



Artículo

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

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

Fernando D. Fuentes-López ¹, Juan Hernández-Ortíz ^{2,*}, Ramón Valdivia-Alcalá ³, Ángeles Suhgey Garay-Jácome ⁴

¹ Posgrado de la División de Ciencias Económico-Administrativas, Universidad Autónoma Chapingo, México; al21130253@chapingo.mx; ORCID: 0000-0002-5568-6500

² Posgrado de la División de Ciencias Económico-Administrativas, Universidad Autónoma Chapingo, México; jhernandez@chapingo.mx; ORCID: 0000-0001-5957-594X

³ Posgrado de la División de Ciencias Económico-Administrativas, Universidad Autónoma Chapingo, México; rvaldivia@chapingo.mx; ORCID: 0000-0003-0434-3169

⁴ Investigadora independiente; janllely0608@gmail.com; ORCID: 0000-0001-8520-4181

* Autor de correspondencia / Correspondence author

Recibido: 04/08/2025; Aceptado: 10/11/2025; Publicado: 09/01/2026.

DOI: <https://doi.org/10.54167/ejbei.v3i1.2010>

Resumen: La agricultura utiliza más del 70% del agua dulce global y genera el 86% de la huella hídrica humana. En el módulo de riego 02 Salvatierra, la disponibilidad de agua superficial disminuyó 61% entre 2019 y 2021. El objetivo de este trabajo es determinar la huella hídrica, costos, tarifas y productividad aparente del agua y la tierra en 17 cultivos del ciclo 2021-2022, para identificar medidas que reduzcan la demanda hídrica y la presión sobre acuíferos. La hipótesis de estudio se refiere a la huella hídrica azul de los cultivos de primavera-verano es inferior a la de los cultivos de otoño-invierno. Además, la huella hídrica azul se asocia negativamente con la productividad aparente del agua y positivamente con el costo unitario. Se utilizaron metodologías estandarizadas, con datos locales de clima y volúmenes de riego, análisis económico y pruebas estadísticas. Los resultados arrojan que el frijol registró la huella hídrica azul más alta y costos 40% superiores al promedio; zanahoria y tomate mostraron menores huellas y costos, y mayores retornos por agua y superficie. Las pruebas estadísticas confirman diferencias estacionales y una correlación inversa entre HHazul y productividad aparente del agua. Por lo anterior, es importante modernizar el riego, vincular tarifas basadas en huella hídrica y reorientar subsidios pueden disminuir la demanda hídrica y mejorar la sostenibilidad, acorde con el Plan Nacional Hídrico 2024–2030.

Como citar / How to cite:

Fuentes-López, F. D., Hernández-Ortíz, J., Valdivia-Alcalá, R., & Garay-Jácome, A. S. (2026). Gestión sostenible del agua en el Bajío: huella hídrica, costos y políticas de riego. *Economicus Journal of Business and Economics Insights*, 3(1), 32–52. <https://doi.org/10.54167/ejbei.v3i1.2010>



Este artículo está bajo los términos de la Licencia Creative Commons Atribución/Reconocimiento NoComercial 4.0 Internacional. This article is under the terms of the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License. (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/>).

Palabras clave: Seguridad hídrica, Huella hídrica, Agricultura sostenible, Eficiencia de riego, Valoración y tarifas del agua.

Clasificación JEL: Q25, Q15, Q28.

Abstract: Agriculture uses over 70% of global freshwater and accounts for 86% of the human water footprint. In the Salvatierra Irrigation District 02, surface water availability decreased by 61% between 2019 and 2021. The objective of this paper is to determine the water footprint, costs, tariffs, and apparent water and land productivity of 17 crops during the 2021-2022 growing season, to identify measures to reduce water demand and pressure on aquifers. The hypothesis of study states to the blue water footprint of spring-summer crops is lower than that of autumn-winter crops. Furthermore, the blue water footprint is negatively associated with apparent water productivity and positively with unit cost. Standardized methodologies were used, along with local data on climate, irrigation volumes, economic analysis, and statistical tests. Results show that beans had the highest blue water footprint and costs 40% above average; carrots and tomatoes showed lower footprints and costs, and higher returns per unit of water and land. Statistical tests confirm seasonal differences and an inverse correlation between blue water footprint and apparent water productivity. Therefore, it is important to modernize irrigation, implementing tariffs based on water footprint, and reorienting subsidies can reduce water demand and improve sustainability, in line with the National Water Plan 2024–2030.

Keywords: Water security, Water footprint, Sustainable agriculture, Irrigation efficiency, Water pricing and tariffs.

JEL Classification: Q25, Q15, Q28.

1. 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 & 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 & 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 & 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 & 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 & 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 & 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 & 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 & 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; Young & Loomis, 2014). La valoración basada en la huella hídrica (Chapagain & Hoekstra, 2004; Erkin & 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 & Expósito, 2020; Gómez-Limón & 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 acuíferos y una disminución del 60% en la disponibilidad per cápita de agua (FAO, 2011; IMCO, 2023b; Rojas & 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 & 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 & Mateos, 2006).

El Distrito de Riego 011 Alto Río Lerma (DR011) ejemplifica estos desafíos al presentar una eficiencia hídrica inferior al 50% (Ángeles, 2015). 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). Datos oficiales resaltan 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, mientras que la sobreexplotación de acuíferos amenaza la

disponibilidad futura (CONAGUA, 2020; IMCO, 2023a). Para contrarrestar esta situación, el Plan Nacional Hídrico 2024–2030 contempla la tecnificación de riego en 200 mil hectáreas con el fin de mejorar tanto la productividad como la sostenibilidad del recurso (CONAGUA, 2024a).

Esta crítica situación en el DR011 hace imperante un análisis integral que combine indicadores técnicos y económicos, con el fin de fundamentar estrategias de gestión sostenibles. Aunque investigaciones previas han estimado la huella hídrica en el Distrito 011, como Botello-Aguillón et al., (2024), este estudio aporta diferencias operativas y metodológicas relevantes: (i) estimaciones a partir de volúmenes de riego medidos en campo, sin depender exclusivamente de modelos teóricos, (ii) valoración económica integrada que incluye costos de la energía eléctrica para la extracción subterránea, (iii) estimación de tarifas implícitas por dam³ basadas en la HHazul, y (iv) evaluación de productividad aparente expresada en términos monetarios. Estas innovaciones permiten traducir los resultados técnicos a opciones de política concretas, aumentando la aplicabilidad práctica respecto a trabajos previos.

Con base en lo expuesto, se formula la pregunta de investigación: ¿En qué medida la estimación de la huella hídrica y su valoración económica orientan prácticas agrícolas y políticas tarifarias para reducir la demanda de agua y la sobreexplotación de acuíferos en el Módulo Salvatierra? Esta pregunta orienta el diseño metodológico del estudio y se aborda con los datos del ciclo 2021–2022.

De esta manera, el objetivo fue determinar la huella hídrica, costos, tarifas y productividad aparente del agua y la tierra en 17 cultivos del ciclo 2021–2022, para identificar opciones que reduzcan la demanda hídrica y la presión sobre acuíferos. Además de cuantificar indicadores técnicos y económicos, el estudio busca identificar medidas prácticas y factibles como tarifas, reorientación de subsidios, priorización de cultivos y tecnologías de riego aplicables en el Módulo 02 para reducir la extracción de acuíferos y orientar la política pública.

Para guiar este análisis, se planteó la siguiente hipótesis:

La huella hídrica azul de los cultivos de primavera–verano es inferior a la de los cultivos de otoño–invierno. La huella hídrica azul se asocia negativamente con la productividad aparente del agua y positivamente con el costo unitario.

La hipótesis se fundamenta en la estacionalidad de las precipitaciones, debido a que las lluvias de primavera–verano reducen la demanda de riego, así como en la evidencia de que las siembras de otoño–invierno dependen más de extracciones subterráneas y de cultivos con menores rendimientos por hectárea. Para comprobar la hipótesis, se compararon grupos estacionales mediante pruebas no paramétricas (Kruskal–Wallis / Mann–Whitney) y se estimaron correlaciones de Spearman.

2. Metodología

Se precisa que el análisis se concentra en un único ciclo agrícola (2021–2022) y en un módulo de riego específico; orientado a obtener estimaciones empíricas robustas a escala del Módulo 02. Por tanto, los resultados ofrecen evidencia local relevante, pero su aplicabilidad interanual y regional requiere validación con series multiciclo.

El Módulo de Riego 02 Salvatierra fue seleccionado por su representatividad dentro del DR011 y por la presencia de señales previas de estrés hídrico locales. El módulo comprende 16,389 ha y 6,441 usuarios, lo que representa cerca del 15% de la extensión y el 24% de los usuarios del distrito. Utiliza 62% de agua superficial y 38% de agua subterránea, y su consumo representa alrededor del 10% del volumen total del distrito. Entre 2019 y 2021 se documentó una reducción aproximada del 61% en la disponibilidad de agua superficial, situación que motivó el análisis detallado de la huella hídrica y la valoración económica aquí presentado.

Los cultivos de maíz, trigo, alfalfa, zanahoria, frijol y tomate ocupan el 93% de la superficie sembrada y generan el 91.3% del valor de la producción agrícola del módulo, lo que permite, con las debidas cautelas, extrapolar resultados a condiciones análogas dentro del distrito (Tabla 1).

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 la jefatura del 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).

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.

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:

$$HHverde = 10 \times \sum ET_{cverde} \quad (1)$$

Donde la sumatoria considera la evapotranspiración del cultivo durante el ciclo agrícola (Chapagain & 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 & Hoekstra, 2016). Asimismo, se omitió el agua retenida en biomasa, menos del 1% de la huella total (Chapagain & Hoekstra, 2004).

Se utilizó la fórmula:

$$\text{HHazul} = \text{AWU}/R \quad (2)$$

Donde AWU es el volumen total de agua utilizada en riego (superficial + subterránea) medido en dam^3 , 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 .

Para evaluar los niveles de variación en la HHazul entre los 17 cultivos analizados, se aplicó un criterio comparativo relativo basado en el cociente entre la HHazul de cada cultivo y el promedio del conjunto. Los cultivos se clasificaron como de baja variación (eficiente) si el cociente era menor o igual a 0.7, media si se encontraba entre 0.7 y 1.3, y alta (consumo elevado) si superaba 1.3. Este enfoque se sustenta en metodologías de criterios de referencia para huellas hídricas que utilizan percentiles o desviaciones relativas a distribuciones locales o globales (Mekonnen & Hoekstra, 2016; Zhuo et al., 2016a), adaptadas al contexto regional para evitar umbrales absolutos que ignoren la variabilidad en zonas áridas, donde la HHazul tiende a ser mayor. Asimismo, incorpora elementos de clasificaciones por desviaciones de la media, similares a las empleadas en análisis de anomalías hídricas (Borgomeo et al. 2020), asegurando una evaluación reproducible y sensible al conjunto de datos locales.

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 & 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/ dam^3 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:

$$C_i = \frac{TA_{\text{sup}} + (TA_{\text{sub}})(\text{dam}^3)}{X_i} = \frac{\text{MXN}\$/\text{ha}}{\text{ton/ha}} = \frac{\text{MXN}\$}{\text{ton}} \quad (3)$$

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):

$$TC_i = \frac{C_i}{HHazul} = \frac{\text{MXN\$/ton}}{\text{dam}^3/\text{ton}} = \frac{\text{MXN\$}}{\text{dam}^3}. \quad (4)$$

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.

Para evaluar la hipótesis se desarrollaron y ejecutaron códigos en Python para analizar la distribución y la variabilidad de la HHazul de los cultivos por estación. Por sembrarse en fechas y condiciones climáticas similares, se agruparon los cultivos de PV y 2C (PV, $n = 9$) y se compararon con los de otoño-invierno (OI, $n = 7$); la alfalfa no se incluyó por ser el único cultivo perenne (PRN). Dado que la mayoría de las series no siguieron una distribución normal (Shapiro-Wilk), se aplicaron pruebas no paramétricas para las comparaciones (Kruskal-Wallis y U de Mann-Whitney) y la correlación de Spearman para relacionar HHazul con los indicadores económicos. Para aumentar la robustez del análisis se estimaron intervalos de incertidumbre al 95% mediante bootstrap (10,000 réplicas).

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

3. Resultados

El análisis de los datos del ciclo 2021-2022 en el Módulo de Riego 02 Salvatierra permitió cuantificar los indicadores de huella hídrica y económicos para los 17 cultivos analizados. Los resultados resumen los insumos cuantitativos obtenidos durante el ciclo agrícola 2021-2022. Se presentan de forma organizada e incluyen la distribución del recurso hídrico, las huellas hídricas verde, azul y total, los costos y tarifas asociadas al agua, y las productividades aparentes del agua y de la tierra.

Para facilitar la verificación, cada apartado remite a las Tablas y Figuras correspondientes. Las magnitudes se reportan en las unidades indicadas en la metodología y se muestran sin interpretación ni comparación externa en esta sección.

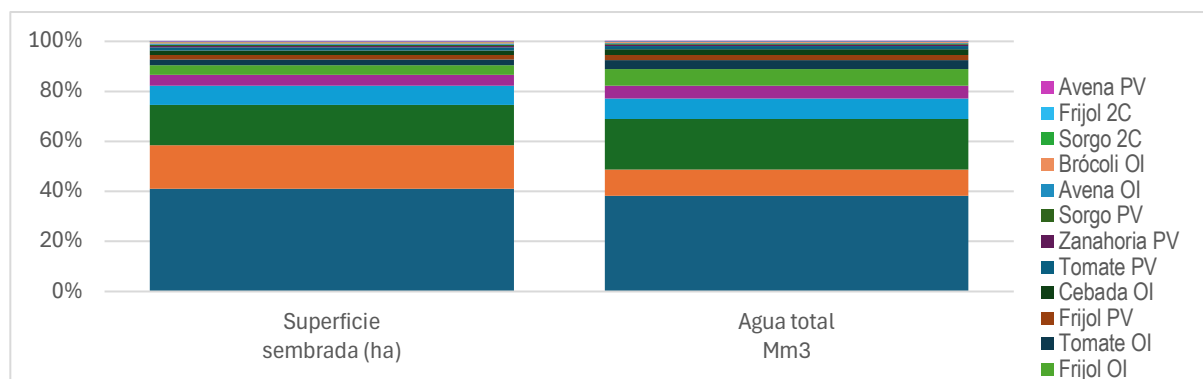


Figura 1. Superficie y volumen de agua por cultivo.

3.1. Distribución de superficie y consumo de agua por cultivo

La distribución del área cultivada y el volumen de agua utilizado en el módulo se presentan desglosados por fuente superficial y subterránea en la Tabla 1. La Figura 1, ilustra la proporción del área y del volumen total de agua consumido por cada cultivo. El maíz, en los ciclos PV y 2C, y el trigo OI fueron los cultivos dominantes, ocupando conjuntamente el 57% del área cultivada y consumieron el 55% del volumen total de agua de riego disponible. El maíz en el ciclo de primavera-verano representó el 41% del área y consumió el 38% del agua. En contraste, cultivos como el brócoli, la avena PV y el sorgo 2C representaron menos del 1% del área cultivada cada uno.

3.2. Huella hídrica verde

Los valores calculados para cada uno de los 17 cultivos analizados siguiendo la metodología descrita de la HHverde, que cuantifica el uso de agua de lluvia, se presentan en la Tabla 2, mostrando una amplia variabilidad entre cultivos, desde 107 m³/ton para zanahoria OI hasta 2,496 m³/ton para frijol PV. El 59% de los cultivos (10 de 17) presentaron una HHverde por debajo del promedio de 789 m³/ton. Los cultivos con los valores más bajos de HHverde (<200 m³/ton) fueron zanahoria OI (107 m³/ton), zanahoria PV (148 m³/ton), brócoli OI (179 m³/ton) y tomate PV (188 m³/ton). Por el contrario, los cultivos con los valores más altos de HHverde (>1,800 m³/ton) fueron frijol OI (1,881 m³/ton), frijol 2CV (2,270 m³/ton) y frijol PV (2,496 m³/ton).

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	Criterio comparativo	HHTotal m ³ /Ton	Ci \$/ton	Tci \$/dam ³	PAA \$/m ³	PAT \$/ha
Cebada OI	682	1,168	1.3	1,850	111	94.8	6.7	54,704
Trigo OI	941	981	1.1	1,922	113	115.0	9.2	64,590
Brócoli OI	179	257	0.3	435	44	172.5	19.5	95,000
Frijol OI	1,881	4,789	5.3	6,670	404	84.3	3.6	34,370
Avena OI	497	375	0.4	872	57	150.9	5.6	28,345
Tomate OI	210	339	0.4	549	31	91.5	22.9	203,734
Zanahoria OI	107	149	0.2	256	19	124.7	8.9	61,177
Maíz PV	459	393	0.4	851	57	145.3	19.1	100,500
Sorgo PV	624	616	0.7	1,240	92	148.9	11.8	58,400
Frijol PV	2,496	3,506	3.9	6,003	424	121.0	4.9	32,584
Avena PV	562	177	0.2	739	56	318.0	11.9	29,400
Tomate PV	188	184	0.2	372	28	150.7	39.2	202,356
Zanahoria PV	148	77	0.1	225	17	223.2	20.7	73,493
Alfalfa PRN	966	407	0.5	1,373	53	131.0	8.7	52,762
Maíz 2C	523	276	0.3	800	60	216.0	27.1	95,250
Sorgo 2C	680	344	0.4	1,024	92	266.7	21.2	58,400
Frijol 2C	2,270	1,289	1.4	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

La HHazul mostró una amplia dispersión (Tabla 2). Los valores oscilaron entre 77 m³/ton para zanahoria PV y 4,789 m³/ton para frijol OI, con un promedio de 902 m³/ton. El 65% del total de cultivos (11 de 17) superaron este promedio. Los cuatro cultivos con la mayor HHazul fueron frijol OI (4,789

m³/ton), frijol PV (3,506 m³/ton), frijol 2C (1,289 m³/ton) y cebada OI (1,168 m³/ton). La huella hídrica total (HHTotal = HHverde + HHazul) mostró un patrón similar, el frijol OI registró el valor máximo (6,670 m³/ton) y la zanahoria PV el mínimo (225 m³/ton), como se visualiza en la Figura 2.

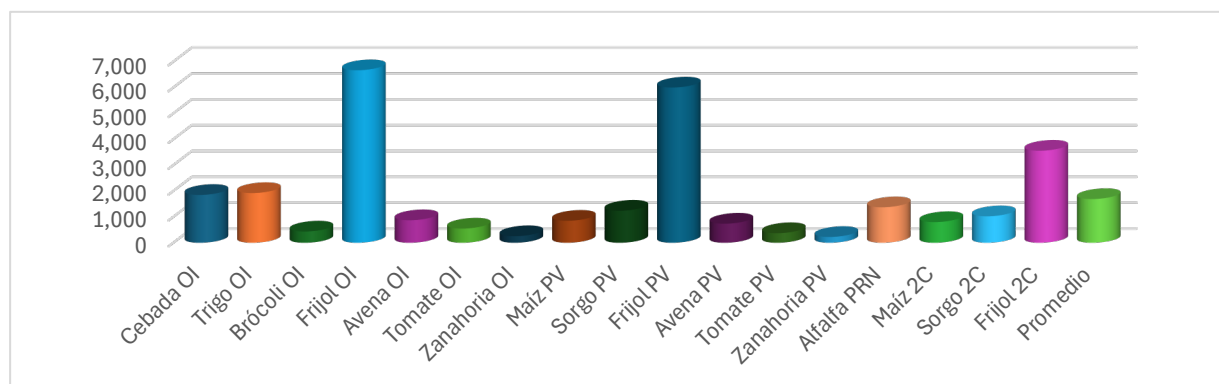


Figura 2. Huella hídrica total en m³ por tonelada de cultivo.

De acuerdo con el criterio comparativo, 12 de los 17 cultivos tienen una HHazul considerada eficiente (Zanahoria PV, Zanahoria OI, Avena PV, Tomate PV, Brócoli OI, Maíz 2C, Tomate OI, Sorgo 2C, Avena OI, Maíz PV, Alfalfa PRN y Sorgo PV), dos presentan una HHazul media (Trigo OI y Cebada OI), y tres tienen una HHazul de consumo elevado (Frijol 2C, Frijol PV y Frijol OI).

Al evaluar la hipótesis sobre diferencias estacionales en la HHazul y su relación con indicadores económicos, se observó que las series de HHazul no siguieron una distribución normal (Shapiro–Wilk: PV $p = 0.0009$; OI $p = 0.0010$), por lo que se aplicaron pruebas no paramétricas y procedimientos bootstrap (10,000 réplicas). Las pruebas Kruskal–Wallis y Mann–Whitney no mostraron diferencias estadísticamente significativas entre PV y OI (Mann–Whitney U $p = 0.681$; Kruskal–Wallis $p = 0.634$). En contraste, la correlación de Spearman mostró una relación inversa significativa entre HHazul y la productividad aparente del agua (PAA: $\rho = -0.613$, $p = 0.0089$) y una relación positiva muy fuerte entre HHazul y el costo unitario del agua (C_i : $\rho = 0.894$, $p < 0.00001$).

3.4. Costos y tarifas del agua

El costo unitario del agua (C_i), que representa el costo económico del agua por tonelada producida, se calculó a partir de los costos de agua superficial por ha y del costo de extracción subterránea de acuerdo con los supuestos metodológicos, varió en un rango de \$17/ton en la zanahoria PV a \$424/ton en frijol PV, con un valor promedio de \$120/ton, como se detalla en la Tabla 2 y la Figura 3.

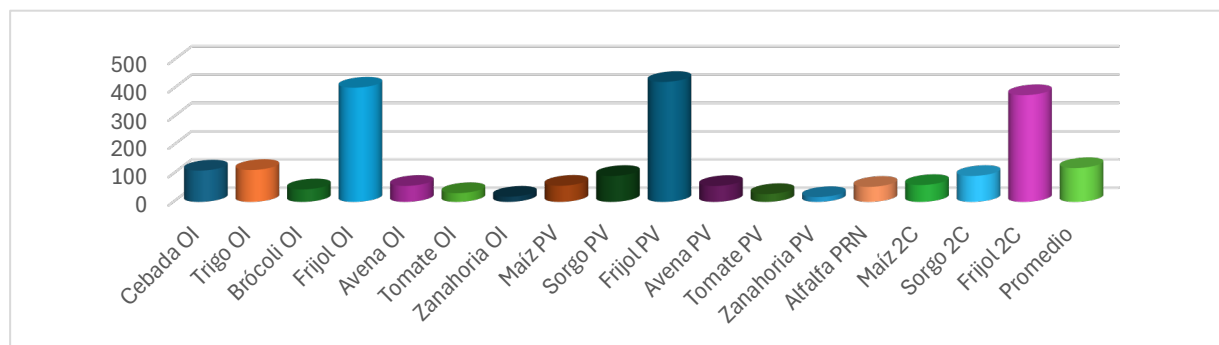


Figura 3. Costo del agua por tonelada de cultivo (\$/ton).

La tarifa del agua (TC_i), que indica el costo por metro cúbico de agua efectivamente consumida en la producción, también mostró una amplia disparidad, desde \$84.3/dam³ para frijol OI hasta \$318.0/dam³ para avena PV (Tabla 2, Figura 4). No se observó una correlación lineal evidente entre el valor de la HHazul y la tarifa resultante.

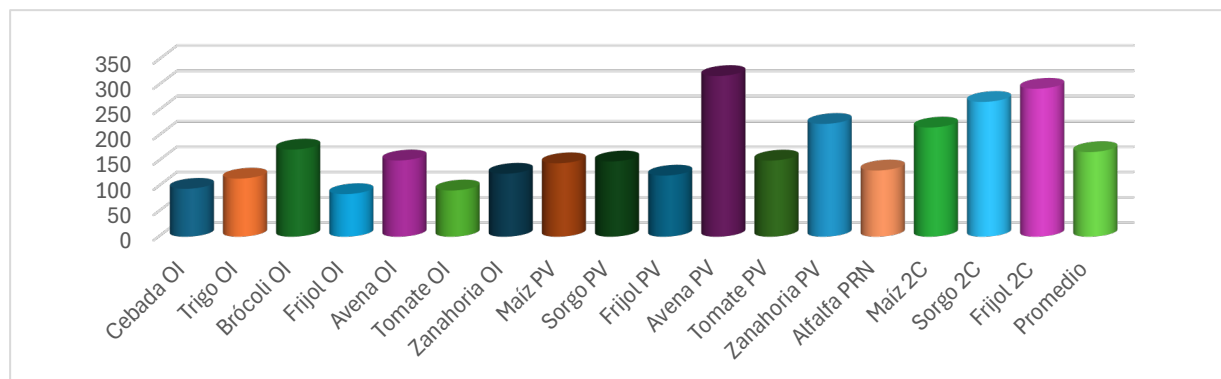


Figura 4. Tarifa del agua (\$/dam³).

3.5. Relación entre HHazul, rendimiento y costos

El análisis de la relación entre la HHazul y el rendimiento (Figura 5) mostró que cultivos como el frijol OI y PV se caracterizan por combinar una alta demanda hídrica (4,789 y 3,506 m³/ton) con bajos rendimientos (2.0 y 1.9 ton/ha, respectivamente). Por el contrario, la zanahoria PV y OI y el tomate OI y PV mostraron una combinación de altos rendimientos elevados (45.9-46.1 y 26.3-28.0 ton/ha, respectivamente) con una HHazul moderada o baja (77-149 y 339-184 m³/ton, respectivamente).

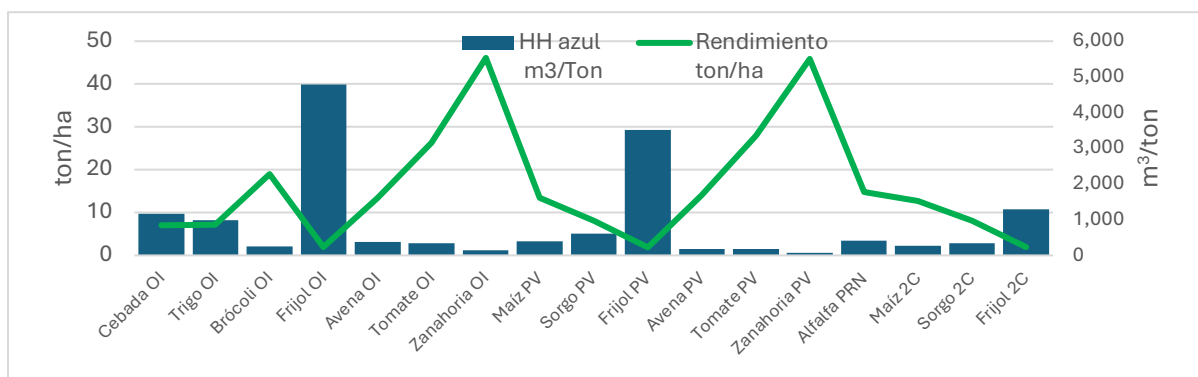


Figura 5. Relación entre HHazul y rendimiento por cultivo.

Asimismo, al analizar HHazul frente al costo del agua (C_i), en la Figura 6 se observa que el frijol en sus tres modalidades presenta los valores más altos de HHazul, los cuales se asocian con los mayores costos económicos del agua por tonelada producida, frente a los menores valores mostrados tanto en HHazul como en costos del agua de los cultivos como la zanahoria y el tomate que se sitúan en el extremo opuesto de la relación.

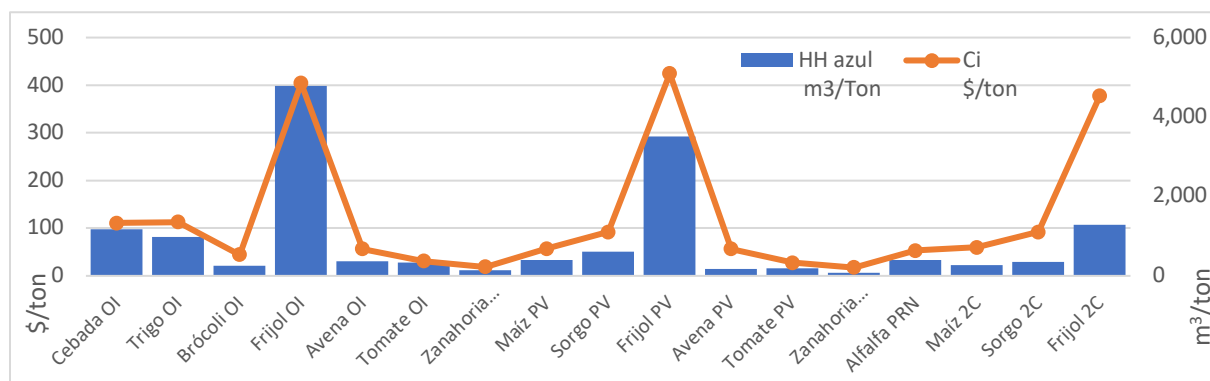


Figura 6. Relación entre HHazul y costo del agua por cultivo.

3.6. Productividad aparente del agua y de la tierra

La productividad aparente del agua (PAA), que mide el retorno económico por metro cúbico de agua consumida, mostró valores máximos para el tomate PV (\$39.2/m³), el maíz 2C (27.1 \$/m³), el tomate OI (22.9 \$/m³) y la zanahoria PV (20.7 \$/m³), y mínimos para el frijol OI (\$3.6/m³), el frijol PV (4.9 \$/m³), y la avena OI (\$5.6/m³) (Tabla 2, Figura 7).

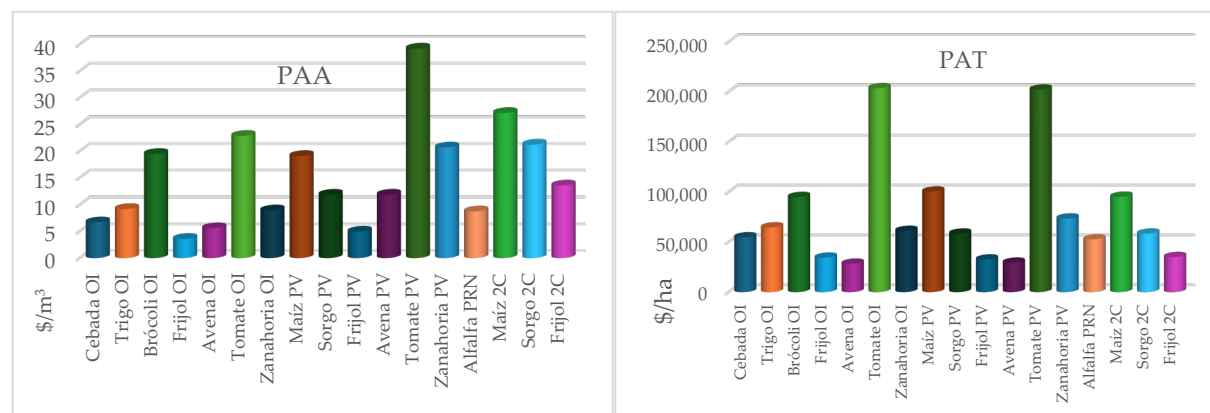


Figura 7. Productividad aparente del agua (\$/m³) y de la tierra (\$/ha).

La productividad aparente de la tierra (PAT), que cuantifica el ingreso por hectárea cultivada, mostró que el tomate OI (\$203,734/ha) y el tomate PV (\$202,356/ha). Con valores cercanos al promedio se encuentra el maíz PV, maíz 2C, y el brócoli OI (\$100,500/ha, \$95,250/ha y \$95,000/ha respectivamente). Los valores más bajos de PAT correspondieron a la avena OI, la avena PV y el frijol PV (\$28,345/ha, \$29,400 y \$32,584/ha respectivamente).

4. Discusión

Los resultados obtenidos se discuten a continuación en el contexto de la literatura existente, destacando sus implicaciones para la gestión del agua en la región.

Retomando la pregunta de investigación, los resultados del ciclo 2021–2022 muestran que, si bien la comparación estacional simple entre PV y OI no fue concluyente en la HHazul en términos estadísticos, la evidencia económica es clara: existe una correlación negativa significativa entre HHazul y PAA y una correlación positiva muy fuerte entre HHazul y C_i . Ello significa que los cultivos que consumen más agua de riego por tonelada tienden a generar menos ingreso por metro cúbico de agua y mayores costos

por tonelada. Por tanto, aunque la comparación estacional simple no alcanzó significancia, la relación entre HHazul y los indicadores económicos respalda la idea de priorizar intervenciones dirigidas a cultivos con HHazul elevada, por ejemplo, las modalidades de frijol, ya que son los que más incrementan costos y presión sobre acuíferos.

Lo antes expuesto debe interpretarse con cautela: (i) el efecto esperado de políticas que incorporan tarifas o reorientación de subsidios, está fundamentado en razonamiento económico teórico pero requiere evaluación empírica adicional, como estimación de elasticidades y análisis de respuesta de los productores y (ii) los resultados se basan en un único ciclo agrícola (2021–2022) y en un solo módulo de riego, por lo que su validez interanual y su aplicabilidad a otros contextos precisan confirmación mediante datos multiciclo.

4.1. Distribución de superficie y consumo de agua por cultivo

La concentración de superficie de cultivos de elevada exigencia hídrica, como maíz y trigo sugiere una asignación subóptima del recurso desde el punto de vista económico, al priorizar sistemas con baja eficiencia tanto en el uso del agua como en el retorno financiero, lo que genera desafíos para la gestión local ante el alto volumen de agua demandado.

Este hallazgo se alinea con el enfoque del análisis que 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 & 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.

4.2. Huella hídrica verde

Los valores obtenidos de la HHverde 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 & Hoekstra, 2011; Zhuo et al., 2016b). Una HHverde reducida implica menor presión sobre las fuentes subterráneas, al aprovechar de modo más eficiente el agua de lluvia (Aldaya et al., 2010). Por ello es importante considerar que los datos de extracción muestran mayor uso de aguas subterráneas en otoño–invierno; por tanto, la estacionalidad obliga a diseñar medidas diferenciadas por temporada.

4.3. Huella hídrica azul

La aplicación del criterio comparativo a los datos de la Tabla 2, evidencia una marcada heterogeneidad en los niveles de variación de la HHazul entre los 17 cultivos analizados, con implicaciones directas para la gestión sostenible en el DR011. Por ejemplo, el frijol destaca por su alto consumo, con un cociente en OI de 5.31 que supera ampliamente el umbral de 1.3, lo que representa una oportunidad prioritaria para intervenciones de gestión. Cereales como la cebada OI y el trigo OI se ubican en el nivel medio, mientras que hortalizas como zanahoria PV, tomate PV y brócoli OI exhiben baja variación y mayor eficiencia. Esto permite identificar oportunidades para reorientar la producción hacia cultivos de bajo impacto hídrico, reduciendo potencialmente la presión sobre los acuíferos del DR011 y potenciando la productividad económica en contextos de escasez regional.

Tres cultivos (frijol OI, tomate OI y cebada 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 otros sistemas.

En particular, el maíz PV (393 m³/ton) y el trigo OI (981 m³/ton) exceden el umbral considerado crítico para regiones semiáridas (Hoekstra & 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 & Hoekstra, 2011).

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 la sobreexplotación del recurso (Hoekstra et al., 2011; Peniche, 2020). Los datos de extracción confirman un mayor uso durante esta temporada, lo que resalta la influencia de la estacionalidad y la necesidad de medidas diferenciadas por período. 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, ya que 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 & 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.

4.4. Costos y tarifas del agua

La amplia variación de los costos unitarios del agua (C_i) mostró que 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.

En tanto que la amplia disparidad de las tarifas del agua (TC_i) no mostraron alguna 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).

Cultivos eficientes como la zanahoria enfrentan tarifas elevadas, mientras que otros de alta demanda, como el frijol, pagan menos, generando distorsiones en los incentivos. La avena PV y sorgo 2C presentan tarifas que duplican el promedio, mientras que tomate y cebada 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 liguén 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).

4.5. Relación entre HHazul, rendimiento y costos

La relación que se muestra entre HHazul y el rendimiento confirman la mayor eficiencia en el uso del agua de las hortalizas sobre las leguminosas como el frijol que presentan alta demanda de agua y los rendimientos más bajos que alcanzan como máximo las 2 toneladas por hectárea (Zwart & Bastiaanssen, 2019). Cuando se analiza la relación de la HHazul con los costos unitarios, se confirma que el frijol presenta de igual manera, un desempeño inferior a las mismas hortalizas. Estos contrastes destacan una heterogeneidad en la eficiencia hídrica y económica entre los cultivos, la cual podría ser aprovechada mediante políticas de reorientación productiva para promover opciones más sostenibles.

4.6. Productividad aparente del agua y de la tierra

Los resultados obtenidos muestran que dentro de las hortalizas destacan el tomate y la zanahoria con los valores más altos de retornos por unidad de agua, contrastando con los bajos que presenta el frijol y la avena, lo que respalda lo encontrado en estudios que evidencian la superioridad económica de hortalizas frente a cereales (Magaña-Zamora et al., 2017; Zwart & Bastiaanssen, 2019). Gordon et al. (2017) consignaron rendimientos menores en maíz y trigo, similares a los hallados en otros sistemas semiáridos (Hoekstra & Mekonnen, 2012).

Destaca que los resultados de la PAT exhiben que el 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 & 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

4.7. Implicaciones para políticas y prácticas de riego

Basado en los resultados obtenidos para el ciclo 2021–2022, así como en los hallazgos y propuestas derivados de los estudios revisados, a continuación, se detallan algunas medidas que se consideran técnicamente congruentes con la evidencia disponible.

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 & 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 & 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 & 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), así como 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 términos prácticos, cultivos con HHazul baja rinden más por m³ de agua y presentan menores costos por tonelada, mientras que cultivos con HHazul elevada aumentan la presión sobre los acuíferos y elevan los costos de producción. En respuesta a la pregunta de investigación, el estudio confirma que la integración de la huella hídrica con su valoración económica identifica variaciones en eficiencia hídrica y económica entre cultivos, ofreciendo datos valiosos para guiar prácticas agrícolas y políticas tarifarias, aunque su generalización demanda análisis multiciclo.

Estos resultados respaldan la hipótesis planteada y sugieren intervenciones focalizadas como tarifas diferenciadas vinculadas a HHazul, reorientación de subsidios y tecnificación dirigida a los cultivos de alta HHazul, esenciales para cerrar la brecha entre oferta y demanda hídrica, preservar recursos subterráneos y potenciar la competitividad agrícola frente a presiones ambientales crecientes.

4. Conclusiones, limitaciones y recomendaciones

Este estudio puso de manifiesto ineficiencias significativas en la gestión del agua en el Módulo de Riego 02 Salvatierra, vinculadas principalmente a la concentración de superficie en cultivos de alta demanda hídrica, como maíz y trigo, a la dependencia estacional de extracciones subterráneas en otoño–invierno, y a los bajos rendimientos y elevada HHazul en cultivos como el frijol que generan costos unitarios elevados. Estas ineficiencias se asocian a las distorsiones económicas generadas por subsidios no condicionados y a la falta de tarifas que no internalizan el costo real del agua.

Los hallazgos resaltan el potencial de una selección estratégica de cultivos para equilibrar la rentabilidad económica con la conservación de los recursos hídricos en contextos de escasez. Para este módulo en particular, los cultivos de zanahoria y tomate emergen como alternativas viables para reducir la presión sobre los acuíferos, especialmente en el ciclo primavera-verano donde se reduce la dependencia del riego.

Los mecanismos específicos y factibles sugeridos a corto y mediano plazo incluyen la implementación de tarifas volumétricas progresivas para agua subterránea, con precios que aumenten según el volumen extraído y vinculados a la HHazul de referencia de cada cultivo. Las tarifas del agua superficial se incrementarían según el uso, basado en modelos de tarifas escalonadas progresivas que relacionen la tarifa con la HHazul del cultivo, con un factor de ajuste que incorpore los costos de gestión y el componente ambiental.

Adicionalmente, se sugiere reorientar los subsidios hacia la adopción de sistemas de riego localizado en parcelas con cultivos de alta demanda hídrica (frijol, trigo), condicionándolos a la demostración de reducciones efectivas en el consumo. Esta transición debe acompañarse con asistencia técnica continua,

acceso a financiamiento y el fortalecimiento de cadenas de valor, aprovechando los programas federales y estatales existentes en coordinación con el DR011. El respaldo empírico para estas acciones se sustenta en las robustas asociaciones identificadas entre la HHazul y los indicadores económicos. Sin embargo, su implementación exitosa requiere una evaluación previa de los impactos económicos potenciales (en precios y mercados locales), y sociales que se generarían en la comunidad agrícola como resultado del cambio en el patrón de cultivos, así como el diseño de estrategias para mitigarlos.

Dentro de las limitaciones y futuras investigaciones, se precisa que este estudio se limitó al ciclo agrícola 2021-2022 y no capturó la variabilidad interanual, por ejemplo, de los precios de mercado que pueden alterar la eficiencia relativa de cultivos. Futuras investigaciones deberán: validar estos hallazgos con datos multiciclo; incorporar el análisis de costos indirectos como mantenimiento de infraestructura y externalidades ambientales; y, explorar, mediante estudios de caso y trabajo de campo, las barreras sociales y culturales que influyen en la adopción de nuevas tecnologías y cultivos por parte de los agricultores del módulo.

Contribuciones de los autores según CRediT: Conceptualización, F.D.F.L., J.H.O., & R.V.A.; metodología, F.D.F.L., J.H.O., & R.V.A.; software, F.D.F.L., J.H.O., & R.V.A.; validación, F.D.F.L., J.H.O., & R.V.A.; análisis formal, F.D.F.L., J.H.O., R.V.A., & A.S.G.J.; trabajo de campo, F.D.F.L., J.H.O., & R.V.A.; curación de datos, F.D.F.L., J.H.O., R.V.A., & A.S.G.J.; escritura: preparación del borrador original, F.D.F.L., J.H.O., R.V.A., & A.S.G.J.; escritura: revisión y edición, F.D.F.L., J.H.O., R.V.A., & A.S.G.J.; visualización, J.H.O., R.V.A., & A.S.G.J.; supervisión J.H.O., R.V.A., & A.S.G.J.; administración del proyecto, F.D.F.L. & J.H.O. “Los autores han leído y aprobado la versión publicada del manuscrito.”

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.

Conflictos de interés: “Los autores declaran que no existen conflictos de interés.”

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). <http://repositorio.imta.mx/handle/20.500.12013/1876>
- 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. <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. 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>
- Borgomeo, E., Khan, H. F., Heino, M., Zaveri, E., Kumm, M., Brown, C., & Jägerskog, A. (2020). Impact of green water anomalies on global rainfed crop yields. *Environmental Research Letters*, 15(12): 124030. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abc587>
- 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. 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 (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://documentos.bancomundial.org/es/publication/documents-reports/documentdetail/199301468771050868/the-political-economy-of-water-pricing-reforms>

- 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_del_rio_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, 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. (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://ris.utwente.nl/ws/portalfiles/portal/5131824/Report53-GlobalBlueWaterScarcity.pdf>
- 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. *¿Cuál es el costo real del agua en México? Regulación y tarifas.* 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 Riegos 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. <http://repositorio.imta.mx/handle/20.500.12013/1714?locale-attribute=en>
- 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://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1366701702000041>
- 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., & Loomis, J. B. (2014). *Determining the economic value of water: concepts and methods*. Routledge (2.^a ed.). <https://doi.org/10.4324/9780203784112>
- Zhuo, L., Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2016a). 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>

- Zhuo, L., Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2016b). Benchmark levels for the consumptive water footprint of crop production for different environmental conditions: a case study for winter wheat in China. *Hydrology and earth system sciences*, 20(11), 4547-4559. <https://doi.org/10.5194/hess-20-4547-2016>
- 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>