

Indicador de Efecto Económico Relativo (IEER, €/ha)

La Tabla 49 muestra el valor medio de IEER (€/ha) en cada UDA y para cada escenario considerado, mientras que la Tabla 50 muestra el valor total de IEER (€) para cada UDA y escenario considerado, incluyendo el valor global (€) y medio (€/ha) del conjunto de las zonas regables asociadas al TTS. La Figura 24 muestra la evolución de estos indicadores en los escenarios considerados.

El Mapa 11 recoge la evolución del indicador IEER (€/ha) en cada UDA de las zonas regables asociadas al TTS.

Tabla 49. Indicador de efecto económico relativo IEER (€/ha) en cada UDA de las zonas regables asociadas al TTS y escenario considerado.

UDA	Unidades	Referencia (0% AMD)	Uso Conjunto (50% AMD)	Riego con AMD (100% AMD)
UDA26	€/ha	0	3.452	3.028
UDA37	€/ha	0	2.368	1.832
UDA38	€/ha	0	2.571	2.051
UDA39	€/ha	0	589	-138
UDA40	€/ha	0	2.130	1.584
UDA41	€/ha	0	2.652	2.181
UDA52	€/ha	0	188	-691
UDA53	€/ha	0	779	58
UDA54	€/ha	0	779	58
UDA56	€/ha	0	413	-274
UDA58	€/ha	0	-484	-1.740
UDA61	€/ha	0	-782	-2.261
UDA65	€/ha	0	-458	-1.738
UDA66	€/ha	0	-401	-1.609
UDA70	€/ha	0	-483	-1.741
UDA71	€/ha	0	-483	-1.741
UDA72	€/ha	0	885	200
UDA73	€/ha	0	2.040	1.492

Tabla 50. Valor agregado para cada UDA de las zonas regables asociadas al TTS de IEER (€/ha). Se incluye también el valor global (€) y medio (€/ha) del conjunto de las zonas regables asociadas al TTS.

UDA	Superficie neta	Unidad	Referencia (0% AMD)	Uso Conjunto (50% AMD)	Riego con AMD (100% AMD)
UDA26	2747 ha	€	0	9.483.100	8.318.682
UDA37	3483 ha	€	0	8.249.265	6.379.708
UDA38	2429 ha	€	0	6.244.309	4.982.095
UDA39	5268 ha	€	0	3.102.934	-726.661
UDA40	1828 ha	€	0	3.893.690	2.895.170
UDA41	763 ha	€	0	2.023.659	1.664.460
UDA52	2886 ha	€	0	542.768	-1.994.171
UDA53	8713 ha	€	0	6.791.179	507.201
UDA54	8638 ha	€	0	6.732.721	502.835
UDA56	9411 ha	€	0	3.890.771	-2.574.292
UDA58	18947 ha	€	0	-9.172.551	-32.973.711
UDA61	7109 ha	€	0	-5.562.648	-16.074.018
UDA65	10157 ha	€	0	-4.654.876	-17.652.494
UDA66	1097 ha	€	0	-440.400	-1.765.020
UDA70	2173 ha	€	0	-1.048.719	-3.783.135
UDA71	2150 ha	€	0	-1.037.619	-3.743.092
UDA72	6827 ha	€	0	6.044.736	1.366.415
UDA73	1973 ha	€	0	4.024.549	2.943.505
TOTAL	95599 ha	€	0	39.106.869	-51.726.523
PROMEDIO		€/ha	0	409	-541

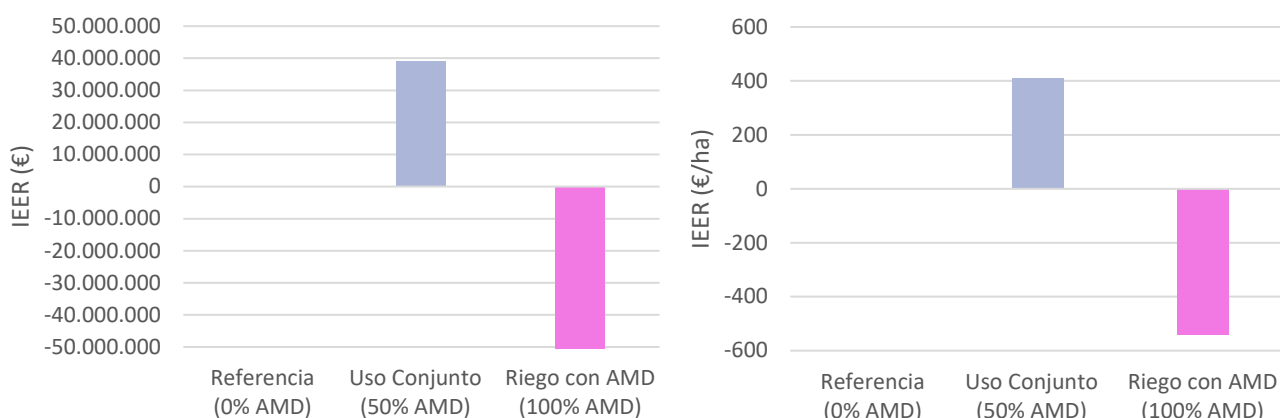
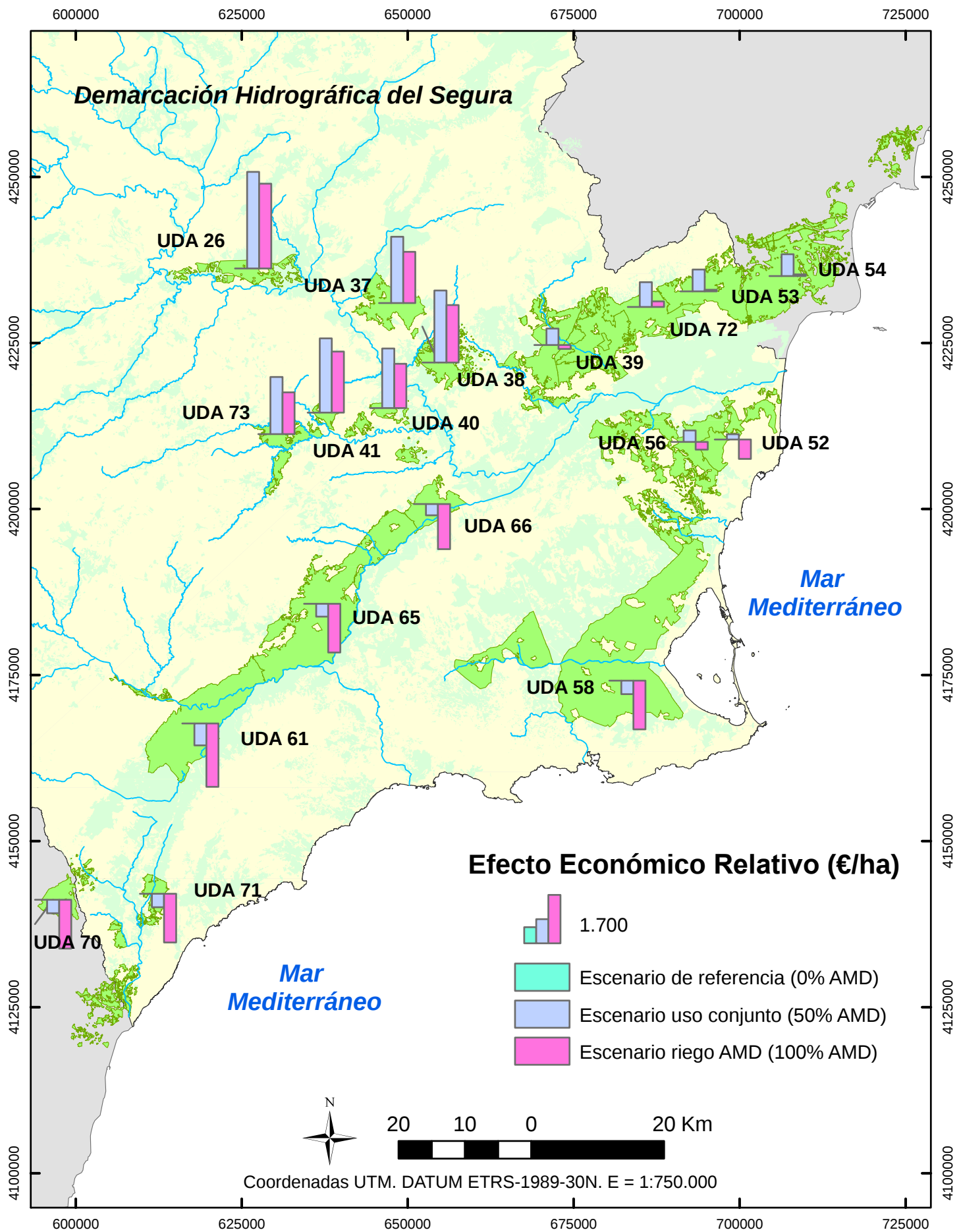


Figura 24. Evolución de valor global de IEER (€) y de su valor medio (€/ha) en el conjunto de las zonas regables asociadas al TTS.



Mapa 11. Valor del indicador "Efecto Económico Relativo" (€/ha) en los escenarios considerados para la UDAs de las zonas regables del TTS.

4. Síntesis y Conclusiones

La progresiva sustitución de recursos hídricos del Trasvase Tajo-Segura (TTS), u otras fuentes continentales, por Agua Marina Desalinizada (AMD) puede generar distintos impactos agronómicos, ambientales y económicos, cuya valoración a nivel local o regional resulta de gran interés. El objetivo de este informe es disponer, por primera vez y desde una perspectiva multidisciplinar, de un análisis de dichos impactos sobre los principales cultivos de la Demarcación Hidrográfica del Segura (DHS), así como extrapolar el valor de dichos indicadores de impacto a las zonas regables asociadas al TTS, con el fin de disponer de información de sus magnitudes características a escala regional y de su variabilidad espacial.

Para ello, se han identificado 10 indicadores de impacto para la caracterización agronómica, ambiental y económica de la producción agrícola. En el análisis agronómico se han definido tres indicadores de impacto: el valor económico de la producción (**VEP**, €/ha) para evaluar los efectos de la salinidad del agua de riego en la producción agrícola; las necesidades totales de riego (**N_t**, m³/ha) para evaluar los efectos de la salinidad del agua de riego en las necesidades de lavado, y consecuentemente en las necesidades totales de riego; y el coste de los fertilizantes (**CF**, €/ha) que evalúa el efecto de la escasez de nutrientes en el AMD en las necesidades de fertilización. Respecto al análisis ambiental, se ha aplicado la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV), que es un procedimiento estandarizado internacionalmente para evaluar la sostenibilidad de cualquier actividad. Se han considerado 5 indicadores de impacto, que coinciden con las principales categorías de impactos resultantes del ACV: agotamiento abiótico de materias primas (**ADe**, kg Sb_{eq}/ha), agotamiento abiótico de combustibles fósiles (**ADf**, MJ/ha), acidificación (**AC**, kg SO_{2 eq}/ha), eutrofización (**EU**, kg PO_{4 eq}/ha) y calentamiento global (**GW**, kg CO_{2 eq}/ha). En el análisis económico, se ha recurrido a los datos y metodología empleada por el MAPA en los “Estudios de costes y rentas de las explotaciones agrarias (ECREA)”, definiéndose dos indicadores impacto: el margen bruto estándar (**MBE**, €/ha) para analizar el efecto en el balance económico de las explotaciones; y un indicador de efecto económico relativo (**IEER**, €/ha), que recoge el efecto económico de la progresiva sustitución de recursos hídricos convencionales por AMD.

El valor de estos indicadores de impacto se ha calculado, a partir de los datos y mediante las metodologías descritas en el informe, para los 10 cultivos de regadío que

más superficie ocupan en la Región de Murcia en 2020, y bajo tres escenarios de suministro de agua de riego, donde se contempla la sustitución progresiva de los recursos hídricos disponibles actualmente por AMD.

Los cultivos seleccionados se han organizado en cuatro grupos, siguiendo la misma clasificación de cultivos recogida en la Propuesta de Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura 2022/27 (PPHDS 2022/27). Esta organización tiene como finalidad poder utilizar los datos de planificación hidrológica en la extrapolación de los resultados por cultivos a las zonas regables asociadas al TTS. Los grupos de cultivos y cultivos seleccionados ha sido: hortícolas al aire libre (alcachofa, brócoli, lechuga y melón), cítricos (limonero, mandarino y naranja), frutales no cítricos (albaricoquero y melocotonero) y almendro (almendro). Estos grupos de cultivos representan el 90,23% de los cultivos implantados en el conjunto de las zonas regables asociadas al TTS, y los cultivos seleccionados representan el 80,08%, 97,37%, 84,78 y 100% de la superficie de hortícolas al aire libre, cítricos, frutales no cítricos, y almendro, respectivamente, en la Región de Murcia. Estas cifras ponen de manifiesto la representatividad regional de los resultados del estudio.

Los tres escenarios de suministro seleccionados son representativos de la situación inicial de suministro las zonas regables asociadas al TTS, y de posibles situaciones futuras resultado de la progresiva sustitución del TTS (u otras fuentes continentales) por AMD. El **escenario de referencia (0% AMD)** se corresponde con un suministro de distintas fuentes de agua proporcional a los derechos de riego reconocidos en la PPHDS 2022/27 para las zonas regables del TTS, sin considerar las concesiones recientes de desalación. El **escenario de uso conjunto (50% AMD)** considera un 50% del suministro con AMD, mientras que el 50% restante procede de otras fuentes (superficiales, subterráneas, regeneradas y TTS) según su proporción en los derechos de riego reconocidos en la PPHDS 2022/27 para las zonas regables del TTS. El último escenario, denominado **escenario de riego con AMD (100% AMD)**, se sustituye todo suministro de agua de riego de las distintas fuentes por AMD.

Los resultados para cada uno de los cultivos y escenarios considerados se detallan en el informe, centrándose el análisis en esta síntesis en los resultados agregados por grupos de cultivos. Así, la Figura 25 representa el valor de los indicadores de cada uno de los grupos de cultivos y escenarios considerados.



Figura 25. Valor de los indicadores por grupos de cultivo y escenarios considerados.

Respecto al efecto de la salinidad en la producción de los cultivos, los resultados ponen de manifiesto que en el escenario de referencia (0% AMD) todos los cultivos excepto la alcachofa, que es especialmente tolerante a la salinidad, presentan una producción relativa por debajo de la productividad característica del cultivo en ausencia salinidad. Por tanto, todos los cultivos, excepto los más tolerantes a la salinidad (alcachofa y brócoli), pueden beneficiarse de aumentos en la productividad al pasar del escenario de referencia (0% AMD) a los escenarios con incorporación de AMD, ya que conllevan una disminución de la salinidad del agua de riego. Como consecuencia el valor económico de la producción (VEP, €/ha) aumenta para todos los grupos de cultivos conforme aumenta el porcentaje de AMD (Figura 25), incremento que es más sensible para los frutales no cítricos (albaricoquero y melocotón) por ser los más sensibles a la salinidad. Además, el incremento del VEP entre los escenarios con 0% y 50% de AMD es más relevante que entre los escenarios con 50% y 100% de AMD, por lo que este importante beneficio agronómico presenta cierta saturación conforme se incrementa la proporción de AMD.

La salinidad del agua de riego también afecta a las necesidades totales de riego (Nt, m³/ha), de forma que en todos los cultivos se produce una disminución de las necesidades netas de riego conforme se incrementa la proporción de AMD. Esta disminución está entre el 2% (alcachofa) y el 7% (albaricoque) cuando se pasa del escenario con 0% de AMD al de 50% de AMD, valores que prácticamente se doblan cuando se pasa al escenario con 100% AMD. Como consecuencia, las Nt disminuyen para todos los grupos de cultivos conforme aumenta el porcentaje de AMD, sin diferencias de comportamiento entre ellos (Figura 25). Se trata de una disminución moderada que se comporta de forma prácticamente lineal con el porcentaje de AMD, y que representa un pequeño beneficio agronómico para el agricultor.

La incorporación de AMD también puede conllevar un incremento en los aportes de nutrientes necesarios, con el consiguiente incremento de los costes de la fertilización (CF, €/ha) para el regante. Así se refleja en los resultados, donde se producen incrementos progresivos en el coste de fertilizantes conforme se pasa del escenario con 0% AMD a los escenarios con 50 y 100% de AMD. Consecuentemente, el CF aumenta para todos los grupos de cultivos conforme aumenta el porcentaje de AMD (Figura 25), incremento que es más sensible en los hortícolas al aire libre. El incremento entre los escenarios con 50% y 100% de AMD es más relevante que entre los escenarios con 0% y 50% de AMD, es decir, bajo el escenario de uso conjunto se consigue mitigar parcialmente el sobrecoste por la escasez de nutrientes en el AMD. Para todos los grupos de cultivos el incremento de CF conforme se incorpora AMD es

bastante menor que el incremento de VEP, lo que junto a la disminución de N_t permite concluir que, en general, el impacto agronómico de la incorporación de AMD es positivo para el agricultor, aunque este beneficio presenta cierta saturación para porcentajes de AMD elevados.

Por lo que se refiere a los indicadores de impacto ambiental, su variación entre escenarios presenta el mismo comportamiento en todos ellos, por lo que se analizan de forma conjunta. Los 5 indicadores incrementan sus valores de conforme se incrementa la proporción del AMD (Figura 25), lo que representa un incremento de la carga ambiental y cuestiona la sostenibilidad de sustituir el suministro del TTS (u otras fuentes continentales) por AMD. La magnitud del valor de los indicadores ambientales y de su variación entre escenarios resulta proporcional a las necesidades de riego de los cultivos, ya que dichos indicadores están muy influenciados por el consumo energético asociado al suministro del agua de riego, que es la fase del análisis de ciclo de vida que produce mayor impacto ambiental para todos los indicadores: 21% en agotamiento abiótico de materias primas (ADe) y eutrofización (EU) y 41% en agotamiento abiótico de combustibles fósiles (ADf), acidificación (AC) y calentamiento global (GW) en el escenario de referencia (0% AMD), porcentajes que prácticamente se duplican al pasar al escenario de riego con AMD (100% AMD).

Respecto a los indicadores de impacto económico, conviene indicar en primer lugar que sus valores están muy condicionados por los datos de productividad y del valor de la cosecha considerados (datos del ECREA en 2016), que presentan gran variabilidad interanual como consecuencia de los condicionantes agroclimáticos y de mercado, respectivamente, al igual que por el coste del AMD. El margen bruto estándar (MBE, €/ha) muestra un comportamiento heterogéneo por cultivos, de forma que hay cultivos donde disminuyen su valor conforme aumenta la proporción de AMD (alcachofa, brócoli y mandarino), otros donde apenas se ve afectado (melón), otros (lechuga y naranjo) donde aumenta en el escenario de uso conjunto (50% AMD) y disminuye en el escenario de riego con AMD (100%), y otros (limonero, albaricoquero, melocotonero y almendro) donde aumenta para ambos escenarios con incorporación de AMD. Como consecuencia, el comportamiento del MBE por grupos de cultivo también es heterogéneo (Figura 25): los hortícolas al aire libre disminuyen el MBE conforme aumenta la proporción de AMD; los cítricos presentan un incremento del MBE para el escenario con 50% de AMD y una disminución para el escenario con 100% de AMD; y los frutales no cítricos y el almendro incrementan su MBE en ambos escenarios de incorporación de AMD, pero resulta económicamente más interesante el escenario de uso conjunto (50% AMD) que el de riego con AMD (100% AMD). Como ya se ha

indicado, la magnitud del MBE está muy condicionada por los datos de productividad y del valor de la cosecha, siendo sensiblemente más favorable en 2016 para los frutales no cítricos.

Finalmente, el indicador de impacto económico relativo (IEER, €/ha) muestra los mismos comportamientos que el MBE, pero su valor refleja el impacto económico con relación al escenario de referencia (0% AMD) en los distintos grupos de cultivos. En términos absolutos, los hortícolas al aire libre presentan unas pérdidas de rentabilidad de 921 €/ha en el escenario con 50% de AMD, y de 2.433 €/ha con 100% de AMD. En cítricos, el escenario con 50% de AMD produce unas ganancias de 458 €/ha mientras que con 100% de AMD se obtienen pérdidas de 267 €/ha. Los frutales no cítricos presentan beneficios de 3.695 y 3.452 €/ha para los escenarios con 50% y 100% de AMD, respectivamente, y el almendro de 529 y 133 €/ha para dichos escenarios, también respectivamente. En términos relativos, para todos los grupos de cultivos es más interesante económicamente el escenario de uso conjunto (50% AMD) que el de riego con AMD (100% AMD), lo que evidencia el interés por promover el uso conjunto del AMD con otras fuentes desde una perspectiva económica.

La extrapolación de los valores de los indicadores de impacto calculados para cada uno de los cultivos y escenarios considerados a las zonas regables asociadas al TTS se ha realizado adoptando como unidad territorial de cálculo las Unidades de Demanda Agrícola (UDAs) definidas en la PPHDS 2022-2027. La Tabla 51 recoge el valor de los indicadores obtenidos para el conjunto de las zonas regables del TTS en cada escenario, así como su variación con respecto al escenario de referencia. La magnitud total de cada impacto se obtiene multiplicando los valores de la Tabla 51 por la superficie neta de las zonas regables del TTS (95.599 ha).

Tabla 51. Valor de los indicadores para el conjunto de la zona regable asociadas al TTS y los escenarios considerados. Entre paréntesis se muestra la variación con respecto al escenario de referencia.

Indicador	Unidad	Referencia (0% AMD)	Uso Conjunto (50% AMD)	Riego con AMD (100% AMD)
VEP	€/ha	11.456	13.520 (+18,0%)	14.084 (+22,9%)
N _t	m ³ /ha	7.490	7.177 (-4,2%)	6.890 (-8,0%)
CF	€/ha	1.571	1.653 (+5,2%)	1.838 (+17,0%)
ADe	kg Sb _{eq} /ha	0,174	0,212 (+21,8%)	0,234 (+34,5%)
ADf	MJ/ha	115.929	161.427 (+39,2%)	194.016 (+67,4%)

AC	kg SO ₂ eq/ha	64,57	92,33 (+43,0%)	113,35 (+75,6%)
EU	kg PO ₄ eq/ha	31,00	37,82 (+22,0%)	41,98 (+35,4%)
GW	kg CO ₂ eq/ha	9.937	13.817 (+39,01%)	16.606 (+67,1%)
MBE	€/ha	6.451	6.860 (+6,3%)	5.910 (-8,4%)
IEER	€/ha	0	409	-541

Indicadores de impacto: valor económico de la producción (VEP); necesidades totales de riego (N_t), coste de la fertilización (CF); agotamiento abiótico de materias primas (ADe); agotamiento abiótico de combustibles fósiles (ADf); acidificación (AC); eutrofización (EU); calentamiento global (GW); margen bruto estándar (MBE); indicador de efecto económico relativo (IEER).

Respecto a los indicadores de impacto agronómico, el valor económico de la producción (VEP, €/ha) pone de manifiesto un incremento de la producción para el conjunto de la zona regable asociadas al TTS conforme aumenta la proporción de AMD en el suministro. Este incremento alcanza el 18,0% para el escenario de uso conjunto (50% AMD) y el 22,9% para el escenario de riego con AMD (100% AMD), es decir, el efecto positivo en la producción de la disminución de la salinidad del agua de riego es menos importante conforme aumenta la proporción de AMD, debido a que la salinidad para el escenario de uso conjunto ya apenas representa una limitación para la producción de la mayoría de los cultivos. Las necesidades totales de riego (N_t , m³/ha) presentan una pequeña disminución conforme aumenta la proporción de AMD, que se comporta de forma prácticamente lineal, ya que la variación es del -4,2% para el escenario de uso conjunto (50% AMD) y del -8,0% para el escenario de riego con AMD. Finalmente, el coste de los fertilizantes (CF, €/ha) se incrementa conforme aumenta la proporción de AMD, pero esta variación es poco importante (+5,2%) en el escenario de uso conjunto (50% AMD) y se eleva considerablemente (+17,0%) en el escenario de riego con AMD (100 AMD), es decir, en el escenario de uso conjunto las aguas de procedencia distinta a la desalación mitigan notablemente la baja mineralización del AMD.

Nuevamente, todos los indicadores de impacto ambiental presentan un comportamiento similar para el conjunto de la zona regable asociadas al TTS, con incrementos en sus valores conforme aumenta la proporción de AMD en todos los casos. Este comportamiento está justificado por el incremento de energía específica (kW/m³) asociado al suministro de AMD frente al resto de fuentes de agua, que afecta negativamente en todos los indicadores de impacto ambiental. La variación entre escenarios es más importante en los indicadores que presentan una mayor vinculación con el consumo energético, como son el agotamiento abiótico de combustibles fósiles (ADf, MJ/ha), la acidificación (AC, kg SO₂ eq/ha) y el calentamiento global (GW, kg CO₂ eq/ha), cuyos incrementos entre escenarios prácticamente doblan a los de los

indicadores que presentan menor vinculación con el consumo energético, como son el agotamiento abiótico de materias primas (ADe, kg Sb_{eq}/ha) y la eutrofización (EU, kg PO₄_{eq}/ha). La variación de los indicadores de impacto ambiental entre escenarios es notablemente superior a la del resto de indicadores, especialmente en el caso de ADf, AC y GW, donde alcanza incrementos del 67,4%, 75,6% y 67,1% al pasar del escenario de referencia (0%AMD) al escenario de riego con AMD (100% AMD), respectivamente. Estos resultados son coherentes con la principal característica técnica del AMD, que es su gran requerimiento energético en comparación con otras fuentes de agua, y que, además de derivar en altos precios de suministro al regante, implica un claro impacto sobre la sostenibilidad de la producción agrícola de regadío. Los indicadores económicos integran los efectos económicos de los distintos impactos agronómicos considerados, junto al incremento del coste del agua, en los balances económicos de las explotaciones. Variaciones positivas entre escenarios resultan favorables a los agricultores, mientras que las negativas representan una merma en sus beneficios. El margen bruto estándar (MBE, €/ha) presenta una variación positiva (+6,3%) cuando se pasa del escenario de referencia (0% AMD) al escenario de uso conjunto (50% AMD), lo que indica que los efectos positivos del AMD sobre la producción agrícola y la disminución en las necesidades totales del agua de riego son más relevantes desde el punto de vista económico que los incrementos en el coste del agua y los fertilizantes asociados a la incorporación de AMD. Sin embargo, el comportamiento del MBE cambia cuando se pasa del escenario de referencia (0% AMD) al escenario de riego con AMD (100% AMD), ya que presenta una variación del -8,4%, lo que representa una importante merma económica para el agricultor. Este singular comportamiento del MBE se justifica por la falta de linealidad en el incremento de la producción al aumentar la proporción de AMD en el agua de riego, como principal responsable del incremento del MBE, mientras que el incremento del coste del agua de riego, como principal responsable de la disminución del MBE, sí presenta un comportamiento lineal conforme aumenta la proporción de AMD. De esta forma, al incorporar un 50% de AMD, el valor económico de los efectos positivos supera al de los negativos, mientras que al incorporar el 100% del AMD ocurre lo contrario. El indicador de efecto económico relativo (IEER, €/ha) cuantifica el impacto económico en las explotaciones del aumento de la proporción de AMD en el agua de riego, alcanzando un beneficio medio en el conjunto de la zona regable asociadas al TTS de 409 €/ha para el escenario de uso conjunto (50% AMD), y un perjuicio medio de -541€/ha para el escenario de riego con AMD (100% AMD). Estos resultados evidencian que, desde el punto de vista económico del agricultor, un uso conjunto de

AMD y el resto de los recursos disponibles resulta mucho más interesante que el riego exclusivo con AMD, y que en cada explotación habrá un porcentaje óptimo del AMD a incorporar en función de sus condicionantes (cultivos implantados y fuentes de agua disponibles, etc.), cuya determinación resulta de especial relevancia para optimizar sus resultados económicos.

Los indicadores económicos son muy sensibles al precio del AMD. Cuando se planteó este informe, el precio considerado (0,6 €/m³) resultaba realista para las zonas donde actualmente se está distribuyendo AMD procedente de la IDAM de Torre Vieja. Sin embargo, el importante repunte del precio de la electricidad durante el otoño de 2021 está dando lugar al correspondiente repunte en el precio del AMD, por lo que se ha analizado la sensibilidad de los indicadores económicos (MBE y IEER) al precio del AMD para el conjunto de la zona regable asociadas al TTS y los escenarios considerados. Las Figuras 26 y 27 recogen los resultados para el MBE y el IEER, respectivamente. Se puede observar que en el escenario de uso conjunto (50% AMD) para un precio del AMD = 0,7 €/m³ el incremento del coste del agua de riego ya compensa los beneficios agronómicos (el IEER se hace prácticamente nulo). Para el escenario de riego con AMD (100% AMD), el incremento del coste del agua de riego ya compensa los beneficios agronómicos para un precio del AMD en torno a 0,5 €/m³, mientras que el descenso en los indicadores económicos por cada 0,1 €/m³ de incremento en el precio del AMD es de 682 €/ha.

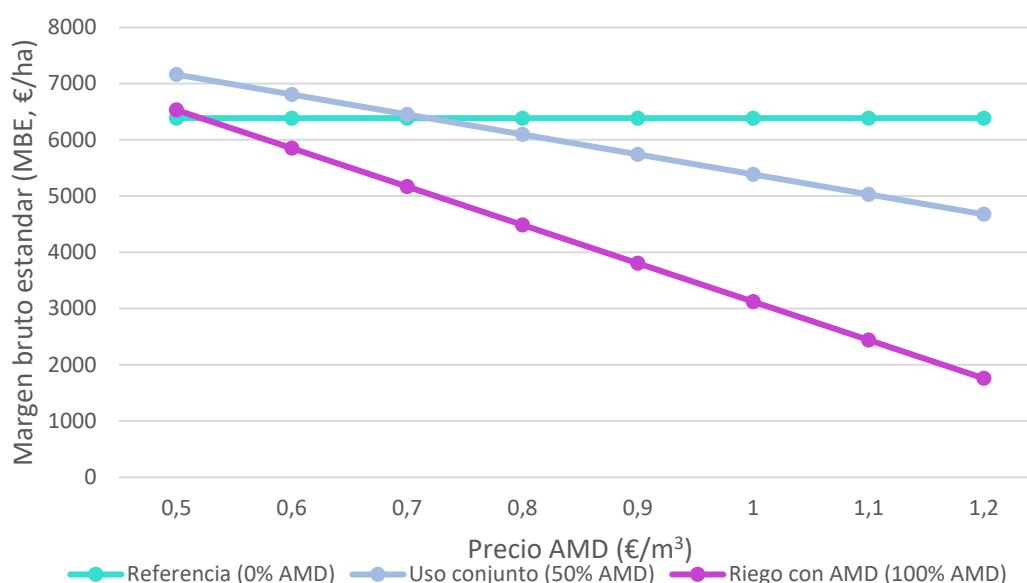


Figura 26. Sensibilidad del indicador MBE al precio del AMD, para el conjunto de la zona regable asociadas al TTS y los escenarios considerados.

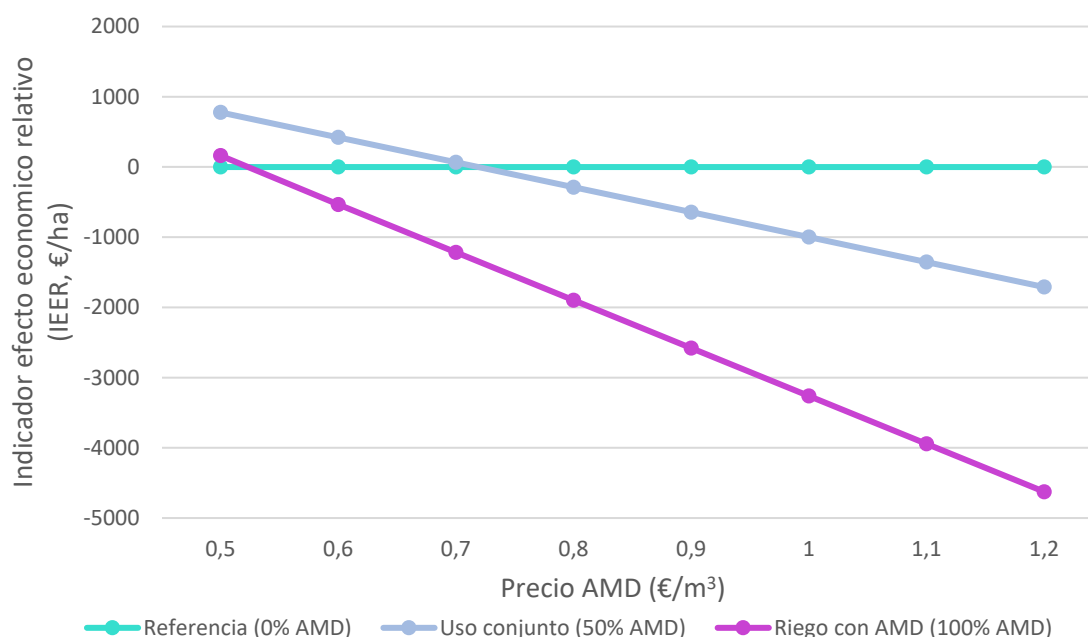


Figura 27. Sensibilidad del indicador IEER al precio del AMD, para el conjunto de la zona regable asociadas al TTS y los escenarios considerados.

La adopción de las UDAs como unidad territorial de cálculo en la extrapolación de los resultados a las zonas regables asociadas al TTS, también permite analizar la variabilidad espacial de los indicadores. El valor de los indicadores en las distintas UDAs está condicionado por los cultivos dominantes en cada una de ellas, pudiéndose diferencia, de forma general, tres zonas: la zona con predominio de cultivos hortícolas al aire libre, situadas fundamentalmente en el Valle del Guadalentín y Campo de Cartagena (UDAs 52, 58, 61, 65, 66, 70 y 71); las zonas con predominio de cítricos, situadas en la Vega Baja y sus inmediaciones (UDAs 53, 54, 56, 39 y 72); y las zonas con predominio de frutales no cítricos (frutos carnosos) y almendro, que se sitúan en la Vega Media-Alta (UDAs 26, 37, 38, 40, 41 y 73). Así, en los indicadores agronómicos (VEP, N_t y CF) no se observan diferencias regionales de su comportamiento entre escenarios), ya que muestran las mismas tendencias de variación para todos los grupos de cultivos considerados (Figura 25). Únicamente se observan variaciones regionales en la magnitud del indicador cuando existen diferencias importantes de dicho indicador entre los grupos de cultivos (N_t y CF). Así, las zonas del Valle del Guadalentín y Campo de Cartagena presentan valores superiores de N_t y CF, al dominar los cultivos hortícolas al aire libre. Lo mismo ocurre con todos los indicadores

de impacto ambiental (ADe, ADf, AC, EU, y GW), que presentan variaciones positivas entre escenarios para todo el territorio analizado, sin diferencias relevantes entre las mismas, observándose únicamente mayores valores en la magnitud de dichos indicadores en las zonas donde predominan los cultivos hortícolas (Valle del Guadalentín y Campo de Cartagena), ya que es el grupo de cultivos que presenta mayores valores de impacto en todos los indicadores (Figura 25). Finalmente, los indicadores de impacto económico sí presentan diferencias de comportamiento en la zona de estudio: en las UDAs del Valle del Guadalentín y Campo de Cartagena el MBE disminuye conforme aumenta la proporción de AMD, al igual que en el grupo de cultivos hortícolas al aire libre; en las UDAs situadas en la Vega Baja e inmediaciones, con predominio de cítricos, se produce un incremento del MBE en el escenario de uso conjunto (50% AMD), mientras que apenas varía en el escenario de riego con AMD (100% AMD); y en las UDAs localizadas en la Vega Media-Alta, donde predominan los frutales no cítricos, se produce un incremento del MBE para ambos escenarios, aunque resulta más favorable para el escenario de uso conjunto (50% AMD). Estas mismas diferencias de comportamiento espacial se manifiestan en el IEER: en las UDAs con dominio de hortícolas al aire libre siempre se produce una pérdida económica, bastante más intensa para el escenario de riego con AMD (100% AMD) que para el escenario de uso conjunto (50% AMD); en las UDAs con dominio de cítricos se produce un pequeño beneficio en el escenario de uso conjunto (50% AMD) que prácticamente desaparece cuando se alcanza el 100% de AMD; y en las UDAs con predominio de los frutales no cítricos siempre se produce una ganancia económica, más favorable en el escenario de uso conjunto (50% AMD) que en el de riego con AMD (100% AMD).

Aunque los resultados de este informe deben considerarse como una primera aproximación a la problemática estudiada, al estar condicionados por las singularidades agroclimáticas y de mercado durante el año en se han obtenido los datos económicos y productivos (2016, último año publicado por el MAPA a través del ECREA) y el coste del AMD, pueden derivarse las siguientes conclusiones generales:

1. Los resultados reflejan una variabilidad importante en la magnitud de los impactos para los cultivos considerados, aunque la variación de los indicadores entre escenarios de suministro creciente de AMD es consistente para todos los grupos de cultivos, excepto para los indicadores de tipo económico (MBE y IEER), donde los distintos grupos de cultivos presentan comportamientos diferentes.

2. El impacto agronómico es favorable, y más relevante cuanto mayor es la sensibilidad del cultivo a la salinidad del agua de riego. La progresiva sustitución de otros recursos hídricos por AMD implica una disminución de la salinidad del agua de riego en la zona de estudio, que conlleva mejoras en la productividad de los cultivos y reducciones en las necesidades de riego, cuya valorización económica supera holgadamente al inconveniente de los sobrecostes en la fertilización asociado a la baja mineralización del AMD. Dado que la mejora en la productividad de los cultivos disminuye o desaparece conforme disminuye la salinidad del agua de riego, los efectos agronómicos favorables presentan cierta saturación cuando se supera el 50% de AMD.
3. El impacto ambiental es desfavorable e importante. La progresiva sustitución de otros recursos hídricos por AMD implica un incremento creciente de la carga ambiental asociada a la producción agrícola para los 5 indicadores considerados, lo que cuestiona la sostenibilidad de la agricultura de regadío en las zonas regables asociadas al TTS bajo escenarios con un elevado porcentaje de suministro de AMD. Esta circunstancia se deriva del notable incremento del consumo energético específico (kW/m^3) asociado al suministro de AMD, por lo que no es un problema intrínseco de los procesos de desalinización de agua de mar, sino de la sostenibilidad del sistema energético que da soporte a la actividad, y que podría mitigarse mediante el empleo de energías renovables.
4. El impacto económico ofrece resultados heterogéneos entre los grupos de cultivos, ya que integra la valoración económica del impacto agronómico (positivo) junto al efecto de la incorporación de AMD en el coste del agua (negativo). Resulta claramente favorable para el caso de frutales no cítricos, y desfavorable para los hortícolas al aire libre, mientras que en cítricos y almendro los impactos son muy reducidos. En todos los casos resulta más beneficioso para el agricultor el escenario de uso conjunto (50% AMD) que el de riego con AMD (100% AMD). Resulta conveniente aclarar que el impacto económico es muy sensible al coste del AMD, que en este estudio se ha considerado de $0,6 \text{ €/m}^3$, pero que está sufriendo un notable incremento como consecuencia del importante repunte en el coste de la energía eléctrica.
5. El escenario de uso conjunto (50% AMD) resulta más interesante que el de riego con AMD (100% AMD) desde las distintas perspectivas consideradas en este estudio: los impactos agronómicos (favorables) presentan saturación para porcentajes de AMD por encima del 50%; los impactos ambientales (desfavorables) aumentan de forma prácticamente lineal con el porcentaje de

AMD, y los impactos económicos (favorables o desfavorables en función del cultivo) siempre resultan mejores en el escenario de uso conjunto que en el de riego con AMD.

6. En la zona de estudio (zonas regables asociadas al TTS), desarrollar un escenario de uso conjunto del AMD con otras fuentes sólo es viable manteniendo aportes del TTS, ya que representan el 55,5% de los derechos de riego reconocidos por la PPHDS 2022/27 en la zona de estudio.

Referencias

AQUALOGY, 2016. Valoración del estado químico de las aguas subterráneas en la cuenca del Segura. Confederación Hidrográfica del Segura. https://www.chsegura.es/export/descargas/cuenca/redesdecontrol/calidadenaguassubterraneas/docsdescarga/Informe_estado_quimico_2014-2015.pdf.

Audsley, E., Alber, S., Clift, R., Cowell, S., Crettaz, P., Gaillard, G., ... Van Zeijts, H., 1997. Harmonisation of Environmental Life Cycle Assessment for Agriculture. Final Report. Concerted Action AIR3-CT94-2028. European Commission. DG VI Agriculture.

Audsley, E. 2000. Systematic procedures for calculating agricultural performance data for comparing systems. En: Weidema, B., Meeusen, M. (eds.). Agricultural data for life cycle assessments, 1, 35-46. Agricultural Economics Research Institute, La Haya, Países Bajos.

Arahuetes, A., Hernández, M., Rico, A.M., 2018. Adaptation strategies of the hydrosocial cycles in the Mediterranean Region. Water 10 (790). <https://doi.org/10.3390/w10060790>.

Ayers, R.S., Westcot, D.W. 1985. Water quality for agriculture. Estudio de Riego y Drenaje No. 29. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, 174 p.

Baille, A. 2002. Apuntes y mementos de prácticas de la asignatura Riegos y Drenajes. Universidad Politécnica de Cartagena.

Bar-Tal, A., Yermiyahu, U., Ben-Gal, A., Schwartz, A., Faingold, I., Seligmann, R., 2017. Optimization of calcium and magnesium concentrations for fertigation of tomato with desalinated water. Isr. J. Plant Sci. 64, 80-91.

Beltran, J.M., Koo-Oshima, S. 2006. Water desalination for agricultural applications. Proceedings of the FAO Expert Consultation on Water Desalination for Agricultural Applications, Food and Agriculture Organization, Rome.

Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Kuhlmann, H. 2000. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. Int. J. Life Cycle Assess. 5(6), 349-357.

CARM, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 2018. Estadística Agraria Regional. [https://www.carm.es/web/pagina?IDCONTENIDO=1174&IDTIPO=100&RASTRO=c1415\\$m](https://www.carm.es/web/pagina?IDCONTENIDO=1174&IDTIPO=100&RASTRO=c1415$m)

CHS, 2021. Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la demarcación Hidrográfica del Segura (revisión para el tercer ciclo: 2022-2027). Confederación Hidrográfica del Segura (CHS). <https://www.chsegura.es/es/cuenca/planificacion/planificacion-2022-2027/el-proceso-de-elaboracion/>.

CREM (Centro Regional de Estadística de Murcia), 2020. Evolución de la superficie de las tierras de cultivo según tipo de cultivo y sistema de cultivo. https://econet.carm.es/web/crem/inicio/-/crem/sicrem/PU590/sec19_c1.html

Doorenbos, J., Pruitt, W.O. 1977. Guidelines for predicting crop water requirements, Estudio de Riego y Drenaje No. 24. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, 179 p.

Eaton, S.V. 1940. Effects of boron deficiency and excess on plants, *Plant Physiol.* 15, 95–107.

Ecoinvent, 2020. Ecoinvent Data. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. <http://www.ecoinvent.org>

ECREA, 2016. Estudios de Costes y Rentas de las Explotaciones Agrarias. Resultados técnico-económicos. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/ECREA_Informes-Agricolas.aspx

Gallego-Elvira, B. Reca, J., Martin-Gorriz, B., Maestre-Valero, J.F. Martínez-Alvarez, V. 2021. Irriblend-DSW: A decision support tool for the optimal blending of desalinated and conventional irrigation waters in dry regions. *Agric. Water Manag.* 255, 107012.

Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J. 2002. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. Part III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 692 p.

Hilal, N., Kim, G.J., Somerfield, C. 2011. Boron removal from saline water: a comprehensive review, *Desalination* 273, 23–35.

Hospido, A., Núñez, M., Antón, A. 2013. Irrigation mix: how to include water sources when assessing freshwater consumption impacts associated to crops. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 881–890.

ISO, International Organization for Standardization, 14040, 2006. Environmental management - Life cycle assessment – Principles and framework. ISO, Geneva.

ISO, International Organization for Standardization, 14044, 2006. Environmental management - Life cycle assessment – Requirements and Guidelines. ISO, Geneva.

Maas, E.V. Crop Salt Tolerance. En: K.K. Tanji (Ed.), *Salinity Assessment and Hanagement*, Amer. Society of Civil Engineers, New York, 1990.

Maas, E.V., Hoffman, G.J. 1977. Crop salt tolerance: Current assessment. *J Irrig Drain E-ASCE* 103, 115-134.

Maas, E.V., Grattan, S.R. 1999. Crop Yields as Affected by Salinity. En: Skaggs, R.W. y van Schilfgaarde, J., Eds., *Agricultural Drainage Agronomy*. Monograph No. 38, ASA, Madison, 55-108.

Maestre-Valero, J.F., Martínez-Álvarez, V., Gallego-Elvira, B., Martin-Gorriz, B. 2018. Aspectos agronómicos a considerar en el riego con agua marina desalinizada. *Congreso Nacional del Agua Orihuela*, ISBN 978-84-1302-034-1, págs. 167-188.

Maestre-Valero, J.F., González-Ortega, M.J., Martínez-Álvarez, V., Martin-Gorriz, B. 2019a. The role of reclaimed water for crop irrigation in southeast Spain. *Water Supply* 19, 1555–1562.

Maestre-Valero, J.F., González-Ortega, M.J., Martínez-Álvarez, V., Gallego-Elvira, B., Conesa-Jodar, F.J., Martin-Gorriz, B. 2019b. Revaluing the nutrition potential of reclaimed water for irrigation in southeastern Spain. *Agric. Water Manag.* 218, 174–181.

MAGRAMA. 2015. Sistema español de gestión del agua. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

MAPA, 2004. Evaluación de la Zona Regable de Riegos de Levante Margen Izquierda del Segura (Alicante). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA), Madrid, 53 p.

MAPA, 2018: Resultados técnico-económicos de Frutales 2016. Subdirección General de Análisis, Coordinación y Estadística. Subsecretaría. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

MAPA, 2020: Resultados técnico-económicos de Hortícolas 2016. Subdirección General de Análisis, Coordinación y Estadística. Subsecretaría. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

MARM, 2010.. Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos. Subdirección General de Medios de Producción, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2010, Madrid.

Márquez, L. 2004. Maquinaria agrícola. B&H editores S.L. Madrid.

Martínez-Alvarez, V., Gallego-Elvira, B., Maestre-Valero, J.F., Martin-Gorriz, B., Soto-García, M., 2020. Assessing concerns about fertigation costs with desalinated seawater in south-eastern Spain. *Agric. Water Manag.* 239, 106257.

Martínez-Alvarez, V., González-Ortega, M.J., Martin-Gorriz, B., Soto-García, M., Maestre-Valero, J.F. 2017. The use of desalinated seawater for crop irrigation in the Segura River Basin (south-eastern Spain). *Desalination* 422, 153–164.

Martínez-Alvarez, V., Gonzalez-Real, M.M., Baille, A., Maestre-Valero, J.F., Gallego-Elvira, B. 2008. Regional assessment of evaporation from agricultural irrigation reservoirs in a semiarid climate. *Agric. Water Manag.* (9), 1056–1066.

Martínez-Alvarez, V., Maestre-Valero, J.F., González-Ortega, M.J., Gallego-Elvira, B., Martín-Górriz, B. 2019. Characterization of the Agricultural Supply of Desalinated Seawater in Southeastern Spain. *Water*, 11, 1233; doi:10.3390/w11061233.

Martínez-Alvarez, V., Martin-Gorriz, B. 2014. Antecedentes y problemática de la aplicación de agua marina desalinizada al riego agrícola. <http://www.scrats.es/ftp/memorias/UPCT%202014.pdf>

Martínez-Álvarez, V., Martin-Gorriz, B., Soto-García, M. 2016. Seawater desalination for crop irrigation — A review of current experiences and revealed key issues. *Desalination* 381, 58–70.

Melgarejo, J., Montaña, B. 2009. La eficiencia energética del trasvase Tajo-Segura. *Cuaderno Interdisciplinar de Desarrollo Sostenible* 3, 173-193.

Pizarro, F. 1996. Riegos localizados de alta frecuencia. Mundi-Prensa. 416 pp.

PRe Consultants, 2021 [www.pre-sustainability.com].

REE, 2021. Red Eléctrica Española. Las renovables alcanzan el 43,6% de la generación de energía eléctrica en 2020, su mayor cuota desde que existen registros. <https://www.ree.es/es/sala-de-prensa/actualidad/nota-de-prensa/2020/12/las-renovables-alcanzan-el-43-6-por-ciento-de-la-generacion-de-2020-su-mayor-cuota-desde-existen-registros> (acceso 10/10/2021).

Segura, P., García, A., Costantini, B. 2006. Estudio técnico-económico de los procesos de producción agrícola y de transformación (manipulación y confección) de las principales orientaciones hortofrutícolas de la Región de Murcia. Asociación Murciana de Organizaciones de Productores Agrarios (AMOPA), Murcia.

SIAM, 2021. Servicio de Información Agraria de Murcia. Consejería de Agua, Agricultura, Ganadería, Pesca y Medio Ambiente de la Región de Murcia. <http://siam.imida.es>

Soto-García, M., Martín-Gorriz, B., García-Bastida, P.A., Alcon, F., Martínez-Alvarez, V. 2013. Energy consumption for crop irrigation in a semiarid climate (south-eastern Spain). Energy 55, 1084-1093.

Yermiyahu, U., Tal, A., Ben-Gal, A., Bar-Tal, A., Tarchitzky, J., Lahav, O. 2007. Rethinking desalinated water quality and agriculture, Science 318, 920–921.