., Giannoccaro, G., Giordano, R., & Pagano, A. (2021). Modeling the impacts of volumetric water pricing in irrigation districts with conjunctive use of surface and groundwater resources. *Agricultural Water Management*, 244, Article 106561. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106561>
-

-
- Pronti, A., & Berbel, J. (2023). The impact of volumetric water tariffs in irrigated agriculture in Northern Italy. *Environmental Impact Assessment Review*, 98, Article 106922. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2022.106922>
- Ramírez, B. A., González, A., Valdivia, R., Salas, J. M., & García, J. A. (2019). Tarifas eficientes para el agua de uso agrícola en la Comarca Lagunera. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 10(3), 539–550. <https://doi.org/10.29312/remexca.v10i3.1295>
- Rasmussen, S. (2011). *Production economics: The basic theory of production optimisation*. Springer Science & Business Media.
- Rees, W., & Wackernagel, M. (1998). *Our ecological footprint: Reducing human impact on the earth* (Vol. 9). New Society Publishers. <https://doi.org/10.5070/G31710273>
- Rijsberman, F. R. (2006). Water scarcity: Fact or fiction? *Agricultural Water Management*, 80(1–3), 5–22. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377405002854>
- Ríos Flores, J. L., Torres Moreno, M., Castro Franco, R., Torres Moreno, M. A., & Ruiz Torres, J. (2014). *Huella hídrica azul del tomate rojo en el Distrito de Riego 017, Comarca Lagunera* [Informe técnico]. <https://acortar.link/MfgNbY>
- Ríos Flores, J. L., Torres Moreno, M., Castro Franco, R., Torres Moreno, M. A., & Ruiz Torres, J. (2015). Determinación de la huella hídrica azul en los cultivos forrajeros del DR-017, Comarca Lagunera, México. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo*, 47(1), 93–107. <https://www.redalyc.org/pdf/3828/382841103007.pdf>
- Rockström, J., Gupta, J., Qin, D., et al. (2023). Safe and just Earth system boundaries. *Nature*, 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06083-8>
- Rodríguez, R., Garrido, A., Llamas, M. R., & Varela, C. (2009). La huella hidrológica de la agricultura española. *Ingeniería del Agua*, 16(1), 27–40. <https://doi.org/10.4995/ia.2009.2943>
- Rodríguez-Flores, J. M. (2018). *Valoración económica del agua para riego bajo escenarios de escasez en el Distrito de Riego 011, Alto Río Lerma, Guanajuato, México* [Tesis de maestría, Colegio de Postgraduados]. Repositorio Colegio de Postgraduados. <http://colposdigital.colpos.mx:8080/jspui/handle/10521/3269>
- Rodríguez-Flores, J. M., Medellín-Azuara, J., Valdivia-Alcalá, R., Arana-Coronado, O. A., & García-Sánchez, R. C. (2019). Insights from a calibrated optimization model for irrigated agriculture under drought in an irrigation district on the central Mexican high plains. *Water*, 11(4), Article 858. <https://doi.org/10.3390/w11040858>
- Rubiños-Panta, J. E. (2007). Valor económico del agua y análisis de las transmisiones de derechos de agua en distritos de riego de México. *Terra Latinoamericana*, 25(1), 43–49. <http://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/1437>

-
- Salmoral, G., Dumont, A., Aldaya, M. M., Rodríguez-Casado, R., Garrido, A., & Llamas, M. R. (2011). *Análisis de la huella hídrica extendida de la cuenca del Guadalquivir*. Fundación Marcelino Botín. <https://acortar.link/SOAQE2>
- Sandoval, R. (2004). A participatory approach to integrated aquifer management: The case of Guanajuato State, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 12(1), 6–13. <https://doi.org/10.1007/s10040-003-0311-3>
- Sawalhah, M. N., Geli, H. M., Holechek, J. L., Cibils, A. F., Spiegel, S., & Gifford, C. (2021). Water footprint of rangeland beef production in New Mexico. *Water*, 13(14), Article 1950. <https://doi.org/10.3390/w13141950>
- Scheierling, S. M., Loomis, J. B., & Young, R. A. (2006). Irrigation water demand: A meta-analysis of price elasticities. *Water Resources Research*, 42(1). <https://doi.org/10.1029/2005WR004009>
- Scheierling, S. M., Treguer, D. O., Booker, J. F., & Decker, E. (2014). How to assess agricultural water productivity? Looking for water in the agricultural productivity and efficiency literature (World Bank Policy Research Working Paper No. 6982). https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=2475069
- Scott, C. A., & Shah, T. (2004). Groundwater overdraft reduction through agricultural energy policy: Insights from India and Mexico. *International Journal of Water Resources Development*, 20(1), 149–164. <https://doi.org/10.1080/0790062042000206156>
- SEMARNAT (2018). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. *Informe del Medio Ambiente*. Sistema Nacional de Información Ambiental y de Recursos Naturales. <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe18/tema/cap6.html>
- Shah, W. U. H., Hao, G., Yasmeen, R., Yan, H., Shen, J., & Lu, Y. (2023). Role of China's agricultural water policy reforms and production technology heterogeneity on agricultural water usage efficiency and total factor productivity change. *Agricultural Water Management*, 287, 108429. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108429>
- Singh, A. (2014). Irrigation planning and management through optimization modelling. *Water Resources Management*, 28(1), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0469-y>
- Song, G., Dai, C., Tan, Q., & Zhang, S. (2019). Agricultural water management model based on grey water footprints under uncertainty and its application. *Sustainability*, 11(20), Article 5567. <https://doi.org/10.3390/su11205567>
- Stijn, S., Jeroen, B., Stefano, F., Aymen, F., Marijke, D., & Luc, D. (2009). Estimating the impacts of water pricing on smallholder irrigators in North West Province, South Africa. *Agricultural Water Management*, 96(11), 1560–1566. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.06.014>
- Sturla, G., Ciulla, L., & Rocchi, B. (2022). Italy's volumetric, scarce and social-scarce water footprint: A multiregional world input-output analysis. SSRN. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4187571>
-

-
- Sun, T., Huang, Q., & Wang, J. (2017). Estimation of irrigation water demand and economic returns of water in Zhangye Basin. *Water*, 10(1), Article 19. <https://doi.org/10.3390/w10010019>
- Torres, M. D. O., Maneta, M., Howitt, R. E., Vosti, S. A., Wallender, W. W., Basso, L. H., & Rodrigues, L. N. (2012). Economic impacts of regional water scarcity in the São Francisco River Basin, Brazil: An application of a linked hydro-economic model. *Environment and Development Economics*, 17(2), 227–248. <https://doi.org/10.1017/S1355770X11000362>
- Torres, S. L., Tijerina, L., Ibáñez, L. A., & Bautista, M. (2020). Optimización de recursos en la producción de forrajes: Distrito de riego 028 Tulancingo. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, (24), 153–163. <https://doi.org/10.29312/remexca.v0i24.2366>
- Tsur, Y. (2004). Introduction to special section on irrigation water pricing. *Water Resources Research*, 40(7), W07S01. <https://doi.org/10.1029/2003WR002213>
- UNESCO (2019). *The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving No One Behind*. UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367306>
- UNESCO (2020). *United Nations World Water Development Report 2020: Water and Climate Change*. UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000372985>
- Wanders, N., & Wada, Y. (2015). Human and climate impacts on the 21st-century hydrological drought. *Journal of Hydrology*, 526, 208–220. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.047>
- Wang, Z., Yang, J., Deng, X., & Lan, X. (2015). Optimal water resources allocation under the constraint of land use in the Heihe River Basin of China. *Sustainability*, 7(2), 1558–1575. <https://doi.org/10.3390/su7021558>
- Ward, F. A., & Michelsen, A. (2002). The economic value of water in agriculture: Concepts and policy applications. *Water Policy*, 4(5), 423–446. [https://doi.org/10.1016/S1366-7017\(02\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S1366-7017(02)00039-9)
- Watto, M. A., & Mugera, A. W. (2016). Irrigation water demand and implications for groundwater pricing in Pakistan. *Water Policy*, 18(3), 565–585. <https://doi.org/10.2166/wp.2015.160>
- WEF (2023). World Economic Forum. *The Global Risks Report 2023* (18th ed.; en asociación con Marsh McLennan y Zurich Insurance Group). <https://www.weforum.org/reports/global-risks-report-2023/>
- Wichelns, D. (2017). Volumetric water footprints, applied in a global context, do not provide insight regarding water scarcity or water quality degradation. *Ecological Indicators*, 74, 420–426. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.008>
- WRI (2023a). World Resources Institute. (2023a, March 30). *UN Water Conference 2023: Not Enough Game-changing Commitments*. <https://acortar.link/D2CJJi>

-
- WRI (2023b). World Resources Institute. (2023b, July 4). *Mexico, Aqueduct beta: Baseline water stress*. <https://acortar.link/YVWNHv>
- Young, R., & Loomis, J. B. (2014). *Determining the economic value of water: Concepts and methods*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780203784112>
- Zetina-Espinosa, A. M., Mora-Flores, J. S., Martínez-Damián, M. Á., Cruz-Jiménez, J., & Téllez-Delgado, R. (2013). Valor económico del agua en el distrito de riego 044, Jilotepec, Estado de México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 10(2), 139–156. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1870-54722013000200001&script=sci_arttext
- Zhang, C. Y., & Oki, T. (2023). Water pricing reform for sustainable water resources management in China's agricultural sector. *Agricultural Water Management*, 275, Article 108045. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.108045>
- Zhang, C., & Guo, P. (2018). An inexact CVaR two-stage mixed-integer linear programming approach for agricultural water management under uncertainty considering ecological water requirement. *Ecological Indicators*, 92, 342–353. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.018>
- Zhou, Y., Yang, B., Han, J., & Huang, Y. (2019). Robust linear programming and its application to water and environmental decision-making under uncertainty. *Sustainability*, 11(1), Article 33. <https://doi.org/10.3390/su11010033>
- Zhu, X., Zhang, G., Yuan, K., Ling, H., & Xu, H. (2018). Evaluation of agricultural water pricing in an irrigation district based on a Bayesian network. *Water*, 10(6), Article 768. <https://doi.org/10.3390/w10060768>
- Zhuo, L., Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2016). Consumptive water footprint and virtual water trade scenarios for China—With a focus on crop production, consumption and trade. *Environment International*, 94, 211–223. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.05.019>

CAPÍTULO 3. Efectos económicos de la sequía en el DR011 Alto Río Lerma, Guanajuato, México³.

Efectos económicos de la sequía en el DR011 Alto Río Lerma, Guanajuato, México Economic effects of drought in DR011 Alto Río Lerma, Guanajuato, Mexico

Fernando Dámaso Fuentes-López¹ ORCID 0000-0002-5568-6500), Ramón Valdivia-Alcalá^{1‡}, ORCID 0000-0003-0434-3169, Juan Hernández-Ortíz¹, ORCID 0000-0003-0404-9947, Juanita Japheth Valdivia-Cabra² ORCID 0000-0003-0445-1880

¹ Posgrado de la División de Ciencias Económico-Administrativas-Universidad Autónoma Chapingo. Carretera México-Texcoco km 38.5, Chapingo, Texcoco, Estado de México. CP. 56230. Tel. 01(595) 9521500, ext. 1665; (FDFL); (RVA), (JHO).

² Universidad Autónoma Chapingo. Carretera México-Texcoco km 38.5, Chapingo, Estado de México. CP. 56264. Tel. 595 9521500, ext. 1668; (JJVC).

[‡] Autor para correspondencia: ramvaldi@gmail.com

Editor Asociado: Nombre completo, con grado.

Editor Técnico: Nombre completo, con grado.

RESUMEN

El Distrito de Riego 011 Alto Río Lerma, ubicado en Guanajuato, enfrenta una creciente escasez hídrica que compromete la sostenibilidad y rentabilidad agrícola, lo que resalta la necesidad de estrategias de manejo eficiente del agua. El objetivo del estudio fue analizar el impacto económico de la sequía y determinar la productividad del agua en los módulos de riego de Salvatierra y Cortazar durante el ciclo agrícola 2021-2022. A través de un enfoque cuantitativo, se empleó un modelo de programación matemática para simular escenarios de sequía progresiva y optimizar la distribución de recursos en un contexto agrícola. Los resultados mostraron que, aunque la sequía afecta tanto los ingresos como la superficie cultivada, esta última se ve más impactada, ya que la reasignación de agua modifica el patrón de cultivos, disminuyendo significativamente la superficie sembrada y, con ello, la producción agrícola total. La magnitud del precio sombra del agua evidenció su alto valor económico, reflejando su relevancia como recurso limitado y estratégico en la producción. Las conclusiones destacan la importancia de implementar políticas de gestión hídrica orientadas a maximizar la productividad del agua y priorizar cultivos más resilientes, mejor usuarios del agua y rentables. Si bien el estudio se centra en un contexto específico, sus hallazgos tienen implicaciones amplias para el diseño de estrategias de adaptación ante la escasez hídrica en zonas agrícolas similares, ofreciendo una herramienta útil para orientar decisiones de asignación equitativa y eficiente de recursos.

Palabras clave: *asignación óptima de recursos, escasez hídrica, precio sombra del agua, productividad agrícola, sostenibilidad hídrica.*

SUMMARY

Irrigation District 011 Alto Río Lerma, located in Guanajuato, faces increasing water scarcity that compromises agricultural sustainability and profitability, highlighting the need for efficient water management strategies. The objective of this study was to analyze the economic impact of the drought and determine water productivity in the Salvatierra and Cortazar irrigation modules during the 2021-2022 agricultural cycle. Using a quantitative approach, a mathematical programming model was used to simulate progressive drought scenarios and optimize resource distribution in an agricultural context. The results showed that, although drought affects both income and cultivated area, the latter is more severely impacted,

³ Enviado a la revista Terra Latinoamericana

as water reallocation modifies cropping patterns, significantly reducing the planted area and, consequently, total agricultural production. The magnitude of the shadow price of water highlighted its high economic value, reflecting its relevance as a limited and strategic resource in production. The findings highlight the importance of implementing water management policies aimed at maximizing water productivity and prioritizing more resilient, water-efficient, and profitable crops. While the study focuses on a specific context, its findings have broad implications for the design of adaptation strategies to water scarcity in similar agricultural areas, offering a useful tool to guide decisions on equitable and efficient resource allocation.

Index words: optimal resource allocation, water scarcity, shadow price of water, agricultural productivity, water sustainability.

INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso estratégico para el desarrollo humano, ambiental, social y económico que enfrenta desafíos significativos en su gestión y asignación. (CEDRSSA, 2016; OCDE, 2012; IMCO, 2023; ONU, 1992; UNESCO, 2020;). La advertencia del Foro Económico Mundial (WEF) sobre la posibilidad de una policrisis global para 2030, con una brecha estimada del 40% entre la oferta y la demanda de agua, destaca la urgencia de abordar esta problemática (WEF, 2023). Asimismo, el Banco Mundial (BM) señala que la escasez del agua es uno de los principales riesgos para el progreso económico, la erradicación de la pobreza y el desarrollo sostenible (BM, 2024).

El estrés hídrico y la contaminación del agua dulce han exacerbado la escasez global de agua, agravada por el cambio climático y la creciente competencia entre los diferentes usos (ONU, 2023; WEF, 2023). Este problema se magnifica en el ámbito agrícola, que consume aproximadamente el 70% del agua extraída a nivel mundial, llegando hasta el 95% en algunos países en desarrollo, lo que plantea serios desafíos de sostenibilidad y rentabilidad (FAO, 2020, 2021; ONU, 2021; 2022a, 2022b; UNESCO, 2019).

La FAO (2013) destaca la importancia de gestionar la demanda mediante la mejora en la eficiencia y la reasignación de recursos, especialmente ante el incremento esperado del 34% en la extensión de tierras de riego para 2030. A su vez, el Banco Mundial (2024) prevé que para 2050 será necesario aumentar la producción agrícola en un 60% y las extracciones de agua en un 15% para poder alimentar a una población de 9 mil millones de personas, meta que se logrará mejorando la productividad del agua.

Según la OCDE-FAO (2023), se proyecta que el crecimiento de la producción agrícola mundial sea apenas del 1.1% anual en la próxima década, una tasa considerablemente más baja en comparación con décadas anteriores, en gran parte debido a la desaceleración en el crecimiento de la productividad. Además, anticipan que la rentabilidad de los productos agrícolas se verá presionada por la tendencia a la baja en los precios internacionales de las materias primas, el menor crecimiento demográfico y el aumento en los costos de producción, impulsado por el alza en los precios de la energía, fertilizantes y los conflictos bélicos.

En México se manifiestan de manera clara varios de estos problemas, ya que una parte importante del territorio nacional tiene condiciones de aridez y las sequías de los últimos años han dejado muchas presas en sus niveles más bajos, lo que ha provocado en varios distritos de riego solo se siembre un ciclo agrícola.

Guanajuato enfrenta serios desafíos debido a la escasez de agua y la sobreexplotación de acuíferos (CONAGUA, 2020; IMCO, 2023; IMTA, 2022). La región ocupa el segundo lugar a nivel nacional con

estrés hídrico extremo, donde el 83% del agua se destina a uso agrícola (IMCO, 2023; WRI, 2023a, 2023b) y el 80% de las extracciones de acuíferos se orientan a este sector (CONAGUA, 2024).

Esta sobreexplotación de los mantos acuíferos amenaza la viabilidad económica del Distrito de Riego 011 (DR011), donde el 90% de ellos, incluidos los de Salvatierra-Acámbaro y Valle de Celaya, están sobreexplotados, con déficits anuales de 27.9 hm³ y 156.5 hm³ respectivamente (CONAGUA, 2022, 2024; DOF, 2023a; IPLANEG, 2019; SEMARNAT, 2018).

En muchos países, las tarifas del agua para el sector agrícola son más bajas que las aplicadas a los sectores doméstico e industrial, lo que resulta en una subvaloración del recurso y solo cubre parcialmente los costos operativos y de infraestructura (OCDE, 2013). Como resultado, las tarifas en el sector agrícola no reflejan el verdadero valor del recurso, ni siguen completamente los principios de la teoría económica, lo que contribuye a su uso ineficiente (Young, 2005).

Aunque la Ley de Aguas Nacionales (DOF, 2023b) establece el cobro por el exceso de agua utilizada en la agricultura en México, las tarifas representan apenas una fracción de las vigentes en otros sectores económicos. Esto refleja una gestión deficiente y una falta de consideración de la escasez y del grado de presión hídrica, particularmente en las regiones centro, norte y noroeste del país (CONAGUA, 2023a).

Adicionalmente, el bajo nivel de recuperación de los costos de riego se refleja en que, en 2020, los ingresos por derechos de riego constituyeron menos del 2 % del total recaudado por CONAGUA por derechos, aprovechamientos y otros conceptos, y la recaudación específica por derechos de uso agrícola apenas alcanzó el 0.02 % de los ingresos totales por aprovechamiento de aguas nacionales, cifras claramente insuficientes para cubrir los costos operativos del suministro de agua (CEDRSSA, 2020, 2021).

El DR011, el más extenso y con mayor volumen de agua gestionado en la cuenca Lerma-Chapala (CONAGUA, 2021b; Levine, 2007), presenta una eficiencia global en el uso del agua de apenas el 48% (Ángeles, 2015), acentuada por el aumento de usuarios, que han llevado a niveles insostenibles de extracción (Flores, Delgado y Mora, 2020). Lo que ha generado dificultades en el suministro y la distribución del recurso, afectando la sostenibilidad de la región (Peniche, 2020), comprometiendo la viabilidad económica de los módulos de riego Salvatierra y Cortazar, pilares económicos de la región.

La escasez de agua en los últimos ciclos agrícolas ha limitado la producción, afectando los ingresos de los agricultores, así como el bienestar de la población dependiente de la agricultura (Peniche, 2020, Rodríguez-Flores, Medellín, Valdivia, Arana, y García (2019). Los informes del DR011 indican que, respecto al ciclo 2018-2019, la disponibilidad de agua superficial cayó un 11 % en 2019-2020 y un 61 % en 2020-2021, lo que se tradujo en una reducción de la superficie cultivada del 6 % y del 24 %, respectivamente, derivado de que los productores realizaron la siembra de un solo ciclo en lugar de hacerlo en ambos.

Dentro de los conceptos teóricos útiles para conocer la productividad del agua, es el precio sombra, que proporciona información fundamental para estimar el valor económico adicional que el agua genera en su uso más eficiente, especialmente cuando las tarifas son demasiado bajas (Norton y Hazell, 1986; Ward y Pulido, 2008; Young y Loomis, 2014;). Esta herramienta es esencial para gestionar la escasez de manera

eficiente, ya que refleja el costo de oportunidad del agua, es decir, el valor de los bienes y servicios sacrificados al utilizar el recurso en lugar de su mejor uso alternativo (Young, 2005).

Para conocer la productividad del agua se ha empleado la programación matemática en diferentes lugares, Florencio-Cruz, et al. (2002), Rodríguez-Flores (2019), Botello-Aguillón, Valdivia, Hernández, Sangermán, y Gutiérrez, (2022), los tres para el DR011 con diferentes especificaciones. Así como Ramírez-Barraza, González, Valdivia, Salas y García (2019) en la comarca lagunera y Hernández Pérez et al. (2025), en el DR 003 Tula, Hidalgo.

El objetivo fue analizar el impacto económico de la reducción gradual en la disponibilidad de agua para la agricultura, así como determinar la productividad del agua en el DR011.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio considera los módulos Salvatierra (M02) y Cortazar (M05) pertenecientes al DR011 Alto Río Lerma, que forma parte de la Cuenca VIII Lerma-Santiago-Pacífico (Figura 1). Este distrito utiliza agua superficial proveniente del sistema de presas Tepuxtepec-Solís, Laguna de Yuriria y Presa la Purísima, además de 2173 pozos (IPLANEG, 2019). Estos módulos representan el 26% de la demanda total de agua y abastece el 38% de la superficie de riego sembrada que corresponde al 26% de los usuarios del distrito.

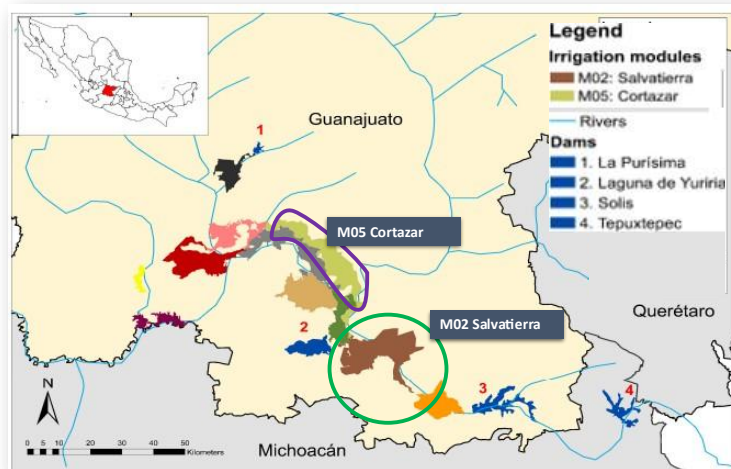


Figura 1. Distrito de Riego 011, Alto Río Lerma, Guanajuato, México
Fuente: Adaptado de Rodríguez-Flores, et al., (2019)

Se construyó un modelo de programación matemática y se resolvió con el software Lindo 6.1, para analizar los efectos económicos de la sequía en los módulos. Este modelo permitió evaluar los impactos económicos del agua bajo escenarios progresivos de sequía, identificando las asignaciones óptimas de superficie cultivada y volúmenes de agua empleados. La información que se utilizó corresponde al ciclo agrícola 2021-2022, que incluye datos sobre superficie sembrada, volúmenes de agua superficial y subterránea, tipos de cultivos, rendimientos, precios rurales y costos de producción, misma que fue proporcionada por el DR011.

Los cultivos incluidos en el modelo abarcan más del 95% de la superficie sembrada durante el ciclo 2021-2022 y se agrupan en cuatro categorías: cultivos de otoño-invierno (OI), primavera-verano (PV), perennes (PRN) y segundos cultivos (2C). En total, se consideraron 17 actividades para el módulo Salvatierra y 14 para el módulo Cortazar, como se detalla en el Cuadro 1. Los precios netos (PN) del modelo

se calcularon restando el costo total de producción al ingreso bruto, excluyendo la cuota de agua, ya que esta se estima como un parámetro en el modelo.

Cuadro 1. Patrón histórico de cultivos y precios netos
Table 1. Historical cropping pattern and net prices

Cultivos Salvatierra	Etiqueta	Superficie sembrada (ha)	Agua superficial dam³	Agua subterránea dam³	Precio Neto \$ha⁻¹
Cebada	COIS	228	1425	443	21 762
Trigo	TrOIS	2289	8214	7906	29 371
Brócoli	BOIS	51		248	35 000
Frijol	FOIS	548	3407	1838	953
Avena	AOIS	71	259	99	6567
Tomate	TOIS	331	1723	1225	166 478
Zanahoria	ZOIS	613	843	3362	28 589
Maíz	MPVS	5839	22 590	8128	55 733
Sorgo	SPVS	73	361		29 300
Frijol	FPVS	263	974	759	3583
Avena	APVS	4		9	8391
Tomate	TPVS	201	635	403	173 319
Zanahoria	ZPVS	83	74	221	40 802
Alfalfa	APRS	1094	3733	2880	24 674
Maíz	M2CS	2444	5912	2664	51 750
Sorgo	S2CS	25	69		29 300
Frijol	F2CS	25	40	23	3000
Subtotal		14 181	50 258	30 209	
Cortazar					
Cebada	COIC	562	2221	3299	21 762
Trigo	TrOIC	6779	43 290	15 594	29 371
Brócoli	BOIC	269		2028	35 000
Lechuga	LOIC	658	5	4573	143 170
Maíz	MPVC	4700	9411	9111	55 733
Sorgo	SPVC	152	448	36	36 600
Cebada	CPVC	44		421	21 762
Trigo	TrPVC	446		2692	29 371
Lechuga	LPVC	92		327	84 940
Alfalfa	APRC	545	888	1653	58 934
Espárrago	EPRC	954	29	1836	130 473
Maíz	M2CC	5669	8897	8145	50 250
Sorgo	S2CC	3105	5009	2230	41 637
Lechuga	L2CC	19		55	122 742
Subtotal		23 995	70 197	52 000	

Fuente: Elaboración propia con información del DR011.

Se consideraron como recursos limitantes la tierra, el agua superficial y el agua subterránea, con disponibilidad específica por módulo y ciclo agrícola, sin intercambios entre módulos, pero con redistribución interna entre cultivos. La disponibilidad de agua, diferenciada en fuentes superficial y

subterránea, generó ocho restricciones, mientras que el uso de la tierra añadió 24 restricciones. Además, se limitaron las superficies sembradas de hortalizas hasta un máximo del 30% de incremento respecto al ciclo 2021-2022, debido a condiciones de mercado.

El modelo desarrollado por Norton y Hazell (1986) es ampliamente reconocido como una referencia esencial para la optimización de recursos agrícolas bajo restricciones. Su capacidad para analizar de manera eficiente la gestión de agua y tierra lo posiciona como un marco metodológico adaptable, que ha sido aplicado en investigaciones recientes. Su flexibilidad y robustez lo convierten en una herramienta clave para diseñar estrategias y políticas destinadas a mejorar la productividad agrícola y fomentar la sostenibilidad en contextos actuales.

El modelo matemático utilizado se basa en programación lineal expresado:

- i. La función objetivo busca maximizar los beneficios netos que resultan del producto de las hectáreas sembradas X_j , por los precios netos C_j de cada cultivo, expresados en pesos/ha:

$$Z = \sum_{j=1}^n C_j X_j \quad (1)$$

- ii. Las restricciones incluyen la disponibilidad de tierra y agua, incorporadas mediante la matriz de coeficientes técnicos a_{ij} , que representan la cantidad de recursos necesarios para producir una unidad del j-ésimo cultivo, y una cantidad máxima disponible para cada recurso b_i expresados en hectáreas de tierra y m^3 de agua.

$$\sum_{j=1}^n a_{ij} X_j \leq b_i \quad (2)$$

- iii. Además, se aplican condiciones de no negatividad para las variables de decisión:

$$X_j \geq 0 \quad (3)$$

De lo anterior, el modelo empírico construido

Maximizar	$Z = \sum_{k=1}^2 \sum_{j \in J_k} C_j X_j$
Sujeto a	
Tierra	$\sum_{j \in J_k} X_j = L_k, \forall k=1,2$
Agua superficial	$\sum_{j \in J_k} a_{j,k}^S X_{j,k} \leq W_k^S \forall k=1,2$
Agua subterránea	$\sum_{j=1}^n a_j^G X_{j,k} \leq W_k^G \forall k=1,2$
Hortalizas	$X_{j,k} \leq 1.30 H_j^{(0)} \forall j \in J_k^{hor} k=1,2$
No negatividad	$X_{j,k} \geq 0 \quad \forall j \in J_k, k=1,2$

Donde:

J_1 = 17 cultivos en Salvatierra

J_2 = 14 cultivos en Cortazar

C_j = precio neto (\$/ha) del cultivo j

$X_{j,k}$ = ha sembradas del cultivo j en el módulo k

L_k = superficie total disponible (ha) en el módulo k

a_j^S = agua superficial requerida (dam^3/ha) por el cultivo j

a_j^G = agua subterránea requerida (dam^3/ha) por el cultivo j

W_k^S = volumen de agua superficial disponible (dam^3) en el módulo k

W_k^G = volumen de agua subterránea disponible (dam³) en el módulo k

$H_j^{(0)}$ = superficie histórica (ha) del cultivo j en el ciclo 2021–2022 (solo para cultivos hortícolas, con límite de 30% de incremento)

J_{jk}^{hor} = subconjunto de cultivos de hortalizas en el módulo k

El modelo considera que los productores maximizan beneficios netos bajo restricciones de recursos, tecnología y mercado, en un entorno competitivo sin control de precios. Ajusta la combinación de cultivos y el uso del agua, permitiendo dejar tierras sin cultivar en condiciones de sequía.

Para el ciclo 2021-2022, el modelo base determinó la asignación óptima de recursos. Posteriormente, de acuerdo con el histórico mostrado en el cuadro 2, se simularon escenarios de sequía progresiva con reducciones de hasta 50% en la disponibilidad de agua, evaluando su impacto en la superficie cultivada y la selección de cultivos. El estudio no incluyó los efectos de la política de precios del gobierno federal, ni consideró el impacto en los mercados de insumos y servicios relacionados con las actividades agrícolas. Tampoco se evaluaron las posibles repercusiones en el empleo agrícola, que podrían afectar a las comunidades de los módulos.

Las reducciones graduales permiten ajustar las prácticas de riego y la selección de cultivos. Según el Monitor de Sequía de América del Norte (BM, 2022), una cuenca entra en sequía cuando la demanda supera significativamente la oferta. Reducciones del 10-20% se clasifican como sequía moderada (D1); del 20-30%, severa (D2); del 30-40%, extrema (D3); y del 50%, excepcional (D4).

Para modelar las reducciones en la disponibilidad de agua, se utilizan modelos basados en datos históricos. En el DR011, la CONAGUA (2025) reportó que, en el ciclo 2020-2021, la disponibilidad de agua superficial fue de 258 157 dam³, equivalente al 35% de lo registrado en 2021-2022, lo que implicó una disminución cercana al 65% en comparación con el ciclo estudiado (Cuadro 1). Esta caída en el agua superficial redujo la superficie cultivada hasta en un 24 %.

Cuadro 2. Comparativa disponibilidad de agua en dam³ respecto a 2021-2022

Table 2. Comparative water availability in dam³ compared to 2021-2022

Año agrícola	Gravedad	%	Bombeo	%	Total	%
2000-2001	298 584	41	383 158	103	681 742	62
2009-2010	351 603	48	379 818	102	731 421	66
2012-2013	345 880	47	370 905	100	716 785	65
2020- 2021	258 157	35	388 190	104	646 347	59
2021-2022	729 745	100	372 564	100	1102 309	100
Promedio 2000-2022	634 678		349 893		1001 702	

Fuente: elaboración propia con datos de la Conagua, (2025)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este apartado se exponen los resultados obtenidos de los modelos construidos. Primero, se evalúan los efectos de la reducción en la disponibilidad de agua sobre los ingresos y los patrones de cultivo en cada uno de los módulos seleccionados, bajo las condiciones tecnológicas y de mercado correspondientes al ciclo agrícola 2021–2022. Esta evaluación considera tanto el escenario base, que contempla una asignación eficiente del total de la disponibilidad de recursos utilizados en dicho ciclo, así como cinco escenarios de sequía, definidos en base a las disminuciones graduales del volumen de agua disponible, mismas que se han presentado en la zona en los últimos años, en los que se registraron disminuciones mayores del 60% en la disponibilidad de agua.

Por último, se presenta el análisis del precio sombra del agua, considerado aquí como el recurso escaso que determina su valor económico cuya magnitud permite destacar la importancia de valorarla según su grado de escasez, así como los criterios económicos por los cuales se seleccionaron los diferentes cultivos en cada modelo construido.

Los resultados de los diferentes escenarios de sequía muestran una reducción significativa en los ingresos de los módulos y en la superficie sembrada, impactando la economía regional. En comparación con lo realizado en los módulos seleccionados en el ciclo 2021-2022, el modelo base incrementó los ingresos en 30%, en total (Cuadro 3). Sin embargo, un escenario de sequía del 50% provocó una disminución de \$951 millones de pesos, equivalente al 22% de los ingresos generados en el ciclo agrícola de referencia y un 40% respecto al modelo base.

Esta disminución de los ingresos se relaciona con la reasignación del agua frente a mayores niveles de escasez, redistribuyéndola hacia cultivos de mejor uso, y en algunos casos se dejan tierras sin sembrar. Esto provoca que más de 13 mil hectáreas, equivalentes al 34% de la superficie cultivable, queden sin sembrar bajo condiciones de disminución de agua del 50%.

Los escenarios de sequía revelan reducciones sustanciales tanto en los ingresos como en la superficie sembrada, con implicaciones directas en el bienestar de los productores. En el módulo de Salvatierra, el escenario base mostró un incremento de ingresos del 38% respecto al ciclo 2021-2022; en Cortazar, el aumento fue de 25%. En conjunto, representan 547 MDP adicionales (Cuadro 3).

Cuadro 3. Ingresos y superficie en escenarios de sequía
Table 3. Income and area under drought scenarios

Modelo	Salvatierra				Cortazar			
	Ingresos MDP†	% ‡	Superficie ha	% ‡	Ingresos MDP†	% ‡	Superficie ha	% ‡
2021-2022	669		14,181		1,177		23,995	
Base	921	37.8	17,401	22.7	1,472	25.0	27,016	12.6
MS 10%	858	-6.9	16,063	-7.7	1,387	-5.8	25,453	-5.8
MS 20%	790	-14.3	14,720	-15.4	1,275	-13.3	23,235	-14.0
MS 30%	705	-23.5	12,926	-25.7	1,155	-21.5	20,774	-23.1
MS 40%	616	-33.2	11,035	-36.6	1,035	-29.7	18,341	-32.1
MS 50%	527	-42.8	9,145	-47.4	915	-37.8	15,893	-41.2

† MDP millones de pesos,

‡ Porcentaje de variación

Fuente. Elaboración propia con información del DR011

Al comparar el escenario base con los cinco escenarios de sequía, una disminución gradual del 10% en la disponibilidad de agua conlleva, en promedio, una reducción de ingresos del 7% en Salvatierra y del 6% en Cortazar. Bajo el escenario con solo el 50% de la disponibilidad, los ingresos en Salvatierra se contraen en 43% y en Cortazar en 38%. De manera análoga, la superficie sembrada disminuye progresivamente en ambos módulos a medida que se restringe el suministro hídrico.

La reducción de ingresos y superficie cultivada se debe a que, ante la escasez, el agua se reasigna hacia cultivos de mejor uso, e incluso, se dejan parcelas sin sembrar. Así, en comparación con el ciclo 2021-2022, Salvatierra registra una disminución de más de 5 000 ha (35%) de superficie cultivada, mientras que en Cortazar la reducción supera las 8 000 ha (33%). Frente al escenario del 50% de disponibilidad, la superficie sembrada cae en 47% en Salvatierra y un 41% en Cortazar.

De lo anterior se desprende que, si bien el módulo Salvatierra registró en el modelo base un incremento notable tanto en ingresos como en superficie cultivada, fue también el módulo más afectado por los escenarios de sequía. Como se observa en el Cuadro 2 y la figura 1, ambos módulos experimentaron reducciones significativas; sin embargo, el impacto fue proporcionalmente mayor en Salvatierra, donde las caídas en ingresos y superficie superan las registradas en Cortazar conforme se agudiza la escasez hídrica. Esto sugiere una mayor sensibilidad del módulo Salvatierra a las restricciones en el recurso agua, asociada a su estructura productiva y a la dependencia relativa del riego.

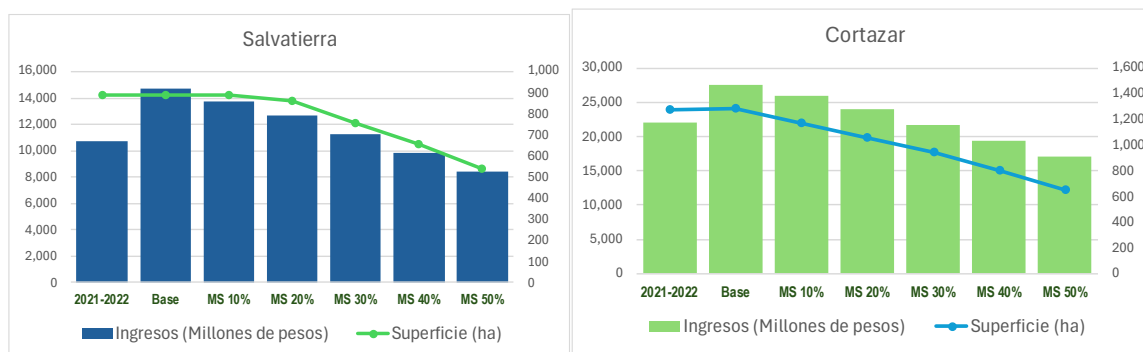


Figura 2. Variación del ingreso agrícola de los módulos en escenarios de sequía
Fuente. Elaboración propia con información del DR011

Estos resultados demuestran el significativo impacto de la sequía en los sistemas de producción agrícola. La disminución en los ingresos en ambos módulos es relevante y coinciden parcialmente con lo obtenido por Florencio-Cruz, Valdivia y Scott (2002), quienes reportaron una reducción máxima del 9% en ingresos netos y del 19% en superficie sembrada como consecuencia de una disminución del 18% al 24% en la disponibilidad de agua.

Los resultados coinciden con estudios previos que destacan cómo la optimización de patrones de cultivo mejora significativamente los ingresos agrícolas. Godínez-Montoya, García, Fortis, Mora, Martínez y Hernández, (2007) reportaron un aumento del 17% en la Comarca Lagunera, Ortega-Gaucin, Vélez, Sáenz, y Pimentel (2008) documentaron un 7% en el DR05, Zetina-Espinosa, Mora, Martínez, Cruz, y Téllez, (2013) identificaron más del 20% en el DR044, y Pineda (2019) señaló un 30% en dos módulos del DR011. Martínez-Luna, Mora, Exebio, Arana, y Arjona (2021) registraron un incremento del 22% al optimizar cultivos en el DR100.

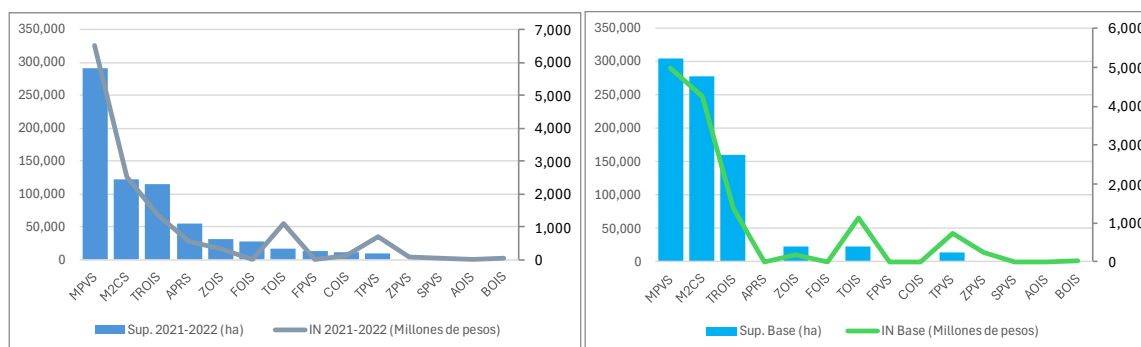


Figura 3. Módulo Salvatierra. Variación de superficie e ingreso 2021-2022 Vs. Modelo base
Fuente. Elaboración propia con información del DR011

La comparación entre el patrón histórico y lo obtenido en el modelo base, revela modificaciones significativas en la distribución de cultivos, necesarias para lograr el ingreso óptimo. El Maíz y el trigo se

mantienen como predominantes en ambos módulos, acaparando la mayor proporción de superficie e ingresos. En Salvatierra, estos cultivos en conjunto elevarían su participación en la superficie sembrada del 75% al 77%, mientras que en Cortazar pasarían del 48% al 57%, incorporando aquí además el sorgo, que aumentaría del 14% al 35% (Cuadro 4, Figuras 2 y 3)

En términos de ingresos, Salvatierra vería crecer la contribución de maíz y trigo del 78% al 84%. En Cortazar, la participación de estos cultivos ascendería del 39% al 55%, destacando también el sorgo, cuyo aporte se incrementaría del 11% al 26%, mientras que el espárrago y la lechuga juntos aportarían el 19% de los ingresos del módulo.

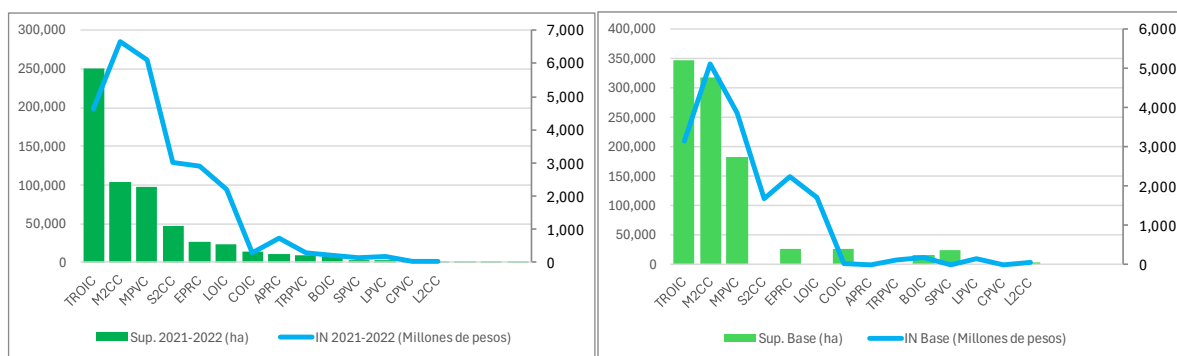


Figura 4. Módulo Cortazar. Variación de superficie e ingreso 2021-2022 Vs. Modelo base

Fuente. Elaboración propia con información del DR011

Como se muestra en el Cuadro 4, la reducción en la disponibilidad de agua modifica los patrones de cultivo en ambos módulos. En Salvatierra, el maíz y el trigo conservan superficies significativas, incluso en los escenarios de sequía, mientras que cultivos como tomate y zanahoria mantienen áreas relativamente estables. Por el contrario, cebada, frijol, avena, sorgo y alfalfa dejan de sembrarse bajo restricción hídrica elevada.

Cuadro 4. Cambios en la participación de los cultivos en la superficie sembrada en escenarios de sequía

Table 4. Changes in the share of crops in the planted area under drought scenarios

Salvatierra	21-22	Base	MS 10%	MS 20%	MS 30%	MS 40%	MS 50%
TrOIS	2,289	2,939	2,569	2,516	2,177	1,784	1,392
TOIS	331	450	450	450	450	450	450
ZOIS	613	395	385	149	108	100	93
MPVS	5,839	2,730	1,585	238	0	0	0
TPVS	201	290	290	290	290	290	290
M2CS	2,444	10,397	10,778	11,066	9,899	8,409	6,919
Cortazar							
TrOIC	6,779	2,149	538	0	0	0	0
LOIC	658	856	856	856	856	856	856
MPVC	4,700	13,365	10,748	9,078	8,150	7,220	6,291
SPVC	152	2,758	3,149	3,409	4,410	5,428	6,438
EPRC	954	1,240	1,240	1,240	1,240	1,240	1,240
S2CC	3,105	6,607	8,833	8,652	6,116	3,597	1,068

Fuente. Elaboración propia con información del DR011.

En Cortazar, aunque el maíz PV reduce su superficie, maíz 2C, sorgo 2C y espárrago presentan estabilidad en sus áreas sembradas. El trigo, en cambio, experimenta una notable contracción y, al igual que en Salvatierra, cultivos como cebada, sorgo y alfalfa desaparecen en los escenarios de sequías más severas.

Por lo anterior, adaptarse a la sequía implica no solo ajustar las superficies sembradas, como propusieron Ortega-Gaucin et al. (2008) en el DR05, sino también sustituir cultivos vulnerables por otros más resistentes. Esta estrategia contribuye a mitigar la pérdida de producción: se estima una reducción del 34% en las hectáreas sin cultivar, equivalente a 246 446 toneladas menos, lo que representa el 55% de la producción del modelo base. En este sentido, Cortazar registra la mayor caída (58%) y Salvatierra una disminución del 52% en el volumen producido, ante restricciones hídricas severas.

El precio sombra del agua representa el valor del producto marginal (Norton y Hazell, 1988) del recurso en cuestión, en este caso del agua. Este indicador tiende a aumentar conforme se reduce la oferta hídrica.

En los escenarios de sequía, como se muestra en el Cuadro 5, los precios sombra varían según la fuente hídrica y el ciclo agrícola. En Salvatierra el precio sombra del modelo base OI es de \$2.2 por metro cúbico, es decir \$2200 dam⁻³ por agua superficial, pero cuando se tiene una reducción del 50% este valor asciende a \$4200 dam⁻³, valores que supera aproximadamente en seis veces los \$215 dam⁻³ que se cobra actualmente. En PV en este mismo módulo, los valores son más altos, van de \$10.1 a \$17.1 por metro cúbico en agua superficial.

Cuadro 5. Precio sombra del agua en escenarios de sequía (\$m⁻³)
Table 5. Shadow price of water under drought scenarios (\$m⁻³).

Modulo y Ciclo	Base	MS 10%	MS 20%	MS 30%	MS 40%	MS 50%
Salvatierra Superficial OI	2.2	2.2	2.2	4.2	4.2	4.2
Salvatierra Subterránea OI	2.1	2.1	2.1	4.2	4.2	4.2
Salvatierra Superficial PV	10.1	10.1	10.1	17.1	17.1	17.1
Salvatierra Subterránea PV	12.0	11.9	11.9	9.6	9.6	9.6
Cortazar Superficial OI	4.3	4.3	4.3	4.3	4.3	4.3
Cortazar Subterránea OI	0.8	0.8	6.3	6.3	6.3	6.3
Cortazar Superficial PV	7.4	7.4	11.0	11.0	11.0	11.0
Cortazar Subterránea PV	15.4	15.4	17.4	17.4	17.4	17.4

Fuente. Elaboración propia con información del DR011.

En Cortazar, el precio sombra del agua superficial permaneció estable en todos los escenarios del ciclo OI, pero aumentaron un 50% en el ciclo PV a partir de disminución en la disponibilidad del 20%. En cuanto al agua subterránea, se observó un incremento pronunciado de más de siete veces en el ciclo OI y del 13% en el ciclo PV, evidenciando la mayor presión sobre los acuíferos durante periodos críticos.

El análisis evidencia que el precio efectivamente pagado por los agricultores en el DR011 (\$0.22 m⁻³) está significativamente subvaluado en comparación con los precios sombra estimados en este estudio, perpetuando ineficiencias en la asignación del agua. Estudios previos han demostrado que el costo pagado por los agricultores es inferior a su valor económico real. Florencio-Cruz et al. (2002) identificaron precios sombra en el DR011 de \$0.54 a \$2.28 m⁻³ para agua superficial, y de \$0.66 a \$6.85 m⁻³ para agua subterránea, con máximos de hasta \$152 m⁻³. Estos rangos coinciden con los hallazgos actuales y refuerzan la necesidad de revisar las tarifas de agua para reflejar su verdadero valor económico y promover un uso más eficiente.

Otros estudios en otras regiones y diferentes distritos confirman esta tendencia. Godínez-Montoya et al. (2007) estimaron precios de \$0.58 m⁻³ para agua superficial y \$0.65 m⁻³ para subterránea en la Comarca

Lagunera; Rubiños-Panta (2007) reportó rangos de \$0.173 a \$0.279 m⁻³ en los DR011 y DR017, respectivamente; y Zetina-Espinosa et al. (2013) identificaron precios sombra de \$0.03 a \$5.72 m⁻³ en el DR044. Más recientemente, Rodríguez-Flores (2019) reportó valores de \$0.27 a \$0.70 m⁻³, mientras que Ramírez Barraza et al. (2019) calcularon precios sombra de \$0.91 m⁻³ para agua superficial y \$1.56 m⁻³ para subterránea en la Comarca Lagunera. Asimismo, Martínez-Luna et al. (2021) estimaron un precio sombra de \$1.44 m⁻³ en el DR100, y Botello-Aguillón, et al. registraron valores de \$3.9 m⁻³ en dos módulos del DR011. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de revisar las estructuras tarifarias para asegurar que el precio refleje su verdadero valor económico y fomente prácticas más eficientes de uso y su conservación.

CONCLUSIONES

La sequía afecta de manera significativa los ingresos agrícolas y, en mayor proporción la superficie sembrada. Esto muestra que la escasez de agua limita la capacidad de los agricultores para mantener sus áreas de cultivo, llevándolos a recortar la superficie como medida de adaptación para mitigar pérdidas económicas, aunque con una disminución de la producción total. La aplicación de modelos de asignación eficiente resalta el potencial de incrementar tanto la superficie cultivada como los ingresos totales, mediante la priorización de cultivos de menor consumo hídrico y mayor rentabilidad.

El precio sombra estimado excede ampliamente las tarifas actuales, evidenciando una subvaloración que no reflejan la presión real sobre el recurso, favoreciendo la sobreexplotación de acuíferos y comprometiendo su sostenibilidad a largo plazo. La incorporación de este indicador en la estructura tarifaria permitiría internalizar el costo verdadero de la escasez, incentivando el uso eficiente del agua, su conservación y la diversificación de cultivos. Por tanto, resulta esencial promover especies más rentables que maximicen el rendimiento económico de acuerdo con la cantidad de agua disponible.

Finalmente, implementar estrategias que promuevan la sostenibilidad hídrica y la rentabilidad económica, no solo ofrece un marco robusto para futuras investigaciones, sino también respalda el desarrollo de políticas agrícolas ajustadas a las condiciones locales y a las necesidades específicas de los productores, impulsando una agricultura más resiliente y sostenible.

DECLARACIÓN DE ÉTICA. No aplicable

CONSENTIMIENTO PARA PUBLICACIÓN. No aplicable

DISPONIBILIDAD DE DATOS. Los conjuntos de datos utilizados o analizados durante el estudio actual están disponibles del autor correspondiente a solicitud razonable.

CONFLICTO DE INTERESES. Los autores declaran que no tienen intereses en competencia.

FINANCIACIÓN. La presente investigación se realizó dentro del programa de estudios de postgrado con beca del CONAHCYT y apoyo para la recopilación de información de campo de la DICEA de la UACH.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES. La contribución que los autores hicieron a la investigación consistió en la conceptualización en la región de estudio, la selección, de la metodología y el software a utilizar, así como la validación: FDFL, RVA; el análisis formal, FDFL, RVA y JHO; el trabajo de campo de la investigación FDFL y RVA; la curación de datos, FDFL, RVA y JJVC; escritura: preparación del borrador original, FDFL, RVA y JHO; escritura: revisión y edición, FDFL, RVA y JJVC; visualización, RVA y JHO; supervisión RVA y JHO; administración del proyecto FDFL y RVA.

AGRADECIMIENTOS. Se agradece la atención y el otorgamiento de la información al jefe del Distrito de Riego 011 Alto Río Lerma, Guanajuato, así como al personal técnico para obtener la información para realizar la investigación.

LITERATURA CITADA

- Ángeles, J. M. (2015). Análisis de las eficiencias de riego en el Distrito de Riego 011 Alto Río Lerma, Guanajuato, México. <https://www.sidalc.net/search/Record/dig-imta-mx-20.500.12013-1876/Description>
- BM. Banco Mundial (2024). Agua. Panorama General. Consultada el 18 de marzo de 2024 desde <https://www.bancomundial.org/es/topic/water/overview>;
- Botello-Aguillón, C., Valdivia-Alcalá, R., Hernández-Ortiz, J., Sangermán-Jarquín, D. M., & Gutiérrez-García, F. G. (2022). Reallocation of water in agriculture under drought conditions as economic efficiency maximizer. *Agro productividad*, 15(8), 187-194. <https://doi.org/10.32854/agrop.v15i8.2191>
- CEDRSSA (2016). Vuelvas Cisneros, M.A. Las unidades de riego para el desarrollo rural. Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria, 2021.
- CEDRSSA (2020). Susana Prado Tasch. El pago de derechos de agua en las actividades del sector primario. Palacio Legislativo de San Lázaro, octubre de 2020.
- CEDRSSA (2021). Los Distritos de riego y las concesiones de agua. Palacio Legislativo de San Lázaro, junio de 2021.
- CONAGUA 2020. DOF (2020). Comisión Nacional del Agua. Programa Nacional Hídrico 2020-2024. Programa Especial derivado del Plan Nacional de Desarrollo 2019-2024.
- CONAGUA 2021a. Estadísticas del agua en México. México, Edición 2021. Comisión Nacional del Agua, Semarnat. México. 2021.
- CONAGUA 2021b. Programa Hídrico Regional 2021-2024. Región Hidrológico-Administrativa VIII Lerma Santiago Pacífico.
- CONAGUA 2022. Numeragua, edición 2022. Comisión Nacional del Agua, Semarnat. México. 2022.
- CONAGUA 2023a. Estadísticas del agua en México. México, Edición 2023. Comisión Nacional del Agua, Semarnat.
- CONAGUA 2024. Comisión Nacional del Agua. Actualización de la disponibilidad media anual de Agua en el acuífero Salvatierra-Acámbaro (1118). Estado de Guanajuato. Ciudad de México, 2024. https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/guanajuato/DR_1118.pdf
- CONAGUA 2025. Estadísticas agrícolas de los distritos de riego. Superficies regadas y volúmenes distribuidos por distrito de riego 1998 – 2023. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/936320/SUPERFICIES_REGADAS_Y_VOL_MENES_1998-2023.xlsx
- DOF (2023a). ACUERDO por el que se dan a conocer las zonas de disponibilidad que corresponden a las cuencas y acuíferos del país para el ejercicio fiscal 2023. 31 de marzo de 2023. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5684460&fecha=31/03/2023#gsc.tab=0
- DOF (2023b). Ley de Aguas Nacionales. Última Reforma DOF 08-05-2023 Consultada en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/976265/162-LEY_de_Aguas_Nacionales.pdf. 25 de mayo de 2023
- FAO (2013). Afrontar la escasez de agua Un marco de acción para la agricultura y la seguridad alimentaria. Informe Sobre Temas Hídricos no. 38. Retrieved from <http://www.fao.org/3/a-i3015s.pdf>
- FAO (2020). Versión resumida de El estado mundial de la agricultura y la alimentación. Superar los desafíos relacionados con el agua en la agricultura. Roma. <https://doi.org/10.4060/cb1441es>
- FAO (2021). El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura - Sistemas al límite. Informe de síntesis 2021. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb7654es>
- FAO 2023. Afrontar la escasez de agua: el papel de la agricultura - Fase 1. Consultado el 17 de octubre de 2023 desde <https://www.fao.org/aquastat/es/activities/prev-projects/cws-phase1>
- Florencio-Cruz, V., Valdivia-Alcalá, R., & Scott, C. A. (2002). Productividad del agua en el distrito de riego 011, Alto Río Lerma. *Agrociencia*, 36(4), 483-493. <https://agrociencia-colpos.org/index.php/agrociencia/article/view/201/201>
- Flores Casamayor, H., Delgado-Galván, X. y Mora Rodríguez J. 2020. Aspectos prioritarios en la gestión de los acuíferos en el Bajío de Guanajuato. Universidad de Guanajuato. En Agua en el bajío guanajuatense <https://www.ugto.mx/ugentucasa/images/pdf/libro/agua-en-el-bajio-guanajuatense.pdf>
- Godínez-Montoya, L., García-Salazar, J. A., Fortis-Hernández, M., Mora-Flores, J. S., Martínez-Damián, M. Á., Valdivia-Alcalá, R., & Hernández-Martínez, J. (2007). Valor económico del agua en el sector agrícola de la Comarca Lagunera. *Terra Latinoamericana*, 25(1), 51-59. <https://www.redalyc.org/pdf/573/57311513007.pdf>
- IMCO 2023 (Instituto Mexicano para la competitividad A.C.). Situación del agua en México Escasez o mala gestión | Investigación.
- IMTA 2022. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Introducción seguridad hídrica. Rojas Rueda, Alberto. Octubre 2022. ISBN del volumen: 978-607-8629-28-2 ISBN colección Investigación: 978-607-8629-27-5
- IPLANEG (2019). Programa Estatal de Desarrollo Urbano y Ordenamiento Ecológico y Territorial del Estado de Guanajuato (PEDUOET 2040). Gobierno del Estado de Guanajuato.

- Levine, G. (2007). La cuenca del río Lerma-Chapala: un estudio de caso de transferencia de agua en una cuenca cerrada. *Paddy and Water Environment*, 5, 247-251. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10333-007-0088-4>
- Martínez-Luna, D., Mora-Flores, J. S., Exebio-García, A. A., Arana-Coronado, O. A., & Arjona-Suárez, E. (2021). Valor económico del agua en el Distrito de Riego 100, Alfajayucan, Hidalgo. *Terra Latinoamericana*, 39. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-57792021000100110&script=sci_arttext
- Norton, R. D., & Hazell, P. B. (1986). *Mathematical programming for economic analysis in agriculture*. New York, NY, USA: Macmillan.
- OCDE (2012). Gobernabilidad del Agua en América Latina y el Caribe: Un Enfoque Multinivel. Éditions OCDE. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264079779-es>
- OCDE (2013). *Hacer realidad la reforma del sector del agua en México*, Estudios de la OCDE sobre el agua, Publicaciones de la OCDE, París, <https://doi.org/10.1787/9789264187894-en>.
- OECD/FAO (2023). *OCDE-FAO Perspectivas Agrícolas 2023-2032*, OECD Publishing, París, <https://doi.org/10.1787/2ad6c3ab-es>
- ONU (1992). Dublin Principles. Secretariat, I. C. W. E. (1992). The Dublin statement on water and sustainable development. In International Conference on Water and the Environment, Dublin, Ireland. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0376892900030733>
- ONU (2021). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2021: El valor del agua. UNESCO, París.
- ONU (2022a). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2022: Aguas subterráneas, Hacer visible el recurso invisible. UNESCO, París.
- ONU (2022b). Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible The-Sustainable-Development-Goals-Report-2022_Spanish.
- ONU (2023). The United Nations World Water Development Report 2023: Partnerships and Cooperation for Water. UNESCO, París.
- Ortega-Gaucin, D., Vélez, E. P., Sáenz, E. M., & Pimentel, L. R. (2008). Una alternativa metodológica para la estimación del impacto socio-económico de la sequía en los distritos de riego. *La Ingeniería Agrícola: Motor del Desarrollo de la Agricultura Mexicana*. Universidad Autónoma Chapingo. México, 134-146 <https://acortar.link/9oUj80>
- Peniche Camps, S. (2020). Castillos en la arena. Política de aguas en la cuenca de Río Lerma y los niveles del lago de Chapala. Universidad de Guanajuato. En Agua en el bajo guanajuatense <https://www.ugto.mx/ugentucasa/images/pdf/libro/agua-en-el-bajo-guanajuatense.pdf>
- Pineda Espejel, M. I. (2019). Efectos en el uso del agua en un distrito de riego, ante cambios de política agrícola y mejoras de la investigación para la adaptación al cambio climático. <https://repositorio.chapingo.edu.mx/handle/20.500.12098/679>
- Ramírez Barraza, B. A., González Estrada, A., Valdivia Alcalá, R., Salas González, J. M., & García Salazar, J. A. (2019). Tarifas eficientes para el agua de uso agrícola en la Comarca Lagunera. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 10(3), 539-550. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-09342019000300539&script=sci_arttext
- Rodríguez-Flores, J. M., Medellín-Azuara, J., Valdivia-Alcalá, R., Arana-Coronado, O. A., & García-Sánchez, R. C. (2019). Insights from a calibrated optimization model for irrigated agriculture under drought in an irrigation district on the central Mexican high plains. *Water*, 11(4), 858 <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/4/858>
- Rubiños-Panta, J. E. (2007). Valor económico del agua y análisis de las transmisiones de derechos de agua en distritos de riego de México. *REVISTA TERRA LATINOAMERICANA*, 25(1), 043-049. <http://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/1437>
- SEMARNAT (2018). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Informe del Medio Ambiente. Consultado el 14 de junio de 2024 desde (<http://www.gob.mx/semarnat/acciones-y-programas/sistema-nacional-de-informacionambiental-y-de-recursos-natura>)
- UNESCO (2019). Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de la UNESCO (WWAP). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2019: No dejar a nadie atrás. París, UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367304>
- UNESCO 2020. Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2020: Agua y Cambio Climático, París, UNESCO.
- Ward, F. A., & Pulido-Velazquez, M. (2008). Water conservation in irrigation can increase water use. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(47), 18215-18220. <https://www.pnas.org/doi/abs/10.1073/pnas.0805554105>
- WEF (2023). World Economic Forum. The Global Risks Report 2023 18th Edition. In partnership with Marsh McLennan and Zurich Insurance Group. <https://www.weforum.org/reports/global-risks-report-2023/>
- World Resources Institute (WRI) (2023a). March 30, 2023 By Charles Iceland and Caroline Black. UN Water Conference 2023: Not Enough Game-changing Commitments. Consultado el 20 de septiembre de 2024 desde https://www.wri.org/insights/un-water-conference-2023-needed-outcomes?_gl=1*6or0jg*_up*MQ..&gclid=CjwKCAjwvpCkBhB4EiwAujULMqnLZXSLhCBN_2Pq4CUPjYSwNiqoy14XDKaCOyWmxRoX2XvoN9GKxBoC7rYQAvD_BwE
- World Resources Institute (WRI) (2023b). July 04, 2023, Mexico, Aqueduct beta. Baseline water stress. Consultado el 18 de agosto de 2024 desde https://www.wri.org/applications/aqueduct/country-rankings/?_gl=1%2A1a73sei%2A_up%2AMQ..&country=MEX&gclid=CjwKCAjwvpCkBhB4EiwAujULMqnLZXSLhCBN_2Pq4CUPjYSwNiqoy14XDKaCOyWmxRoX2XvoN9GKxBoC7rYQAvD_BwE
- Young, R. A. (2005). Determining the Economic Value of Water: Concepts and Methods. Resources for the Future.

-
- Young, R. A., & Loomis, J. B. (2014). Determining the economic value of water: concepts and methods. Routledge.
- Zetina-Espinosa, A. M., Mora-Flores, J. S., Martínez-Damián, M. Á., Cruz-Jiménez, J., & Téllez-Delgado, R. (2013). Valor económico del agua en el distrito de riego 044, Jilotepec, Estado de México. *Agricultura, sociedad y desarrollo*, 10(2), 139-156. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S1870-54722013000200001&script=sci_arttext

CAPÍTULO 4. Gestión sostenible del agua en el Bajío: huella hídrica, costos y políticas de riego⁴.

Article

Sustainable water management in the Bajío: water footprint, costs, and irrigation policies

Gestión sostenible del agua en el Bajío: huella hídrica, costos y políticas de riego

Fernando Fuentes-López¹, Ramón Valdivia-Alcalá^{2*}, Juan Hernández-Ortíz³, Juanita Japheth Valdivia-Cabral⁴

Fernando D. Fuentes-López¹, Juan Hernández-Ortíz^{2*}, Ramón Valdivia-Alcalá³, Ángeles Suhgey Garay-Jácome⁴

¹ Posgrado de la División de Ciencias Económico-Administrativas-Universidad Autónoma Chapingo, México; fdfuentesl@gmail.com; ORCID: 0000-0002-5568-6500

² Posgrado de la División de Ciencias Económico-Administrativas-Universidad Autónoma Chapingo, México; jhdzo@yahoo.com.mx (<https://orcid.org/0000-0001-5957-594X>)

³ Posgrado de la División de Ciencias Económico-Administrativas-Universidad Autónoma Chapingo, México; ramvaldi@gmail.com; (<https://orcid.org/0000-0003-0434-3169>)

⁴ Investigador independiente; janllely0608@gmail.com; (<https://orcid.org/0000-0001-8520-4181>)

* Correspondence author / autor de correspondencia

Received: date; Accepted: date; Published: date

Abstract: Agriculture uses more than 70% of global freshwater and generates 86% of the human water footprint, while in the Salvatierra irrigation module 02, surface water availability decreased by 61% between 2019 and 2021, intensifying the water crisis. The objective of this study was to determine the water footprint, costs, tariffs, and apparent productivity of water and land in 17 crops for the 2021-2022 cycle. Standardized methodologies were used: green water footprint (FAO, 2006; Chapagain and Hoekstra, 2004); the blue footprint (Hoekstra et al., 2011a) using local climate and irrigation data; economic analysis (Momeni et al., 2019); and apparent productivity (Gómez-Limón and Riesgo, 2012). The results indicate that beans had the highest blue water footprint and costs up to 40% higher than average; in contrast, carrots and tomatoes showed reduced total footprints, lower costs, and higher returns per unit of water and per hectare. Spring-summer rains reduced these crops' dependence on irrigation, while the heavy reliance on groundwater in the fall and winter reveals that theoretical models underestimate aquifer overexploitation. It is concluded that irrigation modernization, the adoption of water footprint-based tariffs, and the redirection of subsidies toward efficient crops can reduce water demand and improve sustainability. These strategies, aligned with the 2024–2030 National Water Plan, emphasize the need to integrate technical and economic indicators into agricultural policies to preserve water resources.

Keywords: Water security, sustainable agriculture, irrigation efficiency, water valuation and tariffs.

JEL Classification: Q25; Q15; Q28.

⁴ Enviado a la revista Economicus Journal of Business and Economics Insights

Resumen: La agricultura utiliza más del 70% del agua dulce global y genera el 86% de la huella hídrica humana, mientras que en el módulo de riego 02 Salvatierra, la disponibilidad de agua superficial disminuyó 61% entre 2019 y 2021, intensificando la crisis hídrica. El objetivo de este estudio fue determinar la huella hídrica, los costos, las tarifas y la productividad aparente del agua y la tierra en 17 cultivos del ciclo 2021-2022. Se utilizaron metodologías estandarizadas, huella hídrica verde (FAO, 2006; Chapagain y Hoekstra, 2004); la huella azul (Hoekstra et al., 2011a) utilizando datos locales de clima y riego; el análisis económico (Momeni et al., 2019); y la productividad aparente (Gómez-Limón y Riesgo., 2012). Los resultados indican que el frijol registró la huella hídrica azul más alta y costos hasta 40% superiores al promedio; en contraste, zanahoria y tomate mostraron huellas totales reducidas, costos menores y mayor retorno por unidad de agua y por hectárea. Las lluvias de primavera-verano redujeron la dependencia del riego en esos cultivos, mientras que la fuerte dependencia de aguas subterráneas en otoño-invierno revela que los modelos teóricos subestiman la sobreexplotación de acuíferos. Se concluye que la modernización de riego, la adopción de tarifas basadas en la huella hídrica y la reorientación de subsidios hacia cultivos eficientes pueden disminuir la demanda de agua y mejorar la sostenibilidad. Estas estrategias, alineadas con el Plan Nacional Hídrico 2024–2030, enfatizan la necesidad de integrar indicadores técnicos y económicos en las políticas agrícolas para preservar los recursos hídricos.

Palabras clave: Seguridad hídrica; agricultura sostenible; eficiencia de riego; valoración y tarifas del agua.

Clasificación JEL: Q25; Q15; Q28.

1. Introduction (Introducción)

El agua constituye un recurso fundamental para sostener la vida y promover el desarrollo económico, pero su disponibilidad se ve amenazada por la creciente escasez, la contaminación de las fuentes hídricas y el cambio climático que ha generado variabilidad en las precipitaciones (FAO, 2013a, 2021; ICWE, 1992; IMCO, 2023a; UNESCO, 2020, 2021;). Estos factores apremian a replantear los sistemas de gestión para garantizar un suministro adecuado y sostenible, especialmente cuando se reconocen los límites ecológicos y sociales que determinan la explotación del recurso.

La agricultura, que demanda aproximadamente el 70 % del agua extraída a nivel global y contribuye al 40% de la producción de alimentos y fibras, concentra el 86% de la huella hídrica asociada a la actividad humana (Hoekstra y Chapagain, 2008). Aunque el riego permitió un incremento del 80% en la producción agrícola desde la Revolución Verde (FAO, 2013b), las eficiencias promedio de riego en países en desarrollo suelen ser inferiores al 50% (Frederick, 2006), lo cual compromete tanto la seguridad alimentaria como la disponibilidad futura del agua (FAO, 2021; ONU, 2022).

Para cuantificar el volumen de agua dulce utilizado en la producción de bienes, Hoekstra y Hung (2002) presentaron el concepto de huella hídrica, la cual se divide en tres componentes: agua verde (precipitación), agua azul (riego) y agua gris (agua necesaria para diluir contaminantes) (Cosgrove, 2006; Mekonnen y Hoekstra, 2016). Este indicador permite evaluar la eficiencia del uso del agua en un territorio específico y diseñar estrategias que reduzcan los impactos ambientales (Hoekstra y Chapagain, 2007; Garay et al., 2022). Paralelamente, el concepto de agua virtual, introducido por Allan (1993), mide el volumen de agua incorporado en los productos comercializados, evidenciando las interdependencias hídricas entre regiones y facilitando la elaboración de políticas de seguridad hídrica (Hoekstra y Mekonnen, 2012).

Aunque en la práctica agrícola el agua virtual suele asociarse a la huella azul por su énfasis en el riego, en realidad abarca también componentes verde y gris (Hoekstra y Mekonnen, 2012). Mientras que la huella hídrica se enfoca en la gestión local del recurso, el agua virtual analiza los flujos transfronterizos de agua contenida en los productos, mostrando, por ejemplo, cómo las áreas áridas dependen de la importación de bienes para satisfacer su demanda hídrica (Hoekstra y Hung, 2005). Esta distinción cobra relevancia porque basarse únicamente en la huella azul puede subestimar los impactos en zonas con alta dependencia de la lluvia, en tanto que desatender el agua virtual oculta riesgos derivados de cadenas de suministro globales que apoyan cuencas sobreexplotadas (Allan, 2004; Dalin et al., 2012; Mekonnen y Hoekstra, 2016).

Los enfoques de huella hídrica y agua virtual operan como sistemas de alerta temprana, al identificar oportunidades para reasignar agua entre cultivos y así mejorar la eficiencia del uso del recurso, aunque sin ofrecer soluciones únicas debido a la complejidad socioeconómica de los sistemas agrícolas (Hoekstra et al., 2011a; Perry, 2007). Estos marcos permiten cuantificar, por ejemplo, cómo la tecnificación del riego (Kang et al., 2017) o la sustitución de cultivos de alto consumo hídrico (Chapagain y Hoekstra, 2004) podrían liberar agua para otros usos, siempre que las métricas técnicas se integren con indicadores económicos en la toma de decisiones (FAO, 2012; Molden et al., 2010; Rogers et al., 1998).

Precisar el valor económico real del agua, incluyendo costos de operación y de oportunidad, resulta básico para evitar incentivos perversos, sobre todo en contextos de escasez (Hanemann, 2004; Young, 2005, 2014). La valoración basada en la huella hídrica (Chapagain y Hoekstra, 2004; Erkin y Hoekstra, 2014) facilita la identificación de cultivos cuyos subsidios distorsionan los costos reales, perpetuando ineficiencias. En consecuencia, se han desarrollado estrategias que incorporan los costos operativos y las externalidades ambientales en las tarifas del agua, encaminadas a reflejar el valor económico total del recurso (Dinar, 2003; Hanemann, 2006; Tsur et al., 2004; UNESCO, 2021).

Además, se han propuesto indicadores técnicos para priorizar cultivos que equilibren rentabilidad y eficiencia hídrica (Berbel y Expósito, 2020; Gómez-Limón y Riesgo, 2004). En diversas regiones, este enfoque ha demostrado maximizar beneficios netos e internalizar los impactos intergeneracionales (Grafton et al., 2018; Griffin, 2006). Sin embargo, en México las tarifas del agua para el sector agrícola son hasta diez veces menores que las industriales (OECD, 2013), y los subsidios eléctricos para bombeo distorsionan los incentivos para mejorar la productividad aparente del agua y de la tierra.

Al no reflejar los costos reales de extracción y bombeo, los productores suelen elegir cultivos de alta demanda hídrica y bajo rendimiento económico, como trigo y alfalfa, que pueden consumir hasta tres veces más agua que opciones más eficientes. Esta situación se agrava en un contexto de crecimiento proyectado del 10% en la demanda agrícola para 2050, la sobreexplotación de 115 acuíferos y una disminución del 60% en la disponibilidad per cápita de agua (FAO, 2011; IMCO, 2023b; Rojas y Tzatchkov, 2022).

La modernización de los sistemas de riego y la adopción de tecnologías que integren eficiencia hídrica con rentabilidad son indispensables para revertir esta tendencia (Kang et al., 2017; Lecina et al., 2010; Playán y Mateos, 2006). Además, promover cultivos con alta productividad aparente del agua y de la tierra, especialmente aquellos que aprovechan eficientemente las extracciones de los acuíferos en condiciones críticas, ha demostrado aumentar la eficiencia hídrica hasta en un 18% (Kang et al., 2017; Levine, 2007; Playán y Mateos, 2006).

El Distrito de Riego 011 Alto Río Lerma (DR011) ejemplifica estos desafíos: presenta una eficiencia hídrica inferior al 50% (Ángeles, 2015) y, entre 2019 y 2021, la disponibilidad de agua superficial se redujo en un 61%, provocando una caída del 24% en la superficie cultivada, con impactos negativos en la

productividad y el desarrollo regional (Peniche, 2020). Para contrarrestar esta situación, el Plan Nacional Hídrico 2024–2030 contempla la tecnificación de riego en 200 mil ha con el fin de mejorar tanto la productividad como la sostenibilidad del recurso (CONAGUA, 2024a).

En este contexto, el presente estudio se realizó en el Módulo de Riego 02 Salvatierra, representativo del DR011. El objetivo fue determinar la huella hídrica de los principales cultivos en el ciclo agrícola 2021–2022, evaluar los costos y tarifas del agua y calcular la productividad aparente del agua y de la tierra. Se planteó la hipótesis de que estos indicadores varían entre cultivos, lo que pondría de manifiesto oportunidades para optimizar el uso del agua y armonizar las políticas públicas con criterios de sostenibilidad.

2. Methodology (Metodología)

El análisis se realizó en el Módulo de Riego 02 Salvatierra, perteneciente al Distrito de Riego 011 Alto Río Lerma, Guanajuato, México. Este módulo abarca 16 389 ha y cuenta con 6 441 usuarios, cifra que equivale al 15% de la extensión y al 24% del total de usuarios del distrito. Se seleccionó por ser representativo del DR011: utiliza, en conjunto, un 62% de agua superficial y un 38% de agua subterránea, consumiendo el 10.4% del volumen total del distrito. Los cultivos predominantes (maíz, trigo, alfalfa, zanahoria, frijol y tomate) ocupan el 93% de la superficie sembrada y aportan el 91.3% del valor total de la producción agrícola, lo que permite generalizar los resultados a condiciones análogas en la región. (Tabla 1).

Tabla 1. Superficie sembrada, agua superficial, agua subterránea (2021-2022).

Cultivo	Superficie sembrada ha	Agua total dam ³	Agua superficial dam ³	Agua superficial m3/ha	Agua subterránea dam ³	Agua subterránea m3/ha	Rendimiento ton/ha
Cebada OI	228	1,868	1,425	6,248	443	1,944	7.0
Trigo OI	2,289	16,121	8,214	3,588	7,906	3,454	7.2
Brócoli OI	51	248		0	248	4,878	19.0
Frijol OI	548	5,245	3,407	6,223	1,838	3,356	2.0
Avena OI	71	358	259	3,669	99	1,398	13.5
Tomate OI	331	2,948	1,723	5,209	1,225	3,704	26.3
Zanahoria OI	613	4,205	843	1,374	3,362	5,481	46.1
Maíz PV	5,839	30,719	22,590	3,869	8,128	1,392	13.4
Sorgo PV	73	361	361	4,928			8.0
Frijol PV	263	1,733	974	3,704	759	2,888	1.9
Avena PV	4	9			9	2,480	14.0
Tomate PV	201	1,038	635	3,158	403	2,003	28.0
Zanahoria PV	83	295	74	887	221	2,664	45.9
Alfalfa	1,094	6,612	3,733	3,412	2,880	2,632	14.9
Maíz 2C	2,444	8,576	5,912	2,419	2,664	1,090	12.7
Sorgo 2C	25	69	69	2,752			8.0
Frijol 2C	25	64	40	1,632	23	947	2.0
Total	14,181	80,467	50,258	53,071	30,209	40,311	

Fuente: elaboración propia con datos del DR011.

La investigación se organizó en tres fases, combinando un enfoque empírico con información local de riego y climatología. De esta forma, se evita la sobreestimación del consumo hídrico asociada a modelos teóricos que no integran variables contextuales (Perry, 2007) y se facilita la valoración económica del agua como recurso finito (Rogers et al., 1998).

Los datos de volúmenes de riego (agua superficial y subterránea) utilizados en este estudio, fueron proporcionados por personal de la jefatura de distrito. Los registros climáticos diarios de la estación Salvatierra No. 11060 se obtuvieron de la página web de la [CONAGUA](#) (2024b), y los datos satelitales del sistema NASA POWER|DAV ([NASA, 2024](#)).

En la fase 1 se calculó la huella hídrica verde (HHverde), que mide el volumen de agua de lluvia aprovechado en la producción agrícola, se estimó siguiendo la metodología de Chapagain y Hoekstra (2004), actualizada por la FAO (2006).

Se inició obteniendo la evapotranspiración de referencia (ET_o), que se determinó con el método Penman-Monteith de la FAO (Allen et al., 1998), estándar reconocido por su precisión en diversas condiciones climáticas (Guevara, 2006). Los datos climáticos diarios para el ciclo 2021-2022 provinieron de la estación Salvatierra No. 11060 (CONAGUA, 2024b) y de información satelital del sistema NASA POWER|DAV (NASA, 2024). Para el procesamiento se utilizó la herramienta digital ET_o Calculator de la FAO (2023). En seguida se obtuvo la evapotranspiración del cultivo (ET_c), al multiplicar la ET_o por el coeficiente de cultivo (K_c) correspondiente, luego convertido a m³/ha mediante un factor de 10.

Con los valores obtenidos, se calculó la HHverde utilizando la fórmula $HHverde = 10 \times \sum ET_{cverde}$, donde la sumatoria considera la evapotranspiración del cultivo durante el ciclo agrícola (Chapagain y Hoekstra, 2004; FAO, 2006).

En la fase 2 se calculó la huella hídrica azul (HHazul), que refleja el uso consuntivo del agua superficial y subterránea para riego, siguiendo el protocolo de Hoekstra et al. (2011a). En lugar de depender de estimaciones teóricas (p. ej., CropWat) (Allen et al., 1998; FAO, 2006), se emplearon los volúmenes cuantificados en campo para capturar las condiciones reales del DR011 (Aldaya et al., 2010; FAO, 2012;). De este modo, se minimiza la incertidumbre asociada a coeficientes genéricos (Perry, 2007).

Se asumió que las pérdidas de riego (infiltración profunda y escurrimientos retornados) no representan uso consuntivo, por lo que no se incorporaron al cálculo. Tampoco se incluyó la evaporación directa en embalses y canales, ya que equivale a menos del 2% del flujo hídrico anual en sistemas similares al DR011 (Mekonnen y Hoekstra, 2016). Asimismo, se omitió el agua retenida en biomasa, menos del 1% de la huella total (Chapagain y Hoekstra, 2004).

Se utilizó la fórmula $HHazul = AWU/R$, donde AWU es el volumen total de agua utilizada en riego (superficial + subterránea) medido en dam³, y R corresponde al rendimiento del cultivo en ton/ha (Hoekstra et al., 2011a). Siguiendo a Hoekstra et al. (2011a), para evaluar el impacto hídrico integral de la producción agrícola, se considera que la huella hídrica agrícola total (HHTotal) = HHverde + HHazul.

En la fase 3, de análisis económico, a partir de la HHazul, se evaluó el valor económico del agua mediante un modelo de equilibrio parcial en el sector agrícola, considerando restricciones de oferta y demanda hídrica (Berbel et al., 2007; Gómez-Limón y Riesgo, 2004). Este método incorpora el costo de oportunidad del agua en cada cultivo, fundamentado en principios de eficiencia económica y recuperación de costos (Dinar, 2003; Johansson et al., 2002;).

Para los costos y tarifas del agua se siguieron las recomendaciones de Momeni et al. (2019) y Chapagain y Hoekstra (2004) usando la HHazul para cuantificar el consumo real. El costo pagado por los usuarios agrícola fue de \$734 MXN/ha para agua superficial y de \$22 MXN/dam³ para agua subterránea,

correspondiente únicamente al gasto de energía eléctrica para bombeo, ya que el agua no tiene un costo directo.

El costo unitario del agua (C_i), representa el costo económico por tonelada de cultivo producida: $C_i = \frac{TA_{sup} + TA_{sub}}{X_i} = \frac{MXN\$/ha}{ton/ha} = \frac{MXN\$}{ton}$, donde TA_{sup} es el costo por hectárea del agua superficial, TA_{sub} el costo de extracción de agua subterránea y X_i es el rendimiento del cultivo en ton/ha.

La tarifa del agua (TC_i), corresponde al costo por dam^3 de agua empleada en la producción agrícola. Se calcula dividiendo el costo del agua empleado para producir una tonelada de un cultivo (C_i) y el volumen total de agua consumido en su producción (HHazul): $TC_i = \frac{C_i}{HHazul} = \frac{MXN\$/ton}{dam^3/ton} = \frac{MXN\$}{dam^3}$.

Finalmente, los beneficios económicos asociados a la HHazul se evaluaron mediante la Productividad aparente del agua (PAA), que se calculó como la relación entre el precio medio rural del cultivo (en MXN/ton) y su HHazul (en dam^3/ton), para obtener el valor económico por unidad de agua. La Productividad aparente de la tierra (PAT), producto del rendimiento del cultivo (ton/ha) y el precio medio rural (MXN/ton), con el fin de medir la eficiencia en el uso de la tierra agrícola.

Con este planteamiento metodológico se asegura que los cálculos de huella hídrica reflejen la realidad local del Módulo 02 Salvatierra y que la valoración económica del agua capture adecuadamente los costos de producción, tanto en agua superficial como subterránea, permitiendo proponer estrategias de optimización basadas en datos empíricos y principios de eficiencia económica.

3. Results and Discussion (Resultados y discusión)

El análisis combinó los indicadores de huella hídrica con métricas económicas, ofreciendo una visión integral que permitiría diseñar políticas sostenibles en contextos de escasez de agua y cambio climático (Hoekstra y Mekonnen, 2012). En el Módulo de Riego 02 del DR011 se identificaron deficiencias estructurales, como infraestructura envejecida y subsidios focalizados en cultivos de alta demanda hídrica, tendencias comparables a las documentadas en España (Berbel et al., 2007). Estas prácticas no solo acentúan la presión sobre los recursos hídricos, sino que también desalientan la adopción de tecnologías más eficientes.

3.1 Distribución de superficie y consumo de agua por cultivo

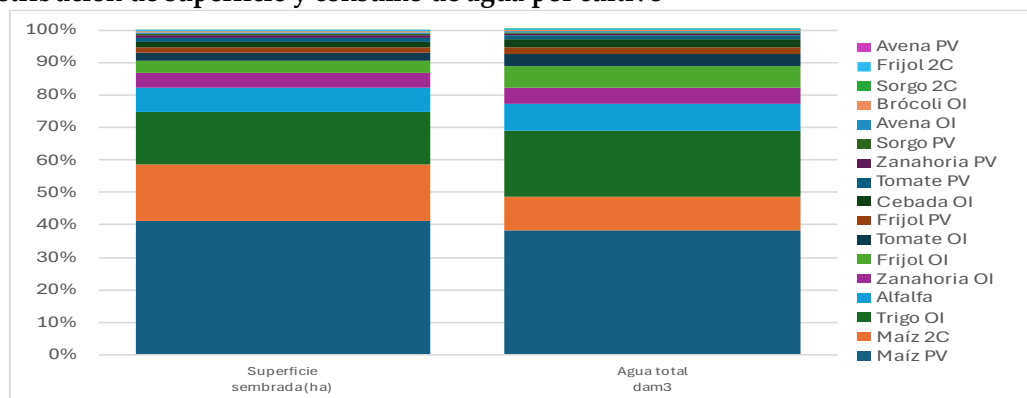


Figura 1. Superficie y volumen de agua por cultivo. Fuente: elaboración propia.

La Figura 1 muestra que el maíz y el trigo ocupan conjuntamente el 75% del área cultivada y representan el 69% del uso total de agua, con el maíz acaparando casi la mitad (49%) del volumen de riego disponible. Esta concentración en cultivos de elevada exigencia hídrica refleja una asignación subóptima del recurso desde el punto de vista económico, ya que prioriza sistemas con baja eficiencia tanto hídrica como económica.

3.2 Huella hídrica verde

Los valores de la HHverde (Tabla 2) revelan que cultivos como zanahoria, brócoli y tomate presentan consumos inferiores a 200 m³/ton, mientras que frijol, alfalfa y trigo muestran cifras superiores debido al mayor aprovechamiento de las precipitaciones. Estos resultados concuerdan con investigaciones regionales que destacan a la zanahoria como cultivo estratégico por su escasa HHverde (Botello-Aguillón et al., 2024) y con estudios que vinculan la HHverde al ciclo fenológico y a las condiciones climáticas locales (Mekonnen y Hoekstra, 2011; Zhuo et al., 2016). Una HHverde reducida implica menor presión sobre las fuentes subterráneas, al aprovechar de modo más eficiente el agua de lluvia (Aldaya et al., 2010).

Tabla 2. Huella hídrica verde, azul, total, costo unitario, tarifa, PAA y PAT (ciclo 2021–2022).

Cultivo	HHverde m ³ /Ton	HHazul m ³ /Ton	HHTotal m ³ /Ton	Ci \$/ton	Tci \$/dam ³	PAA \$/m ³	PAT \$/ha
Cebada OI	682	1,168	1,850	111	94.8	6.7	54,704
Trigo OI	941	981	1,922	113	115.0	9.2	64,590
Brócoli OI	179	257	435	44	172.5	19.5	95,000
Frijol OI	1,881	4,789	6,670	404	84.3	3.6	34,370
Avena OI	497	375	872	57	150.9	5.6	28,345
Tomate OI	210	339	549	31	91.5	22.9	203,734
Zanahoria OI	107	149	256	19	124.7	8.9	61,177
Maíz PV	459	393	851	57	145.3	19.1	100,500
Sorgo PV	624	616	1,240	92	148.9	11.8	58,400
Frijol PV	2,496	3,506	6,003	424	121.0	4.9	32,584
Avena PV	562	177	739	56	318.0	11.9	29,400
Tomate PV	188	184	372	28	150.7	39.2	202,356
Zanahoria PV	148	77	225	17	223.2	20.7	73,493
Alfalfa PRN	966	407	1,373	53	131.0	8.7	52,762
Maíz 2C	523	276	800	60	216.0	27.1	95,250
Sorgo 2C	680	344	1,024	92	266.7	21.2	58,400
Frijol 2C	2,270	1,289	3,559	377	292.8	13.6	35,000
Promedio	789	902	1,691	120	167.5	15.0	75,298

Fuente: elaboración propia con datos del DR011.

3.3 Huella hídrica azul

El análisis de la HHazul evidencia que tres cultivos (frijol, cebada OI y trigo OI) superan el promedio de 902 m³/ton. Destaca que el frijol OI registra una HHazul 40% mayor al promedio global de leguminosas, situación reportada también en investigaciones regionales (Botello-Aguillón et al., 2024; Hoekstra et al., 2011b;). Cortés (2024) documenta valores elevados de HHazul para trigo y cebada, y Pérez et al. (2023) evidencian que el maíz duplica la HHazul obtenida.

En particular, el maíz PV (393 m³/ton) y el trigo OI (981 m³/ton) exceden el umbral considerado crítico para regiones semiáridas (Hoekstra y Mekonnen, 2012), amenazando la recarga de acuíferos. En contraste, cultivos con alta eficiencia, como zanahoria y tomate, presentan valores de HHazul considerablemente menores. La mayor precipitación de junio a septiembre reduce la necesidad de riego en cultivos de primavera-verano, destacando la pertinencia de integrar componentes verde y azul en la planificación agrícola (Álvarez et al., 2016; Mekonnen y Hoekstra, 2011).

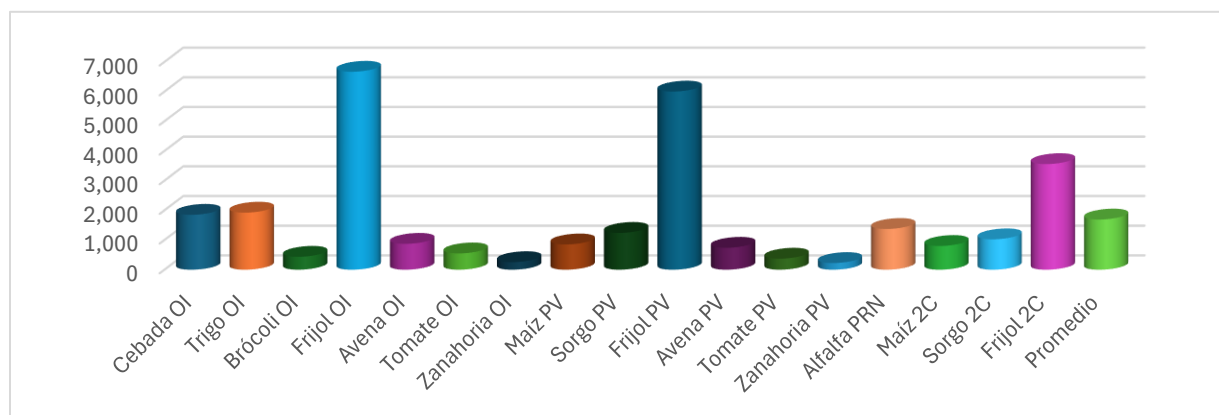


Figura 2. Huella hídrica total en m³ por tonelada de cultivo. Fuente: elaboración propia.

La acentuada dependencia de agua subterránea en cultivos de otoño-invierno refleja políticas anteriores que priorizaron la expansión agrícola por encima de la sostenibilidad, perpetuando una sobreexplotación del recurso (Hoekstra et al., 2010; Peniche, 2020). En contextos donde se han adoptado políticas basadas en HHazul, la extracción de acuíferos llegó a disminuir hasta en un 20% (Aldaya et al., 2010), lo cual enfatiza la necesidad de tarifas y cuotas de extracción acordes con la capacidad de recarga.

La HHtotal resalta contrastes notables: el frijol OI presenta el valor más elevado (6 670 m³/ton), casi cuatro veces el promedio regional, mientras que la zanahoria y el brócoli alcanzan solo el 13% y el 25% de ese promedio, respectivamente (Figura 2). Estos resultados concuerdan con estudios en California, donde cultivos de alto rendimiento mitigan la presión hídrica (Marston y Konar, 2017), y con casos en España, donde la modernización de riego redujo notablemente la HHazul en cultivos extensivos (Lecina et al., 2010).

El maíz y el trigo en el DR011 superan en un 25% los promedios globales de HHtotal reportados por Chapagain y Hoekstra, (2004), lo que refuerza la propuesta de priorizar cultivos eficientes para cerrar la brecha entre oferta y demanda hídrica (Molden et al., 2010). La alta variabilidad de eficiencia hídrica entre cultivos del DR011 coincide con estudios que ubican al frijol y al trigo como los de mayor impacto, requiriendo modernización tecnológica para reducir su huella (Botello-Aguillón et al., 2024). A nivel global, investigaciones como las de Magaña-Zamora et al. (2017) y Mekonnen y Hoekstra (2010) también sitúan al trigo y la alfalfa entre los cultivos con mayor HHtotal, mientras confirman la eficiencia de la zanahoria.

Estos contrastes destacan la necesidad de integrar métricas hídricas y económicas en la evaluación de la sostenibilidad agrícola (Momeni et al., 2019). Esta integración, como propone Wang y Hu (2015), es necesaria para evaluar impactos locales. En el DR011, el impacto de cultivos como el trigo y la alfalfa se agrava por prácticas de riego obsoletas y subsidios que distorsionan los costos reales del agua.

3.4 Costos y tarifas del agua

Los costos unitarios del agua (Ci) oscilan desde \$17/ton (zanahoria PV) hasta \$424/ton (frijol PV) (Figura 3). El frijol OI triplica el costo promedio, lo que evidencia la carga económica de mantener cultivos con alta HHazul, incluso cuando se aplican tarifas subsidiadas por la Comisión Federal de Electricidad, mientras que la zanahoria PV y el tomate registran costos del 25% del promedio. Al comparar con Pérez et al. (2023), quienes solo consideraron agua superficial, este estudio halló costos hídricos significativamente mayores para frijol y cebada en sistemas dependientes de extracción subterránea, evidenciando las limitaciones de políticas que no internalizan el costo real del agua (Dinar, 2003; Johansson et al., 2002). Cortés (2024) reporta costos un 16% más altos en cebada, trigo y maíz.

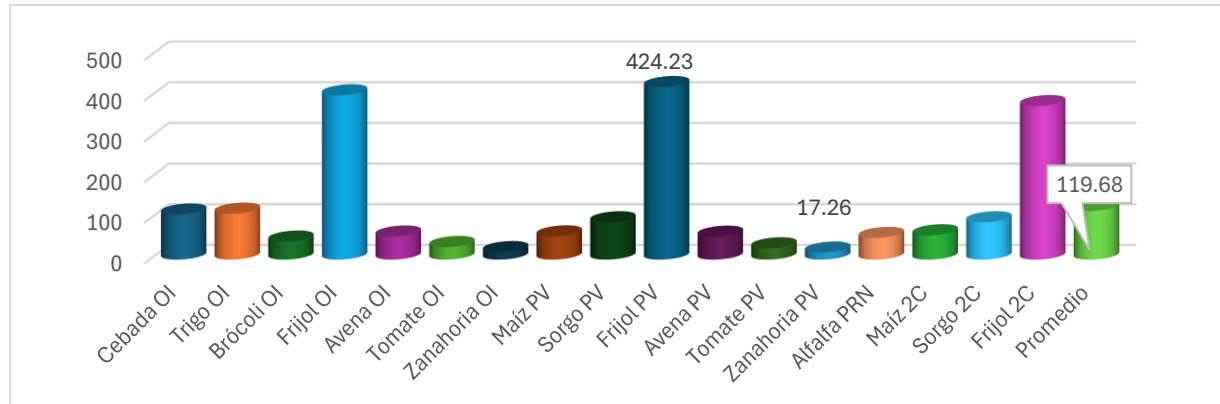


Figura 3. Costo del agua por tonelada de cultivo (\$/ton). Fuente: elaboración propia.

Las tarifas del agua (TCi) muestran amplia disparidad: oscilan desde \$84.31/dam³ en frijol OI hasta \$318/dam³ en avena PV, sin una relación lineal con la HHazul (Figura 4). Esta desconexión refleja la paradoja de la eficiencia, donde mejoras técnicas en riego pueden incrementar la extracción si no existe regulación adecuada (Grafton et al., 2018). En el DR011, los subsidios a cultivos de alto consumo hídrico reproducen patrones de sobreexplotación descritos en India (Rogers et al., 1998) y España (Berbel et al., 2007).

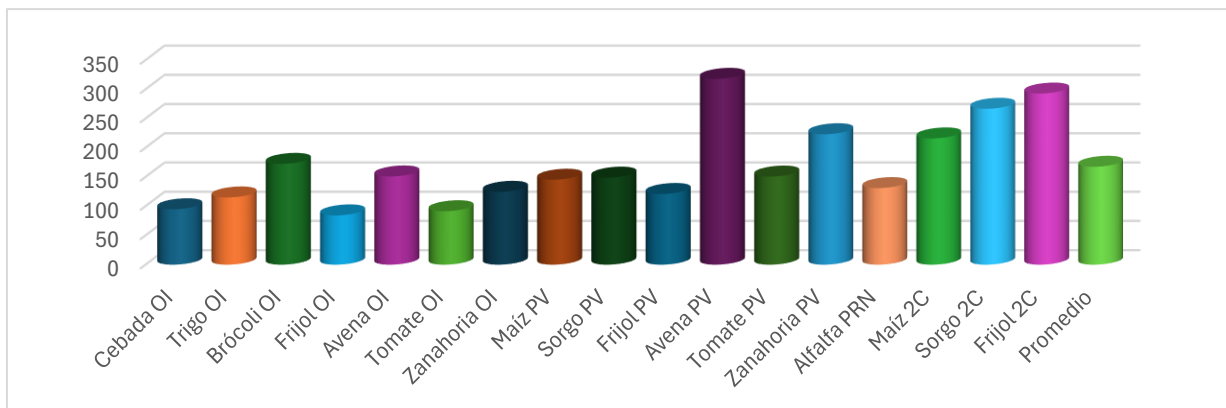


Figura 4. Tarifa del agua (\$/dam³). Fuente: elaboración propia.

Cultivos eficientes como la zanahoria PV enfrentan tarifas elevadas, mientras que otros de alta demanda, como el frijol OI, pagan menos, generando distorsiones en los incentivos. La avena PV y sorgo 2C presentan tarifas que duplican el promedio, mientras que tomate OI y cebada OI ostentan valores inferiores. Pérez et al. (2023) documentaron tarifas menores para maíz y alfalfa, y Cortés (2024) encontró valores un 17% mayores en maíz y un 27% menores en cebada. Esta falta de correspondencia entre precio

y HHazul enfatiza la urgencia de políticas que ligen el costo del agua a su eficiencia de uso. Un ejemplo exitoso en España integró la huella hídrica en la gestión, logrando reducir la sobreexplotación de acuíferos en un 20% (Aldaya et al., 2010).

3.5 Relación entre HHazul, rendimiento y costos

La relación entre HHazul y rendimiento (Figura 5) indica que el frijol combina una elevada demanda hídrica con bajo rendimiento, mientras que zanahoria y tomate logran altos rendimientos con una HHazul relativamente baja, confirmando su eficiencia (Zwart & Bastiaanssen, 2019).

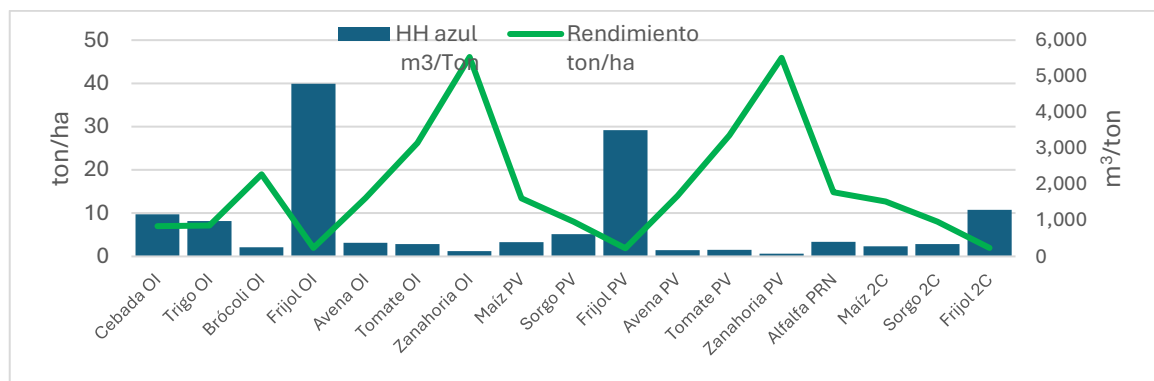


Figura 5. Relación entre HHazul y rendimiento por cultivo. Fuente: elaboración propia.

Asimismo, al analizar HHazul frente a costo (Figura 6), se observa que el frijol genera un impacto económico mucho mayor, frente a la sostenibilidad de cultivos como zanahoria y tomate.

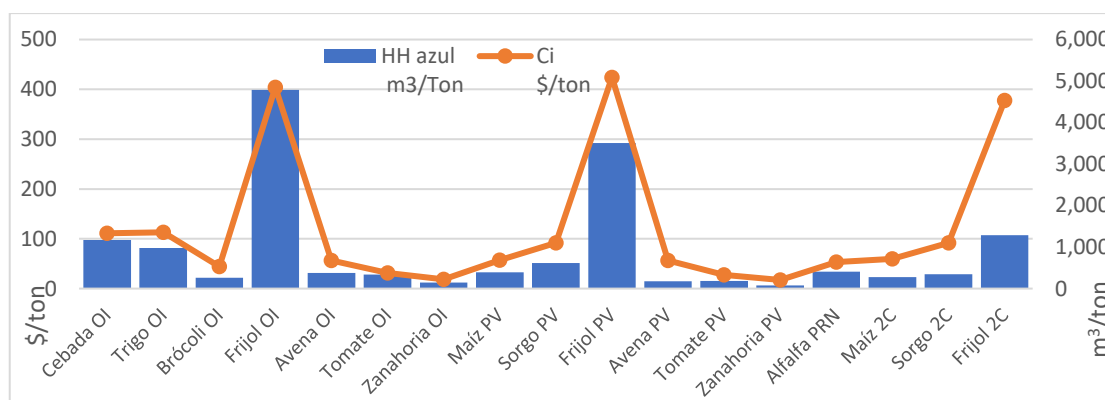


Figura 6. Relación entre HHazul y costo del agua por cultivo. Fuente: elaboración propia.

3.6 Productividad aparente del agua y de la tierra

En términos de PAA, hortalizas como tomate y zanahoria encabezan los ingresos por unidad de agua, mientras que frijol y avena registran los valores más bajos, respaldando estudios que evidencian la superioridad económica de hortalizas frente a cereales (Magaña-Zamora et al., 2017; Zwart y Bastiaanssen, 2019). Gordon et al. (2017) consignaron rendimientos menores en maíz y trigo, similares a los hallados en otros sistemas semiáridos (Hoekstra y Mekonnen, 2012).

La PAT muestra que tomate, maíz y brócoli generan ingresos por hectárea hasta tres veces mayores que los de la avena y el frijol, lo que refleja el papel determinante de la demanda de mercado en la rentabilidad agrícola (Gómez-Limón y Riesgo, 2012). Por ejemplo, Gordon et al. (2017) documentaron diferencias de hasta cuatro veces entre hortalizas de alto valor y cereales. Asimismo, el maíz 2C combina de manera óptima eficiencia y rentabilidad, mientras que cultivos como el trigo OI y la alfalfa muestran una mayor brecha entre consumo de recursos e ingresos obtenidos.



Figura 7. Productividad aparente del agua (\$/m³) y de la tierra (\$/ha). Fuente: elaboración propia.

3.7 Implicaciones para políticas y prácticas de riego

La modernización del riego mediante tecnologías eficientes puede mejorar la rentabilidad al optimizar el uso de insumos y reducir gastos operativos (Berbel et al., 2007). Sin embargo, su éxito depende de políticas que prioricen cultivos de mayor valor agregado (tomate, brócoli) frente a cereales y leguminosas de bajo retorno (Gómez-Limón y Riesgo, 2012). Los marcos teóricos que vinculan precios de mercado y gestión hídrica sugieren que la adopción de tecnologías modernas podría reducir la HHazul hasta en un 30% (Chukalla et al., 2015; Jägermeyr et al., 2015; Playán y Mateos, 2006). Casos en contextos semiáridos de España (Lecina et al., 2010) y México (Díaz et al., 2012) corroboran este potencial.

No obstante, la modernización enfrenta retos documentados en Europa, donde la falta de coordinación, la resistencia al cambio y subsidios perversos desincentivan la inversión (Berbel y Expósito, 2020; Massarutto, 2003). Esto podría explicar por qué cultivos como el frijol predominan en el DR011, perpetuando ineficiencias a pesar de las tecnologías disponibles.

De manera complementaria, la paradoja de la eficiencia advierte que las mejoras tecnológicas pueden incrementar la demanda de agua si no existen regulaciones adecuadas (Grafton et al., 2018). Para evitarlo, resulta indispensable: Ajustar tarifas de agua de acuerdo con la HHazul y eliminar subsidios a cultivos ineficientes (Bartolini et al., 2010); Implementar cuotas de extracción basadas en la disponibilidad estacional y la capacidad de recarga de acuíferos y fomentar mercados hídricos locales que incentiven el uso racional del recurso (Cornish et al., 2004).

Experiencias recientes, como la descrita por Martínez-Dalmau et al. (2023), demuestran que la combinación de tarifas progresivas y sistemas de mercado de agua reduce la HHazul al tiempo que mejora la rentabilidad de cultivos estratégicos. Estas acciones, en consonancia con el Plan Nacional Hídrico 2024–2030 (CONAGUA, 2024a), son fundamentales para garantizar la sostenibilidad del DR011 en escenarios de escasez y cambio climático (Kang et al., 2017).

En resumen, los hallazgos resaltan la alta variabilidad en eficiencia hídrica y económica entre los cultivos del DR011. Para avanzar hacia una gestión más sostenible, es imprescindible integrar indicadores de huella hídrica y económicos en el diseño de políticas, ajustando tarifas, modernizando infraestructura y promoviendo cultivos que maximicen la productividad del agua y de la tierra. Esto permitirá reducir la brecha entre la oferta y demanda hídrica, preservar los acuíferos y aumentar la competitividad agrícola en condiciones de presión creciente sobre los recursos hídricos.

4. Conclusions, Limitations and Recommendations (Conclusiones, Limitaciones y Recomendaciones)

Este estudio puso de manifiesto ineficiencias significativas en la gestión del agua en el Módulo de Riego 02 Salvatierra. En particular, cultivos como el frijol de otoño-invierno presentaron una demanda hídrica excesiva y costos elevados por tonelada producida, lo que refleja un uso poco rentable y menos sostenible del recurso. En contraste, cultivos de primavera-verano, como la zanahoria y el tomate, registraron huellas hídricas totales menores, costos unitarios reducidos y productividades aparentes del agua y de la tierra superiores. Estos hallazgos indican que mediante una selección estratégica de cultivos es posible equilibrar la rentabilidad económica con la conservación de los recursos hídricos en contextos de escasez.

Desde el punto de vista de las políticas públicas, los resultados enfatizan la necesidad de modernizar los sistemas de riego e implementar esquemas de incentivos diferenciales. Ajustar subsidios y tarifas para que reflejen el consumo real de agua por cultivo fomentaría la adopción de tecnologías de riego más eficientes y la transición hacia cultivos de menor huella hídrica. Dichas medidas se alinearían con los objetivos del Plan Nacional Hídrico 2024–2030, que busca reducir la presión sobre los acuíferos y garantizar la sostenibilidad del sector agrícola en el DR011 Alto Río Lerma.

Dentro de las limitaciones del análisis se encuentra su alcance temporal, al centrarse únicamente en el ciclo agrícola 2021–2022 y no capturar variaciones interanuales en precipitaciones, temperaturas o precios de mercado. Tampoco se consideraron costos indirectos asociados como mantenimiento de infraestructura, impactos sociales o ambientales secundarios, ni variables sociales y organizativas como decisiones familiares, acceso a financiamiento, las cuales, sin duda, afectan la elección de cultivos y prácticas de riego.

Para futuros trabajos, se sugiere analizar varios ciclos agrícolas que incluyan la variabilidad climática y de mercado, incorporar los costos indirectos y las externalidades, como degradación de suelos o pérdida de biodiversidad, y explorar la dimensión social de los productores. Adicionalmente, se recomienda implementar estudios de campo en colaboración con agricultores para evaluar tecnologías de riego y esquemas tarifarios progresivos, de modo que puedan medirse empíricamente las respuestas a incentivos económicos.

Quedan por resolver preguntas fundamentales. ¿Cómo evolucionan los indicadores de huella hídrica y económico bajo escenarios climáticos extremos (sequías prolongadas o lluvias atípicas)? ¿Qué mecanismos de gobernanza local permitirían una implementación más efectiva de mercados de agua o cuotas de extracción ajustadas a la recarga de acuíferos? ¿Cuáles son los efectos comparativos de políticas tarifarias y subsidios en distritos de riego con características climáticas, sociales o tecnológicas distintas? ¿Cómo influyen las decisiones familiares y comunitarias en la adopción de cultivos de alto valor y tecnologías hídricas avanzadas?

Author Contributions: La contribución que los autores hicieron a la investigación consistió en la conceptualización en la región de estudio, la selección, de la metodología y el software a utilizar, así como la validación: FDFL, RVA; el

análisis formal, FDFL, RVA y JHO; el trabajo de campo de la investigación FDFL y RVA; la curación de datos, FDFL, RVA y JJVC; escritura: preparación del borrador original, FDFL, RVA y JHO; escritura: revisión y edición, FDFL, RVA y JJVC; visualización, RVA y JHO; supervisión RVA y JHO; administración del proyecto FDFL y RVA.

Acknowledgments: Se agradece la atención y el otorgamiento de la información al jefe del Distrito de Riego 011 Alto Río Lerma, Guanajuato, así como al personal técnico para obtener la información para realizar la investigación.

Conflicts of Interest: Los autores declaran que no tienen intereses en competencia.

References (Referencias)

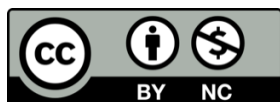
- Aldaya, M. M., Martínez-Santos, P., & Llamas, M. R. (2010). Incorporating the water footprint and virtual water into policy: Reflections from the Mancha Occidental Region, Spain. *Water Resources Management*, 24(5), 941–958. <https://doi.org/10.1007/s11269-009-9480-8>
- Allan, J. A. (1993). Fortunately there are substitutes for water otherwise our hydro-political futures would be impossible. In *Priorities for Water Resources Allocation and Management* (pp. 13–26). Overseas Development Administration. <https://www.ircwash.org/sites/default/files/210-93PR-11967.pdf#page=18>
- Allan, J. A. (2004). Virtual water: A strategic resource, global solutions to regional deficits. *Groundwater*, 36(4), 545–546. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb02825.x>
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements* (FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56). Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/3/x0490e/x0490e00.htm>
- Álvarez, A., Morábito, J. A., & Schilardi, C. (2016). Huellas hídricas verde y azul del cultivo de maíz (*Zea mays*) en provincias del centro y noreste argentino. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo*, 48(1), 161–177. <https://www.redalyc.org/pdf/3828/382846012006.pdf>
- Ángeles, J. M. (2015). *Análisis de las eficiencias de riego en el Distrito de Riego 011 Alto Río Lerma, Guanajuato, México* [Tesis doctoral, Universidad Nacional Autónoma de México]. <https://www.sidalc.net/search/Record/dig-imta-mx-20.500.12013-1876/Description>
- Bartolini, F., Gallerani, V., Raggi, M., & Viaggi, D. (2010). Water management and irrigated agriculture in Italy: Multicriteria analysis of alternative policy scenarios. *Water Policy*, 12(1), 135–147. <https://doi.org/10.2166/wp.2009.158>
- Berbel, J., & Expósito, A. (2020). The theory and practice of water pricing and cost recovery in the Water Framework Directive. *Water Alternatives*, 13(3), 659–673. Retrieved from <https://www.water-alternatives.org/index.php/alldoc/articles/vol13/v13issue3/602-a13-3-20/file>
- Berbel, J., Calatrava, J., & Garrido, A. (2007). Water pricing and irrigation: A review of the European experience. In F. Molle & J. Berkoff (Eds.), *Irrigation Water Pricing Policy: The Gap Between Theory and Practice* (pp. 295–327). CAB International. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Julio-Berbel/publication/229027227_Water_pricing_and_irrigation_a_review_of_the_European_experience/links/02e7e51ddb3d1dfe9e000000/Water-pricing-and-irrigation-a-review-of-the-European-experience.pdf
- Botello-Aguillón, C., Valdivia Alcalá, R., Sangerman-Jarquín, D. M., Hernández Ortiz, J., Gutiérrez García, F. G., & Sandoval Romero, F. (2024). Estimación de la huella hídrica agrícola del DR 011, Alto Río Lerma. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 15(6). <https://doi.org/10.29312/remexca.v15i6.3319>
- Chapagain, A. K., & Hoekstra, A. Y. (2004). *Water footprints of nations* (Value of Water Research Report Series No. 16, Vol. 1). UNESCO-IHE. <https://www.waterfootprint.org/resources/Report16Vol1.pdf>
- Chukalla, A. D., Krol, M. S., & Hoekstra, A. Y. (2015). Green and blue water footprint reduction in irrigated agriculture: Effect of irrigation techniques, irrigation strategies and mulching. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(12), 4877–4891. <https://doi.org/10.5194/hess-19-4877-2015>
- CONAGUA (2020) Comisión Nacional del Agua. *Programa Nacional Hídrico 2020-2024: Programa especial derivado del Plan Nacional de Desarrollo 2019-2024*. Diario Oficial de la Federación. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5605269&fecha=30/04/2020

-
- CONAGUA (2021). Comisión Nacional del Agua. *Programa Hídrico Regional 2021–2024. Región Hidrológico-Administrativa VIII Lerma Santiago Pacífico*. <https://www.gob.mx/conagua/documentos/programa-hidrico-regional-2021-2024-region-viii-lerma-santiago-pacifico>
- CONAGUA (2024a Noviembre 21). Comisión Nacional del Agua. *Programa Nacional Hídrico 2024-2030* [Comunicado de prensa No. 123-24B]. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/958844/Comunicado_de_Prensa_123-24B.pdf
- CONAGUA (2024b). Comisión Nacional del Agua. *Normales climatológicas por estación: Salvatierra No. 11060*. Servicio Meteorológico Nacional. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/normales-climatologicas-por-estado>
- Cornish, G., Bosworth, B., Perry, C. J., & Burke, J. J. (2004). *Water charging in irrigated agriculture: An analysis of international experience* (Vol. 28). Food & Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/3/y5690e/y5690e00.htm>
- Cortés Ramírez, J. G. (2024). *Valoración económica del agua de uso agrícola en el Distrito de Riego 011, Alto Río Lerma, Guanajuato, México* (Tesis doctoral, Universidad Autónoma Chapingo). <https://repositorio.chapingo.edu.mx/handle/123456789/3814>
- Cosgrove, W. J. (2006). Water for growth and security. En *Water crisis: Myth or reality* (pp. 37–42). CRC Press. <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2019/10/librocompleto-watercrisis.pdf>
- Dalin, C., Konar, M., Hanasaki, N., Rinaldo, A., & Rodriguez-Iturbe, I. (2012). Evolution of the global virtual water trade network. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(16), 5989–5994. <https://doi.org/10.1073/pnas.1203176109>
- Díaz, J. R., Urrestarazu, L. P., Poyato, E. C., & Montesinos, P. (2012). Modernizing water distribution networks: Lessons from the Bembézar MD irrigation district, Spain. *Outlook on Agriculture*, 41(4), 229–236. <https://doi.org/10.5367/oa.2012.0105>
- Dinar, A. (2003). *The political economy of water pricing reforms* (World Bank Policy Research Working Paper No. WPS 3177). World Bank. <https://policycommons.net/artifacts/1457428/the-political-economy-of-water-pricing-reforms/2094691/>
- Ercin, A. E., & Hoekstra, A. Y. (2014). Water footprint scenarios for 2050: A global analysis. *Environment International*, 64, 71–82. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.11.019>
- FAO (2006). *Evapotranspiración del cultivo: Guía para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos* (Serie de Riego y Drenaje FAO No. 56). https://bibliotecadigital.ciren.cl/bitstream/20.500.13082/147846/1/ESTUDIO_FAO_RIEGO_Y_DRENAJE.pdf
- FAO (2011). *El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura: La gestión de los sistemas en situación de riesgo*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura; Mundi-Prensa. <https://www.fao.org/4/i1688s/i1688s.pdf>
- FAO (2012). *Coping with water scarcity: An action framework for agriculture and food security*. <https://www.fao.org/4/i3015e/i3015e.pdf>
- FAO (2013a). *Afrontar la escasez de agua: Un marco de acción para la agricultura y la seguridad alimentaria* (Informe sobre temas hídricos No. 38). <http://www.fao.org/3/a-i3015s.pdf>
- FAO (2013b). *The state of food and agriculture 2013: Food systems for better nutrition*. <https://www.fao.org/4/i3300e/i3300e.pdf>
- FAO (2021). *El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura: Sistemas al límite* [Informe de síntesis]. <https://doi.org/10.4060/cb7654es>
- FAO (2023). *ETo Calculator* (Versión 3.2) [Software]. <https://www.fao.org/land-water/databases-and-software/eto-calculator>
- Frederick, K. D. (2006). Irrigation efficiency, a key issue: More crops per drop. En *Water crisis: Myth or reality* (pp. 1–10). Taylor & Francis/Balkema. <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2019/10/librocompleto-watercrisis.pdf>
- Garay, Á. S., Valdivia, R., Hernández, J., & Sandoval, F. (2022). Estimación de la huella hídrica de la producción de caña de azúcar para los ingenios de la cuenca del Papaloapan. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 13(1), 103–113. <https://doi.org/10.29312/remexca.v13i1.2581>
-

-
- Gómez-Limón, J. A., & Riesgo, L. (2004). Irrigation water pricing: Differential impacts on irrigated farms. *Agricultural Economics*, 31(1), 47–66. <https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2004.tb00221.x>
- Gómez-Limón, J. A., & Riesgo, L. (2012). Agriculture and economics in the Water Framework Directive: Progress and limitations. *Water Policy*, 14(1), 31–44. <https://doi.org/10.2166/wp.2011.091>
- Gordon, P., Martínez, L. M., Moreno, A., Ramírez, A., Zárate, E., & Arévalo, D. (2017). Capítulo “Huella hídrica de productos agrícolas de la cuenca del río Ayuquila: Información clave para la GIRH en Jalisco.” En *Huella hídrica en México: Análisis y perspectivas* (pp. 108–131). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. https://www.researchgate.net/publication/321278612_Huella_Hidrica_de_productos_agricolas_de_la_cuenca_de_l_río_Ayuquila_informacion_clave_para_la_GIRH_en_Jalisco_Mexico
- Grafton, R. Q., Williams, J., Perry, C. J., Molle, F., Ringler, C., Steduto, P., ... Allen, R. G. (2018). The paradox of irrigation efficiency. *Science*, 361(6404), 748–750. <https://doi.org/10.1126/science.aat9314>
- Griffin, R. C. (2006). *Water resource economics: The analysis of scarcity, policies, and projects*. MIT Press. <https://doi.org/10.1007/s00712-006-0251-1>
- Guevara Díaz, J. M. (2006). La fórmula de Penman-Monteith FAO 1998 para determinar la evapotranspiración de referencia, ETo. *Terra. Nueva Etapa*, XXII(31), 31–72. http://saber.ucv.ve/ojs/index.php/rev_terr/article/view/1296
- Hanemann, W. M. (2006). The economic conception of water. En P. Rogers, M. R. Llamas, & L. Martínez-Cortina (Eds.), *Water crisis: Myth or reality?* (pp. 205–222). <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2019/10/librocompleto-watercrisis.pdf>
- Hoekstra AY, Hung PQ (2002) Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. Value of Water Research Report Series No. 11, UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, The Netherlands, <http://www.waterfootprint.org/Reports/Report11.pdf>
- Hoekstra, A. Y., & Chapagain, A. K. (2007). Water footprints of nations: Water use by people as a function of their consumption pattern. En *Integrated assessment of water resources and global change: A north–south analysis* (pp. 35–48). Springer. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9039-x>
- Hoekstra, A. Y., & Chapagain, A. K. (2008). *Globalization of water: Sharing the planet’s freshwater resources*. Blackwell Publishing. <https://doi.org/10.1002/9780470696224.ch2>
- Hoekstra, A. Y., & Hung, P. Q. (2002). *Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade* (Value of Water Research Report Series No. 11). UNESCO-IHE Institute for Water Education. <http://www.waterfootprint.org/Reports/Report11.pdf>
- Hoekstra, A. Y., & Hung, P. Q. (2005). Globalisation of water resources: International virtual water flows in relation to crop trade. *Global Environmental Change*, 15(1), 45–56. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2004.06.004>
- Hoekstra, A. Y., & Mekonnen, M. M. (2012). The water footprint of humanity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(9), 3232–3237. <https://doi.org/10.1073/pnas.1109936109>
- Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M., & Mekonnen, M. M. (2010). *Manual de evaluación de la huella hídrica: Definiendo una norma global*. Water Footprint Network. https://www.waterfootprint.org/resources/TheWaterFootprintAssessmentManual_Spanish.pdf
- Hoekstra, A. Y., Chapagain, A. K., Aldaya, M. M., & Mekonnen, M. M. (2011a). *Manual de evaluación de la huella hídrica: Establecimiento del estándar mundial* (241 pp.). Centro Internacional de Hidrología Ambiental, Madrid. https://www.waterfootprint.org/resources/TheWaterFootprintAssessmentManual_Spanish.pdf
- Hoekstra, A. Y., Mekonnen, M. M., Chapagain, A. K., Mathews, R. E., & Richter, B. D. (2011b). Global water scarcity: The monthly blue water footprint compared to blue water availability. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(5), 1577–1600. <https://doi.org/10.5194/hess-15-1577-2011>
- ICWE (1992). International Conference on Water and the Environment. *The Dublin Statement on Water and Sustainable Development*. ICWE. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000137373>
- IMCO (2023a). Instituto Mexicano para la Competitividad A.C. *Aguas en México: ¿escasez o mala gestión?* <https://imco.org.mx/wp-content/uploads/2023/02/Situacion-del-agua-en-Mexico-1.pdf>
- IMCO (2023b). Instituto Mexicano para la Competitividad A.C. *El costo real del agua en México: Inequidad, ineficiencia y opacidad en su gestión* (p. 15). https://imco.org.mx/wp-content/uploads/2023/08/Investigacion_Costo-real-del-agua-en-Mexico_31082023-1.pdf
-

-
- Jägermeyr, J., Gerten, D., Heinke, J., Schaphoff, S., Kummu, M., & Lucht, W. (2015). Water savings potentials of irrigation systems: Global simulation of processes and linkages. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(7), 3073–3091. <https://doi.org/10.5194/hess-19-3073-2015>
- Johansson, R. C., Tsur, Y., Roe, T. L., Doukkali, R., & Dinar, A. (2002). Pricing irrigation water: A review of theory and practice. *Water Policy*, 4(2), 173–199. [https://doi.org/10.1016/S1366-7017\(02\)00026-0](https://doi.org/10.1016/S1366-7017(02)00026-0)
- Kang, S., Hao, X., Du, T., Tong, L., Su, X., Lu, H., ... Ding, R. (2017). Improving agricultural water productivity to ensure food security in China under changing environment: From research to practice. *Agricultural Water Management*, 179, 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.05.007>
- Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E., & Aragüés, R. (2010). Irrigation modernization and water conservation in Spain: The case of Riegios del Alto Aragón. *Agricultural Water Management*, 97(10), 1663–1675. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.05.023>
- Levine, G. (2007). La cuenca del río Lerma-Chapala: Un estudio de caso de transferencia de agua en una cuenca cerrada. *Paddy and Water Environment*, 5, 247–251. <https://doi.org/10.1007/s10333-007-0088-4>
- Magaña-Zamora, J. D., Ortiz-Aguilar, T. L., & Hernández-Gen, J. (2017). La huella hídrica de productos agrícolas de la subcuenca Salamanca. En *Huella hídrica en México: Análisis y perspectivas* (pp. 175–206). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Marston, L., & Konar, M. (2017). Drought impacts to water footprints and virtual water transfers of the Central Valley of California. *Water Resources Research*, 53(7), 5756–5773. <https://doi.org/10.1002/2016WR020251>
- Martínez-Dalmau, J., Gutiérrez-Martín, C., Expósito, A., & Berbel, J. (2023). Analysis of water pricing policy effects in a Mediterranean basin through a hydroeconomic model. *Water Resources Management*, 37(4), 1599–1618. <https://doi.org/10.1007/s11269-023-03446-8>
- Massarutto, A. (2003). Water pricing and irrigation water demand: Economic efficiency versus environmental sustainability. *European Environment*, 13(2), 100–119. <https://doi.org/10.1002/eet.316>
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2010). A global and high-resolution assessment of the green, blue and grey water footprint of wheat. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(7), 1259–1276. <https://doi.org/10.5194/hess-14-1259-2010>
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2011). The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(5), 1577–1600. <https://doi.org/10.5194/hess-15-1577-2011>
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2016). Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances*, 2(2), e1500323. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500323>
- Molden, D., Oweis, T., Steduto, P., Bindraban, P., Hanjra, M. A., & Kijne, J. (2010). Improving agricultural water productivity: Between optimism and caution. *Agricultural Water Management*, 97(4), 528–535. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.03.023>
- Momeni, M., Zakeri, Z., Esfandiari, M., Behzadian, K., Zahedi, S., & Razavi, V. (2019). Comparative analysis of agricultural water pricing between Azarbaijan Provinces in Iran and the state of California in the US: A hydro-economic approach. *Agricultural Water Management*, 223, 105724. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105724>
- NASA (2024). National Aeronautics and Space Administration. *Prediction of Worldwide Energy Resources (POWER) Data Access Viewer (DAV)*. <https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer/>
- OECD (2013). Organisation for Economic Cooperation and Development. *Hacer realidad la reforma del sector del agua en México* (Estudios de la OECD sobre el agua, Publicaciones No. 473). OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/9789264187894-en>
- ONU (2022). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2022: Aguas subterráneas, Hacer visible el recurso invisible*. UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000382894>
- Peniche Camps, S. (2020). *Castillos en la arena: Política de aguas en la cuenca de Río Lerma y los niveles del lago de Chapala*. Universidad de Guanajuato. <https://www.ugto.mx/ugentucasa/images/pdf/libro/agua-en-el-bajio-guanajuatense.pdf>
- Pérez, J. H., Ortiz, J. H., Alcalá, R. V., & Coronado, O. A. A. (2023). Tarifas y agua virtual en tres cultivos del Distrito de Riego 003 Tula, Hidalgo, México. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 7(6), 7507–7519. <https://ciencialatina.org/index.php/cienciala/article/view/9291>
- Perry, C. (2007). Efficient irrigation; inefficient communication; flawed recommendations. *Irrigation and Drainage*, 56(4), 367–378. <https://doi.org/10.1002/ird.323>
-

-
- Playán, E., & Mateos, L. (2006). Modernization and optimization of irrigation systems to increase water productivity. *Agricultural Water Management*, 80(1–3), 100–116. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2005.07.007>
- Rogers, P., Bhatia, R., & Huber, A. (1998). Water as an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. *Water International*, 23(1), 49–61. <https://doi.org/10.1080/02508069808686734>
- Rojas Rueda, A., & Tzatchkov, V. G. (Coords.). (2022). *Introducción a la seguridad hídrica*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. <https://doi.org/10.24850/b-imta-2022-04>
- Tsur, Y., Roe, T. L., Doukkali, R., & Dinar, A. (2004). *Pricing irrigation water: Principles and cases from developing countries*. RFF Press. <https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.4324/9781936331635/pricing-irrigation-water-yacov-tsur>
- UNESCO (2020). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2020: Agua y cambio climático*. Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas (WWAP). <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000373611>
- UNESCO (2021). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2021: El valor del agua*. UNESCO. <https://www.unesco.org/reports/wwdr/2021/es>
- Wang, X., & Hu, J. (2015). Research on virtual water in the Chinese international grain trade. *Modern Economy*, 6(6), 735–746. <https://doi.org/10.4236/me.2015.66070>
- Young, R. A. (2005). *Determining the economic value of water: Concepts and methods*. Resources for the Future. <https://doi.org/10.1007/s10640-005-1956-2>
- Young, R. A. (2014). Economic and ecological approaches to water management: Policy implications and alternatives. *Water Policy*, 16(S1), 1–15. <https://doi.org/10.4324/9780203784112>
- Zhuo, L., Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2016). Consumptive water footprint and virtual water trade scenarios for China—With a focus on crop production, consumption and trade. *Environment International*, 94, 211–223. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.05.019>
- Zwart, S. J., & Bastiaanssen, W. G. M. (2019). Review of measured crop water productivity values for irrigated wheat, rice, cotton, and maize. *Agricultural Water Management*, 223, 105694. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2004.04.007>



© 2024 by the authors. Published by *Economicus Journal of Business and Economics Insights*. This article is an open access publication distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY-NC 4.0) license (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>).

CAPÍTULO 5. CONCLUSIONES GENERALES

La escasez de agua en el DR011 Alto Río Lerma, Guanajuato, México, reduce la superficie cultivada hasta en un 35% en escenarios de sequía extrema, un efecto más severo que la caída proporcional en los ingresos agrícolas. En respuesta, los agricultores disminuyen la superficie sembrada para mitigar las pérdidas económicas de corto plazo, comprometiendo sin embargo la producción total y la seguridad alimentaria regional en el mediano plazo.

Si bien la reducción de la superficie sembrada alivia temporalmente la presión financiera, resulta un mecanismo insostenible en ausencia de mejoras simultáneas en la eficiencia del riego y en la selección de cultivos. Los modelos de asignación eficiente desarrollados en este estudio evidencian que, aún con recursos hídricos limitados, es factible ampliar tanto la extensión cultivable como los ingresos totales al priorizar cultivos de alta rentabilidad y bajo consumo hídrico.

El análisis económico revela una marcada subvaloración del agua: el precio sombra estimado supera ampliamente las tarifas vigentes, indicando que el costo real del recurso no se internaliza ni refleja la presión ejercida sobre los acuíferos. En escenarios de sequía, el precio sombra se incrementa en función de la escasez mientras las tarifas permanecen invariables, intensificando la sobreexplotación de los mantos freáticos y poniendo de manifiesto las limitaciones del marco regulatorio vigente.

La evaluación de la huella hídrica en el Módulo Salvatierra identificó ineficiencias críticas en la gestión del agua. El frijol otoño-invierno, presentó una demanda hídrica y costos por tonelada muy superiores al promedio, lo que lo convierte en una opción poco rentable y ambientalmente menos sostenible. En contraste, la zanahoria y el tomate primavera-verano mostraron huellas hídricas reducidas, costos unitarios menores y productividades aparentes del agua y de la tierra notablemente superiores. Estos resultados demuestran que una selección estratégica de cultivos puede conciliar la rentabilidad económica con la conservación de recursos en escenarios de escasez.

Estos hallazgos enfatizan la necesidad de modernizar la infraestructura de riego e implementar un enfoque integrado que combine eficiencia técnica y políticas innovadoras. En particular, ajustar subsidios y tarifas al consumo real de cada cultivo, mediante esquemas progresivos vinculados a la disponibilidad hídrica, la huella hídrica específica y los costos ambientales, fomentaría la adopción de tecnologías de riego más eficientes y propiciaría la transición hacia cultivos de bajo requerimiento hídrico. Estas medidas, alineadas con los objetivos del Plan Nacional Hídrico 2024–2030, deben incorporar mecanismos de apoyo y equidad para pequeños productores, fortaleciendo la resiliencia del sector y garantizando la conservación a largo plazo de los acuíferos.

Finalmente, el marco metodológico aplicado al ciclo 2021–2022 es fácilmente replicable en otras regiones con estrés hídrico. Se sugiere que futuras líneas de investigación incorporen escenarios de cambio climático, evalúen costos indirectos (energía, mantenimiento de infraestructura) e integren análisis socioeconómicos más detallados. Estas ampliaciones permitirán perfeccionar los procesos de toma de decisiones y orientar inversiones hacia una agricultura competitiva, resiliente y sostenible.