

**Sustentabilidad hídrica y productiva en oasis del  
Centro-Oeste de Argentina en un contexto de  
variabilidad hidro-climática**

*Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires,  
Área Ciencias Agropecuarias*

**Sebastián Alfredo Otta**

Ingeniero en Recursos Naturales Renovables - Universidad Nacional de Cuyo - 2014  
Diplomado Universitario en Gestión Territorial - Universidad Juan Agustín Maza -  
2015

Lugar de trabajo: Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales  
(IANIGLA, CCT - CONICET Mendoza)



**FAUBA** Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano  
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



## **Comité Consejero**

Director de tesis

**Ernesto Francisco Viglizzo**

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de La Pampa)  
MSc. Recursos Naturales (Universidad Nacional de La Plata – Universidad de Mar del Plata)  
Ph.D. Ciencias (Université Catholique de Louvain)

Co-director de tesis

**Alberto Ismael Juan Vich**

Ingeniero en Recursos Hídricos (Universidad Nacional del Litoral)  
Maestría en Ciencias, Especialidad Edafología (Centro de Edafología, Chapingo)

Consejero de Estudios

**Esteban Gabriel Jobbágy**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)  
MSc. Recursos Naturales (Universidad de Buenos Aires)  
Ph.D. Biological Sciences (Duke University)

## **JURADO DE TESIS**

JURADO

**Elena María Abraham**

Licenciada en Geografía (Universidad Nacional de Cuyo)  
Profesora de Enseñanza Media y Superior en Geografía (Universidad Nacional de Cuyo)

JURADO

**Guillermo Ariel Garcia**

Ingeniero Agrónomo (Universidad de Buenos Aires)  
Mag. en Producción Vegetal con orientación a Cultivos Extensivos (Universidad de Buenos Aires)  
Doctor en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

**Claudio Rómulo Galmarini**

Ingeniero Agrónomo (Universidad Nacional de Cuyo)  
Master of Science - Especialidad: Mejora genética y producción de semillas (Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza, España)  
PhD (Universidad de Wisconsin-Madison, Estados Unidos).

Fecha de defensa de la tesis: 21 de marzo de 2024

## Agradecimientos

*A mis viejos y abuelos, a quienes debo todo...*

*A Alberto y Ernesto por confiar en mí aún sin conocerme..*

*A Esteban por ser fuente de inspiración y ayudarme a renovar las ganas...*

*A Lore y Pauli por estar siempre presentes y formar un equipo...*

*A Caro por acompañarme de cerca y de lejos, y desvelarse conmigo...*

*A Merce por recordarme a querer la trama...*

*A mis amigos de la Unidad de Ecología y Manejo de Cuencas, IANIGLA y CCT Mendoza...*

*A mis amigos y compañeros del GEA-IMASL y FAUBA...*

*A Almut y el equipo del ONDTyD...*

*A quienes me facilitaron la disponibilidad de información y entienden el valor del acceso a la información pública (DH, IDR, DGI, INA, EPRE Mendoza, EPRE San Juan, SEN, INV)...*

*A quienes pusieron voluntad para ayudarme con algún dato, procesamiento o apoyo moral para esta tesis...*

*A mis amigos/as y familia que me acompañaron en el proceso...*

*Al CONICET, FAUBA, UNCuyo y la educación pública argentina.*

*Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.*



### Publicaciones derivadas de la tesis

- Otta, S. A., Jobbágy, E. G., Vich, A. I. J., Viglizzo, E. F., Lauro, C., Vaccarino, E., y Bastidas, L. (2022). **Dinámica de las tierras irrigadas en el centro-oeste de Argentina durante el período 1986-2018: análisis a partir de la anomalía del índice de vegetación mejorado**. *Geoacta*, 44(1), 35–55. Disponible en <https://revistas.unlp.edu.ar/geoacta/article/view/14496>
  
- Rivera, J. A., Otta, S. A., Lauro, C., y Zazulie, N. (2021). **A Decade of Hydrological Drought in Central-Western Argentina**. *Frontiers in Water*, 3(April), 1–20. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.640544>

## ÍNDICE GENERAL

Comité Consejero.....	i
Agradecimientos .....	iii
Publicaciones derivadas de la tesis .....	v
ÍNDICE GENERAL .....	vi
ÍNDICE DE CUADROS.....	ix
ÍNDICE DE FIGURAS.....	x
Abreviaturas y acrónimos .....	xiii
Resumen.....	xv
Abstract.....	xvii
Capítulo I. Introducción General .....	1
1.1. Caracterización de los Oasis del Centro-Oeste de Argentina .....	2
1.2. Breve historia de las tierras irrigadas en el Centro-Oeste de Argentina .....	5
1.3. Interrogantes a la sustentabilidad de los oasis .....	12
1.4. Balance Hidro-Ecológico: en búsqueda de una Huella para la sustentabilidad regional..	16
1.5. Objetivos, hipótesis y organización de la tesis .....	19
Capítulo II. Variabilidad hidro-climática y fuentes de Oferta Hídrica en los oasis del Centro-Oeste de Argentina.....	24
2.1. Introducción.....	25
2.2. Materiales y Métodos .....	27
2.2.1. Variabilidad y cambio en los factores hidro-climáticos.....	27
2.2.2. Aporte de la precipitación a la oferta hídrica de los oasis.....	31
2.3. Resultados.....	35
2.3.1. Caracterización hidro-climática de los oasis irrigados.....	35
2.3.2. Cambios en la evapotranspiración de referencia.....	38
2.3.3. Cambios en las fuentes de Oferta Hídrica.....	41
2.3.4. Aporte de la precipitación local a la oferta hídrica de los oasis irrigados.....	46
2.4. Discusión .....	52
2.4.1. Cambios hidro-climáticos en los oasis irrigados.....	52
2.4.2. Aporte de la precipitación local a la seguridad hídrica de los oasis.....	55
2.5. Conclusiones.....	58
Capítulo III. Dinámica de las áreas irrigadas y transformaciones del sistema agroproductivo ..	61

3.1. Introducción.....	62
3.2. Materiales y Métodos .....	63
3.2.1. Dinámica espacio-temporal de las áreas irrigadas .....	63
3.2.2. Transformaciones del sistema agroproductivo .....	67
3.3. Resultados.....	67
3.3.1. Dinámica espacio-temporal de las áreas irrigadas en los oasis.....	67
3.3.2. Transformaciones del sistema agroproductivo: cambios en el área cultivada .....	78
3.4. Discusión .....	82
3.5. Conclusiones.....	86
Capítulo IV. Sustentabilidad de las cuencas del Centro-Oeste de Argentina: análisis a partir del Balance Hidro-Ecológico y el uso de agua subterránea.....	89
4.1. Introducción.....	90
4.2. Materiales y Métodos .....	93
4.2.1. Modelación hidrológica de los oasis.....	93
4.2.2. Análisis de descomposición de la demanda de agua para riego.....	94
4.2.3. Consumo de energía eléctrica: otra aproximación al uso de agua subterránea.....	95
4.2.4. Balance Hidro-Ecológico.....	97
4.3. Resultados.....	99
4.3.1. Evolución de la demanda de agua para riego.....	99
4.3.2. Balance Hidro-Ecológico de las cuencas del Centro-Oeste de Argentina .....	103
4.3.3. Consumo de agua subterránea: una creciente presión sobre los acuíferos de la región	105
4.4. Discusión .....	113
4.4.1. Paradoja de Jevons del agua de riego.....	113
4.4.2. Sustentabilidad de los oasis del Centro-Oeste de Argentina.....	118
4.5. Conclusiones.....	124
Capítulo V. Explorando los nexos agua - producción agrícola en los oasis del Centro-Oeste de Argentina .....	127
5.1. Introducción.....	128
5.2. Materiales y Métodos .....	132
5.2.1. Cambios en la capacidad productiva vinculados a la gestión del agua de riego .....	132
5.2.2. Respuesta de la producción a la variabilidad de la oferta hídrica .....	134
5.2.3. Productividad del agua en los oasis .....	136
5.3. Resultados.....	138

5.3.1. Controles hidro-climáticos de la producción .....	138
5.3.2. Cambios en la capacidad productiva asociados a la gestión del agua de riego.....	143
5.3.3. Productividad del agua en los oasis irrigados .....	145
5.4. Discusión .....	148
5.5. Conclusiones.....	156
Capítulo VI. Discusión y Consideraciones Generales .....	160
6.1. Balance Hidro-Ecológico: medida de sustentabilidad hídrica y productiva en zonas áridas y semiáridas .....	162
6.2. Principales resultados de esta tesis .....	164
6.3. Relevancia de la investigación desarrollada e integración de los resultados .....	170
6.4. Interrogantes para futuros trabajos y recomendaciones para la gestión del agua y la tierra en el contexto de cambio climático.....	176
6.5. Consideraciones finales .....	186
Bibliografía .....	189
Apéndices.....	212
Apéndice A1: Análisis exploratorio de datos hidro-climáticos .....	212
Apéndice A2: Índice de Oferta Hídrica Estandarizada (SWSI).....	219
Apéndice A3: Relación de la oferta hídrica con oscilaciones climáticas a gran escala: El Niño Oscilación Sur (ENSO) y Oscilación Decenal del Pacífico (PDO) .....	226

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.1. Breve historia de las tierras irrigadas en el Centro-Oeste de Argentina.....	7
Cuadro 2.1. Estaciones de aforo consideradas en el estudio.....	29
Cuadro 2.2. Valores medios anuales de evapotranspiración de referencia ( $ET_o$ ), precipitación ( $pp$ ), precipitación efectiva ( $PEF_o$ ) y caudal del correspondiente río ( $Q_R$ ), en cada oasis, durante el período 1981-2018. Se expresa, además, la estacionalidad de la precipitación, la lámina media anual de agua disponible para riego ( $AWI_o$ ) y el coeficiente de correlación de Pearson ( $r$ ) entre $AWI_o$ y $PEF_o$ en cada oasis .....	37
Cuadro 2.3. Valores medios y desviación estándar (mm), y coeficiente de variación (entre paréntesis) de la oferta hídrica superficial estacional y anual, en cada oasis, durante el período 1981-2018 .....	46
Cuadro 4.1. Valor medio, coeficiente de variación (CV) y tendencia de la demanda anual de agua para riego durante el período 1987-2018, obtenida a partir de modelación ( $ET_r + PEF + Ea$ ) en cada oasis y toda la región .....	99
Cuadro 4.2. Cambios en la demanda de agua subterránea modelada y el consumo de energía eléctrica para riego durante el período 1990-2018.....	108
Cuadro 4.3. Ajuste del modelo de regresión lineal múltiple de consumo anual de energía eléctrica para riego ( $ER$ , en MWh) en cada uno de los oasis y la región en conjunto, durante el período 1990-2018. En el oasis del río San Juan y a escala regional se consideró el período 1987-2018. ....	112
Cuadro 5.1. Ajuste del modelo de regresión lineal múltiple de producción anual (en toneladas) en cada oasis y la región en conjunto, durante el período 1986-2018. En el oasis del río Tunuyán superior se consideró el período 1999-2018 .....	140
Cuadro 5.2. Productividad del agua ( $kg/m^3$ ) en cada oasis y toda la región en conjunto, evaluada a partir del volumen de evapotranspiración ( $WP_C$ ) y la demanda bruta para riego ( $WP_R$ ). Se consideró el período 1987-2018 ( $n=32$ ), a excepción del oasis del río Tunuyán inferior donde se evaluó a partir de 1999 ( $n=20$ ).....	147
Cuadro A.1. Resultados de las pruebas de normalidad (N), aleatoriedad (A) e independencia (I) para las series de caudal mensual, estacional y anual de cada río.....	212
Cuadro A.2. Resultados de las pruebas de normalidad (N), aleatoriedad (A) e independencia (I) para las series de precipitación mensual, estacional y anual de cada oasis.....	213
Cuadro A.3. Resultados de las pruebas de normalidad (N), aleatoriedad (A) e independencia (I) para las series de oferta hídrica mensual, estacional y anual de cada oasis .....	214
Cuadro A.4. Resultados de las pruebas de normalidad (N), aleatoriedad (A) e independencia (I) para las series de evapotranspiración de referencia ( $ET_o$ ) mensual, estacional y anual de cada oasis .....	214
Cuadro A.5. Valores medios ( $m^3/s$ ), desvío estándar ( $m^3/s$ ) y coeficiente de variación de caudales mensuales de cada río, durante el período 1981 – 2018 .....	215

Cuadro A.6. Valores medios (mm), desvío estándar (mm) y coeficiente de variación de precipitación mensual de cada oasis, durante el período 1981 – 2018 .....	216
Cuadro A.7. Valores medios (mm), desvío estándar (mm) y coeficiente de variación de oferta hídrica mensual de cada oasis, durante el período 1981 - 2018.....	217
Cuadro A.8. Valores medios (mm), desvío estándar (mm) y coeficiente de variación de evapotranspiración de referencia (ET <sub>o</sub> ) mensual de cada oasis, durante el período 1981 – 2018 .....	218
Cuadro A.9. Valores del estadístico Anderson-Darling y <i>p</i> para los ajustes de cada serie mensual, trimestral y anual de oferta hídrica en la cuenca del río San Juan a las distribuciones de frecuencia evaluadas.....	222
Cuadro A.10. Valores del estadístico Anderson-Darling y <i>p</i> para los ajustes de cada serie mensual, trimestral y anual de oferta hídrica en la cuenca del río Mendoza a las distribuciones de frecuencia evaluadas.....	222
Cuadro A.11. Valores del estadístico Anderson-Darling y <i>p</i> para los ajustes de cada serie mensual, trimestral y anual de oferta hídrica en la cuenca del río Tunuyán superior a las distribuciones de frecuencia evaluadas .....	223
Cuadro A.12. Valores del estadístico Anderson-Darling y <i>p</i> para los ajustes de cada serie mensual, trimestral y anual de oferta hídrica en la cuenca del río Tunuyán inferior (NT) a las distribuciones de frecuencia evaluadas .....	223
Cuadro A.13. Valores del estadístico Anderson-Darling y <i>p</i> para los ajustes de cada serie mensual, trimestral y anual de oferta hídrica en la cuenca del río Diamante a las distribuciones de frecuencia evaluadas.....	224
Cuadro A.14. Valores del estadístico Anderson-Darling y <i>p</i> para los ajustes de cada serie mensual, trimestral y anual de oferta hídrica en la cuenca del río Atuel a las distribuciones de frecuencia evaluadas.....	224
Cuadro A.15. Valores del estadístico Anderson-Darling y <i>p</i> para los ajustes de cada serie mensual, trimestral y anual de oferta hídrica en la cuenca del río Malargüe a las distribuciones de frecuencia evaluadas.....	225
Cuadro A.16. Coeficientes de correlación de Pearson de series de caudales estacionales y anuales con índices ONI (ENSO) y PDO sigma anual .....	227
Cuadro A.17. Coeficientes de correlación de Pearson de series de precipitación estacionales y anuales con el índice ONI (ENSO) .....	227

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Oasis irrigados, ríos principales y estaciones de aforo en cada una de las cuencas del Centro-Oeste de Argentina (Mendoza y San Juan).....	4
Figura 1.2. Esquema de los componentes claves del sistema hidrológico de los oasis del Centro-Oeste de Argentina.....	13

Figura 2.1. Climogramas mensuales de precipitación, derrame del río correspondiente y evapotranspiración de referencia ( $ET_o$ ), de cada oasis irrigado (en mm), para el período 1981-2018 .....	36
Figura 2.2. Series de evapotranspiración de referencia trimestrales y anuales (en mm) para el período 1981-2018, en cada oasis .....	39
Figura 2.3. Series de caudales estacionales y anuales (en $m^3/s$ ) de los ríos estudiados para el período 1981-2018.....	42
Figura 2.4. Series de precipitación efectiva estacional y anual (en mm) para el período 1981-2018, en cada oasis .....	44
Figura 2.5. Índices estandarizados de precipitación efectiva ( $SPI$ ), caudales ( $SSI$ ) y oferta hídrica superficial ( $SWSI$ ) en cada oasis, para períodos de 12 meses. Se indica, además, la contribución de la precipitación efectiva en la oferta hídrica superficial acumulada durante 12 meses ( $PEF_o/OH_o$ ).....	48
Figura 2.6. Coeficientes de variación ( $CV$ ) para diferentes proporciones teóricas de mezcla entre ambas fuentes de oferta hídrica superficial: derrame del río correspondiente y precipitación efectiva en cada oasis. Se indica la proporción de mezcla real y el coeficiente de variación registrado en cada oasis (triángulos) durante el período 1981-2018.....	49
Figura 2.7. Diagrama esquemático de las dos fuentes de agua y de la contribución relativa de las precipitaciones a la seguridad hídrica en cada oasis. Se indican los valores medios anuales de $AWI_o$ , $PEF_o$ y el coeficiente de correlación de Pearson (entre paréntesis) entre ambas fuentes en cada oasis, durante el período 1981-2018.....	51
Figura 3.1. Modelo ecológico EVI-MAP (adaptado de Contreras et al. 2011). A partir del ajuste del modelo lineal, es posible cuantificar las anomalías de EVI y ET anual en un determinado sitio .....	64
Figura 3.2. Esquema metodológico del análisis del área irrigada y volumen de evapotranspiración (ET, Capítulo V), realizado en cada oasis a partir del modelo EVI-MAP descripto .....	66
Figura 3.3. Cambios en el área irrigada de cada oasis, evaluados mediante el modelo EVI-MAP (Contreras et al. 2011) ajustado a la región a partir de imágenes LANDSAT 5 y 7 y la base de datos de precipitación CHIRPS v.2.0.....	73
Figura 3.4. Evolución del área irrigada total (1986-2018), abandono y nuevas áreas de riego trianuales definidas a partir de valores de AET superiores a 200 mm, en cada oasis y en la totalidad de la región. Se indican las tendencias lineales de las series de área irrigada total .....	77
Figura 3.5. Superficie cultivada de cada tipo de cultivos por oasis y considerando todos los oasis de la región en forma agregada (Censos Nacionales Agropecuarios 1988, 2002, 2008 y 2018) 79	
Figura 4.1. Esquema general de la metodología de Balance Hidro-Ecológico.....	97
Figura 4.2. Efecto de los cambios de la evapotranspiración real ( $ETR$ ), la precipitación efectiva ( $PEF$ ) y los sistemas de riego (eficiencia de aplicación, $Ea$ ) en la demanda bruta de agua para riego en cada oasis y la totalidad del área irrigada en la región, durante el período 1987-2018	100
Figura 4.3. Evolución de la oferta hídrica sustentable, huella hidro-ecológica y balance hidro-ecológico en cada una de las cuencas y la región en conjunto, en el período 1987-2018.....	104

Figura 4.4. Evolución del consumo anual de energía eléctrica para riego ( $ER$ , líneas) por oasis (1990-2018) y para toda la región (1981-2018). Se presenta, además, la demanda de agua subterránea modelada en cada oasis ( $DAS_o$ , barras), excepto para la cuenca del río San Juan.	106
Figura 4.5. Diagrama de dispersión de consumo anual de energía eléctrica para riego ( $ER$ ) versus derrame anual del (de los) correspondiente(s) río(s) en cada uno de los oasis y toda la región ( $Q_{Anual}$ ).....	113
Figura 5.1. Trayectorias del agua de riego y conceptos vinculados con la eficiencia de uso en los oasis. Elaboración propia a partir de Pereira et al. (2012) .....	129
Figura 5.2. Series de producción de uva (línea azul, Instituto Nacional de Vitivinicultura) y producción agrícola total estimada (línea roja) en cada oasis y en todas las áreas irrigadas de la región, durante el período 1986-2018.....	139
Figura 5.3. Gráficos de residuos parciales para las variables de caudal y precipitación en cada uno de los modelos ajustados (Cuadro 5.1) .....	142
Figura 5.4. Tendencia no paramétrica del volumen de evapotranspiración real ( $ETR$ ) durante el período 1986-2018, por categoría de derecho, en los oasis irrigados de la provincia de Mendoza .....	144
Figura 5.5. Diagramas de caja de productividad del agua en los cultivos ( $WP_C$ , figura A) y productividad del agua de riego ( $WP_R$ , figura B) en cada oasis y la región en conjunto, por década considerada .....	148
Figura 6.1. Esquema de los principales conceptos considerados en esta tesis para evaluar la sustentabilidad hídrica y productiva de los oasis irrigados del Centro-Oeste de Argentina .....	162
Figura 6.2. Esquema de síntesis de los principales resultados encontrados en esta tesis para cada uno de los oasis irrigados del Centro-Oeste de Argentina .....	165
Figura A.1. Cantidad de series de oferta hídrica superficial con mejor ajuste a cada distribución de probabilidad para cada mes, estación y variable anual, considerando las funciones de distribución de 2 parámetros (A) y las funciones de distribución de 2 y 3 parámetros (B) .....	220
Figura A.2. Funciones de distribución acumulada Log-normal, Generalizada de Valores Extremos (GEV) y Pearson III ajustadas a datos de oferta hídrica de verano (enero-marzo) en el oasis del río Diamante.....	221
Figura A.3. Mapas de correlación del promedio trimestral de temperatura superficial del mar (SST) con la oferta hídrica estacional para cada oasis. Cada mapa considera los 3 meses correspondientes a la mayor correlación del índice ONI (promedio de 3 meses de la SST en la región Niño3.4) con la serie de oferta hídrica evaluada.....	230
Figura A.4. Análisis de coherencia de ondas cruzadas de oferta hídrica estandarizada (SWSI-1) y ONI para cada oasis .....	231



## Abreviaturas y acrónimos

ACRE: Área de Cultivos Restringidos Especiales.

AD: Estadístico de Anderson-Darling.

AET: Anomalía de evapotranspiración.

AWI: agua de los ríos destinada al riego.

BHE: Balance Hidro-Ecológico.

CHIRPS: Base de datos climáticos *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data*.

CNA: Censo Nacional Agropecuario.

DAS: Demanda de agua subterránea para riego modelada.

DR: Demanda bruta de agua para riego modelada.

DGI: Departamento General de Irrigación (Mendoza).

DH: Departamento de Hidráulica (San Juan).

Ea: Eficiencia de aplicación de riego.

ENSO: Oscilación de El Niño (del inglés *El Niño Southern Oscillation*).

ER: Consumo de energía eléctrica para riego.

ETo: Evapotranspiración de referencia.

ETR: Evapotranspiración real.

ETy: Evapotranspiración real anual, estimada mediante teledetección.

EVI: Índice de Vegetación Mejorado (del inglés *Enhanced Vegetation Index*).

GIRH / IWRM: Gestión Integrada de Recursos Hídricos (del inglés *Integrated Water Resources Management*).

MAP: Precipitación media anual (del inglés *Mean Annual Precipitation*).

PDO: Oscilación Decenal del Pacífico (del inglés *Pacific Decadal Oscillation*).

OH: Oferta hídrica superficial.

PEF: Precipitación efectiva.

SCI: Índices Climáticos Estandarizados (del inglés *Standardized Climate Indices*).

SPI: Índice Estandarizado de Precipitación (del inglés *Standardized Precipitation Index*).

SSI: Índice Estandarizado de Caudales (del inglés *Standardized Streamflow Index*).

SWSI: Oferta Hídrica Superficial Estandarizada (del inglés *Surface Water Supply Index*).

WP: Productividad del agua (del inglés *Water Productivity*).

WUE: Eficiencia de uso del agua (del inglés *Water Use Efficiency*).

## **Resumen**

### **Sustentabilidad hídrica y productiva en oasis del Centro-Oeste de Argentina en un contexto de variabilidad hidro-climática**

Las regiones áridas y semiáridas presentan grandes dificultades para satisfacer las demandas de agua, que podrán intensificarse a futuro. Los oasis del Centro-Oeste de Argentina (provincias de San Juan y Mendoza), una de las mayores tierras secas irrigadas de Sudamérica, enfrentan importantes desafíos para la seguridad hídrica y productiva asociados al cambio hidro-climático y los incrementos en las demandas de agua. El objetivo de esta tesis fue evaluar la sustentabilidad de estos oasis en el período 1981-2018, considerando la variabilidad hidro-climática y las transformaciones vinculadas a los usos de la tierra y la gestión del agua. El marco conceptual consideró a los oasis irrigados como sistemas socio-ecológicos complejos. El abordaje metodológico se basó principalmente en la obtención y análisis de series temporales, explorando los mecanismos que determinan la evolución de aspectos especialmente relevantes para la sustentabilidad de las áreas irrigadas a escala regional y de oasis. Se propone el Balance Hidro-Ecológico (BHE) como enfoque novedoso y superador para evaluar la sustentabilidad hídrica y productiva en cuencas de zonas áridas o semiáridas, contrastando las demandas con los recursos hídricos disponibles.

Condiciones de déficit en el BHE regional y niveles de explotación de agua subterránea sin precedentes reflejan una situación preocupante durante la última década. Los resultados de esta tesis destacan y brindan la primera cuantificación del efecto de compensación desempeñado por las aguas subterráneas durante períodos de sequía y la creciente presión ejercida por la expansión de las áreas de riego en la región. La precipitación cobra especial importancia durante períodos de sequía y tiene un efecto estabilizador sobre la oferta hídrica de los oasis. La expansión de las áreas irrigadas junto

con la implementación de sistemas de mayor eficiencia ha determinado una demanda de agua estacionaria (paradoja de Jevons) y un incremento en la productividad del agua en los oasis del Tunuyán superior, San Juan y a escala regional. Sin embargo, los resultados también sugieren que los ahorros de agua derivados de mejoras en los sistemas de riego pueden estar siendo sobreestimados con enfoques basados en el concepto clásico de eficiencia de riego (*bottom-up*), destacando la necesidad de profundizar investigaciones a escala regional, estudiar los nexos agua-agricultura y el desempeño de los oasis con enfoques integrados y desde arriba (*top-down*). Los resultados de esta tesis aportan un valioso conocimiento para la planificación y el desarrollo de políticas orientadas a la sustentabilidad hídrica y productiva de las áreas irrigadas del Centro-Oeste de Argentina.

**Palabras clave:** Tierras secas irrigadas; Andes Centrales; Sistemas socio-ecológicos; Análisis regional; Usos de la tierra; Cambio climático; Variabilidad hidro-climática, Seguridad hídrica; Productividad del agua; Aguas subterráneas.

## **Abstract**

### **Water and Productive Sustainability in Oases of Central-Western Argentina facing Hydro-Climatic Variability**

The arid and semi-arid regions encounter significant difficulties in meeting water demands, which may intensify in the future. The oases in Central-Western Argentina (San Juan and Mendoza provinces), one of the largest irrigated drylands in South America, face significant challenges related to water and productive security linked to hydro-climatic change and increased water demands. The main goal of this thesis was to assess the sustainability of these oases during the period 1981-2018, considering hydro-climatic variability and transformations related to land use and water management. The conceptual framework aimed to consider irrigated oases as complex socio-ecological systems. The methodological approach was primarily based on obtaining and analyzing time series to explore the mechanisms that determine the evolution of aspects particularly relevant for the sustainability of irrigated areas, evaluated at a regional and oasis scale. The Hydro-Ecological Balance (BHE) is proposed as a novel and comprehensive approach to assess water and productive sustainability in basins of arid or semi-arid regions, contrasting the various demands with available water resources.

The persistence of deficit conditions in the regional BHE, along with unprecedented groundwater exploitation, reflects a concerning situation over the last decade. The results of this thesis highlight and provide the first quantification of the compensatory effect played by groundwater during drought periods and the increasing pressure on aquifers caused by the expansion of irrigated areas in the region. Precipitation, in turn, becomes especially important during drought periods and has a stabilizing effect on the water supply in oases. The expansion of irrigation along with the implementation of more efficient technologies has resulted in a steady water demand (Jevons paradox) and an

increase in irrigation water productivity in the Upper Tunuyán and San Juan oases, and at the regional scale. However, the results also suggest that water savings derived from improvements in irrigation technology may be overestimated with approaches based on the classical concept of irrigation efficiency (bottom-up). This highlights the need for further research at the regional scale, studying the water-agriculture nexus and the performance of oases with integrated top-down approaches. The results of this thesis provide significant insights for planning and developing policies aimed at the water and productive sustainability of irrigated areas in Central-Western Argentina.

**Keywords:** Irrigated drylands; Central Andes; Socio-ecological systems; Regional analysis; Land use; Climate change; Hydro-climatic variability; Water security; Water productivity; Groundwater.

# **Capítulo I**

## **Introducción General**

### **1.1. Caracterización de los Oasis del Centro-Oeste de Argentina**

Las tierras secas (*drylands*) cubren aproximadamente el 41% de la superficie terrestre y albergan a más del 38% de la población mundial (Reynolds et al. 2007). Enfrentan grandes dificultades para satisfacer las demandas de agua y asegurar el suministro de bienes y servicios, que se intensificarán en el futuro con el aumento de la población, el desarrollo de infraestructura, el incremento del uso de agua para riego y los impactos del cambio climático en el sistema hidrológico (Abraham et al. 2014; Koch y Missimer 2016). Los valles de Mendoza y San Juan, en el Centro-Oeste de Argentina, se extienden sobre la vertiente oriental de la Cordillera de los Andes en la denominada Diagonal Árida Sudamericana. Esta región bioclimática integra el conjunto de tierras secas (hiperáridas, áridas, semiáridas y subhúmedas con períodos secos) que se extienden diagonalmente por Sudamérica en dirección Noroeste-Sureste. Se trata de una extensa y continua franja árida que comienza en el Océano Pacífico, en el Sur de Ecuador, y se extiende hacia el Sureste hasta el Océano Atlántico, en la costa Noreste de la Patagonia (43° latitud S, Abraham et al. 2020). A diferencia de la mayoría de los desiertos del planeta, la Diagonal Árida Sudamericana es de distribución meridional, determinada por el efecto de sombra de lluvias de la Cordillera de los Andes (Martinez Carretero 2013). Específicamente en los valles de Mendoza y San Juan el clima es cálido y seco, con un gradiente de régimen hiperárido a semiárido.

Debido a las condiciones de aridez, las actividades productivas y la población (2,8 millones de habitantes) se concentran en cuatro grandes oasis y otros más pequeños al pie de los Andes Centrales, que comprende una de las áreas irrigadas (560.000 ha) más grandes de América del Sur. El concepto de “oasis” se percibe, a menudo, como un lugar que contrasta con su entorno: un frágil espacio cultivado en el corazón de una zona árida hostil. Puede definirse por el efecto del contraste entre su isla de denso verdor y las zonas



áridas o semiáridas que lo rodean (Mainguet 2003). Así, el agua se considera fundamental en el desarrollo y el mantenimiento de los oasis, y muchos estudios se centran en evaluar la accesibilidad, control y gestión de los recursos hídricos en estos ambientes (Marshall y Lavie 2017). La conformación de los oasis determina, entonces, una organización del territorio fragmentada en “centros”, los oasis que concentran recursos, población y poder en una pequeña superficie, y “periferia”, áreas de secano subordinadas a las anteriores (Montaña et al. 2005).

El agua utilizada para riego, generación hidroeléctrica y abastecimiento doméstico e industrial en estos oasis es aportada por ríos permanentes, alimentados por la fusión nival y ablación glaciaria de la Cordillera de los Andes: San Juan, Mendoza, Tunuyán, Diamante, Atuel y Grande. En la Figura 1.1. se presentan los principales oasis irrigados del Centro-Oeste de Argentina, en las provincias de Mendoza y San Juan. Se diferencia el área irrigada en cada una de las principales cuencas de los ríos de la región: San Juan, Mendoza, Tunuyán superior, Tunuyán inferior, Diamante, Atuel y Malargüe. La cuenca del río Tunuyán se divide en subcuencas superior e inferior, aguas arriba y abajo del embalse El Carrizal, respectivamente. Los oasis de los ríos Mendoza y Tunuyán inferior conforman una continuidad geográfica por lo que es conocido como Oasis Norte de la provincia de Mendoza. De la misma forma, las áreas irrigadas de los ríos Diamante y Atuel conforman el Oasis Sur de Mendoza.

Los ríos mencionados forman parte del extenso sistema de drenaje del río Colorado (28° - 37°S); su régimen hidrológico es unimodal, con caudales concentrados en la temporada cálida de deshielo de octubre a marzo (66-76%) y caudales mínimos anuales de junio a agosto (Lauro et al. 2019). Todos ellos, al abandonar las últimas elevaciones se transforman en ríos alóctonos, perdiendo su caudal en la llanura por infiltración y aprovechamiento íntegro para riego. Aproximadamente el 90% del escurrimiento de estos

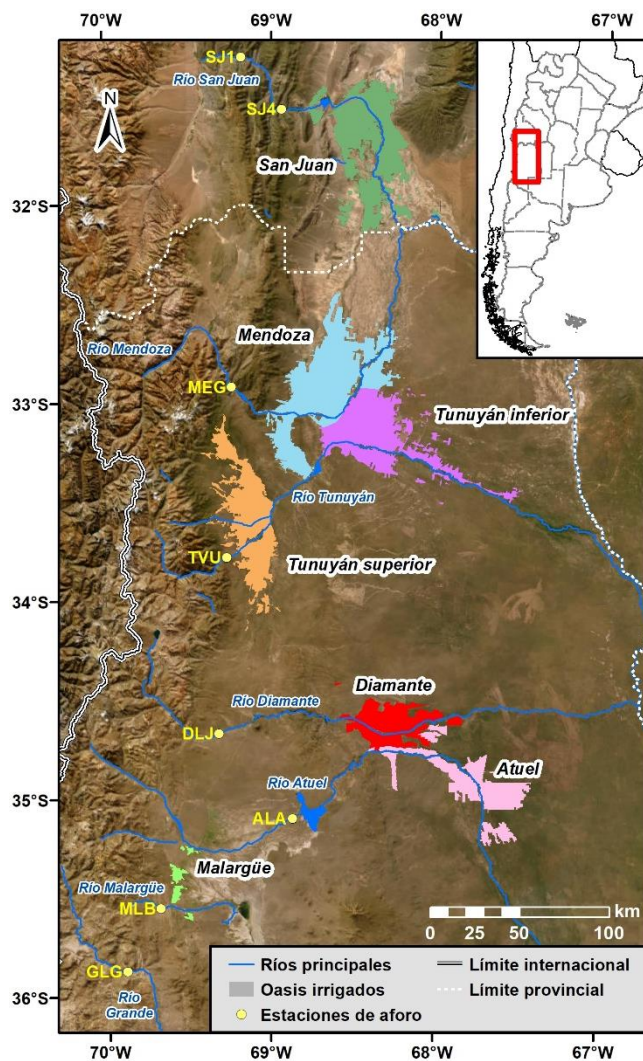


Figura 1.1. Oasis irrigados, ríos principales y estaciones de aforo en cada una de las cuencas del Centro-Oeste de Argentina (Mendoza y San Juan).

exclusiva o complementaria de riego, especialmente en los oasis de los ríos San Juan, Mendoza, Tunuyán superior e inferior (Departamento General de Irrigación (DGI) 2016;

ríos se desvía para la agricultura (Subsecretaría de Medio Ambiente. Ministerio de Ambiente y Obras Públicas. Gobierno de Mendoza 2006; Universidad Nacional de Cuyo 2004), a través de una extensa red de canales hacia las parcelas de riego. El bombeo de aguas subterráneas constituye también una importante fuente para riego en la actualidad, y su uso se intensifica durante los períodos de bajos caudales de los ríos. Gran parte de la superficie cultivada depende del aporte de agua subterránea como fuente

Martín 2008; Miranda 1999). Estos acuíferos se recargan en la parte alta y media de las cuencas, también a partir del agua suministrada por los Andes Centrales (Crespo et al. 2020; Gomez et al. 2022; Jobbágy et al. 2011). Si bien el sector agrícola es el usuario mayoritario, las aguas subterráneas revisten especial importancia como fuente hídrica principal del sector industrial y única fuente de provisión de agua potable en algunas zonas de los oasis (Buccheri y Pinto 2018).

## **1.2. Breve historia de las tierras irrigadas en el Centro-Oeste de Argentina**

La ocupación en los valles de la región siempre ha estado fuertemente asociada a la presencia y disponibilidad de cursos de agua. En la Figura 1.1. se presenta los principales hitos en la historia de ocupación de las tierras irrigadas y la gestión del agua en la región. La actividad agrícola en esta zona se remonta a 1.700 años AC (Ponte 2006) y las primeras estructuras arqueológicas para el manejo del agua datan de más de 2.000 años de antigüedad (Damiani y García 2011; Gambier 1977, 1988). Durante el período precolombino, el conocimiento y las obras vinculadas con el aprovechamiento del agua se hicieron cada vez más complejos. En los momentos previos a la conquista española, se observa la construcción de extensos sistemas de canalización y riego que podían extenderse a más de 20 km (Damiani 2002). Los poblados o caseríos de la comunidad *Huarpe* estaban dispersos mayormente en las depresiones entre los piedemontes andinos y el comienzo de las planicies áridas hacia el Este, y se abastecían por medio de redes de canales y tomas directas sobre los ríos San Juan, Mendoza, Tunuyán y Diamante (Damiani y García 2011; Prieto et al. 2021), principalmente. El agua distribuida por este sistema de acequias era utilizada para el consumo doméstico y el riego a “manto” de los cultivos de maíz, porotos, zapallo, calabazas, papa y otras hortalizas que constituían la base de la alimentación *huarpe* (Ponte 2006). Este sencillo sistema consiste en inundar un predio de riego a partir de una acequia proveedora. El asentamiento más importante se

ubicaba en el denominado valle de Huentata, zona del actual Gran Mendoza. Hacia el Noreste de dicho valle existía una serie de arroyos y ciénagas (ciénagas del Bermejo y Plumerillo) que se conectaban con otras lagunas de poca profundidad y gran extensión (lagunas de Guanacache o Huanacache) en las partes bajas de las cuencas de los ríos Mendoza y San Juan, donde se practicaba fundamentalmente la pesca y la caza de aves (Prieto et al. 2021). Las ciudades de Mendoza en el año 1561 y San Juan en 1562 fueron fundadas por la corona española en el sector central de los valles de Huentata y Tulum, respectivamente. San Juan fue trasladada en 1593 debido a una gran inundación provocada por el río homónimo. La nueva ubicación, en principio más segura, reemplazó la toma directa de agua desde el río por el emplazamiento de canales con caudales menores y más regulares (Miranda 2015).

Prieto y colaboradores (2021) describen las transformaciones en las áreas de riego luego de la conquista y colonización española. Si bien las consecuencias demográficas y culturales en las primeras décadas fueron drásticas para las comunidades originarias, a nivel ambiental éstas parecen haber resultado mucho más graduales hasta, al menos, los dos primeros siglos del proceso. El gobierno y la administración de las aguas estuvo a cargo de los Cabildos y, debido a la baja escala de la agricultura y del uso de agua, la mayor preocupación era el control de las crecidas e inundaciones que periódicamente llegaban hasta las ciudades de Mendoza y San Juan, desde los ríos homónimos (Miranda 2015; Ponte 2006; Rojas 2021). En cuanto a las redes de riego, durante los primeros siglos se amplió la infraestructura existente, sin el aporte de innovaciones tecnológicas significativas. Este crecimiento posibilitó el establecimiento de cultivos de vides, frutales y cereales. Hasta mediados del siglo XVIII ocurrió un uso desordenado e indiscriminado del recurso hídrico, caracterizado por ineficiencia en el uso, derroche y disputas por el agua (Prieto et al. 2021).

## **Cuadro 1.1. Breve historia de las tierras irrigadas en el Centro-Oeste de Argentina.**

### **- Etapa Pre-colombina**

- 1700 AC: primeros registros de actividad agrícola en la región.
- s. I: primeras estructuras arqueológicas para el manejo del agua.
- s. XV comunidad Huarpe.
  - Sistemas de canalización extensos (> 20 km) con tomas directa de los ríos.
  - Riego a manto de cultivos hortícolas.

### **- Primera etapa colonial**

- 1561-1562: Fundación de Mendoza (Huentata) y San Juan (Tulúm).
- Gobierno y administración de las aguas a cargo de los Cabildos: control de crecidas e inundaciones.
- Ampliación de la infraestructura de riego, sin innovaciones tecnológicas significativas.
- Establecimiento de vides, frutales y cereales.

### **- s. XVIII - fin del s. XIX**

- Expansión y perfeccionamiento del sistema de riego (alfalfa).
- Desecamiento de ciénagas y humedales en las cuencas de los ríos San Juan y Mendoza.
- Institucionalización de la gestión del riego.

### **- Adopción del Modelo agroindustrial vitivinícola (1880-1940)**

- Fuerte expansión vitivinícola.
- Mendoza: Ley General de Aguas – Departamento General de Aguas (1884); Constitución Provincial (1894); Instalación de agua corriente domiciliaria.
- San Juan: Ley de Irrigación (1928).
- “Misiones hidráulicas”: dique Nivelador José Ignacio de la Roza (1894, río San Juan) y dique Cipolletti (1890, río Mendoza).

### **- 1940 - 1980**

- Expansión del área de riego e incremento poblacional.
- San Juan: Departamento de Hidráulica (1942); Código provincial de Aguas (1978).
- Acciones y obras enfocadas en el aseguramiento de la oferta hídrica.
- Degradación de los oasis ribereños y humedales naturales.
- Explotación de aguas subterráneas desde década 1950: Reglamento de Perforaciones (1953, Mendoza), Decreto-Ley de perforaciones (1958, San Juan).
- 1968 - 1980: incremento exponencial de pozos frente a la sequía e institucionalización de la gestión del agua subterránea.

Entre mediados del siglo XVIII y finales del XIX se produjo una importante expansión y perfeccionamiento del sistema de riego, triplicándose la superficie cultivada en el río Mendoza durante dicho período. Se comienzan a sembrar con alfalfa extensos campos de pastoreo destinados a engordar los vacunos que se enviaban a Chile desde Córdoba y Buenos Aires (Prieto et al. 2008; Prieto y Abraham 1994), siendo relegada la vid a un papel secundario. Con la expansión del área de riego y la complejización del sistema de riego, las aguas sobrantes o de desagüe eran aprovechadas en zonas periféricas del sistema agrícola. Se registra, además, el desecamiento de antiguas zonas de ciénagas y humedales en las cuencas de los ríos San Juan y Mendoza (Miranda 2015; Ponte 2006; Prieto et al. 2021; Rojas 2021). Durante este período se produce una importante institucionalización de la gestión del agua y del riego, siendo pioneras las provincias de San Juan y Mendoza en esta materia. La primera sancionó una ordenanza sobre regadío en 1824 (conocida como “Ley de Policía de Aguas”), que regulaba la distribución y el uso de los recursos hídricos, sirviendo como punto de partida a un conjunto de normas posteriores (Miranda 2015). En 1851 se dictó una ley orgánica de aguas que estableció la creación de la Inspección General de Aguas, repartición encargada del gobierno y administración de las mismas, junto con el otorgamiento de participación a los propios regantes en las comisiones departamentales que ellos elegían (Landa 1946). La Ley de Aguas de 1858 fue una reforma de la anterior, aunque es considerada por varios autores como la primer Ley de Irrigación de San Juan. En la provincia de Mendoza, la gestión hídrica se inicia con la creación del regidor juez de aguas en 1810. Posteriormente, el Reglamento del Cabildo dictado en 1821 dispone la jurisdicción de las aguas urbanas y rurales a cargo del regidor juez de policía y regidor juez de aguas, respectivamente. Durante las décadas subsiguientes se sucedió una serie de normativas que modificaban la

administración y regulación de las aguas, destacándose el Reglamento del Juzgado de Aguas de 1844.

Como destacan Rojas y colaboradores (2021), la utilización de agua a finales del siglo XIX alcanzó una escala desconocida en los siglos anteriores, y la gestión se enfocó en un mayor control del agua de riego y asegurar un abastecimiento del recurso hídrico más previsible. El uso del agua para riego pasa a ser prioritario con respecto a otras actividades, ligado a la expansión comercial de la vitivinicultura. A partir de 1880 se implanta el modelo agroindustrial vitivinícola en la región y el incremento exponencial de la superficie cultivada con viñedos desplaza cada vez más a la alfalfa (Prieto et al. 2021). El desarrollo expansivo de la industria vitivinícola en este período, junto con la construcción de la red ferroviaria, conllevó una importante degradación y sobreexplotación de los bosques nativos de algarrobo, uno de los desencadenantes del proceso de desertificación en el ambiente del secano (Abraham y Prieto 1999). Surgen, también en ese momento, las denominadas *misiones hidráulicas*, con la construcción de grandes obras de infraestructura hídrica, entre las que se destacan el dique Nivelador José Ignacio de la Roza (1894) en la cuenca del río San Juan y el dique Cipolletti (1890) en la cuenca del río Mendoza. En este contexto de fuerte reordenamiento social y territorial que implicó el auge vitivinícola, se promulgó la Ley General de Aguas de Mendoza (1884), que buscaba centralizar el manejo del agua superficial y establecer normas acordes con los cambios que se estaban produciendo (Prieto et al. 2021). Esta ley sentó las bases de la administración y gestión del agua que rigen hasta la actualidad en la provincia de Mendoza, consolidadas como Política de Estado en materia hídrica en la Constitución Provincial de 1894. Instauró el principio de inherencia del agua a la tierra, disponiendo la inseparabilidad de las concesiones de agua para riego de la propiedad de los terrenos cultivables. De esta forma, benefició mayormente a los propietarios de la

tierra de aquel momento e implicó el perjuicio a pequeños propietarios, especialmente del Noreste provincial a quienes no se les reconoció el derecho ordenado por la norma (Martín 2010). Estableció, además, la creación de un organismo autónomo y autárquico para la administración del recurso hídrico de la provincia, el Departamento General de Aguas (actualmente Departamento General de Irrigación). Paralelamente, el Censo Nacional de 1895 permite identificar la mala condición sanitaria de la Ciudad de Mendoza por contaminación de las aguas de las acequias con materias fecales y basura. Esta situación acelera la instalación de agua corriente domiciliaria y, en forma progresiva, las acequias quedan destinadas sólo al riego urbano, agrícola, del arbolado público y como sistema de desagüe pluvial (Ponte 2006). En la provincia de San Juan, la creciente preocupación por el riego agrícola llevó a la formulación de la ley de irrigación de 1928. En el año 1942 se creó el Departamento de Hidráulica, organismo autárquico que tiene a su cargo hasta la actualidad el gobierno, administración y policía de aguas en el territorio de la provincia. Fue recién en el año 1978 que se sancionó el Código Provincial de Aguas, que determina un régimen centralizado de aplicación en el Departamento de Hidráulica. El Código también reafirma el carácter de las concesiones agrícolas para riego establecido en la Constitución Provincial, a perpetuidad y vinculadas a la propiedad de la tierra (Miranda 2015).

Durante el siglo XX la expansión del área de riego intensificó la demanda de agua en las cuencas de la región. El importante aumento poblacional ha conducido a un sostenido incremento de la demanda de agua doméstica, concentrada cada vez más en las áreas urbanas. La necesidad de atender a las crecientes demandas de agua en los oasis ha impulsado la adopción de acciones y obras enfocadas en el aseguramiento de la oferta hídrica. De esta forma, la construcción de diques en las cuencas de la región desde la década de 1940 responde a la necesidad de regular los inestables caudales de los ríos para



riego, y el incremento en la demanda de energía eléctrica debido al crecimiento de la producción industrial durante las décadas de 1930 y 1940 (Dirección General de Escuelas 2004): El Nihuil (1947) y Valle Grande (1964) en el río Atuel; Valle de Uco (1942) y El Carrizal (1971) en el río Tunuyán; Agua del Toro (1976), Los Reyunos (1980) y El Tigre (1983) en el río Diamante; Ullum (1980) en el río San Juan. Durante las últimas décadas la construcción de los embalses Potrerillos (2003) en el río Mendoza y Los Caracoles (2008) y Punta Negra (2015) en el río San Juan han ampliado la capacidad de almacenamiento en estas cuencas.

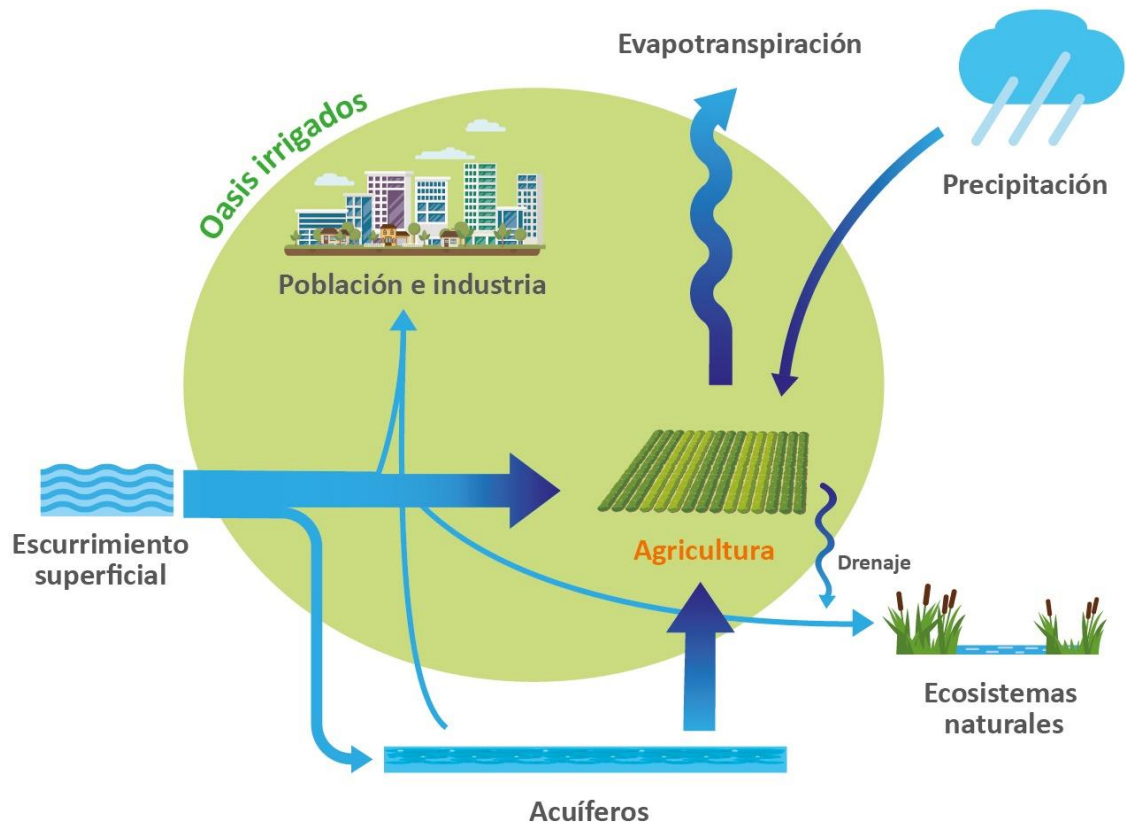
El control y la redistribución del agua para riego, intensificados a través de la construcción de diques y embalses durante la segunda mitad del siglo XX, han tenido como consecuencia la degradación de los oasis ribereños naturales en la región y disminución de los sistemas lagunares y humedales en la parte baja de las cuencas (Abraham y Prieto 1981; Abraham y Villalba 2008; Pol et al. 2006; Sosa y Vallvé 1999). Es el caso del Sitio Ramsar “Lagunas de Guanacache, Desaguadero y Del Bebedero”, localizado en el límite interprovincial de Mendoza, San Juan y San Luis, la laguna Llacanelo en la cuenca del río Malargüe y los Bañados del Atuel en la cuenca del río homónimo. En esta última, el profundo aprovechamiento desarrollado en la provincia de Mendoza ha conducido, además, a una larga historia de conflicto interprovincial en la gestión del agua con la provincia de La Pampa.

La explotación de las aguas subterráneas se registra mucho más recientemente en la historia del desarrollo de los oasis. Hasta mediados de la década de 1950 ésta era casi nula, comenzando a partir de ese momento la perforación de pozos en los distintos acuíferos de la región (Buccheri y Pinto 2018; Miranda 1999). En esta misma década se inicia la regulación de las perforaciones y el aprovechamiento del recurso subterráneo con el Reglamento de Perforaciones de 1953 de la provincia de Mendoza y un Decreto-

Ley de 1958 en la provincia de San Juan. En los años 1968-1973 se registró un incremento exponencial en el número de pozos en ambas provincias, impulsado por una importante sequía hidrológica en dicho período y la disponibilidad de subsidios para las perforaciones privadas. También se comenzaron a hacer perforaciones públicas para entregar agua subterránea a la red de riego superficial en la cuenca del río San Juan. Se extiende, a partir de este período, el uso complementario del agua subterránea para riego, principalmente en años hidrológicos considerados pobres o como única fuente de riego al margen del oasis productivo (Ibíd 2018). Ante el crecimiento sin precedentes en su explotación y la debilidad de la regulación previa, durante la década de 1970 se institucionalizó mayormente la gestión del agua subterránea con la modificación del Código de Aguas en la provincia de San Juan (1979), prohibiéndose la concesión de nuevas perforaciones, y el dictado de nuevas leyes específicas en la provincia de Mendoza (1974). Estas últimas reconocen y regulan las aguas subterráneas como un bien público y asignan su administración al Departamento General de Irrigación.

### **1.3. Interrogantes a la sustentabilidad de los oasis**

Los oasis agrícolas juegan un importante rol en el balance hídrico regional y su supervivencia es un aspecto crítico para mantener la población creciente en regiones áridas y semi-áridas (Maliva y Missimer 2012). Constituyen sistemas socio-ambientales complejos, profundamente determinados por la distribución y aprovechamiento del agua en estos ambientes áridos. El esquema de la figura 1.2 presenta los componentes principales de dicho sistema en cada oasis del Centro-Oeste de Argentina.



**Figura 1.2.** Esquema de los componentes claves del sistema hidrológico de los oasis del Centro-Oeste de Argentina.

Durante las últimas décadas, los oasis de la región están experimentando un conjunto de transformaciones en los componentes del sistema vinculados con la oferta y demanda hídrica. La cordillera de Los Andes constituye el principal sistema regulador del clima y del ciclo del agua a escala continental (Vich et al. 2010), y refleja importantes cambios asociados a las condiciones climáticas globales y regionales. En los Andes Centrales se destacan el importante retroceso de los glaciares (Dussailant et al. 2019; Leiva et al. 1989; Leiva et al. 2008), la alteración del hidrograma de los ríos andinos y anticipación del pico de caudal (Barros et al. 2015; Boninsegna 2014; Montaña y Boninsegna 2016) y el aumento de la isoterma de 0°C (Carrasco et al. 2008). Los recursos hídricos de la región pueden depender cada vez más de las nevadas, que presentan una alta variabilidad interanual (Masiokas et al. 2020; Masiokas et al. 2010). Desde el 2010 la reducida acumulación nival en las zonas más elevadas de la cordillera de los Andes ha

determinado la ocurrencia de una intensa sequía hidrológica en los ríos de la región y problemas de abastecimiento de agua para riego en algunos oasis (Rivera et al. 2021b). Además de los cambios descritos para los Andes Centrales y los ríos de la región, durante las últimas décadas se han reportado tendencias positivas en los registros de precipitación de las tierras bajas donde se ubican los oasis irrigados (Barros et al. 2015; de Barros Soares et al. 2017). Según un conjunto de simulaciones del modelo IPSL-CM6A-LR forzadas bajo la última generación de escenarios de emisiones, se espera que el aumento de la precipitación sobre las tierras bajas continúe durante el siglo XXI, aunque con gran incertidumbre en términos de extensión espacial y magnitud (Rivera et al. 2020).

Como se destacó en la sección anterior, la agricultura constituye el mayor usuario del agua, por lo que las transformaciones del sistema agroproductivo pueden tener fuertes implicancias para la demanda hídrica en los oasis. Diversos cambios en los usos de la tierra han sido descritos durante las últimas décadas, asociados principalmente a la expansión urbana, la ampliación del área cultivada, el reemplazo de diferentes tipos de cultivos y transformaciones socio-económicas de los sistemas productivos (Bernabeu Fernández y Martín 2019; Cardús Monserrat y Ruiz 2017; Martín 2008; Martín y Larsimont 2016; Miranda 2015; Rojas et al. 2020; Scoones 2018; Scott et al. 2012; Taber y Nozica 2011; Torres et al. 2018). Las transformaciones productivas en los oasis de la región, vinculadas principalmente al desarrollo de una nueva agricultura capital-intensiva orientada a la exportación (Martín 2008), implican relocalización de las áreas de riego y cultivo, expandiéndose en algunas localidades y reduciéndose en otras, y en algunos casos, la adopción de nuevos sistemas de riego de mayor eficiencia. Esta situación, junto con la sequía hidrológica registrada desde el 2010, podría conducir a la sobreexplotación de los recursos hídricos subterráneos en los oasis de la región. Por otra parte, la población

de Mendoza y San Juan ha registrado un incremento cercano al 70% durante el período 1980-2022 (INDEC 2023). Este gran crecimiento se ha producido principalmente en las ciudades de la región, con una concentración cada vez mayor de la población en zonas urbanas, e implica una demanda creciente de agua doméstica (agua potable y riego para uso recreativo) y recursos productivos.

Los profundos cambios descritos vinculados con la oferta y demanda hídrica ponen en duda la sustentabilidad hídrica y productiva de los oasis del Centro-Oeste de Argentina. La agricultura de regadío podría estar en riesgo en el corto y mediano plazo, amenazando la seguridad hídrica y productiva en la región (Universidad Nacional de Cuyo 2004; Viglizzo 2015). Se prevé que los impactos del cambio climático sean un aumento del déficit de agua y un posible compromiso de la supervivencia de los oasis (Montaña y Boninsegna 2016), situándolos entre las regiones más vulnerables del país a esta problemática (Boninsegna 2014; Magrin et al. 2014; Montaña y Boninsegna 2016). El escenario de cambio climático, sumado a los procesos de desertificación generalizados en los ecosistemas del Centro-Oeste de Argentina, puede implicar un incremento en la vulnerabilidad de la región (Abraham 2018; Abraham y Villalba 2008). También existe el riesgo de conflictos por el agua entre las comunidades ubicadas aguas arriba y aguas abajo de las cuencas, y de sobreexplotación de los acuíferos ante un escenario de menor recarga y/o mayor demanda. De no atenderse a tiempo esta situación, el agua en un futuro cercano puede convertirse en un formidable limitante para el desarrollo y la supervivencia socioeconómica de la región (Universidad Nacional de Cuyo 2004). El estudio de los procesos de adaptación al cambio y a la variabilidad del clima y sus consecuencias hidrológicas ha sido escaso y su importancia se percibe en tiempos relativamente recientes. Las investigaciones previas se han enfocado principalmente en el estudio de diversos aspectos vinculados con la oferta de los ríos de la región y procesos hidro-

climáticos en las partes altas de las cuencas donde se originan dichos caudales (Lauro et al. 2016, 2019; Masiokas et al. 2010, 2013; Müller y Lovino 2023; Rivera et al. 2021b; Rivera et al. 2017a, 2020; Rivera y Penalba 2018; Vich et al. 2010, 2014). Algunos trabajos han analizado aspectos de la demanda de riego en los oasis (Civit et al. 2018; Liotta et al. 2010). Sin embargo, son realmente escasas las investigaciones que analicen en forma conjunta aspectos relacionados con la oferta hídrica y demanda de riego (Salomón-Sirolesi y Farinós-Dasí 2019) y, más aún, que integren las dimensiones hidro-climática, socio-productivas y tecnológicas. Mucha más investigación es necesaria en la región para evaluar cómo reducir la vulnerabilidad y mejorar la adaptabilidad de las sociedades a la dinámica climática actual y futura (Viglizzo 2015).

#### **1.4. Balance Hidro-Ecológico: en búsqueda de una Huella para la sustentabilidad regional**

Muchos de los problemas ambientales de la actualidad son originados, en parte, por la presión humana sobre el planeta: escasez de agua y energía, cambio climático, pérdida de bosques y biodiversidad, erosión y contaminación del suelo, desertificación, abatimiento de los niveles acuíferos, agotamiento y contaminación del agua, y muchos de los factores que contribuyen a la escasez de alimentos, entre otros (Galli et al. 2011). El consumo global de recursos renovables y las emisiones de residuos han crecido hasta alcanzar, en muchos casos, un ritmo mayor que la capacidad de regeneración y captación del planeta. Durante las últimas décadas se ha extendido el uso de “huellas ambientales” (Huella Ecológica, Huella de Carbono, Huella Hídrica) como metodologías para cuantificar la presión sobre los recursos naturales y evaluar la sustentabilidad en relación a dichos impactos.

El análisis de Huella Ecológica y Biocapacidad, introducido a principios de los 90’ por Wackernagel y Rees (1997), se orienta a evaluar un aspecto principal de la

sustentabilidad a escala planetaria: cuantificar la demanda de la humanidad y la disponibilidad de capacidad productiva de los ecosistemas. Borucke et al. (2013) definen:

- **Huella Ecológica:** medida de la demanda de las poblaciones y las actividades sobre la biosfera en un año determinado, considerando la tecnología y la gestión de recursos predominantes en ese año.

- **Biocapacidad:** medida de la superficie terrestre y marina biológicamente productiva disponible para proporcionar los servicios ecosistémicos que consume la humanidad; nuestro presupuesto ecológico o la capacidad de regeneración de la naturaleza.

En otros términos, la Huella Ecológica documenta en qué medida las economías se mantienen dentro de la capacidad regenerativa de la biosfera y qué sociedades utilizan cada porción de esta capacidad (Wackernagel y Rees 1997). La metodología considera seis categorías de uso de la tierra: tierras de cultivo para el suministro de alimentos y fibras de origen vegetal; tierras de pastoreo y de cultivo para productos animales; zonas de pesca (marinas y continentales) para productos pesqueros; bosques para madera y otros productos forestales; tierras de absorción para neutralizar las emisiones de dióxido de carbono y áreas con infraestructuras. La Huella Ecológica y Biocapacidad suelen expresarse en unidades de superficie bioproductiva media mundial necesaria para suministrar estos productos y servicios, denominadas hectáreas globales (gha). Desde el 2003 su uso se ha extendido con la publicación de las *National Footprint Accounts* (NFA). La *Global Footprint Network* publica y actualiza periódicamente las NFA con los cálculos anuales de Huella Ecológica y Biocapacidad desde 1961 para más de 200 países y todo el planeta. El objetivo de las NFA es proporcionar cálculos científicamente sólidos y transparentes para poner de relieve la importancia de los límites de biocapacidad global para la toma de decisiones. El análisis ha sido utilizado, también, para evaluar la sustentabilidad de distintas ciudades, regiones e incluso oasis en otras regiones del planeta

(Du et al. 2011; Guo et al. 2017; J. Li et al. 2016; Moore et al. 2013; Palacios-Agundez et al. 2015). Sin embargo, la metodología de Huella Ecológica y Biocapacidad no brinda ninguna evaluación de la explotación de los recursos hídricos, un aspecto clave para la sustentabilidad de zonas áridas y semiáridas. Si bien la biocapacidad soporta el bienestar humano y el desarrollo socioeconómico de la sociedad, y representa un umbral importante para el desarrollo regional sostenible, el objetivo de optimización de la biocapacidad puede conducir a una mayor presión sobre los recursos hídricos (Du et al. 2011; Guo et al. 2017).

El enfoque de huella aplicado al análisis del agua surgió posteriormente con el concepto de Huella Hídrica (Hoekstra 2003). Sin bien el término fue definido en analogía a la Huella Ecológica, su origen y metodología son diferentes. La Huella Hídrica se basa en la idea de "agua embebida" o "agua virtual" introducido por Allan (1998) y busca ilustrar los vínculos entre el consumo humano y el uso del agua, y entre el comercio mundial y la gobernanza de los recursos hídricos (Hoekstra 2009). Se define como el volumen total de agua dulce que se utiliza para producir los bienes y servicios que consume un individuo o sociedad (Hoekstra y Chapagain 2008) y se expresa generalmente en términos de volumen de uso de agua dulce por año. La Huella Hídrica también puede calcularse para una actividad, un bien o un servicio específico. Se descompone en tres componentes: azul, verde y gris. La Huella Hídrica azul es el volumen de agua dulce que se evapora de los recursos hídricos globales (aguas superficiales y subterráneas), excluyendo el agua que vuelve al sistema después de su uso, la verde representa el volumen de agua de lluvia almacenada en el suelo que es evapotranspirada, y la gris el volumen de agua contaminada asociados a la producción de todos los bienes y servicios que consume un individuo o sociedad (Hoekstra 2009). Civit y colaboradores (2018) evaluaron la Huella Hídrica verde y azul de la producción de diferentes variedades



de uva para vinificar en los distintos oasis de la región, considerando diferentes sistemas de riego. A diferencia de la Huella Ecológica, el análisis de Huella Hídrica se centra en los volúmenes requeridos sin cuantificar la disponibilidad de agua, por lo que no permite evaluar directamente el impacto del consumo de agua en los caudales y las reservas naturales (Gleeson et al. 2012). Sin embargo, la Huella Hídrica azul se ha utilizado para evaluar la escasez de agua en relación a la disponibilidad de recursos hídricos en distintas cuencas del planeta (Hoekstra et al. 2012).

Con el fin de evaluar la sustentabilidad de los oasis de riego del Centro-Oeste de Argentina en la presente tesis se desarrolló la metodología de Balance Hidro-Ecológico (Capítulo IV), buscando superar las limitaciones de los enfoques descriptos anteriormente. Dado que la capacidad productiva de los oasis en zonas áridas está estrechamente vinculada a la disponibilidad de agua, los principales interrogantes en torno a la sustentabilidad de los oasis del Centro-Oeste de Argentina se refieren a la evolución de su capacidad productiva y las transformaciones del balance hídrico. El Balance Hidro-Ecológico se orienta a contrastar los recursos hídricos disponibles con la demanda ejercida por las distintas actividades de la población en cada oasis.

## **1.5. Objetivos, hipótesis y organización de la tesis**

### Objetivo General:

El objetivo de la presente tesis es **evaluar la sustentabilidad de los oasis de riego del Centro-Oeste de Argentina (San Juan y Mendoza) en el período 1981-2018, a diferentes escalas espaciales, considerando la variabilidad hidro-climática y las transformaciones vinculadas a los usos de la tierra y la gestión del agua**. Dos interrogantes claves en torno a la sustentabilidad de las áreas irrigadas de la región son abordados en la presente tesis: ¿cómo se han transformado los distintos componentes del

balance hídrico en los oasis?, ¿cómo ha evolucionado la capacidad productiva de los distintos oasis, y cómo se vincula con la disponibilidad y gestión del agua?

Para el desarrollo del objetivo general se definieron cuatro objetivos específicos:

- 1) Estudiar la variabilidad de los factores hidro-climáticos (caudales, precipitación y evapotranspiración de referencia) y la contribución de la precipitación local a la oferta hídrica de los oasis irrigados.
- 2) Evaluar las transformaciones de las áreas irrigadas en los principales oasis del Centro-Oeste de Argentina.
- 3) Analizar el efecto conjunto de los factores hidro-climáticos, cambios en los usos de la tierra y la gestión del agua de riego sobre el balance hidro-ecológico y el consumo de agua subterránea en los oasis de la región.
- 4) Explorar los nexos entre la disponibilidad de agua y la producción agrícola de los principales oasis irrigados de la región.

La investigación de las interacciones entre sociedades humanas y el ambiente reviste un especial desafío al involucrar el estudio de sistemas complejos que requieren un abordaje interdisciplinario. Las problemáticas ambientales se caracterizan por la confluencia de múltiples procesos cuyas interrelaciones constituyen la estructura de un sistema que funciona como una totalidad organizada, por lo que no pueden ser estudiadas por la simple adición de investigaciones disciplinarias. Resulta necesario, entonces, lograr una verdadera articulación de las diversas disciplinas involucradas, a fin de obtener un estudio "integrado" de esa compleja problemática (García 1994, 2006). Este enfoque ha sido aplicado, por ejemplo, al estudio y evaluación integrada de los problemas de desertificación en la región, con una mirada interdisciplinaria y multiescalar (Abraham 2009).

Gran parte de los trabajos de investigación en sistemas socio-ecológicos se enmarcan dentro de las "ciencias históricas" (Meyfroidt 2016). A diferencia de los contextos experimentales, las ciencias históricas se ocupan de sucesos específicos de los fenómenos observados que pretenden explicar, los cuales nunca pueden ser reproducidos de forma exacta y completa, y en los que los factores individuales no pueden aislarse perfectamente (Meyfroidt 2016). Por lo tanto, como destaca este mismo autor, las explicaciones de las ciencias históricas se basan en un ida y vuelta entre regularidades, mecanismos o leyes generales (como en la ciencia experimental) y la interpretación contextual de las contingencias. Este tipo de estudios rara vez da lugar a la formulación de leyes generales y universales que las cubran, como es el objetivo en las ciencias experimentales.

El análisis causal se basa en dos dimensiones: los efectos causales y los mecanismos causales que explican cómo la causa o combinación de causas produce sus efectos. Tal como destaca Meyfroidt (2016), evaluar el mecanismo causal aumenta la confianza en que se tienen en cuenta todos los terceros factores relevantes a la hora de identificar un efecto causal, por lo que el vínculo no es espurio y la estructura de las relaciones está correctamente especificada. Comprender el mecanismo causal resulta crucial, además, para el posterior diseño de intervenciones o medidas de gestión, a menudo un objetivo final y altamente valioso de la investigación socio-ambiental. Se definió un conjunto de hipótesis explicativas orientadas a proponer efectos y mecanismos causales plausibles a la luz del conocimiento científico disponible y de ideas arraigadas en el ámbito técnico-académico, pero no evaluadas científicamente, para ser revisadas en esta tesis. Las mismas permiten explicitar el marco conceptual y teórico adoptado, guiar el proceso de identificación y selección de variables, toma de datos, análisis y la interpretación de los resultados obtenidos (Marone y Galetto 2011). Las hipótesis que guiaron esta tesis son:

- A) La precipitación en las tierras bajas, alimentada por humedad proveniente del océano Atlántico, presenta un régimen de variabilidad desacoplado de los caudales de los ríos cordilleranos, estabilizando la oferta hídrica de los oasis de la región y aumentándola durante períodos de sequía hidrológica.
- B) En las cuencas donde se ha expandido el área irrigada, ésta ha sido posible gracias a una mejora en la eficiencia del riego y un incremento significativo del consumo de agua subterránea. Por el contrario, en cuencas con una superficie irrigada invariable la mejora en la eficiencia de riego ha reducido la demanda de agua, acompañando la disminución de la oferta hídrica y manteniendo un balance hídrico y consumo de agua subterránea relativamente estables.
- C) La producción agrícola y el consumo de agua subterránea en los oasis responden a la variabilidad interanual del caudal de los ríos. El agua subterránea cumple un rol amortiguador, más importante en oasis con una mayor dependencia de dicha fuente de agua. Por el contrario, en oasis con una menor dependencia del agua subterránea el impacto de la variabilidad interanual de la oferta hídrica en la productividad es mayor.
- D) A largo plazo, la capacidad productiva de la región ha permanecido relativamente estable producto del incremento en algunos oasis (San Juan y Tunuyán Superior) y la disminución en otros (Tunuyán inferior, Diamante y Atuel). El ajuste del sistema a una oferta hídrica declinante mediante la mejora en la eficiencia de riego ha implicado un incremento en la productividad del agua en los oasis.

Para desarrollar los objetivos definidos y evaluar las hipótesis planteadas la presente tesis se estructura en 6 capítulos. En el presente capítulo I de introducción general se esclarecen los objetivos e hipótesis de investigación de esta tesis. El capítulo II se enfoca en estudiar la variabilidad de los factores hidro-climáticos relevantes para el balance hídrico de los oasis y explorar el rol de la precipitación local en la oferta hídrica (objetivo

específico 1, hipótesis A). El capítulo III se orienta a explorar la dinámica espacial y temporal de las áreas irrigadas en los principales oasis de la región e identificar los principales factores propulsores de estos cambios (objetivo específico 2, hipótesis B). El capítulo IV evalúa la evolución del Balance Hidro-Ecológico como medida de sustentabilidad de los oasis, estudiando la contribución de diferentes variables a la demanda de agua y contrastándola con los recursos hídricos disponibles. En este capítulo se estudia, además, la evolución del consumo de agua subterránea y su respuesta a la variabilidad hidro-climática (objetivo específico 3, hipótesis B y C). En el capítulo V se exploran los vínculos entre la disponibilidad de agua y la producción agrícola en los principales oasis de la región. Para esto se estudió los cambios en la capacidad productiva en relación a la gestión del agua superficial y subterránea, la respuesta de la producción a la variabilidad de la oferta hídrica y la evolución de la productividad del agua en cada uno de los oasis y la región en conjunto (objetivo específico 4, hipótesis C y D). Finalmente, en el capítulo VI se presenta una síntesis e integración de los principales resultados, se discute la relevancia de estos aportes al conocimiento actual, los nuevos interrogantes que se desprenden de este trabajo y las implicancias para la gestión del agua y la tierra en los oasis del Centro-Oeste de Argentina.

## Capítulo II

# Variabilidad hidro-climática y fuentes de Oferta Hídrica en los oasis del Centro-Oeste de Argentina<sup>1</sup>

---

<sup>1</sup> Rivera, J. A., Otta, S. A., Lauro, C., y Zazulie, N. (2021). **A Decade of Hydrological Drought in Central-Western Argentina**. *Frontiers in Water*, 3(April), 1–20. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.640544>

## 2.1. Introducción

La cordillera de los Andes representa el principal regulador del clima y del ciclo del agua a escala continental (Vich et al. 2010). Las interacciones entre la circulación atmosférica y la topografía de los Andes conducen a importantes diferencias en el clima de ambas vertientes de la cordillera, mostrando patrones opuestos independientemente de la latitud y la naturaleza de la precipitación dominante (Viale et al. 2019). En consecuencia, se identifican climas y fuentes de humedad contrastantes entre la parte alta y baja de las cuencas del Centro-Oeste de Argentina (Martinez Carretero 2013). Considerando la composición de isótopos estables de las aguas de los arroyos y la precipitación en las laderas orientales de los Andes Centrales (~33°S), Hoke y colaboradores (2013) encontraron un gran aporte occidental del océano Pacífico en elevaciones por encima de 2.000 m y una mezcla de fuentes del Pacífico (Oeste) y Atlántico (Este) por debajo de esta elevación. Los sistemas frontales de ciclones extratropicales aportan humedad desde el sur del Océano Pacífico (Garreaud et al. 2013; Smith and Evans 2007), generando precipitaciones medias anuales de hasta 600 mm/año (Espinoza et al. 2020; Viale et al. 2019) en las elevaciones más altas de los Andes Centrales, donde se extienden las cabeceras de las cuencas. El clima es de tipo mediterráneo, con más del 70% de la precipitación anual en forma de nevadas durante la estación fría austral (mayo-septiembre; González-Reyes et al. 2017). En la vertiente oriental, las tierras bajas están afectadas por el efecto de sombra de lluvia de la cordillera de los Andes Centrales con picos superiores a los 6.000 m.s.n.m. Como parte de la Diagonal Árida Sudamericana, el Centro-Oeste de Argentina se caracteriza por una precipitación media anual inferior a 400 mm/año y una alta evapotranspiración que conduce a un déficit hídrico permanente. Las altas elevaciones andinas modulan fuertemente la circulación atmosférica regional durante la estación cálida, que se

caracteriza por un flujo de humedad predominantemente del Norte y Este que contribuye al desarrollo de sistemas convectivos de precipitación (Falvey y Garreaud 2005; Viale et al. 2019). Las precipitaciones presentan un gradiente entre 100 mm/año (Noroeste) y 400 mm/año (Sureste), concentrándose durante el semestre cálido y ocurriendo principalmente como tormentas convectivas, intensas y de corta duración. La señal del aporte de precipitación estival disminuye gradualmente hacia el Sur, donde aumenta la influencia de los sistemas de precipitación invernal de latitudes medias al Oeste de los Andes (Viale et al. 2019).

Muchos trabajos previos han centrado su atención en el estudio de los caudales de los ríos, principal fuente de agua de los oasis, así como los procesos climáticos e hidrológicos en la parte alta de las cuencas (Cordillera de los Andes) que determinan el rendimiento hídrico de los mismos (Capítulo I). Por el contrario, casi no ha sido estudiada la variabilidad y los cambios en la precipitación y la evapotranspiración de referencia en las partes bajas de las cuencas, factores que afectan, respectivamente, la oferta y demanda hídrica en los oasis irrigados de la región. La variabilidad de la precipitación en las tierras bajas de la región ha sido bastante menos analizada y la mayoría de los estudios son a escala sinóptica (e.g. de Barros Soares et al. 2017; Garbarini et al. 2021, 2019; Grimm and Saboia 2015; Hurtado and Agosta 2020; Maenza et al. 2017; Rivera et al. 2013; Robledo et al. 2020, 2016; Saurral et al. 2017). Considerando los diferentes sistemas climáticos que aportan humedad a la región, se planteó la hipótesis que las precipitaciones pueden compensar la variabilidad de los caudales fluviales y aumentar la disponibilidad de agua en los oasis durante los eventos de sequía hidrológica. El objetivo de este capítulo es contrastar la variabilidad temporal y los cambios en los factores hidro-climáticos relevantes para el balance hídrico (caudales, precipitación local y evapotranspiración de referencia) y evaluar la contribución de la precipitación local a la seguridad hídrica de los



oasis irrigados de la región. Las preguntas que guiaron este análisis fueron: 1) ¿cómo son los modos de variabilidad de los principales factores hidro-climáticos que determinan la oferta (caudales y precipitación local) y la demanda hídrica (evapotranspiración de referencia) en cada oasis?; 2) ¿han sufrido cambios estos factores hidro-climáticos durante el período de estudio?; 3) ¿cuál es el aporte de la precipitación efectiva a la oferta hídrica total en cada oasis irrigado?; 4) ¿puede la precipitación local compensar la variabilidad de los caudales de los ríos y aumentar la disponibilidad de agua durante episodios de sequía hidrológica?

El aporte de la precipitación local a la seguridad hídrica de cada oasis fue evaluado en términos de contribución total y estabilidad de la oferta hídrica. La complementariedad de las fuentes hídricas puede manifestarse de diferentes maneras: tendencias o regímenes de variabilidad contrastantes, fracción variable de ambas fuentes en la oferta hídrica total, mayor estabilidad de la oferta hídrica total, etc. Para comparar los modos de variabilidad de ambas fuentes de oferta hídrica de los oasis, se evaluó además su relación con las oscilaciones climáticas de mayor influencia en la región: El Niño Oscilación Sur (ENSO, por sus siglas en inglés de *El Niño Southern Oscillation*) y la Oscilación Decenal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés de *Pacific Decadal Oscillation*). Este análisis se presenta en el Apéndice A3.

## **2.2. Materiales y Métodos**

### ***2.2.1. Variabilidad y cambio en los factores hidro-climáticos***

Se evaluó la variabilidad temporal y los cambios de los principales factores climáticos que determinan la oferta (caudales y precipitación local) y demanda hídrica (evapotranspiración de referencia) en cada uno de los oasis de la región. Para la evapotranspiración de referencia (*ET<sub>o</sub>*) se utilizó la base de datos grillada CRU TS4.03, con una resolución de 0,5° (Harris et al. 2014; Harris et al. 2020). En esta base la *ET<sub>o</sub>*

mensual es obtenida mediante la fórmula de FAO Penman-Monteith (Ekström et al. 2007, basado en Allen et al. 1994), a partir de los datos grillados de temperatura media, presión de vapor, cobertura de nubes y campos de viento medio para cada mes del año. La ecuación de FAO Penman-Monteith es una representación clara, precisa y simple de los factores físicos y fisiológicos que gobiernan el proceso de la evapotranspiración (Allen et al. 2006). Las series mensuales de  $ET_o$  de cada oasis fueron obtenidas en *Google Earth Engine*, mediante un promedio ponderado por el área de dicho oasis ocupada en cada celda de la base de datos grillada.

En cuanto a las variables vinculadas a la oferta hídrica, se consideraron los caudales medios mensuales de los ríos ( $Q_R$ ) de la región y la precipitación efectiva mensual en cada oasis ( $PEF_o$ ). Para los caudales medios mensuales de los ríos ( $Q_R$ ) se emplearon los registros de caudales medios diarios de la Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica (Gobierno de Argentina) de 7 estaciones de aforo de los ríos mencionados (Figura 1.1, Cuadro 2.1). Los registros de datos del río Grande (estación La Gotera) se utilizaron para la extensión y relleno de la serie del río Malargüe. Todas las estaciones de aforo seleccionadas están ubicadas aguas arriba de los embalses y oasis irrigados en cada cuenca, por lo que no se ven afectadas por intervención humana. Se consideró la misma estación de aforo para ambas subcuencas del río Tunuyán. Las series de caudales medios diarios con datos faltantes se completaron con diferentes metodologías según la longitud del vacío de información (Gyau-Boakye y Schultz 1994). Para menos de tres días faltantes, se utilizó el polinomio de interpolación de tercer grado; entre 4 y 20 días faltantes, el modelo autorregresivo de primer orden con corrección; durante más de 20 días faltantes y extensión de la serie de los ríos San Juan (2014-2018) y Malargüe (1981-1985), se utilizó el método de extensión con mantenimiento de la varianza - MOVE (Salas 1992). Este último considera datos de otra estación con características similares y

períodos de registro comunes para completar o extender series hidrológicas temporales y conserva mejor las características estadísticas de la serie que los métodos de regresión tradicionales (Salas 1992). Las estaciones de referencia se eligieron considerando el mayor coeficiente de correlación de Pearson y el menor error cuadrático medio entre la serie a completar o extender y las estaciones cercanas.

**Cuadro 2.1. Estaciones de aforo consideradas en el estudio.**

Ríos	Estaciones de aforo	Código	Lat. (°S)	Long. (°W)	Elevación (m.s.n.m.)	Período considerado	% datos faltantes
San Juan	Km 47,3	SJ4	31,5	68,9	945	1981 – 2014	1,9
	Km 101*	SJ1	31,3	69,2	1310	1981 – 2018	21,3
Mendoza	Guido	MEG	32,9	69,2	1550	1981 – 2018	0,2
Tunuyán	Valle de Uco	TVU	33,8	69,3	1200	1981 – 2018	0,1
Diamante	La Jaula	DLJ	34,7	69,3	1500	1981 – 2018	1,0
Atuel	La Angostura	ALA	35,1	68,9	1200	1981 – 2018	0,9
Malargüe	La Barda	MLB	35,6	69,7	1580	1985 – 2018	4,9
Grande	La Gotera*	GLG	35,9	69,9	1400	1981 – 2018	8,9

\* Las estaciones de aforo Km 101 y La Gotera se consideraron para el rellenado y extensión de las series de los ríos San Juan (km 47,3) y Malargüe (La Barda), respectivamente.

La precipitación efectiva mensual en cada oasis ( $PEF_o$ ) se calculó utilizando la metodología del Servicio de Conservación de Suelos del USDA (Smith 1992, Ecuaciones 2.1 y 2.2), a partir de la precipitación total mensual. Para esta última, y debido a la falta de observaciones de precipitación, se utilizó la base de datos grillada CHIRPS v.2.0 (Funk et al. 2015; Funk et al. 2014), que presenta datos de precipitación acumulada cada 5 días desde 1981 hasta el presente, con una resolución espacial. de 0,05 °. Rivera et al. (2018, 2019) demostraron una buena concordancia entre las estimaciones de precipitación con CHIRPS y los registros instrumentales en la región de Cuyo. Las estimaciones de CHIRPS reproducen adecuadamente varias características de precipitación, como la variabilidad estacional e interanual y los patrones espaciales de precipitación en esta región. La serie de precipitación total mensual de cada oasis se obtuvo mediante un promedio ponderado por el área ocupada por el oasis en cada celda de la grilla de CHIRPS, también en la plataforma *Google Earth Engine*.

$$PEF_o = \frac{pp_o(125-0,2*pp_o)}{125} \quad ; \text{ para } pp_o < 250 \text{ mm} \quad [2.1]$$

$$PEF_o = 125 + 0,1 * pp_o \quad ; \text{ para } pp_o \geq 250 \text{ mm} \quad [2.2]$$

donde  $pp_o$ : precipitación total mensual.

A partir de las series mensuales de  $ET_o$ ,  $Q_R$  y  $PEF_o$  se obtuvieron las correspondientes series estacionales (verano: enero-marzo, otoño: abril-junio, invierno: julio-septiembre, primavera: octubre-diciembre) y anuales para cada oasis. Resulta útil expresar los correspondientes caudales también como derrames, entendidos éstos como el volumen de agua escurrida durante un determinado período de tiempo. Por lo tanto, el derrame es un parámetro derivado, obtenido multiplicando el caudal por el lapso de tiempo correspondiente (Giai 2008).

Se realizó un análisis exploratorio de datos con el fin de evaluar normalidad, aleatoriedad e independencia en las series temporales mencionadas (Apéndice A1) y escoger las metodologías más acordes para la detección de cambios en dichas series. Se evaluó la existencia de cambios graduales (tendencia lineal) y abruptos (salto en valores medios) en las series hidro-climáticas. Para detectar tendencias lineales se aplicaron varias pruebas no paramétricas: *Spearman Rank Order Correlation* - SROC (Kundzewicz y Robson 2000), Mann-Kendall (Hirsch et al. 1982; Westmacott y Burn 1997), con dos modificaciones para datos autocorrelacionados (Hamed y Rao 1998; Yue y Wang 2002). Se consideró la existencia de tendencias lineales con el rechazo de la hipótesis nula ( $H_o$ : no hay tendencia lineal) en al menos una de estas pruebas. El coeficiente de tendencia se estimó mediante un estimador insesgado, no paramétrico, propuesto por Hirsch et al. (1982). Para detectar cambios abruptos en las condiciones medias, se aplicó la prueba paramétrica t de Student y varias pruebas no paramétricas: Pettitt (1979), Buishand (1982), CUSUM (Kundzewicz y Robson 2004; McGilchrist y Woodyer 1975), Worsley (1979) y Taylor (2000). Mientras que la primera permite identificar múltiples puntos de

cambio en una serie, las pruebas restantes pueden identificar un solo punto de cambio en la serie. En todas las pruebas de tendencia y cambios abruptos se consideró una significancia del 5% ( $\alpha = 0,05$ ).

### 2.2.2. Aporte de la precipitación a la oferta hídrica de los oasis

La oferta hídrica superficial mensual en cada oasis ( $OH_o$ , Ecuación 2.3) fue definida como el agua de fuentes superficiales disponible para riego, es decir, el agua del río destinada al riego ( $AWI_o$ , Ecuación 2.4) y la precipitación efectiva local. Tanto la oferta hídrica como sus componentes son expresados como columna de agua (en mm) para toda el área registrada para riego en el oasis.

$$OH_o = AWI_o + PEF_o \quad [2.3]$$

$$AWI_o = \frac{(Q_R - C_{NA}) * 8.640 * d * EE_o}{A_o} \quad [2.4]$$

donde

$Q_R$ : caudal medio mensual del río [ $m^3 s^{-1}$ ],

$C_{NA}$ : consumo no agrícola (doméstico e industrial) [ $m^3 s^{-1}$ ],

$d$ : cantidad de días del mes [días],

$EE_o$ : eficiencia externa [adimensional],

$A_o$ : área registrada para riego en el oasis [ha].

Se estimaron valores constantes de consumo no agrícola ( $C_{NA}$ ) para cada oasis, considerando la bibliografía disponible – San Juan: 2 m<sup>3</sup>/s; Mendoza: 4,5 m<sup>3</sup>/s; Tunuyán superior: 0,2 m<sup>3</sup>/s; Tunuyán inferior: 0 m<sup>3</sup>/s; Diamante: 0,7 m<sup>3</sup>/s; Atuel: 0,2 m<sup>3</sup>/s; Malargüe: 0,2 m<sup>3</sup>/s -. La eficiencia externa de la red de riego completa ( $EE_o$ ) representa la relación entre el agua recibida en las fincas y el total de agua desviada para riego desde el río. Considera todas las pérdidas de agua que ocurren fuera de las parcelas irrigadas y es producto de las eficiencias de conducción, distribución y administración. Se consideró un valor de  $EE_o$  de 0,7 en todos los oasis, consistente con estudios previos en la región (DGI 2016; DGI et al. 2006; Duek 2018; Jobbágy et al. 2018; Liotta et al. 2010; UCAR y PROSAP 2016). Al considerarse valores constantes de  $C_{NA}$ ,  $EE_o$  y  $A_o$  en cada oasis, la

evolución de la  $AWI_O$  y  $OH_O$  se asocia exclusivamente a la evolución de las fuentes de oferta hídrica (caudales y precipitación efectiva).

El rol de la precipitación fue evaluado en relación a su contribución a la oferta hídrica superficial y su capacidad de compensar la variabilidad de los caudales, es decir, estabilizar los valores de oferta hídrica. Por un lado, se estudió la fracción de precipitación efectiva en la oferta hídrica total de cada oasis ( $PEF_O/OH_O$ ), acumulada en 12 meses. Esta fracción refleja cuánto de la oferta hídrica total corresponde a la precipitación efectiva local en cada oasis. Por otro lado, se evaluó la capacidad de la precipitación efectiva local para estabilizar la oferta hídrica. Para valorar la asociación entre ambas fuentes de agua, se realizó un análisis de correlación lineal entre las series anuales (año hidrológico de julio a junio) de  $AWI_O$  y  $PEF_O$  en cada oasis. El efecto de compensación de ambas fuentes de agua se evaluó analizando el coeficiente de variación para diferentes proporciones teóricas de mezcla de caudal y precipitación ( $\overline{PEF_O}/\overline{OH_O}$ ) en cada oasis. Los regímenes de variabilidad de precipitación, caudales y su efecto sobre la variabilidad de la oferta hídrica en cada oasis fue evaluado mediante el uso de índices climáticos estandarizados (SCI, por sus siglas en inglés de *Standardized Climate Indices*). Los SCIs son una transformación estandarizada de la probabilidad del valor de la variable observada (Guttman 1998). Los SCIs eliminan la estacionalidad, transforman las series de tiempo en valores de la distribución normal estándar y permiten evaluar en forma conjunta diferentes variables hidro-climáticas (Inocêncio et al. 2021). Fueron desarrollados originalmente por McKee et al. (1993) para precipitación (SPI), como un indicador de sequía que reconoce la importancia de la escala temporal en el análisis de la disponibilidad y el uso del agua. Para su cálculo, la serie climática mensual se divide en 12 series (una para cada mes del año). Cada una de estas series se ajusta a una función de densidad de probabilidad, que describe el comportamiento a largo plazo de la variable.

Luego, la distribución de probabilidad acumulada es transformada por la función normal (Gaussiana) inversa (Ecuación 2.5) para obtener el SCI (Guttman 1998; Vicente-Serrano, Beguería, et al. 2012; Vicente-Serrano, López-Moreno, et al. 2012). Por lo tanto, los SCIs representan el número de desviaciones estándar en las que un valor está por encima o por debajo del promedio climatológico de la variable. Los valores positivos (negativos) indican registros por encima (por debajo) de la media de la serie. Los SCI pueden ser calculados en diferentes escalas de tiempo, con valores acumulados generalmente en 1, 3, 6, 12 o 18 meses.

$$SCI = W - \frac{C_0 + C_1W + C_2W^2}{1 + d_1W + d_2W^2 + d_3W^3}, \quad [2.5] \text{ (Vicente-Serrano et al. 2010)}$$

donde

$$W = \sqrt{-2 \ln(P)} \quad 0 < P \leq 0,5$$

y  $P$  es la probabilidad de exceder un determinado valor de  $x$ ,  $P = 1 - F(x)$ . Si  $P > 0.5$ , entonces  $P$  se reemplaza por  $1 - P$  y el signo del SCI resultante se invierte. Las constantes son  $C_0 = 2.515537$ ,  $C_1 = 0.802853$ ,  $C_2 = 0.010328$ ,  $d_1 = 1.432788$ ,  $d_2 = 0.189269$  y  $d_3 = 0.001308$ .

De manera similar a los otros SCIs, se definió el Índice Estandarizado de Oferta Hídrica Superficial (SWSI, por las siglas en inglés de *Standardized Surface Water Supply Index*) a partir de las series de oferta hídrica ( $OH_0$ ) en cada oasis. Los SCIs de caudal (SSI) para cada río, precipitación (SPI) y oferta hídrica (SWSI) para cada oasis fueron calculados en escalas de tiempo de 1, 3, 6, y 12 meses, utilizando el paquete de R *SCI versión 1.0-2* (Gudmundsson y Stagge 2016). Para la estimación de los parámetros de las distribuciones se utilizó el método de máxima verosimilitud, estimando los valores por L-momentos (Delignette Muller et al. 2021). De esta forma, se combinan la flexibilidad

del método de máxima verosimilitud con la robustez de los momentos L (Stagge et al. 2015).

Para el SPI se utilizó la distribución de probabilidad gamma de 2 parámetros, originalmente adoptada en la definición de SPI y recomendada para diferentes regiones climáticas (McKee et al. 1993; Stagge et al. 2015). Aunque Guttman et al. (1999) destacan la adaptabilidad mejorada de la distribución de Pearson III a las series de precipitación en diferentes escalas de tiempo, no se encontraron diferencias significativas con el ajuste y SPI obtenidos de la distribución Gamma de 2 parámetros. Para obtener el SSI, se utilizó la distribución Log-normal de 2 parámetros. Las cuencas hidrográficas de la región de Cuyo presentan una alta coherencia regional (Compagnucci y Araneo 2005), lo que permite el uso de una única distribución de probabilidad para la representación de sus caudales (Rivera y Penalba 2018). Carletto et al. (1987) destacan la Log-normal como la distribución más adecuada para la representación de los caudales anuales en los ríos andinos. Rivera y Penalba (2018) señalaron esta distribución como la mejor para representar los caudales mensuales y recomendaron su aplicación al monitoreo de sequías hidrológicas en las cuencas andinas de la región de Cuyo.

En el caso de la oferta hídrica superficial se evaluó el ajuste de las series mensuales, estacionales y anuales de cada oasis, a diferentes distribuciones de probabilidad mediante el estadístico cuadrático de Anderson-Darling (AD; Anderson y Darling 1952). Se eligió la distribución Log-normal para obtener el SWSI, considerando su buen ajuste en la mayoría de las series evaluadas y permitiendo una mejor comparación con el Índice Estandarizado de Caudal (SSI), calculado a partir de la misma distribución. En el Apéndice A2 se detalla la metodología utilizada y los resultados de la evaluación de ajuste de las series de oferta hídrica superficial en cada oasis a las diferentes distribuciones de probabilidad.



## 2.3. Resultados

### 2.3.1. Caracterización hidro-climática de los oasis irrigados

La figura 2.1 presenta el climograma con los factores hidro-climáticos claves de la oferta (precipitación efectiva y derrame del correspondiente río) y demanda hídrica (evapotranspiración de referencia) en cada uno de los oasis de la región. La evapotranspiración de referencia ( $ET_0$ ) registró una variabilidad interanual muy baja ( $CV_{\text{anual}} \leq 3,1$ ), con valores similares en las distintas cuencas de la región (Figura 2.1, Cuadro 2.1). El oasis del río San Juan registró la mayor  $ET_0$  media anual (1.435 mm) y los de los ríos Tunuyán superior (1.202 mm) y Malargüe (1.186 mm) los menores valores. El comportamiento estacional refleja la dinámica de la temperatura, con un marcado incremento durante la época estival.

Los factores asociados a la oferta hídrica de los oasis registraron una elevada variabilidad interanual. Los caudales anuales de los ríos estudiados presentaron coeficientes de variación de 26-40% (Cuadro 2.2) y valores incluso mayores en los caudales mensuales (Figura 2.1). La dinámica estacional de los caudales responde al régimen nivo-glaciar de los ríos de la región, con un incremento en la época estival y valores máximos durante diciembre-enero, producto del deshielo. El derrame en relación a la superficie de riego empadronada, expresado como lámina de agua disponible para riego ( $AWI_0$ ), registra una situación diferente en los distintos oasis. Mientras que en las cuencas de los ríos San Juan, Mendoza y Diamante registra valores cercanos a la evapotranspiración de referencia, en las cuencas de los ríos Tunuyán y Atuel es inferior a esta última. El mayor déficit en los derrames con respecto a la evapotranspiración de referencia se registra durante los meses de primavera (agosto-noviembre). La cuenca del

río Malargüe es la única donde se registra un derrame disponible para el área de riego marcadamente superior a la evapotranspiración de referencia.

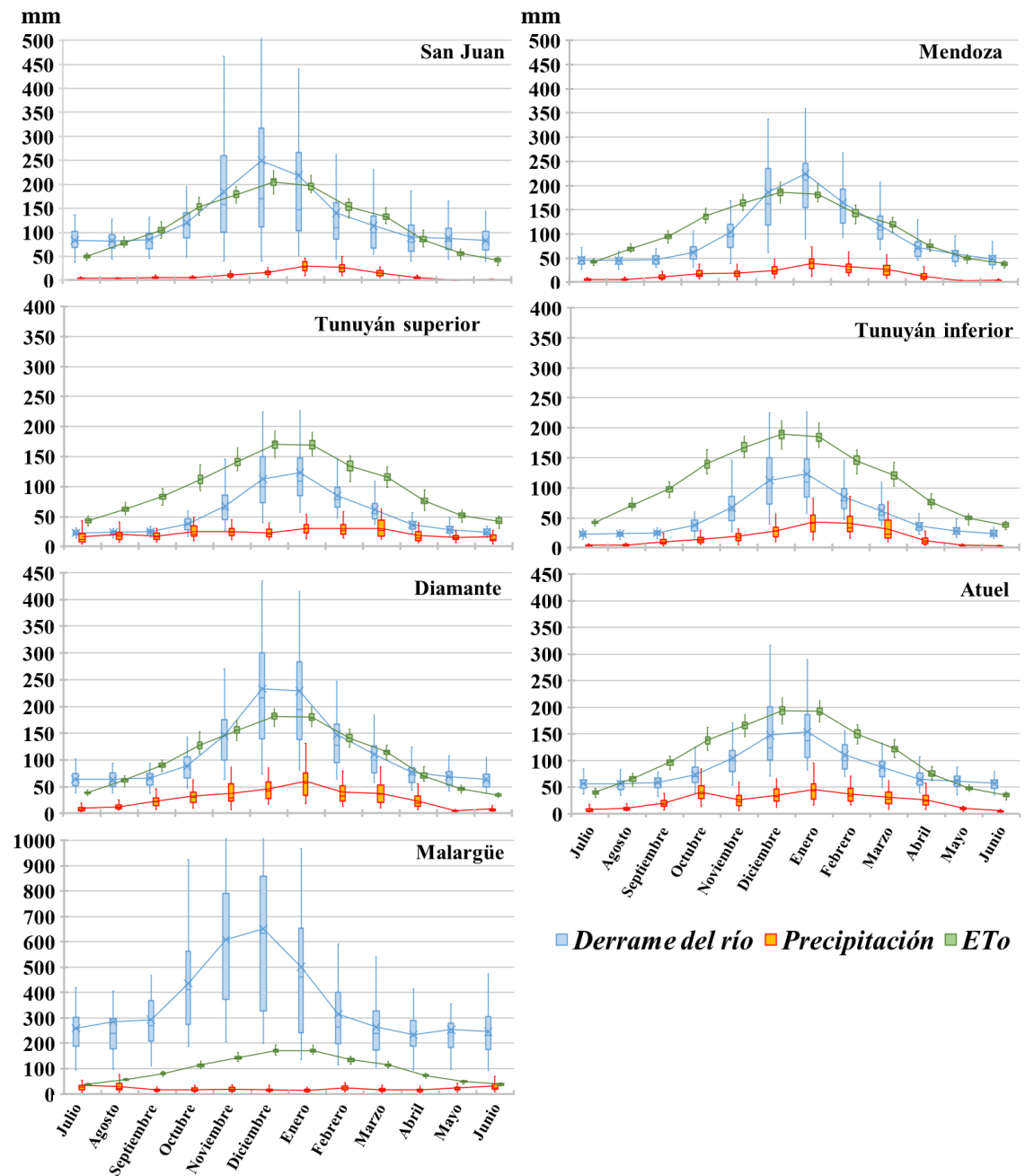


Figura 2.1. Climogramas mensuales de precipitación, derrame del río correspondiente y evapotranspiración de referencia ( $E_{To}$ ), de cada oasis irrigado (en mm), para el período 1981-2018. El derrame del río se expresa como lámina de agua en relación a la superficie empadronada en cada cuenca. Las curvas indican los valores medios; las cajas los cuartiles (Q1, Q2 y Q3) y los bigotes el rango de los datos mensuales de cada variable.

**Cuadro 2.2.** Valores medios anuales de evapotranspiración de referencia ( $ET_o$ ), precipitación ( $pp$ ), precipitación efectiva ( $PEF_o$ ) y caudal del correspondiente río ( $Q_R$ ), en cada oasis, durante el período 1981-2018. Se expresa, además, la estacionalidad de la precipitación (% de precipitación durante la estación cálida - octubre a marzo), la lámina media anual de agua disponible para riego ( $AWI_o$ ) y el coeficiente de correlación de Pearson ( $r$ ) entre  $AWI_o$  y  $PEF_o$  en cada oasis. Entre paréntesis se indican los coeficientes de variación de las series de  $ET_o$ ,  $pp$  y  $Q_R$ .

	San Juan	Mendoza	Tunuyán superior	Tunuyán inferior	Diamante	Atuel	Malargüe
<b><math>ET_o</math> (mm/año)</b>	1.435 (2,7 %)	1.299 (2,8 %)	1.202 (3,1 %)	1.323 (3,1 %)	1.242 (2,8 %)	1.319 (3,0 %)	1.186 (2,7 %)
<b><math>pp</math> (mm/año)</b>	131 (18,2 %)	205 (17,8 %)	269 (16,3 %)	218 (20,6 %)	340 (21,9 %)	297 (20,3 %)	264 (19,4 %)
<b><math>pp</math> en estación cálida</b>	81%	78%	61%	81%	74%	72%	43%
<b><math>PEF_o</math></b>	127	195	257	205	314	278	250
<b><math>Q_R</math> (m<sup>3</sup>/s)</b>	61,7 (40,0 %)	49,3 (33,3 %)	28,3 (29,0 %)		33,1 (34,9 %)	36,5 (26,0 %)	9,9 (34,5 %)
<b>Área registrada para riego (ha)</b>	119.904	110.804	84.283	52.086	75.027	110.778	7.166*
<b><math>AWI_o</math> media (mm/año)</b>	1.100	890	453		953	724	3.007
<b>r</b>	-0,05	0,04	0,40*	0,17	0,19	0,29	0,52*

\* Incluye 2.479 ha consideradas como caudal ecológico equivalente para la laguna Llancañelo.

+ Correlación significativa para  $\alpha = 0.05$ .

La precipitación presentó valores significativamente inferiores a los correspondientes aportes de los ríos y un gradiente Norte-Sur en la región, desde 131 mm en el oasis del río San Juan hasta 340 mm en el oasis del río Diamante. También registró una marcada variabilidad interanual (coeficientes de variación de precipitación anual de 16-22%), aunque inferior a la de los caudales. El régimen de precipitación es estival en la mayoría de los oasis (San Juan, Mendoza, Tunuyán inferior, Diamante y Atuel), con más del 70% de la precipitación concentrada durante los meses cálidos.

En los oasis de los ríos Tunuyán superior y Malargüe, ubicados más hacia el Oeste en el piedemonte de la Cordillera, la precipitación durante los meses fríos (abril a septiembre) alcanzó una mayor participación que en los oasis anteriores. Mientras que en

el primero la precipitación reflejó una estacionalidad levemente estival (61% en los meses cálidos), en el oasis del río Malargüe la precipitación presentó un régimen de tipo mediterráneo, alcanzando una acumulación de 57% durante los meses fríos.

### ***2.3.2. Cambios en la evapotranspiración de referencia***

Las series de evapotranspiración de referencia de invierno (julio-septiembre) y verano (enero-marzo) registraron tendencia positiva significativa en todos los oasis, a excepción de la cuenca del río Tunuyán superior (Figura 2.2). En el caso de los oasis del Sur de la región (Diamante, Atuel y Malargüe), este incremento se verificó también en los valores de *ET<sub>o</sub>* anual. A diferencia de los oasis restantes, en el Tunuyán superior no se registraron incrementos de la *ET<sub>o</sub>*. Por el contrario, se identificó tendencia negativa significativa en la *ET<sub>o</sub>* de otoño (abril-junio).

No se registraron cambios abruptos significativos en ninguna de las series de *ET<sub>o</sub>* estacionales (trimestrales) y anuales.

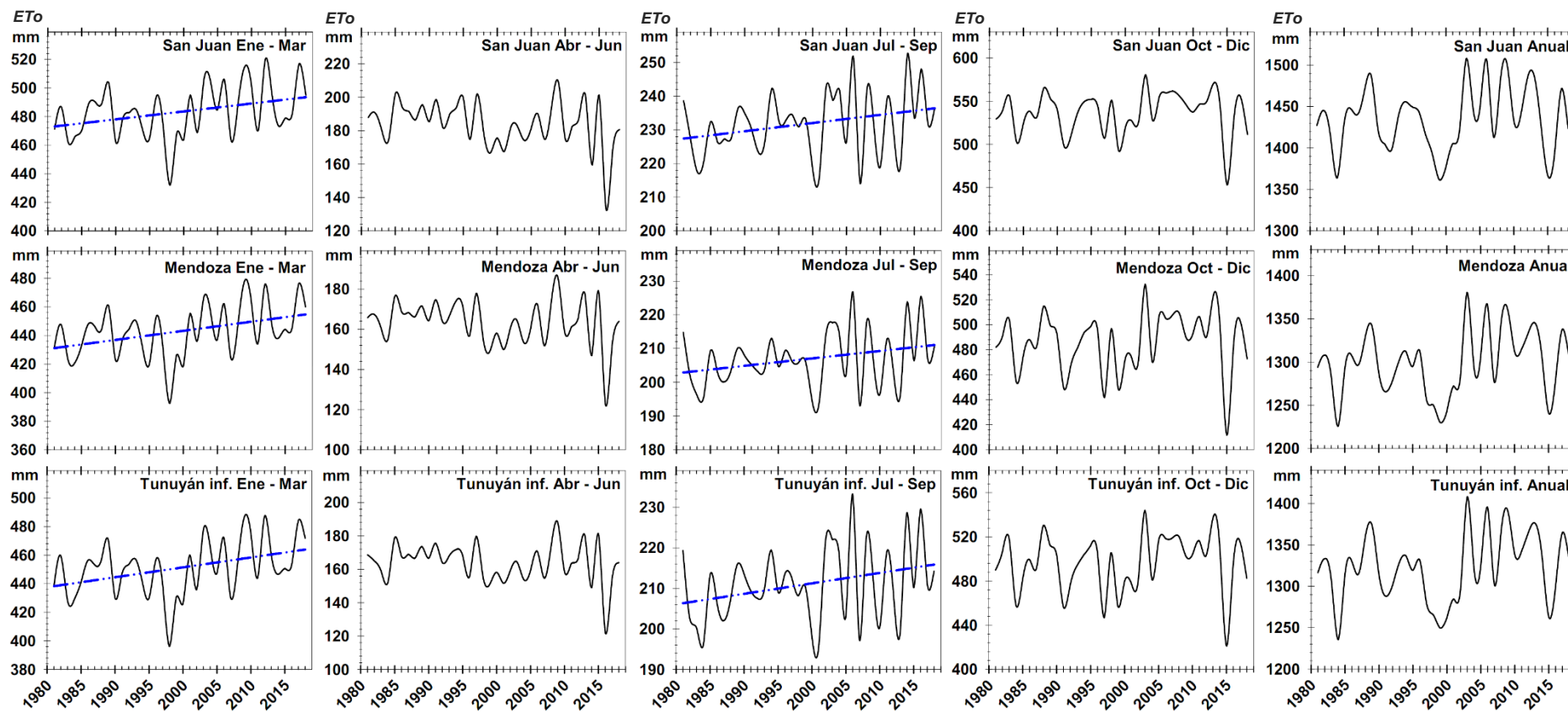


Figura 2.2. Series de evapotranspiración de referencia trimestrales y anuales (en mm) para el período 1981-2018, en cada oasis. En azul se indican las tendencias lineales no paramétricas significativas (95%). No se identificaron cambios abruptos significativos en las series (95%).

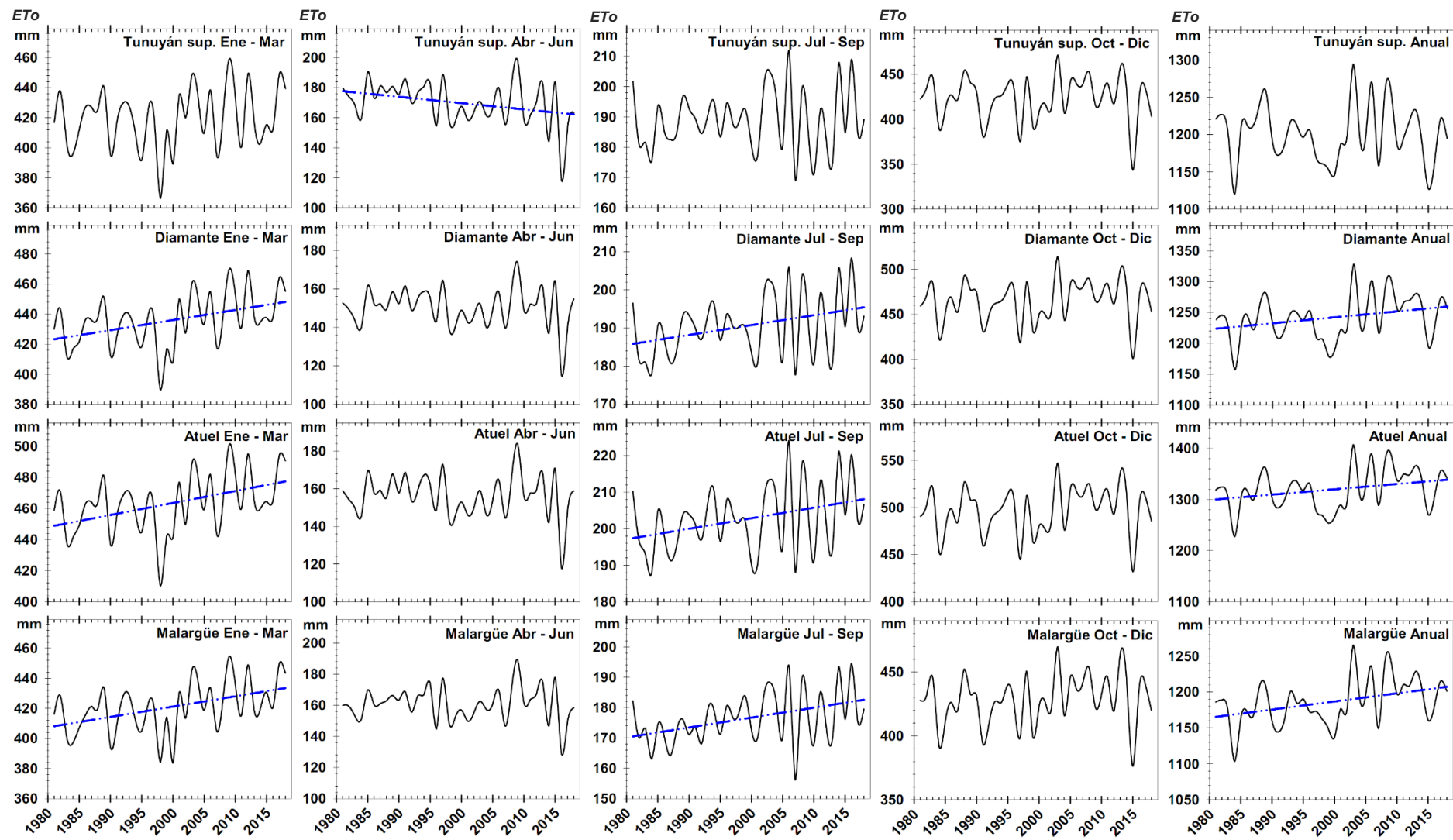
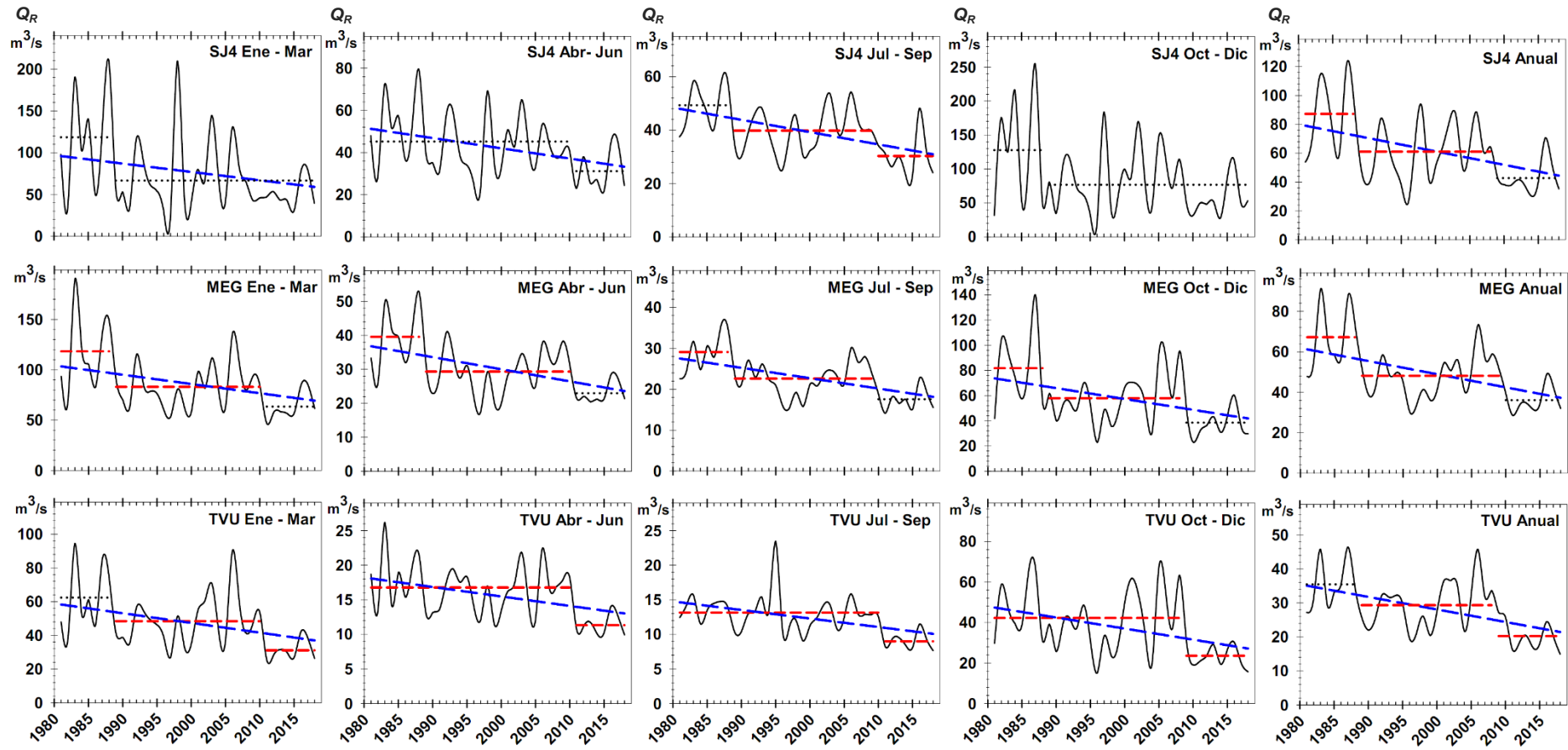


Figura 2.2. Continuación

### ***2.3.3. Cambios en las fuentes de Oferta Hídrica***

Todos los ríos estudiados (Figura 2.3), principal fuente de oferta hídrica de los oasis de la región, registraron tendencia negativa en sus caudales anuales y la mayoría de sus caudales estacionales (21 de 24). Las únicas series estacionales que no registraron tendencia negativa fueron los caudales de primavera (octubre-diciembre) del río San Juan y los de otoño (abril-junio) e invierno del río Malargüe (julio-septiembre). Además de las tendencias negativas, se observaron cambios abruptos en los valores medios de las series. Tanto en las series de caudales anuales de todos los ríos, como en la mayoría de los caudales estacionales (21 de 24), se registraron caídas en 1988 y/o 2007-2010. El río San Juan es el único donde no se identificaron caídas abruptas de los caudales de primavera (octubre-diciembre), verano (enero-marzo) y otoño (abril-junio).

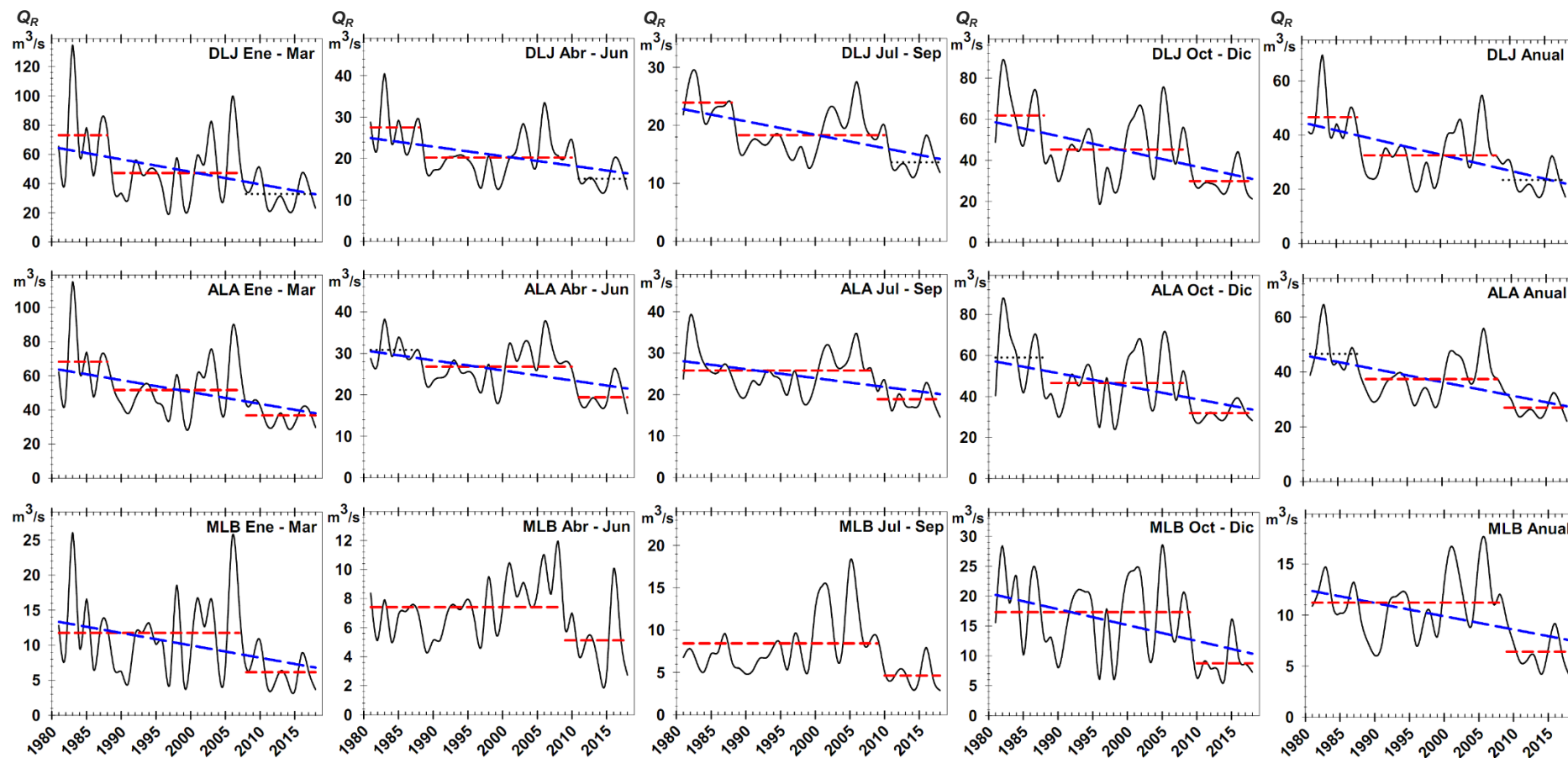
A diferencia de los cambios observados en los caudales de los ríos, la precipitación anual no registró tendencias ni cambios abruptos en ninguno de los oasis (Figura 2.4). Sin embargo, se encontraron resultados contrastantes en las series estacionales. En la precipitación invernal, se identificaron tendencias negativas en todos los oasis excepto en Atuel, con cambios de régimen negativos en Tunuyán superior (1988), San Juan (2005) y Malargüe (2006). Por el contrario, se comprobaron tendencias positivas en las precipitaciones de primavera o verano de todos los oasis, a excepción de San Juan y Diamante, con cambios de régimen positivos (aumentos) en 1999 (Tunuyán superior), 2002 (Malargüe) y 2005 (Mendoza y Tunuyán inferior).



SJ4: San Juan (Km 47,3); MEG: Mendoza (Guido); TVU: Tunuyán (Valle de Uco);  
DLJ: Diamante (La Jaula); ALA: Atuel (La Angostura); MLB: Malargüe (La Barda).

Figura 2.3. Series de caudales estacionales y anuales (en  $\text{m}^3/\text{s}$ ) de los ríos estudiados para el período 1981-2018. En azul se indican las tendencias lineales no paramétricas significativas (95%) y en rojo los valores medios para los períodos entre cambios abruptos significativos (95%).





SJ4: San Juan (Km 47,3); MEG: Mendoza (Guido); TVU: Tunuyán (Valle de Uco);  
 DLJ: Diamante (La Jaula); ALA: Atuel (La Angostura); MLB: Malargüe (La Barda).

Figura 2.3. Continuación.

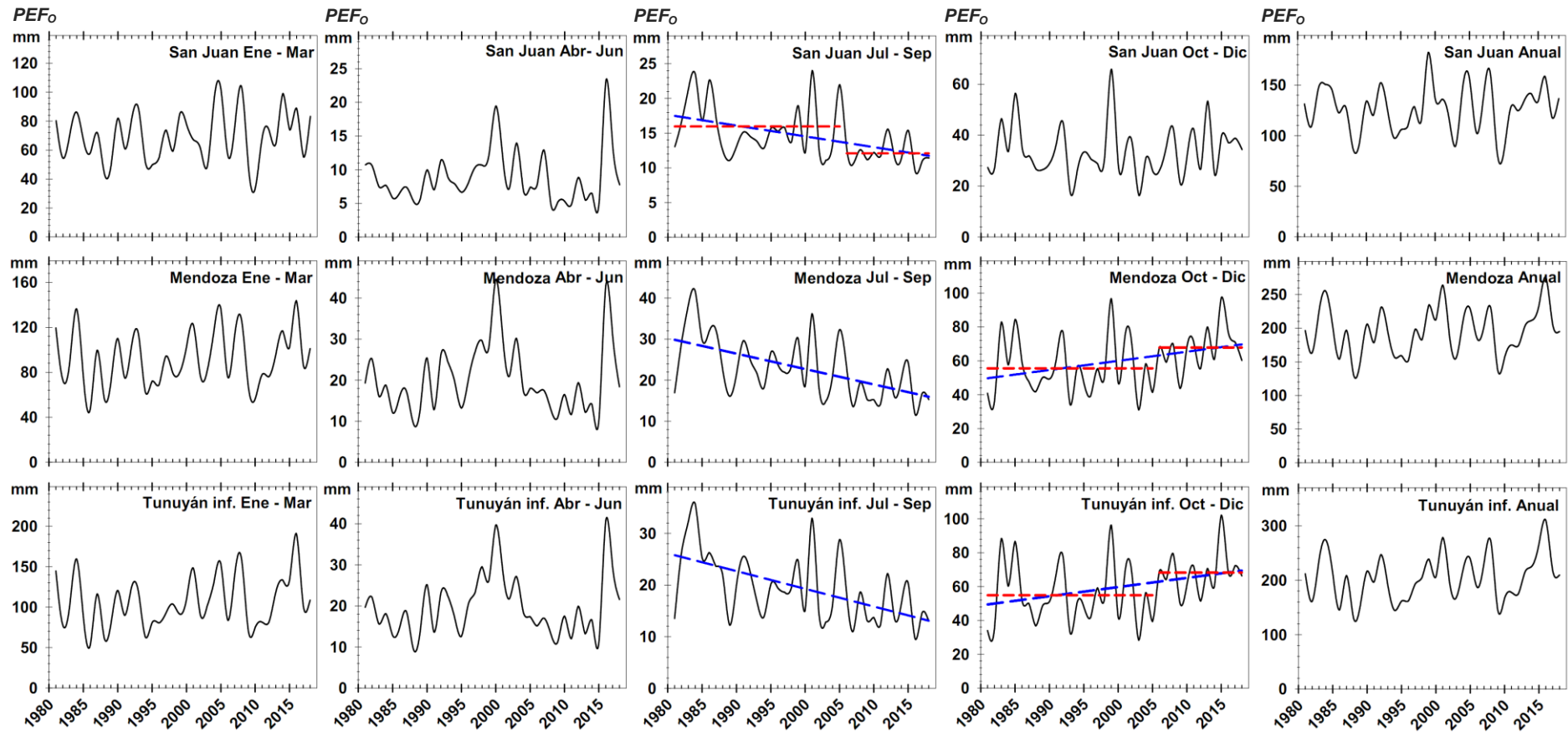


Figura 2.4. Series de precipitación efectiva estacional y anual (en mm) para el período 1981-2018, en cada oasis. En azul se indican las tendencias lineales no paramétricas significativas (95%) y en rojo los valores medios para los períodos entre cambios abruptos significativos (95%). Los asteriscos rojos denotan cambios abruptos significativos identificados a lo largo de toda la serie (prueba t-student) y, por lo tanto, son interpretados como cambios graduales.

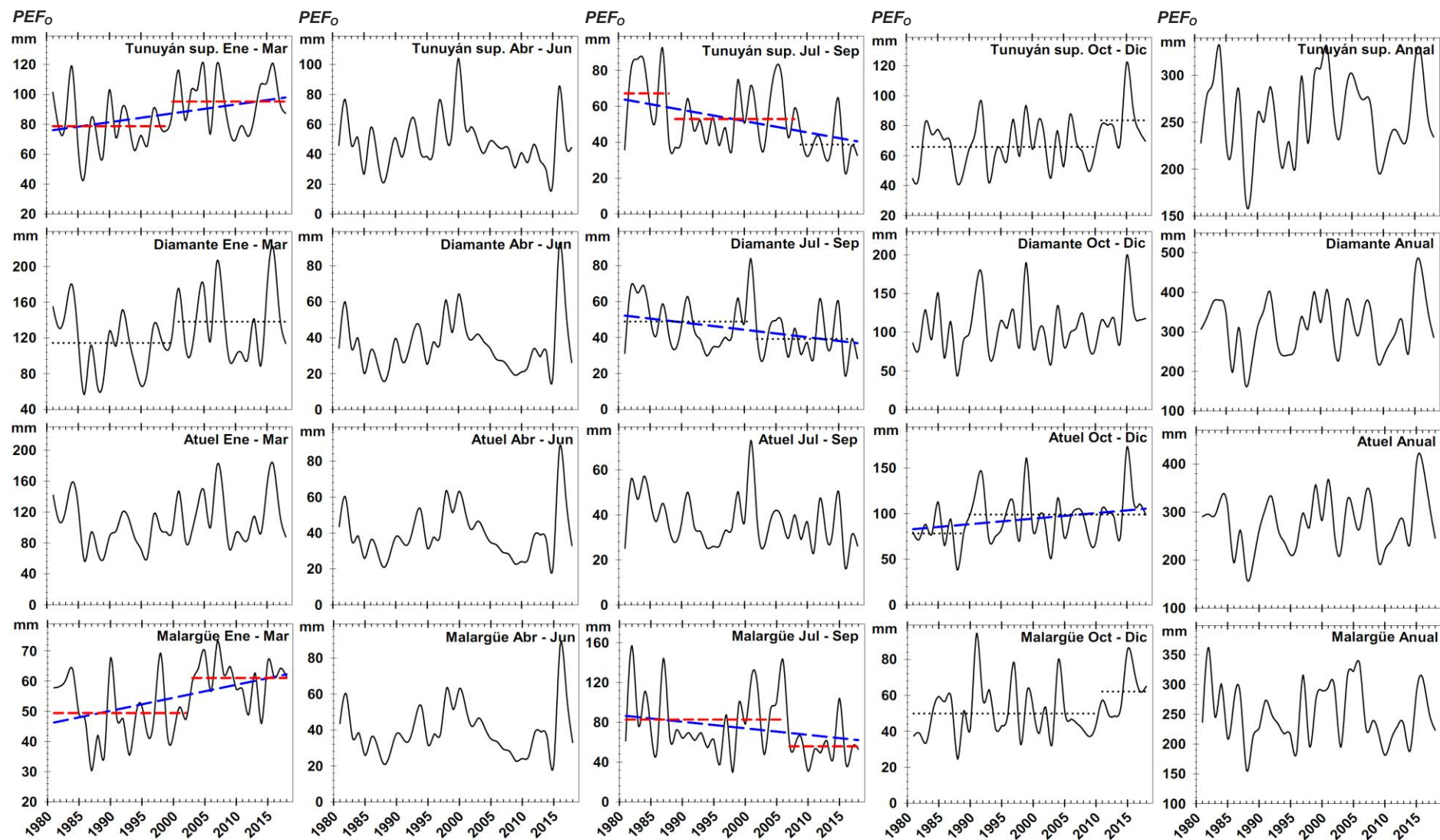


Figura 2.4. Continuación.

### 2.3.4. Aporte de la precipitación local a la oferta hídrica de los oasis irrigados

La oferta hídrica superficial representa el agua disponible para los cultivos en toda la superficie de riego empadronada, proveniente tanto del escurrimiento de los ríos como de la precipitación efectiva en los oasis. En todas las cuencas se observó una marcada estacionalidad de la oferta hídrica (Cuadro 2.3), con valores mayores durante la estación cálida (octubre-marzo), coincidiendo con el deshielo en las cuencas altas y las precipitaciones estivales en los oasis. La menor oferta de agua durante el otoño y el invierno se corresponde con una mayor estabilidad, excepto en el oasis de Malargüe donde la oferta hídrica invernal registró una alta variabilidad, similar a la de verano. Los valores estacionales y anuales son muy diferentes entre los distintos oasis, determinados principalmente por el caudal medio del río respectivo y la superficie registrada para riego en cada uno de ellos. La cuenca del río Malargüe presentó una oferta marcadamente superior a la de los otros oasis (5 veces mayor que el Tunuyán inferior), debido a su pequeña superficie de riego en relación al caudal del río.

**Cuadro 2.3. Valores medios y desviación estándar (mm), y coeficiente de variación (entre paréntesis) de la oferta hídrica superficial estacional y anual, en cada oasis, durante el período 1981-2018.**

Cuenca	Ene-Mar	Abr-Jun	Jul-Sep	Oct-Dic	Anual
San Juan	413,9 ± 222,2 (53,7%)	193,7 ± 67,1 (34,6%)	188,7 ± 47,5 (25,2%)	430,8 ± 257,1 (59,7%)	1.227,1 ± 441,2 (36,0%)
Mendoza	494,9 ± 150,1 (30,3%)	147,6 ± 40,1 (27,1%)	114,6 ± 30,5 (26,7%)	328,2 ± 127,3 (38,8%)	1.085,3 ± 300,0 (27,6%)
Tunuyán superior	277,2 ± 70,6 (25,5%)	110,3 ± 22,0 (20,0%)	101,5 ± 24,5 (24,1%)	221,2 ± 63,8 (28,8%)	710,2 ± 144,0 (20,3%)
Tunuyán inferior	297,1 ± 74,1 (25,0%)	82,0 ± 16,3 (19,9%)	68,7 ± 14,7 (21,4%)	211,1 ± 64,2 (30,4%)	658,9 ± 136,6 (20,7%)
Diamante	473,5 ± 181,5 (38,3%)	182,8 ± 45,7 (25,0%)	176,5 ± 39,5 (22,4%)	433,7 ± 124,1 (28,6%)	1.266,5 ± 340,7 (26,9%)
Atuel	356,7 ± 98,5 (27,6%)	168,1 ± 30,6 (18,2%)	156,4 ± 33,2 (21,2%)	320,9 ± 76,6 (23,9%)	1.002,2 ± 198,3 (19,8%)
Malargüe	810,8 ± 422,8 (52,1%)	577,3 ± 181,0 (31,4%)	644,8 ± 283,4 (44,0%)	1.224,0 ± 512,1 (41,8%)	3.256,9 ± 1.062,0 (32,6%)

A través de los índices climáticos estandarizados se compararon los regímenes de variabilidad de los factores hidro-climáticos (Figura 2.5). En la mayoría de los oasis (San Juan, Mendoza, Tunuyán inferior, Diamante y Atuel), con precipitaciones concentradas durante la estación cálida, se encontraron regímenes de variabilidad contrastantes entre ambas fuentes de agua, confirmados por la ausencia de correlaciones significativas entre las series anuales de  $PEF_o$  y  $AWI_o$  (Cuadro 2.1). El oasis del Tunuyán superior, con una menor estacionalidad de las precipitaciones, registró un ligero acoplamiento (débil correlación positiva) de ambas fuentes de agua. Los diferentes regímenes de los caudales y de la precipitación local determinan un efecto de compensación en la oferta hídrica de estos oasis. Para comprobar el efecto compensador de ambas fuentes de agua, se analizó la variabilidad de ofertas hídricas simuladas a partir de diferentes proporciones teóricas de aporte de caudales fluviales y precipitación efectiva (Figura 2.6). Para la oferta hídrica de primavera, verano y anuales los valores mínimos del coeficiente de variación se obtuvieron con aportes del 0,55-0,85 de precipitación efectiva. Esto sugiere regímenes de variabilidad contrastantes en ambas fuentes de agua, que determinan una oferta hídrica más estable (menor CV) que los correspondientes caudales y precipitación efectiva en cada uno de estos oasis.

Sin embargo, la contribución real de cada una de las fuentes en la oferta hídrica (Figura 2.6) está determinada por los valores medios de precipitación, caudales y la superficie regada en cada oasis (Cuadro 2.1). Los caudales representan el aporte mayoritario, modulando la variabilidad de la oferta hídrica en todos los oasis (Figura 2.5), evidenciado por la alta correlación ( $r > 0,95$ ,  $p < 0,01$ ) entre los índices estandarizados de oferta hídrica (SWSI-12) y caudal (SSI-12). Si bien el aporte de la precipitación efectiva es notablemente inferior que el correspondiente a los caudales, su menor variabilidad interanual asegura una contribución más estable a la oferta hídrica en todos los oasis.

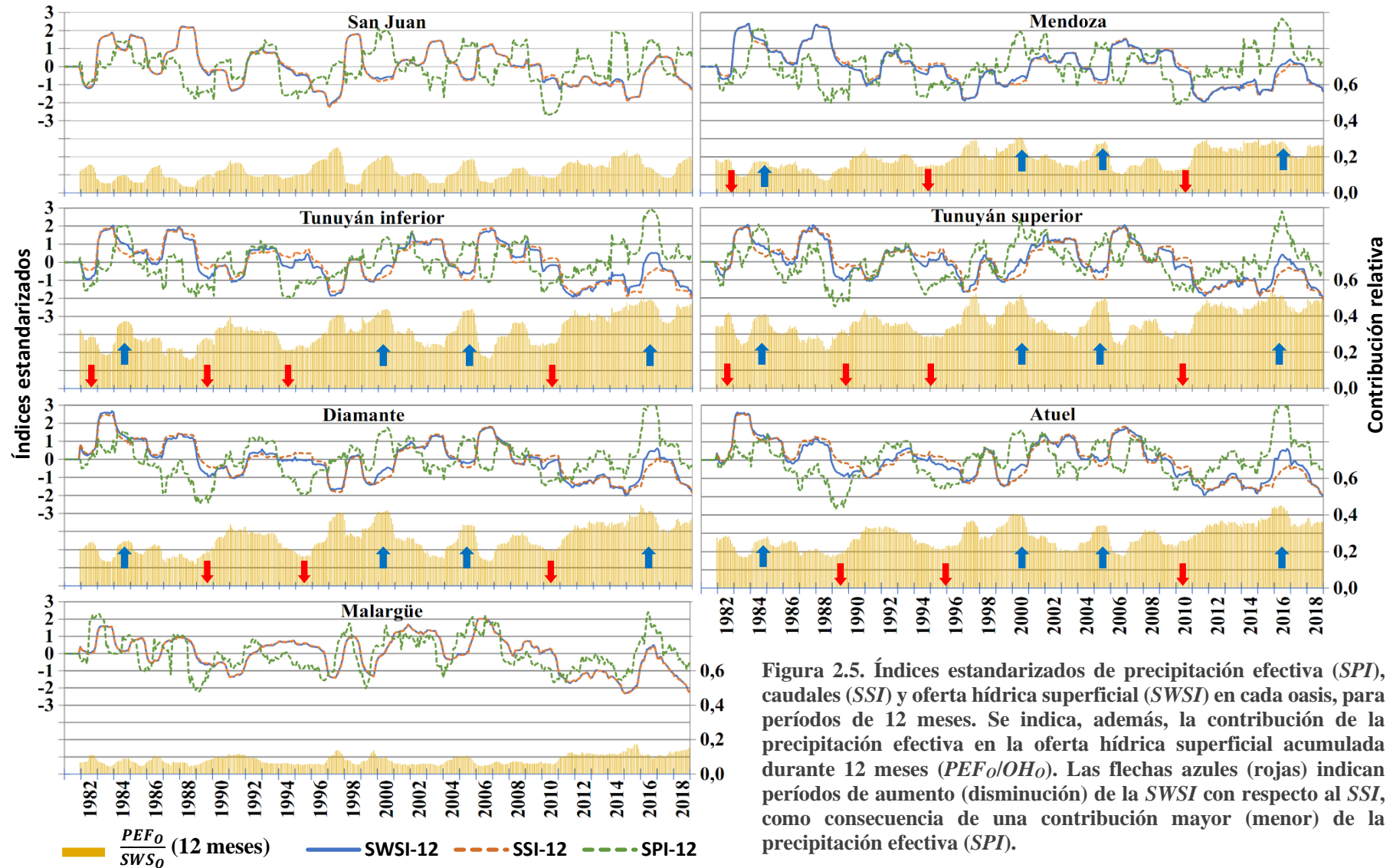


Figura 2.5. Índices estandarizados de precipitación efectiva (*SPI*), caudales (*SSI*) y oferta hídrica superficial (*SWSI*) en cada oasis, para períodos de 12 meses. Se indica, además, la contribución de la precipitación efectiva en la oferta hídrica superficial acumulada durante 12 meses ( $PEF_0/OH_0$ ). Las flechas azules (rojas) indican períodos de aumento (disminución) de la *SWSI* con respecto al *SSI*, como consecuencia de una contribución mayor (menor) de la precipitación efectiva (*SPI*).



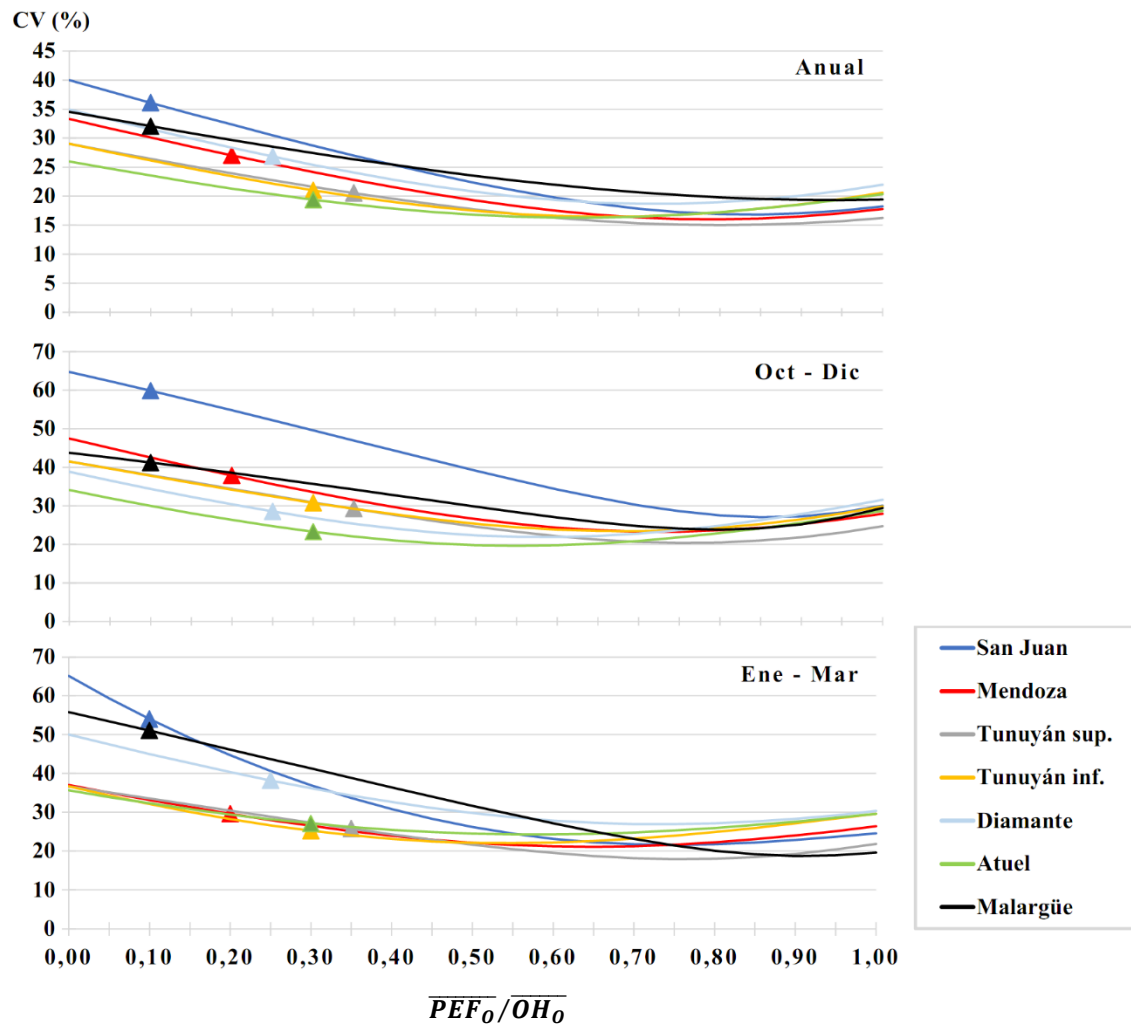


Figura 2.6. Coeficientes de variación (CV) para diferentes proporciones teóricas de mezcla entre ambas fuentes de oferta hídrica superficial: derrame del río correspondiente y precipitación efectiva en cada oasis. Se indica la proporción de mezcla real y el coeficiente de variación registrado en cada oasis (triángulos) durante el período 1981-2018. El extremo izquierdo de cada curva denota el CV del caudal del río correspondiente y el extremo derecho el CV de la precipitación efectiva local en el oasis.

El aporte relativo de la precipitación (Figuras 2.5 y 2.6) fue mayor en los oasis del Tunuyán superior, Tunuyán inferior y Atuel (0,36, 0,31 y 0,28, respectivamente), seguidos del Diamante (0,25) y Mendoza (0,18). El efecto estabilizador verificado en estos oasis es mayor, conforme aumenta el aporte de la precipitación. En el caso del Tunuyán superior, la precipitación efectiva redujo en un 30% la variabilidad de la oferta hídrica (CV: 20,3 %) en relación con la variabilidad del caudal del río Tunuyán (CV: 28,9%). Los valores del índice estandarizado de oferta hídrica (SWSI-12) en estos oasis difieren del correspondiente a los caudales de los respectivos ríos (SSI-12) durante

algunos períodos (Figura 2.5). El patrón de estas diferencias es similar en todos los oasis y su magnitud es proporcional al aporte de la precipitación en cada oasis. En periodos de baja precipitación (1982, 1988-1989, 1994-1996, 2009-2011), la oferta hídrica (SWSI-12) se ve disminuida respecto a los correspondientes caudales (SSI-12). Por el contrario, en periodos de alta precipitación y caudales bajos o medios (1984, 1992-1993, 1997, 2000, 2005, 2008, 2015-2016) el SWSI-12 presenta valores superiores al SSI-12. En estos últimos periodos, la precipitación efectiva alcanza fracciones más altas en la oferta hídrica, pudiendo atenuar los eventos de sequía hidrológica. Desde 2011, con las series de caudales por debajo de sus valores medios, se han mantenido fracciones altas de precipitación en la oferta hídrica de estos oasis, alcanzando valores máximos en 2015-2016 en la mayoría de ellos. La precipitación efectiva alcanza fracciones de 0,54 en la oferta hídrica anual del oasis del Tunuyán superior, 0,50 en Tunuyán inferior, 0,45 en Diamante y Atuel, y 0,31 en Mendoza.

En las cuencas de San Juan y Malargüe, SWSI-12 y SSI-12 mostraron una correlación casi perfecta ( $r > 0,99$ ), sin períodos de desacoplamiento como en los oasis anteriores. En el oasis San Juan, a pesar de los diferentes regímenes de ambas fuentes de agua y de una menor variabilidad en mezclas teóricas intermedias, no se registró ningún efecto de compensación debido a los bajos valores de precipitación. Su aporte anual no supera el 25%, incluso durante periodos de sequía hidrológica. En el oasis de Malargüe, en cambio, la precipitación registró una concentración invernal y una correlación positiva moderada con los caudales (Cuadro 2.2). Esto refleja una mayor influencia de la fuente invernal del Pacífico en la precipitación y un relativo acoplamiento de ambas fuentes de agua en este oasis. En este caso, no se observa un efecto estabilizador de la precipitación en la oferta hídrica. Además, debido a la pequeña superficie de riego del río Malargüe, la contribución anual de la precipitación en este oasis es bastante baja, no superando el 0,17.



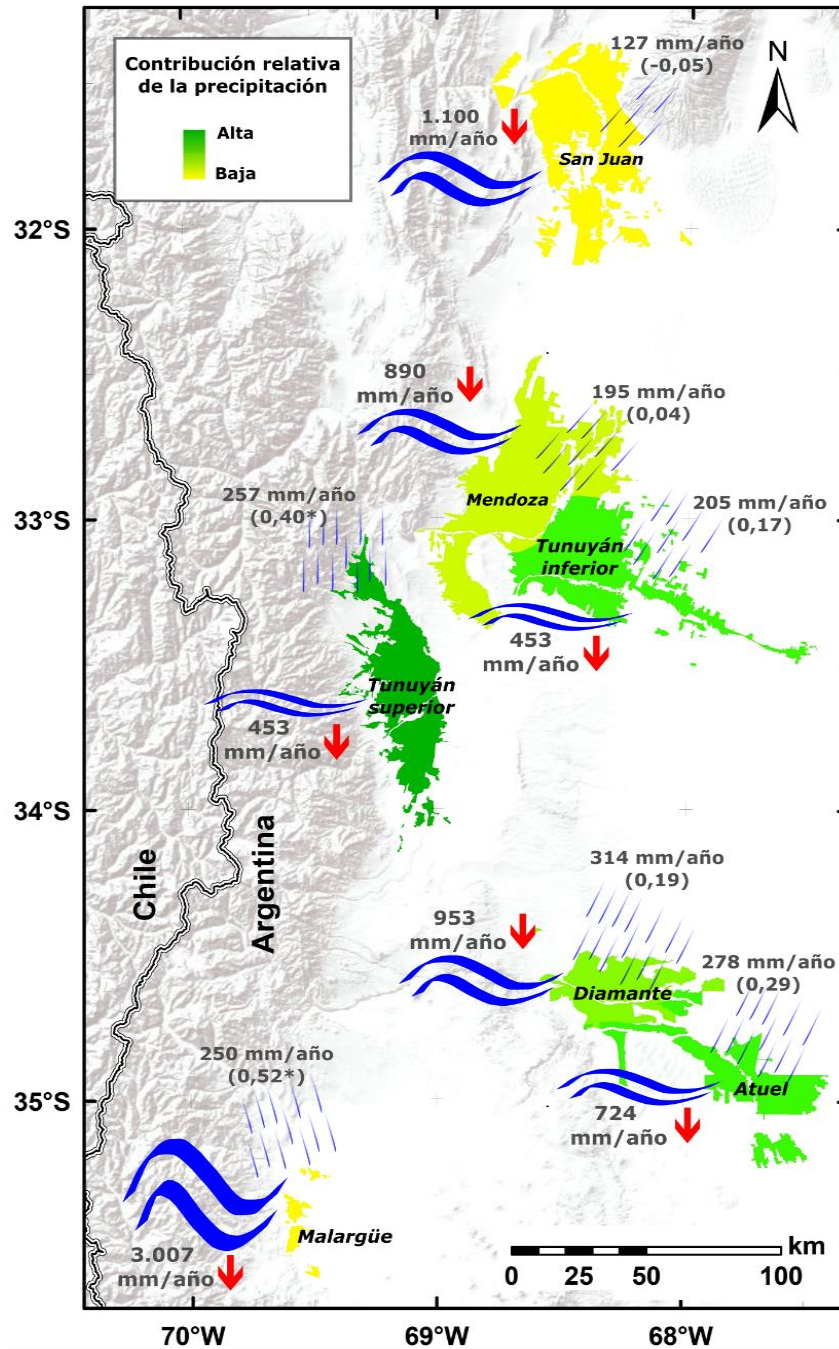


Figura 2.7. Diagrama esquemático de las dos fuentes de agua y de la contribución relativa de las precipitaciones a la seguridad hídrica en cada oasis. Se indican los valores medios anuales de  $AWI_o$ ,  $PEF_o$  y el coeficiente de correlación de Pearson (entre paréntesis) entre ambas fuentes en cada oasis, durante el período 1981-2018. Correlaciones significativas reflejan el acoplamiento de ambas fuentes de agua en los oasis, asociado a una mayor influencia de la fuente invernal del Pacífico en la precipitación. Las flechas denotan tendencias lineales significativas en las series anuales. La dirección de la precipitación indica su estacionalidad: la precipitación desde el Este refleja la concentración en la estación cálida, asociada a la fuente del Atlántico; la precipitación desde el Oeste refleja la concentración en la estación fría, asociada a la fuente del Pacífico.

La Figura 2.7 resume la contribución relativa de la precipitación a la seguridad hídrica de cada oasis, considerando su valor medio, variabilidad, acoplamiento con el régimen de caudales del río y las tendencias de las series de ambas fuentes de agua.

## **2.4. Discusión**

### ***2.4.1. Cambios hidro-climáticos en los oasis irrigados***

Durante el período estudiado se encontró una serie de cambios en los factores hidro-climáticos claves para el balance hídrico de los oasis del Centro-Oeste de Argentina. Los incrementos en la evapotranspiración de referencia de invierno y verano, casi en la totalidad de los oasis, pueden ser vinculados con el aumento de las temperaturas e implicarían una mayor demanda de agua en las áreas irrigadas (Meza 2005).

La oferta hídrica en los oasis de la región presentó una gran variabilidad, modulada por el caudal de los ríos. Las tendencias negativas y los descensos abruptos en los caudales son coherentes con los registrados en las series de precipitación invernal y pueden asociarse con cambios en la fuente de humedad del Pacífico (Hoke et al. 2013). Para interpretar correctamente las tendencias y los cambios abruptos de régimen en las series temporales analizadas, se debe considerar la variabilidad hidro-climática de baja frecuencia en la región. Mecanismos de teleconexión decadales a multidecadales del océano Pacífico han sido referidos como moduladores de la variabilidad hidro-climática de los Andes Centrales (González-Reyes et al. 2017). Los cambios en el régimen de la PDO en las décadas de 1940 y 1970 se han asociado con cambios abruptos en las condiciones hidro-climáticas de los Andes centrales. El cambio de fase positivo a negativo de la PDO en la década de 1940 desencadenó descensos en los registros de nieve y caudales, con valores más bajos entre 1967 y 1972 (Masiokas et al. 2012). Por el contrario, el cambio de fase inverso en 1977 generó un aumento de los caudales fluviales regionales, con una escorrentía especialmente elevada entre 1977 y 1987 (Lauro et al.

2019; Masiokas et al. 2013), registrando el periodo más húmedo a nivel regional desde 1906 (Masiokas et al. 2010). En consecuencia, las tendencias a largo plazo en las series hidro-climáticas de los Andes Centrales de Argentina (Boninsegna y Villalba 2006; Lauro et al. 2016, 2019; Mernild et al. 2017, 2018; Vich et al. 2007, 2014) dependen en gran medida del periodo considerado para el análisis (Rivera et al. 2017b). Los cambios de régimen (caídas abruptas), encontrados en este estudio en 1988 y 2007-2010 en las series de caudales, están determinados por el final del periodo excepcionalmente húmedo de los años '80 y el inicio de la intensa sequía hidrológica de la última década, respectivamente. Así, las tendencias decrecientes de estas series durante las últimas cuatro décadas están especialmente determinadas por los periodos contrastantes de las décadas 1980 y 2010.

Las significativas tendencias negativas y caída en los caudales durante las últimas 4 décadas, junto con el período de sequía hidrológica desde 2010 (Rivera et al. 2021b), son especialmente preocupantes para el futuro suministro de agua en el Centro-Oeste de Argentina. El período de sequía hidrológica acontecido desde el 2010 constituye el más severo y duradero de todo el registro instrumental (Rivera et al. 2021b), y se extiende en los Andes Centrales de Argentina y Chile. De acuerdo a reconstrucciones climáticas en base al crecimiento de anillos de árboles, esta “megasequía”, como ha sido denominada previamente en estudios de la vertiente occidental de los Andes, no tiene eventos análogos en el último milenio (CR2 2015). Una relevante contribución de la PDO ha sido sugerida en este período de sequía hidrológica (Rivera et al. 2017a; Rivera et al. 2017b), y en la fuerte tendencia a la disminución de la precipitación en la vertiente occidental de los Andes Centrales durante un período similar al de esta tesis (1979-2014, Boisier et al. 2016). Los resultados del presente trabajo (Apéndice A3) confirman la influencia de la PDO en los caudales de los ríos de la región (excepto en el río Malargüe), especialmente en los caudales de verano, otoño y anuales. Sin embargo, el forzamiento antropogénico

también podría estar jugando un papel importante en la intensidad y persistencia de las condiciones de sequía desde 2010, por lo que podría mantenerse en el futuro (Boisier et al. 2016, 2018). Diferenciar el impacto de la variabilidad natural (oscilaciones climáticas a gran escala) y el cambio climático antropogénico en la hidro-climatología regional de los Andes Centrales excede el enfoque de este estudio y debe ser explorado en futuras investigaciones. Aunque las nevadas modulan los caudales de los ríos de la región (Masiokas et al. 2010), los glaciares y las aguas subterráneas pueden ser fuentes de agua relevantes para dichos caudales durante los periodos secos (Crespo et al. 2020). Los incrementos en las series de caudales mínimos anuales y caudales invernales registrados en el último siglo (Lauro et al. 2016, 2019; Vich et al. 2007, 2014), junto con tendencias negativas en las carreras de nieve durante el período 1979-2014 (Mernild et al. 2017), podrían estar asociados a la contribución de las masas de hielo, producto del aumento de la temperatura. Las áreas dependientes de deshielos pueden beneficiarse inicialmente del aumento del suministro de agua por la liberación de agua almacenada en los glaciares, que son esencialmente un recurso no renovable (Maliva y Missimer 2012). Por lo tanto, junto con los cambios en las precipitaciones níveas, se deben considerar otros aspectos relevantes de la hidro-climatología de los Andes Centrales para la proyección futura de la oferta hídrica en los oasis de la región: aumento de la temperatura y la evapotranspiración; elevación de la isoterma de 0°C; retroceso de los glaciares y del permafrost, entre otros.

En el caso de la precipitación en las tierras bajas del Centro-Oeste de Argentina, estudios previos resaltan su variabilidad interdecádica, principalmente durante la estación cálida, y sugieren el impacto de la PDO, la Oscilación Multidecadal del Atlántico y las temperaturas superficiales del mar del Atlántico tropical (Agosta y Compagnucci 2012; Barreiro et al. 2014; Grimm y Saboia 2015; Rivera et al. 2013). La posición y la intensidad

del anticiclón del Atlántico Sur (SAA) también se han identificado como influencias importantes en la precipitación. Las tendencias positivas en la precipitación de primavera o verano encontradas en este trabajo coinciden con los resultados de estudios anteriores, y reflejan una acentuación de la estacionalidad de la precipitación en la región, a excepción del oasis Malargüe con un régimen de precipitación tipo Mediterráneo. Saurral y colaboradores (2017) registraron un aumento de la precipitación anual en toda Argentina durante el período 1900-2013, incluyendo el Centro-Oeste de Argentina, en gran parte atribuible a los cambios en la estación cálida. Encontraron un aumento de la advección de humedad de bajo nivel asociada a cambios en la fuerza y posición de la circulación de la célula de Hadley, que favoreció más precipitaciones durante el verano. de Barros Soares y colaboradores (2017), a través de un análisis a escala sinóptica, registraron tendencias positivas en la precipitación del Centro-Oeste de Argentina durante el período 1955-2004. Rivera y colaboradores (2013) reportaron una disminución aproximada de 4 días por década en el número anual de días secos (días sin precipitación) para el período 1960-2005.

#### ***2.4.2. Aporte de la precipitación local a la seguridad hídrica de los oasis***

Junto con los cambios de largo plazo y la variabilidad de baja frecuencia descrita anteriormente, los caudales de los ríos de la región registran una importante variabilidad interanual modulada, en parte, por la oscilación de El Niño (ENSO), con períodos característicos de entre 1,5 y 6 años (Apéndice A3). A pesar de la influencia del ENSO en la precipitación de algunos oasis (Tunuyán superior, Atuel y Diamante), los diferentes regímenes de variabilidad de los caudales y la precipitación local generan un efecto de compensación de ambas fuentes de agua. Este efecto determina una mayor estabilidad en la oferta hídrica de la mayoría de los oasis de la región: Tunuyán superior, Tunuyán inferior, Atuel, Diamante y Mendoza. Debido a la sequía hidrológica registrada desde el

2011, el aporte relativo de la precipitación local a la oferta hídrica de estos oasis se ha mantenido destacablemente alto, alcanzando valores máximos en 2015-2016 en la mayoría de ellos. En los últimos años, los usuarios y las agencias locales de agua consideran las altas precipitaciones de verano como un alivio de los déficits de agua de riego debido a la sequía hidrológica, como ha sido reportado por medios periodísticos locales (Avila 2021; Diario de Cuyo 2021; Diario El Sol 2018; Diario El Zonda 2020; Diario Los Andes 2021; Scheierling 2021; Manini 2022; Mantineo 2021; Pérez 2021; Rivera et al. 2021b; i.a.).

La baja eficiencia en el uso del agua de riego (eficiencia externa y de aplicación), junto con el aporte de las aguas subterráneas, podría estar atenuando los impactos de la variabilidad hidro-climática en los oasis productivos y enmascarando el efecto de compensación de la precipitación, a expensas del derroche de grandes volúmenes de agua. La mejora de la eficiencia en el uso del agua podría implicar un aumento de la seguridad hídrica de las cuencas y de la disponibilidad de agua, permitiendo aumentar la superficie de riego y/o abastecer la demanda ecológica o de otros usos (doméstico, industrial, etc.) durante los periodos de mayores caudales. La consideración de las aguas pluviales en la gestión del riego proporciona, además, una valiosa alternativa para reducir la presión de la demanda sobre las aguas subterráneas (Capítulo IV).

En las cuencas de San Juan y Malargüe, a diferencia de los otros oasis, no se verifica ningún efecto de compensación de la precipitación sobre la oferta hídrica. El oasis de San Juan mostró la mayor variabilidad de la oferta hídrica en toda la región, compensada parcialmente por una mayor capacidad de reserva de agua en la cuenca. En los últimos 15 años se construyeron dos nuevas represas (Los Caracoles y Punta Negra) y se espera que en los próximos años entre en funcionamiento la represa proyectada *El Tambolar*, alcanzando el mayor volumen de almacenamiento (2.100 hm<sup>3</sup>) en las cuencas de la región

para hacer frente a las disminuciones proyectadas en la disponibilidad de agua a futuro (Rivera et al. 2021a; Rivera et al. 2021b). En Malargüe, su oferta hídrica significativamente mayor determina un bajo impacto de la elevada variabilidad hidrológica, a pesar de no contar con embalses para la regulación del río Malargüe. Esta situación podría verse modificada en las próximas décadas por las tendencias negativas de los caudales y el aumento de la superficie de riego, requiriendo la regulación de los caudales e impactando en las condiciones hidrológicas y ecológicas de la laguna Llacanelo, un humedal RAMSAR de gran importancia para la conservación, ubicado aguas abajo del oasis. En el área irrigada del oasis Malargüe se consideraron 2.479 hectáreas de riego como caudal ecológico equivalente para la laguna Llacanelo (derecho de riego reconocido por el Departamento General de Irrigación de Mendoza). En las otras cuencas no se han considerado los caudales ecológicos para el análisis de este capítulo. El reconocimiento de la demanda de agua de los humedales naturales implicaría una reducción de la oferta hídrica disponible en los oasis, e incluso un papel más importante de la precipitación efectiva.

Al considerarse valores constantes de eficiencia externa, consumo no agrícola y área de riego empadronada en cada oasis, la variabilidad en las series de oferta hídrica se asocia exclusivamente a la evolución de las fuentes de agua (caudales y precipitación efectiva). Por el contrario, en el capítulo IV, para el balance hidro-ecológico de cada oasis se consideraron las transformaciones en las áreas de riego, las demandas no agrícolas y la eficiencia de aplicación asociada a cambios en los sistemas de riego. El valor de eficiencia externa ( $EE=0,7$ ) utilizado para todos los oasis puede considerarse un valor plausible, conforme a los informes de las agencias locales de administración del agua (Departamento General de Irrigación y Departamento de Hidráulica).

Finalmente, a pesar de las limitaciones detalladas, el Índice Estandarizado de Oferta Hídrica (SWSI) propuesto en la presente tesis y los resultados de este capítulo son suficientemente robustos para evaluar el régimen de variabilidad de la oferta hídrica superficial y el rol de la precipitación en cada oasis. El índice construido tiene la ventaja de proporcionar valores estandarizados de disponibilidad de agua asociados con la probabilidad de ocurrencia, y constituye una valiosa herramienta para el estudio, monitoreo y manejo de los recursos hídricos en los oasis irrigados del Centro-Oeste de Argentina, incorporando tanto la contribución de los caudales de los ríos como la precipitación efectiva local. Al ser obtenido a partir de la misma distribución de probabilidades (Log-normal) que el Índice Estandarizado de Caudales de los ríos (SSI), permite su comparación directa. Anteriormente, Shafer and Dezman (1982) definieron un SWSI como un indicador de la disponibilidad de agua en toda la cuenca, especialmente orientado a zonas dependientes del agua de montaña. Este SWSI se desarrolló principalmente como un índice de sequía hidrológica a partir de los registros históricos disponibles de caudales, manto de nieve, precipitaciones y almacenamiento en embalses (Mishra y Singh 2010). El SWSI propuesto en esta tesis, en cambio, considera exclusivamente las fuentes directas de oferta hídrica (caudales fluviales y precipitaciones locales), sin tener en cuenta las reservas (manto de nieve y depósitos de agua).

## **2.5. Conclusiones**

En este capítulo se evaluó la dinámica de los factores hidro-climáticos relevantes para el balance hídrico, y la contribución de la precipitación efectiva a la seguridad hídrica de los principales oasis del Centro-Oeste de Argentina (provincias de Mendoza y San Juan). La consideración de ambas fuentes de agua en la oferta hídrica superficial es un enfoque novedoso, ya que no existen estudios previos que la evalúen y la variabilidad de la precipitación no es considerada para la gestión del agua de riego en la región. Los



resultados revelaron que el suministro de agua en todos los oasis muestra una tendencia a la baja en las últimas 4 décadas, como consecuencia de la disminución de los caudales de los ríos. La precipitación efectiva local presenta un efecto de compensación en la mayoría de los oasis, excepto en las cuencas de San Juan y Malargüe, reduciendo la variabilidad e incluso alcanzando una contribución (50%) similar a la de los ríos. Este efecto se registra principalmente en los oasis de los ríos Tunuyán Superior, Tunuyán Inferior, Diamante y Atuel, donde la precipitación efectiva, inducida en su mayoría por los aportes de humedad del Océano Atlántico durante la estación cálida, puede aliviar los eventos de sequía hidrológica al aumentar la disponibilidad de agua. Teniendo en cuenta las tendencias positivas de la precipitación de verano y primavera, las tendencias negativas de los caudales de los ríos y las proyecciones de modelos, es probable que su contribución y capacidad para compensar la variabilidad de la oferta hídrica se intensifique en las próximas décadas. En el oasis del río San Juan, el más septentrional de la región, se registró la mayor variabilidad interanual de la oferta hídrica y no se verificó ningún efecto compensatorio de la precipitación efectiva local debido a su escasa contribución a la primera (máximo 25% durante los períodos de sequía hidrológica). Por el contrario, la precipitación en el oasis del río Malargüe, concentrada durante la estación fría con un mayor aporte del Pacífico, no mostró un efecto estabilizador sobre la oferta hídrica debido a su régimen de variabilidad similar al del caudal del río Malargüe y a la pequeña superficie regada en este oasis.

Por otra parte, el Índice Estandarizado de Oferta Hídrica Superficial (SWSI), definido en este capítulo de manera similar a otros Índices Climáticos Estandarizados (SSI, SPI, SPEI, i.a.), demostró ser una herramienta valiosa para el estudio, gestión y monitoreo de los recursos hídricos en los oasis de riego del Centro-Oeste de Argentina, especialmente aquellos en los que la precipitación efectiva aumenta la disponibilidad de

agua para riego. Los Índices Climáticos Estandarizados, al proporcionar valores estandarizados que reflejan la probabilidad de ocurrencia de una variable, permiten comparar y explorar las relaciones entre diferentes factores hidro-climáticos, considerando diferentes escalas temporales.

En resumen, los resultados del presente capítulo podrían ser beneficiosos para mejorar la adecuación, aumentar la eficiencia en el uso del agua, reducir la vulnerabilidad a las sequías hidrológicas, y mejorar la seguridad hídrica en los oasis del Centro-Oeste de Argentina. El desarrollo de sistemas de riego agrícola inteligentes o a demanda que consideren no sólo el suministro de agua de los ríos, sino también la variabilidad temporal y espacial de los factores hidro-climáticos (precipitación efectiva y evapotranspiración real) y las condiciones particulares de los cultivos, permitiría una mejor asignación del agua de riego. La inclusión del agua de lluvia en la gestión del riego representa una alternativa sustancial a la intensificación del uso de los acuíferos durante las sequías hidrológicas en la región, que han registrado un incipiente descenso de los niveles de agua en las últimas décadas.

## Capítulo III

### Dinámica de las áreas irrigadas y transformaciones del sistema agroproductivo<sup>2</sup>

---

<sup>2</sup> Otta, S. A., Jobbágy, E. G., Vich, A. I. J., Viglizzo, E. F., Lauro, C., Vaccarino, E., y Bastidas, L. (2022). **Dinámica de las tierras irrigadas en el centro-oeste de Argentina durante el período 1986-2018: análisis a partir de la anomalía del índice de vegetación mejorado**. *Geoacta*, 44(1), 35–55. Disponible en <https://revistas.unlp.edu.ar/geoacta/article/view/14496>

### 3.1. Introducción

Los cambios en las áreas de riego tienen fuertes implicancias para la producción de alimentos, la demanda de agua, la sustentabilidad de los cultivos y los acuíferos subterráneos. El 5% de la expansión de las tierras de cultivo a nivel mundial, durante las últimas 2 décadas, ha sido el resultado de la ampliación del riego en tierras secas (Potapov et al. 2022). A su vez, la expansión de las áreas cultivadas es uno de los principales factores que amenazan la sustentabilidad de las áreas irrigadas a escala global. La creciente demanda para riego conduce, en muchos casos, a la disminución de las reservas de agua superficial y subterránea, impactos ecológicos, y a problemas de desabastecimiento de la demanda para riego u otros usos. Especialmente, el agotamiento de fuentes de agua de bajo costo puede generar problemas de subsistencia para pequeños y medianos agricultores que dependen de ellas. Por estos motivos, durante los últimos años se observa un creciente interés en el estudio de las transformaciones de las áreas de cultivo bajo riego en distintas regiones del mundo, mediante el uso de herramientas de teledetección, estadísticas nacionales y bases de datos de riego históricas (Lai et al. 2022; Narayanamoorthy 2022; Potapov et al. 2022; Rufin et al. 2021; Yin et al. 2020; Zhang et al. 2022; Zhu et al. 2021).

Los oasis del Centro-Oeste de Argentina (provincias de Mendoza y San Juan) constituyen una de las mayores zonas de riego de toda Sudamérica. Durante las últimas décadas, diversos estudios (Bernabeu Fernández y Martín 2019; Cardús Monserrat y Ruiz 2017; Martín 2008; Martín y Larsimont 2016; Miranda 2015; Rojas et al. 2020; Scoones 2018; Scott et al. 2012; Taber y Nozica 2011; Torres et al. 2018) han referido transformaciones en los usos de la tierra en los oasis de la región vinculadas a la expansión urbana, la ampliación del área cultivada, el reemplazo de diferentes tipos de cultivos, y transformaciones socio-económicas de los sistemas productivos, entre otras. Sin

embargo, los procesos de transformación de las áreas irrigadas en los distintos oasis de la región no han sido evaluados en forma sistemática. El objetivo del presente capítulo es estudiar la dinámica espacial y temporal de las áreas irrigadas en los principales oasis de la región durante el período 1986-2018. Se evaluó, en forma detallada, los patrones de cambio en las áreas irrigadas de la región, su relación con la transformación del sistema agroproductivo y los factores impulsores de cambio de usos de la tierra referidos en la bibliografía. Las preguntas que guiaron este análisis fueron: 1) ¿cómo se ha transformado el área irrigada en cada oasis productivo del Centro-Oeste de Argentina?; 2) ¿cómo se vinculan los cambios en el área irrigada, en cada oasis y a escala regional, con las transformaciones del sistema agrícola-productivo y otros factores de cambio estudiados previamente en la región?

## **3.2. Materiales y Métodos**

### ***3.2.1. Dinámica espacio-temporal de las áreas irrigadas***

Para estudiar la evolución de las áreas de riego en cada oasis se utilizó un modelo empírico que permite estimar las anomalías de evapotranspiración real anual, a partir de anomalías del índice de vegetación mejorado anual (EVI por las siglas en inglés de *Enhanced Vegetation Index*). Este modelo, desarrollado originalmente por Contreras et al. (2011) para la región, se basa en la relación lineal positiva entre los aportes de agua recibidos por los ecosistemas y su capacidad de captar luz y tasa de evapotranspiración, como sugiere la hipótesis del equilibrio hidrológico (Nemani y Running 1989). Los autores definieron la relación entre la precipitación media anual y el EVI medio anual obtenido a partir de imágenes MODIS, como sustituto de la evapotranspiración (Ecuación 3.1).

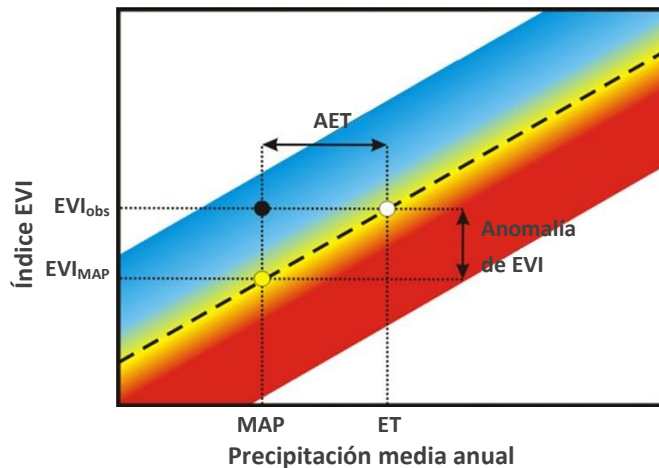


Figura 3.1. Modelo ecológico EVI-MAP (adaptado de Contreras et al. 2011). A partir del ajuste del modelo lineal, es posible cuantificar las anomalías de EVI y ET anual en un determinado sitio.

$$EVI_{MAP} = b + a \cdot MAP \quad [3.1]$$

donde  $EVI_{MAP}$  es el EVI basado en la precipitación,  $MAP$  es la precipitación media anual,  $a$  y  $b$  son parámetros ajustados regionalmente.

$$ET_y = \frac{EVI_y - b}{a} \quad [3.2]$$

$$AET = ET_y - MAP \quad [3.3]$$

El modelo permite estimar la evapotranspiración real en cada sitio ( $ET_y$ , Ecuación 3.2), como medida de la precipitación anual necesaria para mantener el valor de EVI observado ( $EVI_y$ ). De esta forma, la anomalía de ET ( $AET$ ) representa el agua adicional a la precipitación consumida en un sitio (Ecuación 3.3, Figura 3.1).

El esquema de la figura 3.2 describe la metodología del análisis desarrollado implementando el modelo EVI-MAP. Para el presente estudio se utilizó el EVI obtenido a partir de imágenes LANDSAT 5 y 7, desde el año 1986, con una resolución espacial de 30 m, y la base de datos grillada de precipitación CHIRPS v.2.0, descrita en el capítulo II. Si bien las imágenes LANDSAT 5 están disponibles desde el año 1984, no se consideraron los 2 primeros años de la serie por la gran cantidad de datos faltantes. Se ajustó el modelo de la ecuación 3.1 a partir de 180 puntos aleatorios en áreas naturales sin evidencias de aporte de agua extra a la precipitación ( $69,7^\circ - 66,5^\circ$  longitud O;  $30,9^\circ - 35,9^\circ$  latitud S). Posteriormente se obtuvo las imágenes de EVI anual en las áreas de oasis, considerando períodos anuales de julio a junio, coincidentes con los ciclos hidrológicos y agrícolas en la región. A partir del modelo ajustado ( $EVI_{MAP} = 0,032 +$

$2,67 \times 10^{-4}$  MAP;  $r = 0,90$ ;  $p < 0,01$ ) y las imágenes de EVI medio anual, se obtuvo la imagen (raster) de *ETy* y *AET* para cada año en el área de los oasis estudiados.

Considerando diferentes valores umbrales de AET (5-300 mm), se identificaron los sitios de riego en las imágenes de AET anual. Distintos valores umbrales arrojaron evoluciones similares en las superficies irrigadas de cada oasis, indicando una baja sensibilidad de la metodología a dicho umbral. Finalmente, se escogió un valor de 200 mm de AET para la definición de los sitios de riego. La colección de imágenes anuales de AET permitió identificar la incorporación de nuevos sitios y el abandono de áreas de riego. Para estudiar la evolución del área irrigada total en cada oasis y reducir su variabilidad interanual, se generaron imágenes compuestas de máximo valor de EVI anual para períodos trianuales. De esta forma, se obtuvo el área irrigada total en cada oasis cada tres años (Figura 3.2).

La tendencia lineal del área irrigada en cada oasis y en la región se evaluó mediante el test no paramétrico de Mann-Kendall (Hirsch et al. 1982; Westmacott y Burn 1997); los valores de tendencia fueron obtenidos a partir del método no paramétrico de estimación de la tendencia (Sen 1968). Todo el análisis de los datos espaciales descrito se desarrolló en la plataforma *Google Earth Engine*.

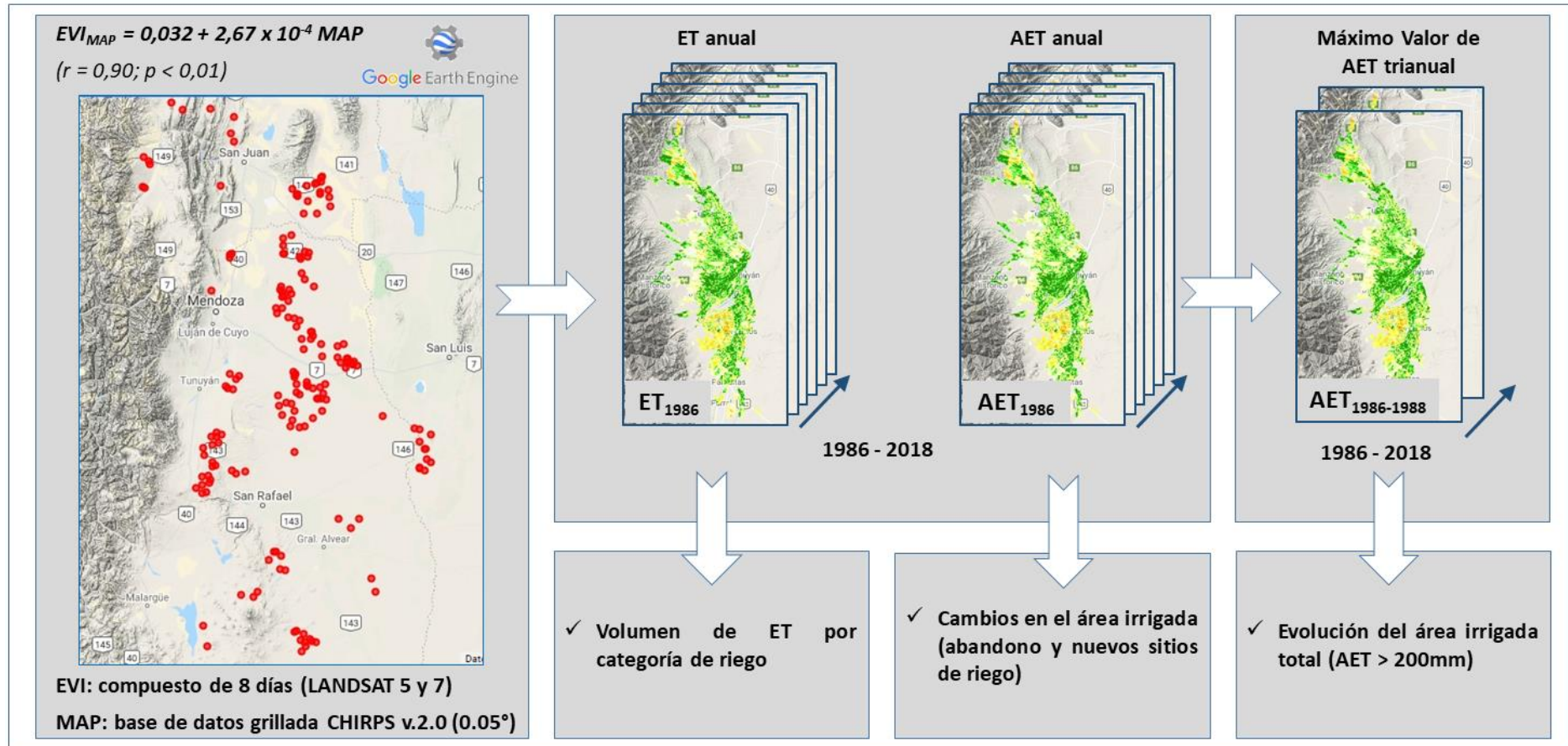


Figura 3.2. Esquema metodológico del análisis del área irrigada y volumen de evapotranspiración (ET, Capítulo V), realizado en cada oasis a partir del modelo EVI-MAP descrito.



### ***3.2.2. Transformaciones del sistema agroproductivo***

Para comparar las transformaciones de las áreas de riego con cambios en el sistema productivo, se analizó la evolución de los diferentes cultivos en cada oasis, considerando los registros de área cultivada, por tipo de cultivos, de los Censos Nacionales Agropecuarios (CNA 1988, 2002, 2008, 2018). El área de los diferentes cultivos en cada oasis fue obtenida agregando los registros por departamentos. En los oasis del Norte de Mendoza, los registros de los departamentos compartidos por ambas cuencas (San Martín y Luján de Cuyo) fueron asignados en forma proporcional a la superficie irrigada del departamento en cada cuenca. Los oasis de los ríos Diamante y Atuel (oasis Sur de Mendoza) fueron considerados en conjunto por la imposibilidad de desagregar la producción por cuencas. Dado que las estadísticas censales pueden ser afectadas por diversos sesgos, se compararon los registros de superficie cultivada con vid de los Censos Nacionales Agropecuarios con los correspondientes a los Anuarios del Instituto Nacional de Vitivinicultura (INV). Los valores del INV resultaron, en promedio, 16% mayores que los correspondientes a los CNAs, por lo que la superficie cultivada podría ser levemente superior a la indicada por estos últimos. Sin embargo, ambas fuentes de información son consistentes en la evolución del área cultivada de vid en cada oasis, por lo que los registros de los CNA resultan confiables para estudiar la evolución de los cultivos en la región.

Finalmente, se discutieron las transformaciones del área irrigada en los distintos oasis, en relación a los cambios en la superficie cultivada y demás transformaciones territoriales referidas en la bibliografía para la región.

## **3.3. Resultados**

### ***3.3.1. Dinámica espacio-temporal de las áreas irrigadas en los oasis***

El análisis desarrollado a partir del modelo ecológico empírico EVI (LANDSAT 5 y 7)-MAP (CHIRPS) permitió identificar las transformaciones de los usos de la tierra y

del agua en las áreas de riego de la región. Se identificaron diferentes patrones de transformación (Figura 3.3) que determinan una evolución diferente de la superficie irrigada en cada oasis (Figura 3.4). El área irrigada total en la región presentó una tendencia creciente significativa de 3.101 ha/año, lo que representa un incremento del 17% durante el período estudiado (Figura 3.4). Este crecimiento se verificó principalmente hasta 2013-2015, registrándose una disminución en la superficie irrigada durante la última década en los períodos 2010-2012 y 2016-2018. Esta disminución en el área irrigada de los últimos 3 años con respecto a los años anteriores fue encontrada en todos los oasis estudiados. Las nuevas áreas de riego comprenden sitios donde se registraron anomalías de ET superiores a los 200mm, donde anteriormente no habían sido observadas. Por el contrario, los sitios de abandono experimentaron una caída en la anomalía de ET por debajo de los 200 mm, que se mantuvo hasta el final del período estudiado. Durante la década de los 90' se registraron incrementos crecientes del área irrigada, alcanzando las 13.800 ha/año durante 1998-2000. Posteriormente se incorporaron, en promedio, 6.649 ha/año hasta el 2015. Esta disminución en la incorporación de nuevos sitios desde el 2001 fue acompañada por un incremento sostenido en el abandono de áreas de riego, alcanzando las 6.060 ha/año en el período 2013-2015.

En el oasis del río San Juan se identificó una tendencia creciente significativa ( $p < 0,05$ ) de 817 ha/año, que representa un incremento del 19% del área irrigada durante el período estudiado. A pesar de este incremento sostenido, la menor superficie irrigada para todo el período de estudio (127.000 ha) se registró durante los años 1998-2000. El establecimiento de nuevos sitios de riego registró un promedio anual de 1.548 ha/año, alcanzando 2.386 ha/año durante 2001-2003. Durante las décadas de 1990 y 2000, la incorporación de nuevas áreas de riego se produjo principalmente en los valles de Ullum

y Zonda, y hacia el Sur en áreas periféricas del Valle del Tulum (departamentos 25 de Mayo, Rawson, Pocito y Sarmiento principalmente). El mayor incremento del área irrigada se registró en el departamento Sarmiento, con el establecimiento de nuevos emprendimientos agro-productivos en el piedemonte de la Precordillera que se verificó hasta la última década de estudio. A partir del año 2010, se observa un marcado crecimiento en el abandono de tierras de riego, alcanzando las 1979 ha/año durante 2013-2016. Estas últimas se concentran principalmente en cercanías del Área Metropolitana de San Juan (departamentos Chimbas, Santa Lucía, Rawson, Pocito y Rivadavia) y las áreas más distales del oasis (departamentos 25 de Mayo, Sarmiento, San Martín y Angaco).

El oasis del río Mendoza presentó una evolución similar a la del San Juan, con una tendencia creciente significativa ( $p < 0,05$ ) de 427 ha/año, que representa un incremento del 10,4% del área irrigada durante el período estudiado. También se observó una estabilidad relativa desde el 2004 y una disminución del área durante los últimos 3 años. Durante la década de 1990 se registró un establecimiento sostenido de nuevas áreas de riego, alcanzando las 3.632 ha/año durante 1998-2000, y 1.410 ha/año durante los años siguientes. Estas se registraron principalmente en el sector Centro-Norte del oasis, en los departamentos de Lavalle y Maipú. También se han incorporado nuevos sitios por expansión del oasis hacia la periferia en los departamentos Las Heras, Lavalle, San Martín, Maipú y Luján de Cuyo. En este último el crecimiento se produjo principalmente hacia el Oeste, sobre la región del piedemonte. El abandono de tierras irrigadas se registró desde 1995, incrementándose hasta alcanzar 1.474 ha/año durante 2013-2015. Estos comprenden principalmente sitios de urbanización, por expansión del Área Metropolitana de Mendoza hacia el Este y Sur, en los departamentos Maipú, Luján de Cuyo, Guaymallén y Las Heras y sectores marginales del oasis, correspondientes a los departamentos Lavalle, San Martín, Maipú y Luján de Cuyo.

En la cuenca del río Tunuyán se encontró una situación contrastante entre ambas subcuencas. Mientras que en la subcuenca inferior el área irrigada se mantuvo estable durante el período analizado, en la subcuenca superior se registró una tendencia creciente significativa ( $p < 0,01$ ) de 938 ha/año, que representa el mayor incremento (36%) del área irrigada de todos los oasis estudiados. La incorporación de nuevas áreas de riego en esta última se verificó durante todo el período analizado con un valor medio de 1952 ha/año, y valores máximos entre 1995 y 2000 de 3.021 ha/año. Esta extensión del área irrigada se produjo principalmente hacia el piedemonte (Oeste) del oasis, en los departamentos Tupungato, Tunuyán y San Carlos, con el emplazamiento de nuevos emprendimientos vitivinícolas. También se registraron nuevas áreas irrigadas por expansión del oasis hacia el Norte, en el departamento Tupungato, y en el departamento de San Carlos por crecimiento del oasis hacia el Este, en inmediaciones de las localidades San Carlos y Chilecito, y hacia el Sur con el establecimiento de sistemas de riego de pivote central en las localidades de Pareditas y Paso de las Carretas. El abandono de sitios irrigados es considerablemente menor en la subcuenca superior, registrándose principalmente desde el 2001 con valores medios de 284 ha/año en sectores medios del centro del oasis. En la subcuenca del Tunuyán inferior, la incorporación de nuevos sitios de riego fue relativamente homogénea durante todo el período con valor medio de 276 ha/año, mientras que los registros de abandonos se incrementaron desde 1998, alcanzando 889 ha/año al final del período analizado. Las áreas periféricas del oasis (departamentos San Martín, Santa Rosa, La Paz y zona Este de Junín y Rivadavia) concentran una importante superficie de abandono, junto con la incorporación de nuevos sitios de riego. Este patrón contrastante refleja una profunda transformación y reemplazo en el uso de la tierra y del agua en estos sectores.

En el oasis Sur de la provincia de Mendoza el área irrigada presentó una evolución similar en ambas cuencas (ríos Diamante y Atuel), sin registrarse tendencias significativas durante el período de estudio. Sin embargo, se observa un crecimiento del área irrigada hasta el período 2001-2003 en el oasis del río Diamante y 2007-2009 en el oasis del río Atuel, con una posterior disminución en los años subsiguientes. La incorporación de nuevas áreas de riego fue creciente hasta el período 1998-2000, con un valor promedio de 1.433 ha/año en el oasis del río Diamante y 1.356 ha/año en el Atuel. A partir del 2001 la incorporación de nuevas zonas de riego fue menor: 598 ha/año en el oasis del río Diamante y 606 ha/año en el Atuel. Estos sitios presentaron una distribución homogénea y dispersa en ambos oasis, con algunos sectores de mayor superficie en Cuadro Benegas, Rama Caída, El Cerrito, Salto de las Rosas, Goudge y Colonia Elena en la cuenca del río Diamante, y en Villa Atuel, Jaime Prats y Noreste de Real del Padre en la cuenca del río Atuel. A partir del año 2001, junto con la disminución en la incorporación de nuevas zonas de riego, se incrementó la superficie de abandono: 431 ha/año en el oasis del río Diamante y 386 ha/año en el Atuel. Los sitios de abandono también se distribuyen en forma dispersa en gran parte de ambos oasis. Comprenden, además, sectores de expansión del área urbana de la ciudad de San Rafael en sus inmediaciones y hacia el distrito de Las Paredes principalmente. En el caso del oasis del río Atuel, las áreas de abandono se concentran principalmente en el sector Norte, en los distritos La Llave, Goudge, Cañada Seca y Villa Atuel.

En el oasis del río Malargüe tampoco se registró un cambio significativo del área irrigada. Sin embargo, esto responde a un importante incremento del área irrigada hasta el período 2007-2009 y una posterior disminución durante la última década, alcanzando el registro de menor superficie irrigada (3.700 ha) en los últimos 3 años del período de estudio. Entre los años 1988 y 2009 se incorporaron, en promedio, 84 ha/año de nuevas

áreas de riego, disminuyendo a 23 ha/año en los años siguientes. La incorporación de nuevas áreas de riego se registró principalmente en el sector Sur del oasis, con algunas parcelas de menor tamaño hacia el Norte de la ciudad de Malargüe. También se identificó la expansión del área irrigada en Las Chacras, localidad ubicada al Sur del río Malargüe, por la incorporación de nuevas parcelas de riego y cortinas forestales.

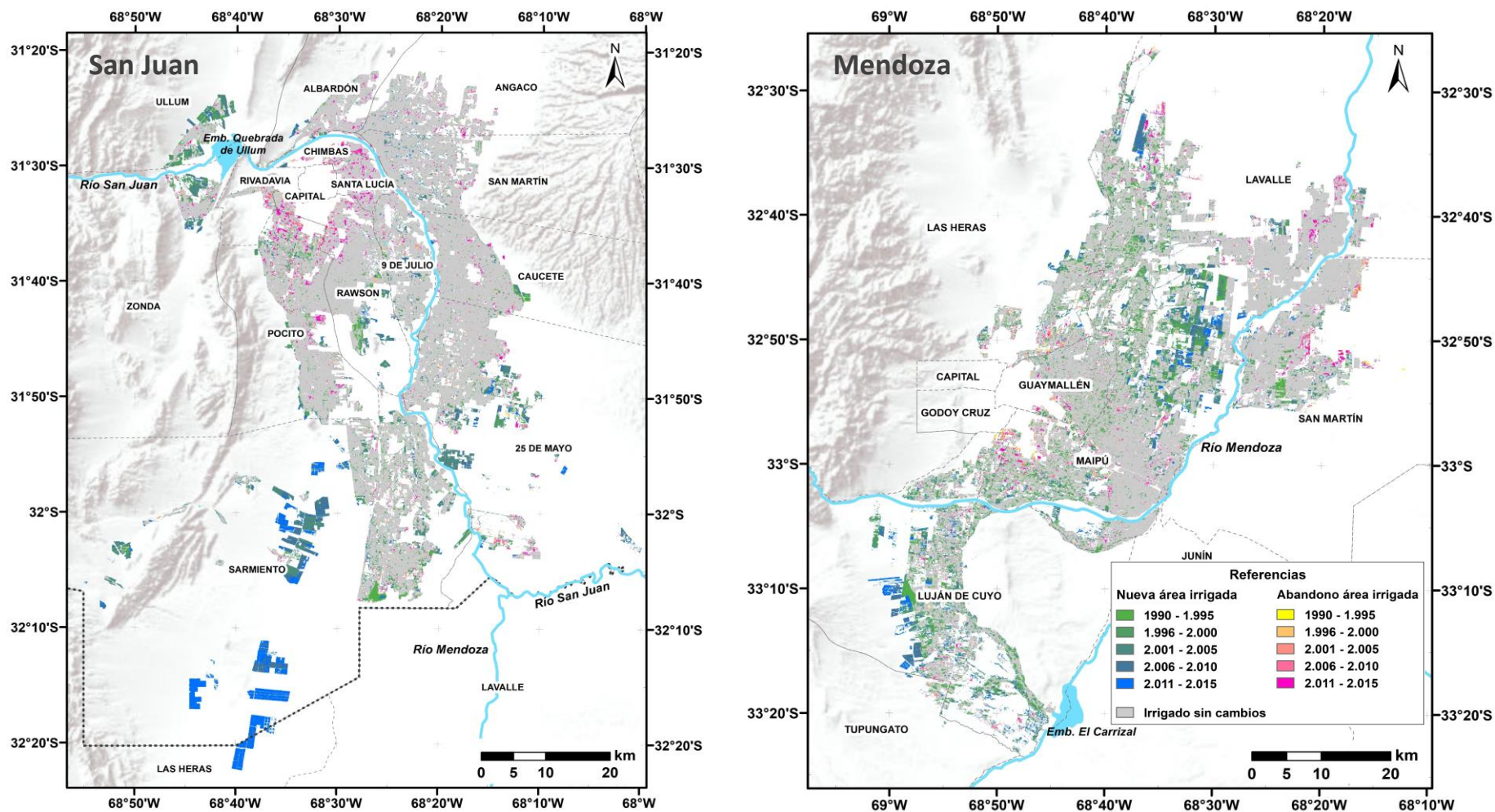


Figura 3.3. Cambios en el área irrigada de cada oasis, evaluados mediante el modelo EVI-MAP (Contreras et al. 2011) ajustado a la región a partir de imágenes LANDSAT 5 y 7 y la base de datos de precipitación CHIRPS v.2.0. Se consideraron como irrigadas áreas con anomalía de evapotranspiración (AET) mayor a 200mm. Se indica el período de abandono e incorporación de nuevas áreas de riego, identificadas durante el período 1990-2015.



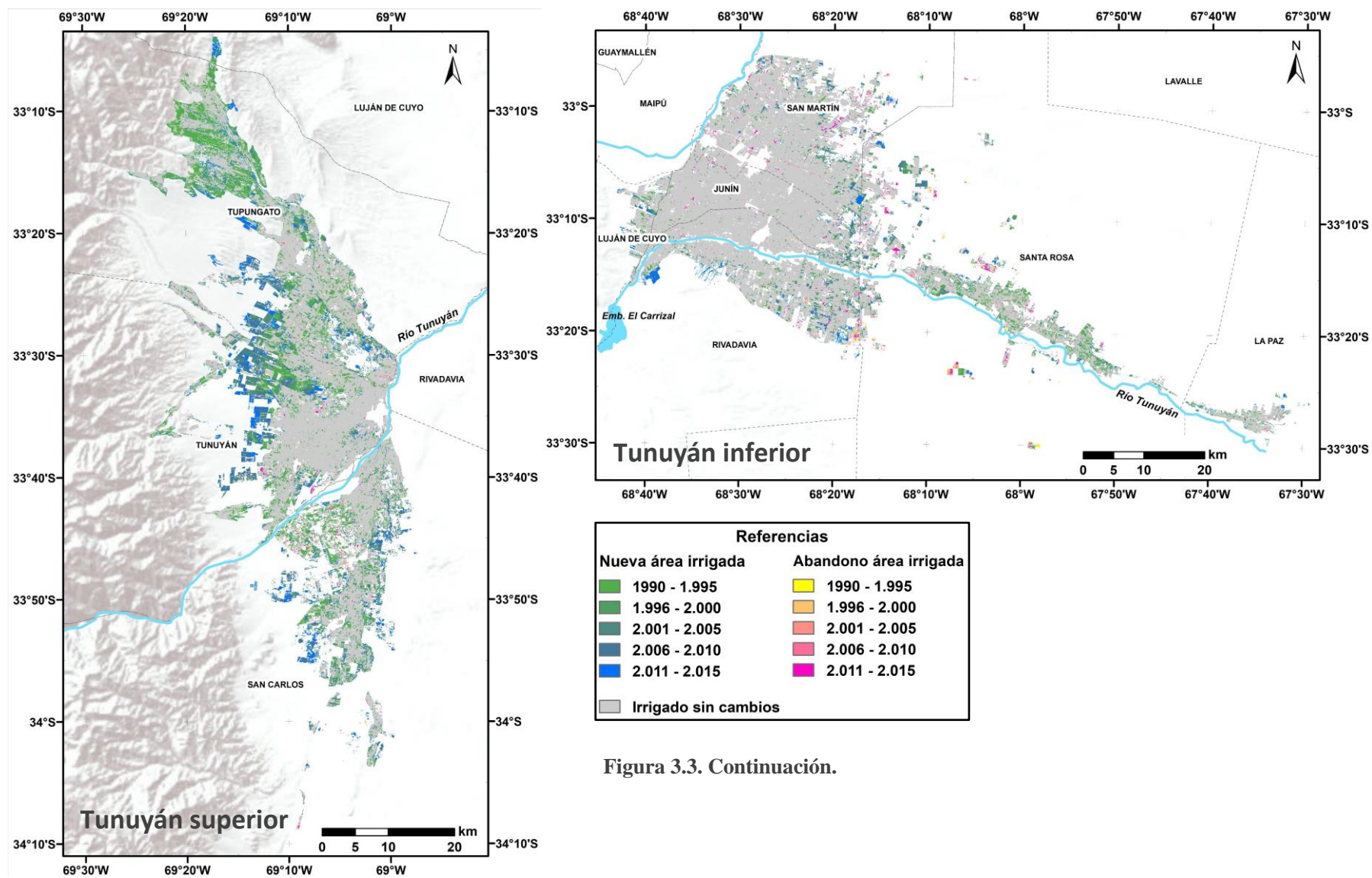


Figura 3.3. Continuación.



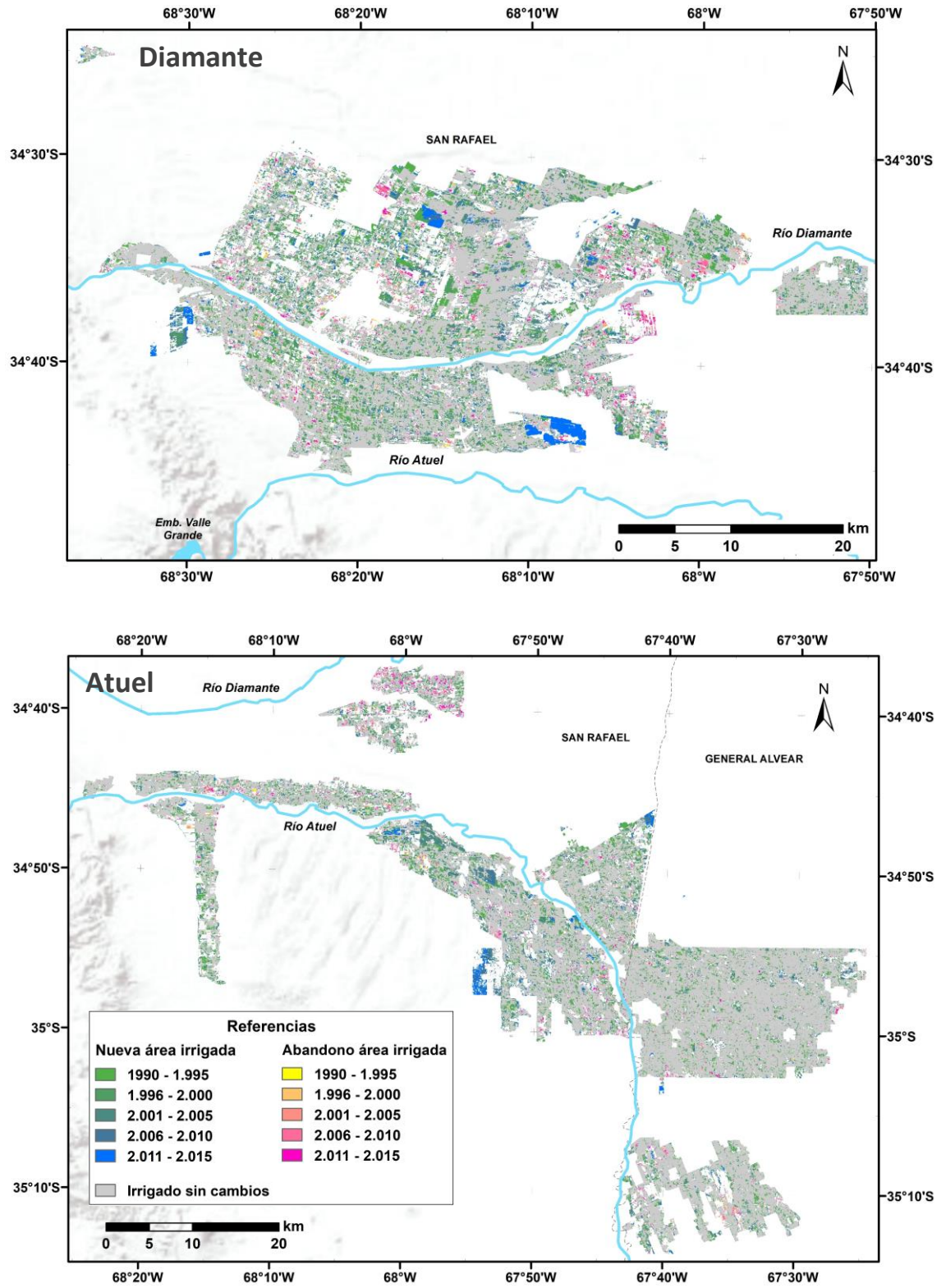


Figura 3.3. Continuación.

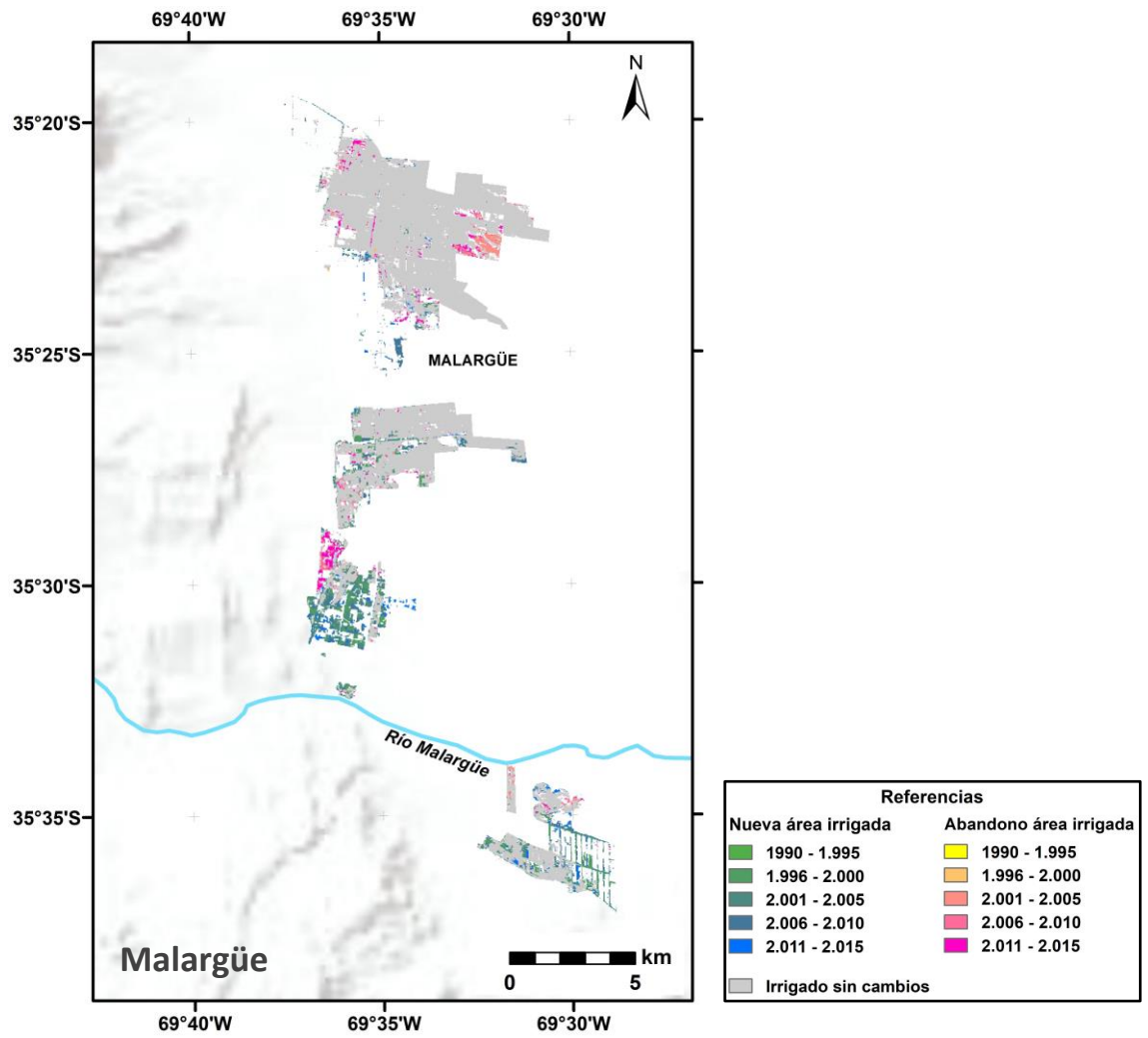


Figura 3.3. Continuación.



Figura 3.4. Evolución del área irrigada total (1986-2018), abandono y nuevas áreas de riego trianuales definidas a partir de valores de AET superiores a 200 mm, en cada oasis y en la totalidad de la región. Se indican las tendencias lineales de las series de área irrigada total. Las líneas de guiones (puntos y guiones) indican tendencias significativas para  $\alpha=0,05$  ( $\alpha=0,01$ ). En el oasis del río Malargüe, por la faltante de datos en las imágenes satelitales, se interpolaron los valores de superficie irrigada entre 1989 y 1998 (puntos en rojo) y se analizaron los cambios a partir de 1998.

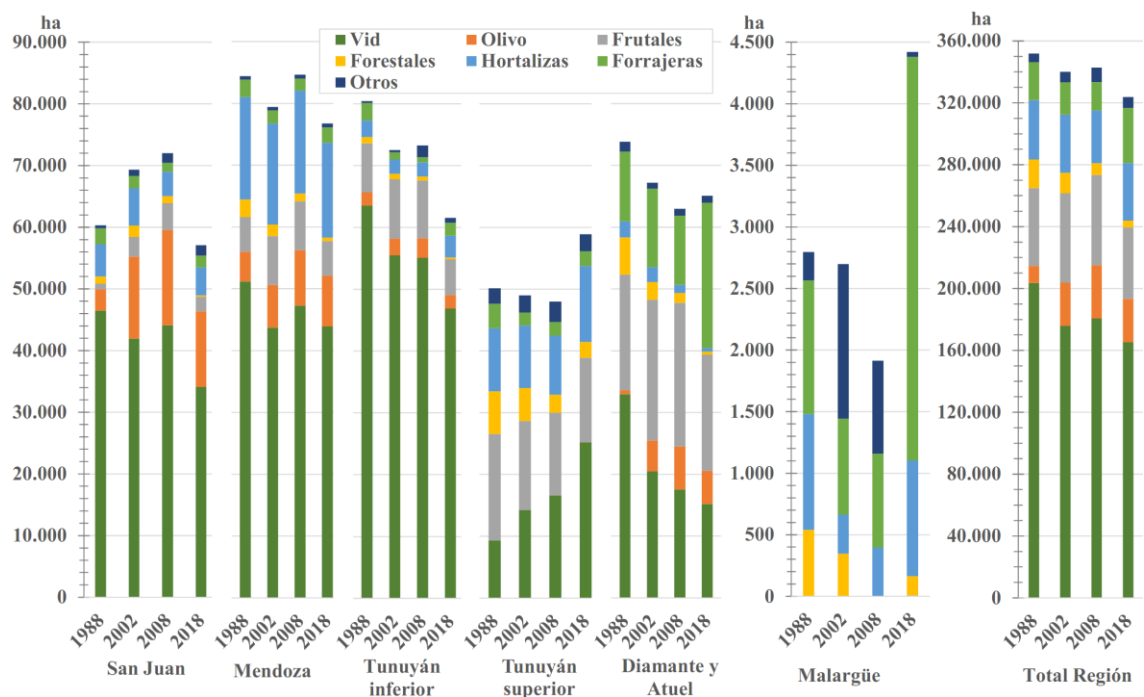


Figura 3.4. Continuación.

### 3.3.2. Transformaciones del sistema agroproductivo: cambios en el área cultivada

Las transformaciones del área irrigada en las distintas cuencas de la región pueden estar asociadas a cambios en el sistema productivo. Para evaluar los cambios en el área cultivada y su relación con las áreas irrigadas en las distintas cuencas, se consideraron los registros de los Censos Nacionales Agropecuarios. La evolución del área cultivada en los oasis estudiados (Figura 3.5) responde principalmente a cambios en la superficie de vid, cultivo predominante en la región, seguido por olivos, forrajeras y frutales. A escala regional, contrariamente al crecimiento registrado en el área irrigada (Figura 3.4), la superficie cultivada en el 2018 (2008) sufrió una disminución del 8,0% (2,6%) con respecto a 1988, impulsada por la retracción de la superficie de vid, forestales y frutales. La proporción de vid disminuyó del 57,8% al 51,1%, forestales de 5,3% a 1,3% y la

superficie cultivada con frutales se redujo en forma proporcional al área cultivada total, conservando una participación de 14,3%. Por el contrario, los cultivos que incrementaron su superficie fueron olivo (3,2% a 8,7%) y forrajeras (7,0% a 11,0%). En el caso de las hortalizas, la superficie cultivada se mantuvo estable, incrementando su participación del 10,9 % al 11,5%. En forma similar a la evolución observada del área irrigada (Figura 3.4), el área cultivada refleja una importante reducción durante la última década (2008-2018) a escala regional y en las cuencas de los ríos San Juan, Mendoza y Tunuyán inferior.



**Figura 3.5. Superficie cultivada de cada tipo de cultivos por oasis y considerando todos los oasis de la región en forma agregada (Censos Nacionales Agropecuarios 1988, 2002, 2008 y 2018).**

En el oasis del río San Juan, a pesar de una importante reducción en la superficie de vid, se registró un incremento del área cultivada entre 1988 y 2008, impulsado por el crecimiento de la superficie con olivos y otros frutales. Este incremento del área cultivada se condice con la importante expansión del área irrigada encontrada durante dicho período. Posteriormente, en la última década, se registra una disminución del área cultivada producto de una retracción de todos los cultivos, excepto hortalizas y forrajeras.

Durante el período analizado las superficies de olivo y frutales se incrementaron, respectivamente, de 5,7% a 21,5% y de 1,5 % a 4,1% del área cultivada. Por el contrario, la proporción de vid, hortalizas, forrajeras y forestales en el área cultivada se redujo de 77,0% a 59,7%, de 8,6% a 8,0%, de 4,3% a 3,4% y de 2,0% a 0,4%, respectivamente.

En el oasis del río Mendoza el área cultivada se mantuvo estable hasta el 2008, con aumento en la proporción de olivos y otros frutales, en detrimento de la participación de vid, forestales y forrajeras. Durante la última década, se registró una reducción del área cultivada del 9,3%, impulsada principalmente por la disminución de los cultivos de vid, frutales y hortalizas. Durante el período de estudio los cultivos de vid y forestales disminuyeron su participación de 60,6% a 57,2% y de 3,4% a 0,7% del área cultivada, respectivamente. En cambio, la superficie con olivos se incrementó significativamente de 5,7% a 10,7%; mientras que los frutales y cultivos hortícolas permanecieron estables, incrementando su participación de 6,6% a 7,3% y 19,6% a 20,0% del área cultivada, respectivamente. Las forrajeras mantuvieron una participación cercana al 3,3% de la superficie cultivada total. En esta cuenca, la tendencia creciente encontrada para el área irrigada no parece ser impulsada por una expansión de los cultivos en la misma.

En la cuenca del río Tunuyán la evolución del área cultivada también fue contrastante entre ambas subcuencas, modulada casi exclusivamente por la transformación de la actividad vitícola. En el oasis del Tunuyán superior el incremento del 17,5% del área cultivada entre 1988 y 2018 explica, en parte, el crecimiento (36%) del área irrigada en dicha subcuenca. Esta expansión es impulsada por el cultivo de vid, el cual se incrementó un 170% durante el período estudiado, alcanzando el 42,9% del área cultivada del oasis. La superficie hortícola experimentó un leve incremento del 20,3% al 20,9% del área cultivada, mientras que los otros frutales, forestales y forrajeras disminuyeron su superficie. Por el contrario, el oasis del Tunuyán inferior redujo un

23,5% su superficie cultivada, impulsada también por la caída en la superficie de vid, reduciendo su participación de 79,0% a 76,0%. Frutales, forrajeras y forestales también disminuyeron su superficie, mientras que las hortalizas y olivos fueron los únicos cultivos que aumentaron levemente su superficie, de 3,4% a 5,6% y de 2,7% a 3,7%, respectivamente. A pesar de la importante disminución de la superficie cultivada, el área irrigada mantuvo una superficie estable durante el período de estudio.

En el oasis Sur de la provincia de Mendoza, conformado por las cuencas de los ríos Diamante y Atuel, la superficie cultivada sufrió una importante caída del 14,7% de 1988 a 2008, impulsada por la disminución de los cultivos de vid, forestales y hortalizas. Por el contrario, en este período se incrementó la superficie de olivos y frutales. Durante la última década, a pesar de mantenerse la disminución de los cultivos nombrados, un importante incremento en el cultivo de forrajeras impulsó un aumento de la superficie cultivada. Estas últimas se convirtieron en el cultivo predominante (36,1%) del oasis Sur, mientras que el olivo incrementó su participación de 0,8% a 8,3% durante el período analizado. Los otros frutales presentaron una superficie estable, mientras que la vid, forestales y hortalizas disminuyeron su participación de 44,6% a 23,3%, 8,2% a 0,8% y 3,5% a 0,9% de la superficie cultivada, respectivamente.

En el caso del oasis del río Malargüe, el menor de toda la región, la superficie cultivada registró una importante disminución hasta el 2008 y un posterior incremento durante la última década. El gran crecimiento de las forrajeras impulsó este crecimiento del área cultivada, alcanzando el 74,1% de la misma en 2018. El cultivo de hortalizas se mantuvo estable durante el período de estudio, representando el 21,2 % del área cultivada en 2018, mientras que los forestales disminuyeron significativamente del 19,3% al 3,5% del área cultivada. Sin embargo, los registros de este oasis deben ser considerados con

recaudo debido su baja superficie y cantidad de explotaciones agropecuarias, que podrían incrementar los errores y/o sesgos en dichos registros.

### **3.4. Discusión**

El área irrigada en los oasis del Centro-Oeste de Argentina se ha incrementado un 17% durante los últimos 30 años, impulsada por el crecimiento en las cuencas de los ríos Tunuyán Superior (36%), San Juan (19%) y Mendoza (10,4%). Estos cambios en el área irrigada pueden ser asociados, parcialmente, a cambios en la superficie cultivada que reflejan transformaciones del sistema productivo agrícola. Sin embargo, los valores de área irrigada encontrados en el presente trabajo son significativamente superiores al área cultivada en todos los oasis y a escala regional, llegando a duplicarla en algunos casos. Esta situación refleja un aporte de agua de riego en sitios no destinados directamente a cultivos, que puede contemplar áreas de uso recreativo, parcelas abandonadas para el cultivo u otro tipo de áreas no destinadas a la producción. Si bien la superficie cultivada total en la región no ha experimentado cambios significativos, el aumento del área irrigada responde a cambios en los sitios de riego, producto de la expansión y relocalización de algunos cultivos (vid, olivo y forrajeras principalmente).

Ciclos económicos, así como políticas nacionales de fomento a la actividad agrícola y provinciales de manejo del agua han sido referidos como factores impulsores de cambio en los usos de la tierra en las cuencas del Norte de la región (Rojas et al. 2020). Desde la década de 1990, la reorientación de la industria agrícola hacia la exportación ha implicado una reconversión del sistema agro-productivo, que implica el abandono de tierras y la expansión del área cultivada en otros sitios (Martín 2008; Martín y Larsimont 2016; Rojas et al. 2020; Torres et al. 2018). La apertura de la economía argentina de los años '90 fomentó la llegada de capitales extranjeros que establecieron una nueva agricultura capital-intensiva orientada a la exportación, contrastante con la desarrollada por los



pequeños productores tradicionales, lo que condujo a un proceso de capitalización y concentración de empresas en la región (Martín 2008; Neiman y Bocco 2005). En la cuenca del río San Juan esta reconversión ha sido impulsada, además, por el Sistema de Promoción Agrícola establecido por la Ley Nacional N° 22.021/1979 (conocida también como Ley de Diferimientos Impositivos), que posibilitaba diferir el pago de impuestos nacionales hasta 75% de lo invertido en el sector agropecuario. La provincia de San Juan fue incorporada al régimen anterior en el año 1983 (Ley Nacional N° 22.973) y su implementación ha implicado la renovación de plantaciones de vid y cambio de variedades, implantación de nuevas superficies con frutales y olivos, aplicación de un conjunto de técnicas para riego que favoreció el incremento de la superficie cultivada y la ampliación de la frontera agrícola hacia áreas consideradas marginales hasta entonces (Cardús Monserrat y Ruiz 2017; Miranda 2015; Rojas 2021). Durante la década de 1990, la expansión del área irrigada se concentró en áreas periféricas del Centro y Sur del Valle del Tulum (departamentos 25 de Mayo, Rawson, Pocito y Sarmiento principalmente), y en los valles de Ullum y Zonda, impulsada en estos últimos por la implementación de la ley mencionada y la puesta en funcionamiento del embalse Ullum en el año 1980 (Cardús Monserrat y Ruiz 2017). Posteriormente, durante las últimas 2 décadas, la expansión del área irrigada registrada en el piedemonte de la Precordillera del departamento Sarmiento responde al auge de la actividad olivícola en la región. A partir de 2000-2005, condiciones económicas favorables para la actividad han impulsado el desarrollo agroindustrial de la región con el establecimiento de explotaciones de gran escala y elevada tecnificación, que comprende riego presurizado, cosecha y poda mecanizada. Esta transformación ha comprendido, incluso, la relocalización de olivos desde 25 de Mayo hacia el departamento de Sarmiento, concentrando este último actualmente más del 50% de la producción olivícola de la provincia de San Juan (Martínez Dodda 2021).

Rojas y colaboradores (2020) evaluaron los cambios en el uso y cobertura de la tierra en las cuencas de los ríos Mendoza, Tunuyán Superior y Tunuyán inferior mediante clasificación supervisada de imágenes satelitales LANDSAT, en un período similar al del presente estudio. Los patrones espaciales de establecimiento de nuevos sitios de riego son similares a la incorporación de cultivos reportada por el trabajo anterior para las tres cuencas. La expansión de los oasis irrigados hacia el piedemonte en las cuencas de los ríos Tunuyán superior y Mendoza (localidades Perdriel y Agrelo) está especialmente vinculada al establecimiento de nuevos emprendimientos vitivinícolas altamente capitalizados y orientados a la exportación de vinos de alta gama. Las características agroclimáticas (régimen térmico, radiación) y edáficas de estas zonas de mayor elevación han sido elegidas para el establecimiento de la denominada “nueva vitivinicultura”. Se ha incorporado, también, parte de la fruticultura y de la horticultura de exportación. Como ejes complementarios de acumulación de la nueva vitivinicultura en esta zona del piedemonte, se han establecido complejos agroturísticos e inmobiliarios (con golf, spa, etc.), lo cual implica nuevos usos del agua, no sólo para el ámbito agrícola exclusivo (Martín y Larsimont 2016). En el Tunuyán inferior, Rojas y colaboradores (2021) registraron una estabilidad en la superficie cultivada durante el periodo 1986-2018, junto con importantes cambios en el uso de la tierra que reflejan el abandono de antiguas áreas de cultivo y la incorporación de nuevos sitios para la producción agrícola. En el año 1994, se incorporaron al Sistema de Promoción Agrícola los departamentos de Lavalle, Santa Rosa y La Paz de la provincia de Mendoza (Ley Nacional N° 24.447). Si bien se registró una importante incorporación de nuevos sitios de riego en Santa Rosa durante la década de 1990, que podrían estar vinculados con la política de diferimientos fiscales, los impactos concretos de esta medida en la provincia de Mendoza no han sido previamente estudiados.

En las cuencas del Sur de la región, si bien el área irrigada ha permanecido relativamente estable, se registraron transformaciones importantes en los patrones espaciales de los sitios de riego. En el oasis alimentado por los ríos Diamante y Atuel, el cambio en los sitios de riego responde a la profunda transformación agro-productiva que ha significado el reemplazo de cultivos de vid y forestales por una gran expansión del cultivo de forrajeras y olivos. En la cuenca del río Malargüe también se registró un crecimiento importante del área cultivada con especies forrajeras. El crecimiento ganadero de la zona, los altos precios de los cereales y la menor vulnerabilidad frente a contingencias climáticas como granizo, han impulsado la producción local de forraje, principalmente alfalfa, y la reconversión de fincas abandonadas (Manini 2021).

En cuanto al abandono de áreas de riego, las superficies identificadas son significativamente menores que las pérdidas de cultivos reportadas por Rojas *et al.* (2020). En consecuencia, el crecimiento del área irrigada registrado en las cuencas de los ríos Tunuyán superior (36%) y Mendoza (10,5%) es superior al crecimiento en la superficie de cultivos reportado en el estudio citado (30,2% y 4,7%, respectivamente) y analizados en este capítulo a partir de los Censos Nacionales Agropecuarios. Del mismo modo, en los oasis del Tunuyán inferior, Diamante y Atuel el área irrigada registra valores estables a pesar de la caída en la superficie cultivada de los últimos 30 años. Esta situación sugiere un aporte sostenido de agua de riego en sitios abandonados o no destinados a la producción agrícola. Sin embargo, el patrón de abandono de sitios de riego es similar al encontrado por el trabajo anterior y refleja 2 procesos predominantes en los oasis de la región: expansión de áreas urbanas y abandono en áreas marginales. La problemática de avance urbano sobre áreas agrícolas ha sido previamente estudiada en la región (Bernabeu Fernández y Martín 2019; Scoones 2018; Taber y Nozica 2011) y se verifica principalmente en la pérdida de áreas de riego en inmediaciones del área metropolitana

de San Juan, Mendoza y, en menor medida, San Rafael (cuenca del río Diamante), San Martín (cuenca del río Tunuyán inferior) y Malargüe. En las áreas marginales de los oasis se registra un marcado patrón contrastante de incorporación y abandono de sitios de riego, lo que implica una profunda transformación y reemplazo en el uso de la tierra y del agua en estos sectores. Este fenómeno en la periferia de los oasis de la región ha sido mucho menos estudiado y podría estar asociado a la disponibilidad de agua, falta de rentabilidad y/o procesos de degradación de suelos (Guida-Johnson et al. 2017, 2020; Martín 2008; Morábito et al. 2010; Morábito et al. 2004; Sánchez et al. 2016; Tozzi et al. 2017).

### **3.5. Conclusiones**

En este capítulo se evaluó la dinámica espacial y temporal de las áreas irrigadas en los principales oasis del Centro-Oeste de Argentina durante el período 1986-2018, su relación con la evolución del sistema agrícola-productivo y los factores impulsores de cambio de usos de la tierra referidos en la bibliografía.

Se identificaron cambios importantes en los patrones espaciales de las áreas de riego y una evolución diferente en los distintos oasis. A escala regional se registró un incremento del 17% en el área irrigada total durante el período estudiado; proceso impulsado por la reconversión del sistema agrícola-productivo y relocalización de las áreas de riego, que parece no haber implicado un crecimiento similar del área cultivada en los oasis. La expansión de las áreas de riego se registró, principalmente, hacia el piedemonte en las cuencas de los ríos Tunuyán superior, San Juan y Mendoza. El proceso de transformación agro-productiva en estos oasis se asocia a la apertura de la economía argentina de los años '90, fomentando la llegada de capitales extranjeros que establecieron una nueva agricultura capital-intensiva orientada a la exportación. La instalación de nuevos emprendimientos de producción vitivinícola (cuencas del Tunuyán superior y Mendoza) y olivícola (cuencas del San Juan y Mendoza) principalmente, junto

con complejos agroturísticos e inmobiliarios, han impulsado el aumento del área irrigada y la diversificación de los usos del agua a otros fuera del ámbito agrícola exclusivo. En los oasis del Sur de la región (Diamante, Atuel y Malargüe), a pesar de permanecer relativamente estable la superficie irrigada, se registraron transformaciones importantes en los patrones espaciales de los sitios de riego junto con una transformación agro-productiva que ha implicado el reemplazo de cultivos de vid y forestales por una gran expansión del cultivo de forrajeras y olivos.

Respecto al abandono de sitios de riego, se identificó un patrón vinculado a dos procesos predominantes: avance urbano sobre áreas irrigadas, principalmente en las cuencas de San Juan y Mendoza; abandono en áreas marginales de los oasis. Este último fenómeno se presenta como un patrón contrastante de incorporación y abandono de sitios de riego en las zonas periféricas de los oasis de la región, reflejando una profunda transformación en el uso de la tierra y del agua en estos sectores que podría estar asociada a la disponibilidad de agua, falta de rentabilidad y/o procesos de degradación de suelos. A diferencia del avance urbano, este último proceso en los oasis de la región ha sido mucho menos estudiado, por lo que debería profundizarse su análisis en futuros estudios.

Las transformaciones encontradas en los patrones de riego y superficie irrigada de los oasis tienen fuertes implicancias para los balances hídricos, por lo que deben ser consideradas para la planificación territorial y la gestión del agua en las cuencas del Centro-Oeste de Argentina. Los contrastes entre la evolución de las áreas de riego y los cultivos en los oasis de la región sugieren un aporte sostenido de agua de riego en sitios abandonados o no destinados a la producción agrícola. Caídas del área irrigada y cultivada registradas durante la última década, junto con un mayor abandono de sitios de riego en todos los oasis, podrían estar vinculadas con la persistente sequía hidrológica presente desde el 2010 en la región. Sin embargo, el proceso de expansión del área irrigada en las

cuencas de los ríos Tunuyán superior, San Juan y Mendoza se ha sostenido durante la última década, a pesar de los bajos caudales durante este período.

Finalmente, resulta importante destacar que el modelo ecológico empírico utilizado en el presente capítulo, basado en la propuesta de Contreras y colaboradores (2011), resultó adecuado para estimar la evapotranspiración a escala anual, aporte de agua de riego e identificar las transformaciones de las áreas irrigadas a partir de los valores anuales del Índice de Vegetación Mejorado (EVI). La metodología propuesta se presenta como una valiosa alternativa para el estudio de los usos de la tierra y del agua para riego en zonas áridas, frente a modelos de balance de energía para la estimación de la evapotranspiración con alto requerimiento de parametrización (e.g. SEBAL, METRIC).

## **Capítulo IV**

### **Sustentabilidad de las cuencas del Centro-Oeste de Argentina: análisis a partir del Balance Hidro-Ecológico y el uso de agua subterránea**

#### 4.1. Introducción

Las regiones áridas y semiáridas del planeta enfrentan grandes dificultades para satisfacer las demandas de agua, que se intensificarán en el futuro con el aumento de la población, el desarrollo de infraestructura, el incremento del uso de agua para riego, y los impactos del cambio climático en el sistema hidrológico (Koch y Missimer 2016). La agricultura depende exclusivamente del aporte del riego en estas zonas, y consume el 70% del agua extraída de ríos, lagos y acuíferos a nivel global. En algunas regiones, incluso, el uso de agua para la producción de alimentos alcanza más del 90% de todos los recursos hídricos disponibles (Pedrick 2012). Las tierras cultivadas en zonas áridas o semiáridas gracias al aporte antrópico del riego constituyen verdaderos oasis agrícolas, los cuales juegan un importante rol en el balance hídrico, el sostenimiento de la productividad y la población creciente en estas regiones (Bai et al. 2014; Maliva y Missimer 2012). Por lo tanto, el desarrollo sostenible de los oasis depende en gran medida del uso sostenible de los recursos hídricos y, a su vez, la gestión del agua agrícola es clave para la gestión sustentable de los recursos hídricos en los ecosistemas de oasis (Li et al. 2022).

Los principales problemas que enfrentan las grandes áreas irrigadas comprenden limitaciones y degradación de los recursos naturales, en particular escasez de agua y problemas de salinización causados por un mal manejo del riego (Hillel 2000; Pedrick 2012). A nivel global, la importante presión por incrementar la producción de alimentos ha conducido a la expansión de las tierras de cultivo bajo riego en zonas áridas y semiáridas, con incrementos considerables en el consumo de agua. Durante los últimos años, la intensificación sustentable de la agricultura se presenta como la alternativa viable y necesaria para alcanzar la seguridad alimentaria frente al incremento en la demanda de alimentos en las próximas décadas, evitando la expansión desmedida de las tierras de cultivo (Godfray 2015; Godfray y Garnett 2014; Pretty et al. 2018). Sin embargo, algunos



autores resaltan que este enfoque basado en incrementar la producción agrícola por unidad de tierra podría implicar un uso más intensivo de agua en zonas de riego (e.g. Molle y Tanouti 2017; Rufin et al. 2021; World Economic Forum 2011). El incremento en la demanda de agua, sumado a eventos de sequía que pueden acentuarse con el cambio climático, puede conducir a sobrepasar la capacidad de carga de los recursos hídricos en los oasis, y el consecuente deterioro de las condiciones hidrológicas y ecológicas de las cuencas de zonas áridas. La capacidad de carga de los recursos hídricos se refiere a la cantidad adecuada de recursos hídricos que puede mantener un desarrollo regional de forma económica, social y ecológicamente sustentable (Gulishengmu et al. 2023; Zuo et al. 2021). Globalmente, el principal mecanismo que permite sostener el rebasamiento de la capacidad de carga en las tierras irrigadas es la explotación desmedida de los acuíferos, principales reservorios de agua en zonas áridas y semiáridas. Los acuíferos son los principales amortiguadores contra la sequía, tanto para las necesidades humanas, como para la producción de cultivos en varias áreas irrigadas del planeta (Scott et al. 2012; Siebert et al. 2010). A escala mundial, el uso de las aguas subterráneas ha aumentado significativamente en las últimas décadas y el almacenamiento ha disminuido, estimándose que más del 20% de los acuíferos están sobreexplotados debido a la falta de gestión sostenible (Duran-Llacer et al. 2020; Gleeson et al. 2012). El aumento de la extracción de agua subterránea durante los periodos de sequía hidrológica, junto con la expansión de las zonas cultivadas, han sido las principales causas del agotamiento de los acuíferos en importantes zonas de regadío de todo el mundo, como el Valle de California y las Altas Llanuras en EE.UU., Norte de China, Centro-Norte de Chile, Irán y Australia, entre otros (Duran-Llacer et al. 2020; Gleeson et al. 2012; Hughes et al. 2012; Li et al. 2022; Noori et al. 2021; Scanlon et al. 2012; Schoups et al. 2005; Taucare et al. 2020; Wenger et al. 2017; Zhu et al. 2021). En la vertiente occidental de los Andes Centrales de

Chile, en latitudes similares ( $29^{\circ}$ - $33^{\circ}$ S) a la del presente trabajo, varias actividades agrícolas intensivas se basan en el uso de fuentes de agua subterráneas. Las tendencias negativas a largo plazo en los niveles de estos acuíferos han llevado a déficits de agua, disminución de la producción de cultivos de pequeños agricultores e incluso a conflictos sociales en esta región (Duran-Llacer et al. 2020; Valois et al. 2020).

En los oasis del Centro-Oeste de Argentina, las transformaciones en el área irrigada (Capítulo III), los sistemas de riego, la variabilidad hidro-climática (Capítulo II) y el importante crecimiento poblacional durante las últimas décadas pueden haber tenido fuertes implicancias en el balance hídrico de estas cuencas, las cuales no han sido previamente estudiadas. El Departamento General de Irrigación ha calculado recientemente el balance hídrico en cada una de las cuencas de los ríos de la provincia de Mendoza mediante la modelación de la demanda y estimación de la oferta. Sin embargo, se destacan importantes restricciones metodológicas en dichos balances: inconsistencia en la metodología adoptada entre las distintas cuencas, falta de consideración de la variabilidad hidro-climática, y correcta cuantificación de la oferta hídrica subterránea. El objetivo del presente capítulo es analizar la evolución del balance Hidro-Ecológico en cada oasis del Centro-Oeste de Argentina, evaluando el efecto conjunto de los cambios de usos de la tierra, la variabilidad hidro-climática y el reemplazo de los sistemas de riego. Se estudia, además, la evolución del consumo de agua subterránea y su respuesta a la variabilidad hidro-climática en cada oasis. Las preguntas que guiaron este análisis fueron: 1) ¿cómo han afectado los cambios de uso de la tierra, la variabilidad climática y los cambios de sistemas de riego la demanda de agua para riego?, 2) ¿cómo ha evolucionado la sustentabilidad de las cuencas del Centro-Oeste de Argentina en relación a las transformaciones del balance hidro-ecológico y el uso de agua subterránea?, 3) ¿la

extracción de agua subterránea ha permitido compensar la variabilidad y/o cambio en el balance hidro-ecológico de los oasis?

El Balance Hidro-Ecológico (BHE) se orienta a contrastar los recursos hídricos disponibles con la demanda ejercida por las distintas actividades de la población en cada oasis. Dado que la capacidad productiva de los oasis en zonas áridas está estrechamente vinculada a la disponibilidad de agua, el BHE refleja además la sustentabilidad productiva de los oasis.

## 4.2. Materiales y Métodos

### 4.2.1. Modelación hidrológica de los oasis

Considerando el esquema propuesto en el capítulo I (figura 1.2), fue modelada la evolución del sistema hidrológico en cada oasis durante el período 1987-2018. Integrando los cambios en el área irrigada (evapotranspiración real), la variabilidad hidro-climática (precipitación efectiva y caudales de los ríos) y el cambio en los sistemas de riego, se evaluó la evolución de la demanda bruta de agua para riego ( $DR_o$ ) y el consumo de agua subterránea ( $DAS_o$ ) anuales en cada oasis. La  $DR_o$  representa el volumen de agua necesario para riego al ingreso de las unidades productivas, considerando las pérdidas intrafinca (eficiencia de aplicación del riego o eficiencia interna). Fue calculada anualmente a partir de la ecuación 4.1.

$$DR_o = \frac{(ETR_o - PEF_o)}{Ea_o} \quad [4.1]$$

Donde  $ETR_o$ ,  $PEF_o$  y  $Ea_o$  son, respectivamente, la evapotranspiración real, precipitación efectiva y eficiencia de aplicación anuales en cada oasis. Para la  $ETR_o$  se consideraron las imágenes de  $ETy$ , obtenidas mediante el modelo EVI-MAP (Contreras et al. 2011) definido en el capítulo III, agregando el volumen de evapotranspiración real para la totalidad de cada oasis. Para la  $PEF_o$  de cada oasis se consideraron las series

obtenidas mediante la metodología del Servicio de Conservación de Suelos del USDA (Smith 1992), a partir de base de datos grillada CHIRPS v.2.0 (Funk et al. 2015; Funk et al. 2014; Capítulo II). La  $Ea_o$  de cada oasis fue estimada a partir de la proporción, en superficie, de los distintos sistemas de riego (gravitacional y presurizado), obtenida de los Censos Nacionales Agropecuarios (CNA 1988, 2002, 2008, 2018), y valores medios de eficiencia de aplicación para cada sistema obtenidos de bibliografía (Phocaidis 2007; Schilardi et al. 2015). Se consideraron valores de eficiencia de 0,5 y 0,85 para los sistemas gravitacionales y presurizados, respectivamente. Los valores de  $Ea_o$  fueron interpolados para los años entre CNAs.

El consumo de agua subterránea ( $DAS_o$ ) fue obtenido mediante la ecuación 4.2.

$$DAS_o = DR_{se} + (DR_{ds} - Q_A * EE) \quad [4. 2]$$

Donde  $DR_{ds}$  y  $DR_{se}$  son, respectivamente, la demanda de riego en sitios con derechos de riego superficial y con uso exclusivo de agua subterránea (sin derecho superficial). Ambos fueron obtenidos a partir la ecuación 4.1, diferenciando el volumen de evapotranspiración real en sitios con y sin derechos de riego superficial.  $Q_A$  representa el derrame superficial anual de los ríos y  $EE$  la eficiencia de conducción y distribución del agua en el oasis (eficiencia externa). Se asumió un valor de  $EE$  de 0,7 para todos los oasis (DGI 2016; DGI et al. 2006; Duek 2018; Jobbágy et al. 2018; Liotta et al. 2010; UCAR y PROSAP 2016). En consecuencia, la  $DAS_o$  comprende la demanda de riego en sitios con abastecimiento exclusivo de agua subterránea (sin derecho superficial) y el agua complementaria para satisfacer la demanda en sitios con derechos de riego superficial.

#### ***4.2.2. Análisis de descomposición de la demanda de agua para riego***

Como se detalló en el apartado anterior, la demanda bruta de agua para riego en cada oasis está determinada por el área irrigada (evapotranspiración real), los sistemas de riego y la variabilidad climática (precipitación efectiva). Para diferenciar el efecto de cada

uno de estos factores evaluados sobre la evolución de la demanda de agua, se desarrolló un análisis de descomposición en cada uno de los oasis. La metodología del análisis de descomposición permite diferenciar el efecto de distintos *drivers* sobre una variable y ha sido utilizada para evaluar cambios en el consumo de energía (Ang 2005), la demanda de tierras de cultivo (Kastner et al. 2012), y la extracción de nutrientes de los cultivos agrícolas (Jobbágy y Sala 2014), entre otras aplicaciones. Se modelaron tres proyecciones alternativas de la demanda bruta de agua para riego ( $DR_o$ ) durante el período estudiado. En la primera proyección ( $ETR$ ), se consideró exclusivamente el impacto de la evapotranspiración real de cada oasis, simulando valores constantes de precipitación efectiva (promedio del período 1987-2018) y eficiencia de aplicación del riego (valores iniciales en 1987) durante todo el período de estudio. La evapotranspiración real integra los cambios en la superficie irrigada y el agua efectivamente utilizada por los cultivos en cada oasis (Capítulo III), por lo que permite evaluar cambios en la demanda asociados a los usos de la tierra en los oasis. En la segunda proyección ( $ETR + PEF$ ), se valoró el efecto de la evapotranspiración y precipitación efectiva en cada oasis, asumiendo valores constantes de eficiencia de aplicación del riego (valores iniciales). En la última proyección ( $ETR + PEF + Ea$ ) se consideró el efecto de todos los factores sobre la demanda bruta de agua para riego. Mediante el análisis de descomposición efectuado es posible discriminar, en forma gradual, el efecto de los factores evaluados sobre la demanda bruta de agua para riego.

#### ***4.2.3. Consumo de energía eléctrica: otra aproximación al uso de agua subterránea***

Complementariamente al consumo de agua subterránea obtenido a partir de modelación ( $DAS_o$ ), se consideró el consumo de energía eléctrica para riego como variable representativa del volumen de agua subterránea bombeado en cada uno de los oasis y toda la región. Se consideraron los registros anuales por departamentos

(disponibles para el período 1990-2018) y provincias (disponibles para todo el período de estudio) de la Secretaría de Energía de la Nación y los Entes Provinciales Reguladores Eléctricos (EPRE Mendoza y EPRE San Juan). Los usuarios incluidos en el Padrón de Riego Agrícola acceden a una tarifa diferencial de Riego Agrícola y dichos consumos son diferenciados en los registros. Las series de consumo de energía eléctrica para riego en cada oasis se obtuvieron agregando los datos por departamentos, en forma similar a la descripta para los registros de área cultivada (capítulo III).

La energía eléctrica consumida para riego brinda una estimación del consumo de agua subterránea independiente del volumen modelado ( $DAS_o$ ) y de las variables consideradas para dicha modelación (hidro-climáticas, evapotranspiración, sistemas de riego, etc.). Esto permitió evaluar la respuesta del consumo de agua subterránea a cambios en los componentes del balance hídrico. Se realizó un análisis de correlación múltiple y, posteriormente, un análisis de regresión lineal múltiple por etapas del consumo anual de energía eléctrica para riego en cada oasis y la región en conjunto. Las variables consideradas fueron las series de precipitación trimestrales y anuales, caudales trimestrales, caudales del año calendario ( $Q_{Anual}$ ), caudales del año hidrológico ( $Q_{AHidro}$ ), evapotranspiración real ( $ETR$ ) y demanda bruta de agua para riego ( $DR$ ). Se añadió, además, el año como variable de regresión para evitar el efecto de tendencias en las series de energía eléctrica para riego y demás variables regresoras sobre los modelos obtenidos. Se escogió un modelo de regresión para cada oasis y para toda la región, a partir de variables no correlacionadas entre sí (colinealidad), basado en la capacidad predictiva ( $r^2$ ), bondad de ajuste (error cuadrático medio de predicción, criterio de información de Akaike), y condiciones de homocedasticidad de la varianza y normalidad de los errores.

Para comparar más fácilmente la intensidad en el uso de agua subterránea y su respuesta a los cambios en la oferta hídrica superficial entre los distintos oasis y la región en conjunto, se ajustó también un modelo de regresión simple en cada uno de ellos, expresando el derrame anual como lámina de agua (en mm) y el consumo de energía eléctrica por hectárea (kWh/ha). Para la transformación de estas variables se consideró la superficie empadronada para riego en cada una de las cuencas.

#### 4.2.4. Balance Hidro-Ecológico

El Balance Hidro-Ecológico (BHE) se orienta a contrastar los recursos hídricos disponibles (Oferta Hídrica sustentable) con la demanda ejercida por las distintas actividades de la población (Huella Hidro-Ecológica) para cada año en una región (figura 4.1). Al igual que en el caso de otras huellas ambientales, el BHE se construyó específicamente para obtener estimaciones conservadoras del déficit hídrico, adoptando valores que eviten la subestimación de la Oferta Hídrica y la sobreestimación de la Huella Hidro-Ecológica.

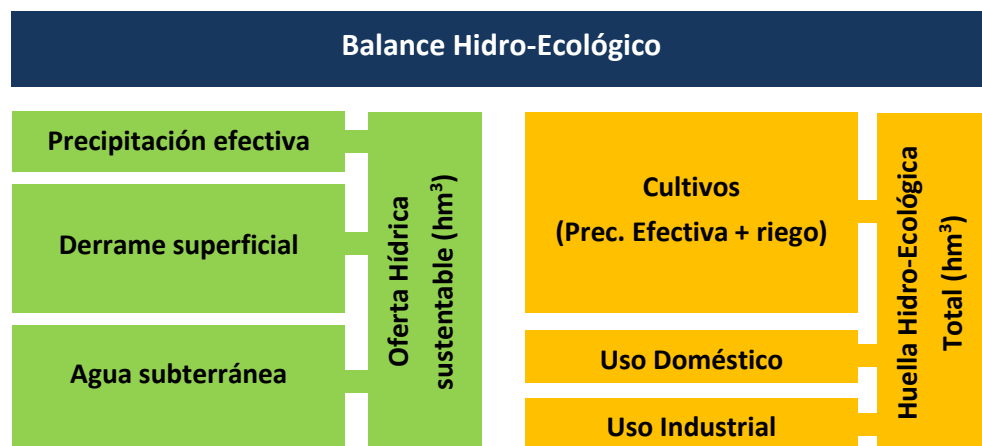


Figura 4.1. Esquema general de la metodología de Balance Hidro-Ecológico. En la Oferta Hídrica se considera el aporte de agua superficial, subterránea y la precipitación efectiva en los sitios de cultivo. La Huella Hidro-Ecológica contempla las huellas correspondientes al cultivo, uso doméstico e industrial. Todos los componentes son expresados en unidades de volumen de agua ( $\text{hm}^3$ ) para todo el oasis o la región en conjunto.

La Oferta Hídrica sustentable considera tanto las fuentes de agua azul (agua superficial y subterránea) como verde (precipitación efectiva disponible para los

cultivos). En el caso del agua superficial se consideran los escurrimientos disponibles una vez provista la demanda de los ecosistemas en la región. Fue obtenida restando al derrame anual de los ríos el caudal ambiental determinado mediante el método hidrológico de Tennant (1976), ampliamente utilizado en todo el mundo. Se adoptó un valor equivalente al 20% del derrame medio anual, el cual es considerado un valor conservador del caudal ambiental (Shaeri Karimi et al. 2012). Para el agua subterránea, se consideraron valores constantes de oferta sustentable en cada acuífero aportados por informes del Centro Regional de Aguas Subterráneas (Instituto Nacional del Agua), Departamento General de Irrigación (Mendoza) y Departamento de Hidráulica (San Juan). Esta oferta sustentable es considerada como un volumen máximo de extracción, sin sobreexplotar ni degradar las condiciones de dicho acuífero. Para la precipitación efectiva se considera exclusivamente el aporte en sitios de cultivo bajo riego.

Por el lado de la Huella Hidro-Ecológica se consideraron las demandas antrópicas de tipo consuntivo: cultivos, uso doméstico y uso industrial. La Huella Hidro-Ecológica de los cultivos contempla el aporte de la precipitación efectiva y la demanda bruta de agua para riego descripta en el apartado anterior. De esta forma, el aporte de la precipitación efectiva es aprovechado, exclusivamente, para cubrir parte de la Huella Hidro-Ecológica de los cultivos. Para la Huella Hidro-Ecológica de la industria se consideró la demanda del sector agroalimentario referida en la bibliografía (Duek 2016), industria de mayor demanda de agua en la región. En el caso del uso doméstico se estimó a partir del consumo *per cápita* de 600 l/día referido para la región (Hernández et al. 2012; Llop et al. 2013) y la evolución de la población (INDEC) en cada uno de los oasis evaluados.

Para identificar cambios en las series temporales estudiadas en el presente capítulo (demanda bruta de agua para riego, demanda de agua subterránea modelada, consumo de energía eléctrica para riego y balance hidro-ecológico) se evaluó la existencia de



tendencias lineales mediante el test no paramétrico de Mann-Kendall (Hirsch et al. 1982; Westmacott y Burn 1997). Los valores de tendencia fueron obtenidos a partir del método no paramétrico de estimación de la tendencia (Sen 1968).

### 4.3. Resultados

#### 4.3.1. Evolución de la demanda de agua para riego

A escala regional, la demanda de agua para riego no ha presentado cambios significativos durante el período estudiado (Figura 4.2). La progresiva incorporación de sistemas de riego de mayor eficiencia han contrarrestando el incremento en la evapotranspiración real de los oasis durante la década de los 90', asociados al aumento del área irrigada de algunas cuencas (Capítulo III), manteniendo un valor medio anual de 6.583 hm<sup>3</sup> (Cuadro 4.1). Las diferencias en los factores evaluados (evapotranspiración real, precipitación efectiva y métodos de riego) han determinado una evolución diferente de la demanda de agua para riego en cada uno de los oasis de la región. En la mayoría de ellos se registró un comportamiento estacionario, a excepción de la cuenca del río Tunuyán inferior donde se verificó una tendencia negativa significativa durante el período analizado (Cuadro 4.1, Figura 4.2).

**Cuadro 4.1. Valor medio, coeficiente de variación (CV) y tendencia de la demanda anual de agua para riego durante el período 1987-2018, obtenida a partir de modelación ( $ETR + PEF + Ea$ ) en cada oasis y toda la región. Se indican las tendencias significativas (Sen 1968) para  $\alpha = 0,05$  (\*) y  $\alpha = 0,01$  (\*\*).**

Oasis	Media (hm <sup>3</sup> )	CV (%)	Tendencia (hm <sup>3</sup> /año)
San Juan	1.572,4	9,6	--
Mendoza	1.432,7	12,1	--
Tunuyán superior	891,0	13,4	--
Tunuyán inferior	1281,3	12,1	-7,87**
Sur (Diamante y Atuel)	1.303,8	21,0	--
Malargüe	51,9	25,9	--
<b>Región</b>	<b>6.582,8</b>	<b>12,0</b>	<b>--</b>

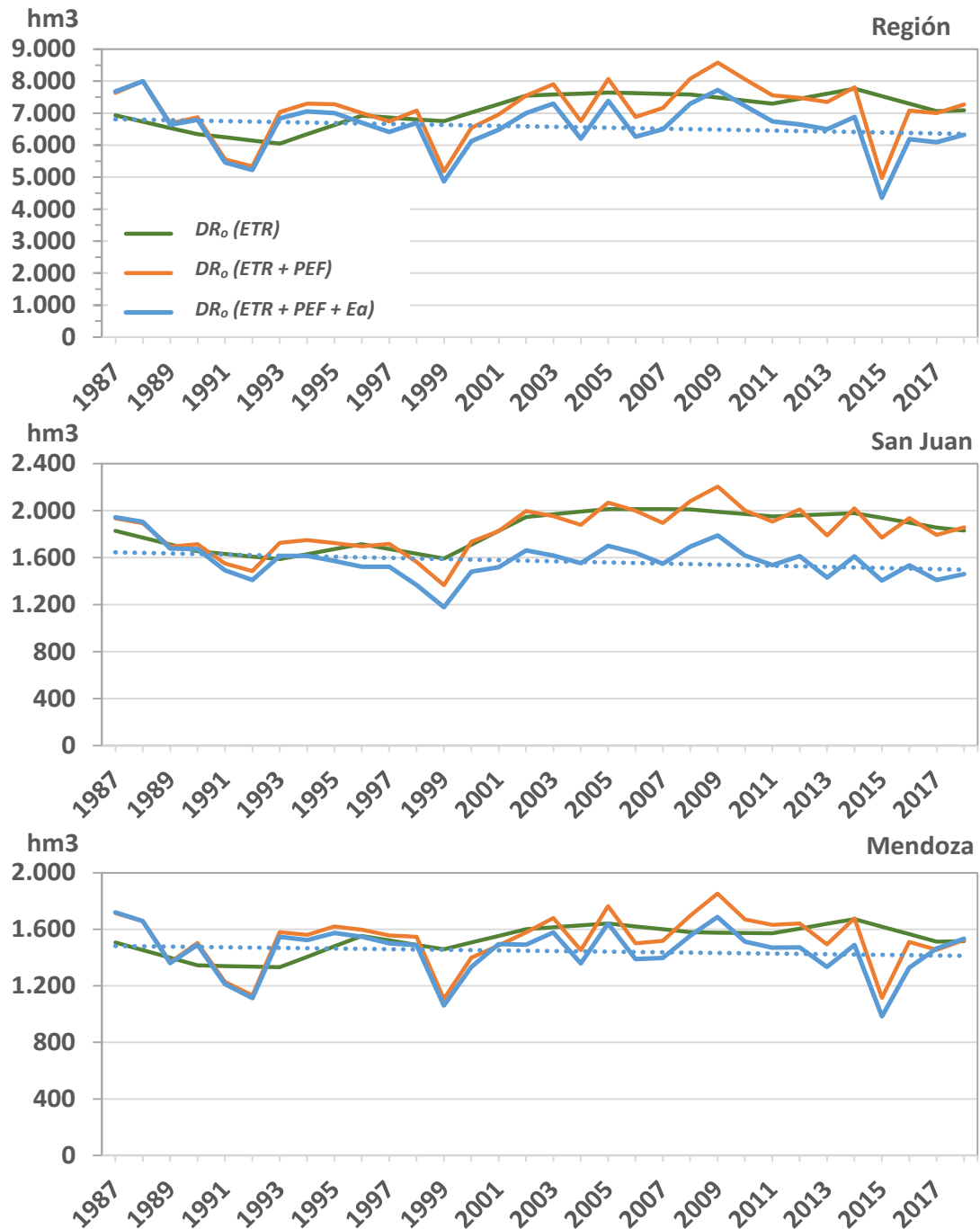


Figura 4.2. Efecto de los cambios de la evapotranspiración real ( $ETR$ ), la precipitación efectiva ( $PEF$ ) y los sistemas de riego (eficiencia de aplicación,  $Ea$ ) en la demanda bruta de agua para riego en cada oasis y la totalidad del área irrigada en la región, durante el período 1987-2018. La línea verde representa la evolución de la demanda asociada únicamente a los cambios de evapotranspiración en los oasis, suponiendo valores constantes de precipitación (promedio 1987-2018) y sin cambios en los sistemas de riego. La curva naranja considera los cambios de evapotranspiración y la precipitación anual, sin tener en cuenta los cambios en los sistemas de riego. La curva azul indica los valores reales de demanda de agua e integra los tres factores analizados ( $ETR + PEF + Ea$ ). La diferencia entre estas dos últimas curvas representa exclusivamente el efecto del cambio de los sistemas de riego en la demanda de agua para riego. Se indica la tendencia lineal de la demanda bruta ( $ETR + PEF + Ea$ ) en cada oasis: líneas de guiones (puntos y guiones) indican tendencias significativas para  $\alpha = 0,05$  ( $\alpha = 0,01$ ).

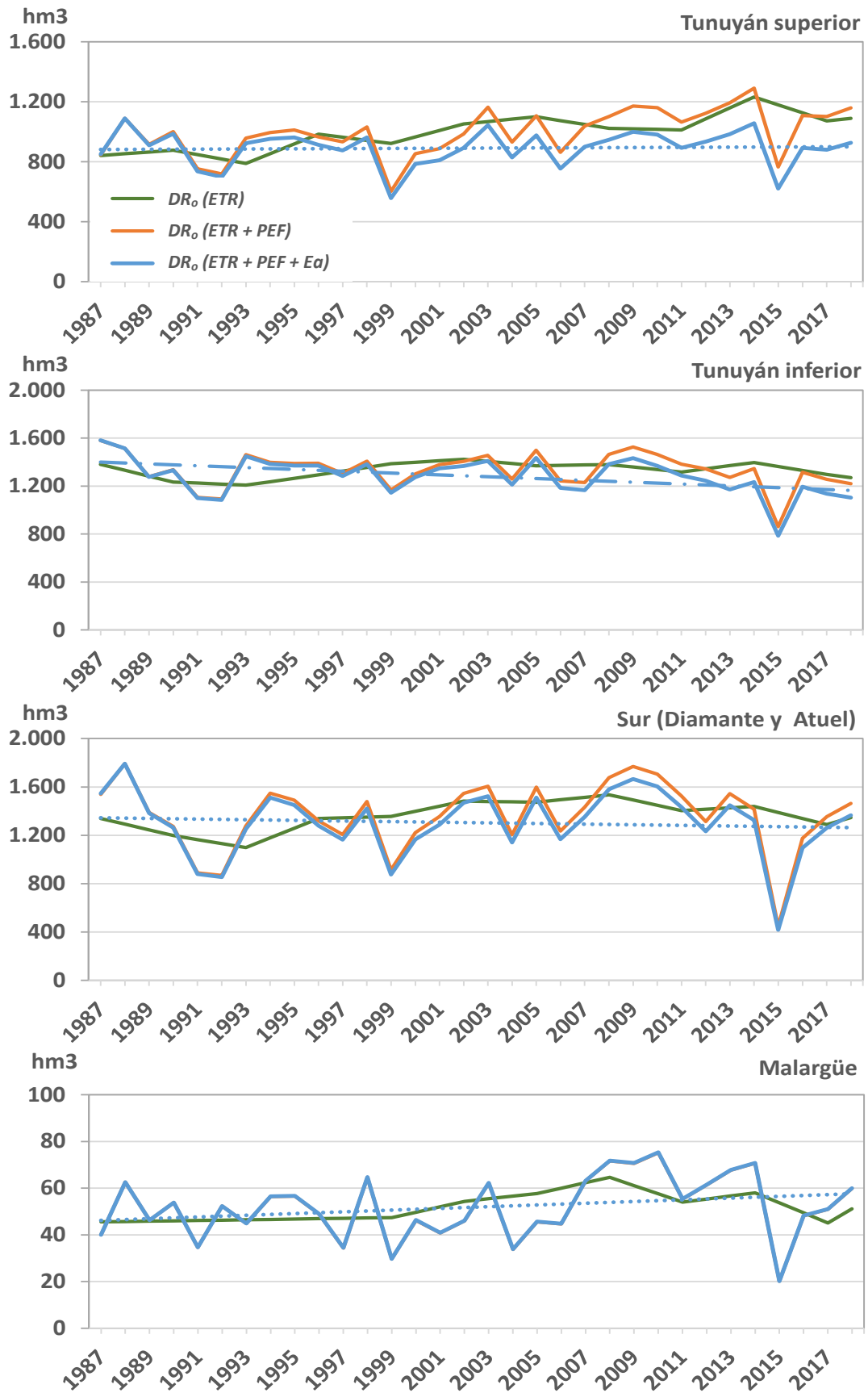


Figura 4.2. Continuación.

La precipitación efectiva incorpora una importante variabilidad interanual a la demanda de agua para riego con un efecto creciente conforme al gradiente Norte-Sur de la precipitación en la región (San Juan < Mendoza = Tunuyán inferior < Tunuyán superior < Diamante y Atuel < Malargüe; Cuadro 4.1, Figura 4.2). En años de elevadas precipitaciones (1991, 1992, 1999 y 2015), la demanda de agua para riego se reduce significativamente, mientras que en años secos (1988, 1993, 1994, 2009) se incrementa dicha demanda.

En cuanto a los sistemas de riego, los métodos presurizados eran prácticamente inexistentes en la región al inicio del período estudiado (CNA 1988). Su incorporación ha sido progresiva y ha tenido diferente impacto en los oasis de la región (Figura 4.2). Su efecto en la demanda de agua para riego se verifica principalmente en los oasis de San Juan y Tunuyán superior, seguidos por el oasis de Mendoza, con mejoras de la eficiencia de aplicación global estimadas en 14%, 13% y 8%, respectivamente. El incremento en la eficiencia de riego ha compensado el crecimiento del área irrigada en estos oasis, manteniendo valores medios de demanda para riego de 1.572 hm<sup>3</sup>, 891 hm<sup>3</sup> y 1.433 hm<sup>3</sup>, respectivamente. En la subcuenca inferior del río Tunuyán el incremento del 6% en la eficiencia de aplicación del riego, junto con valores estables de evapotranspiración real y las elevadas precipitaciones de los últimos 6 años, ha determinado una tendencia decreciente significativa en la demanda de agua de 7,87 hm<sup>3</sup>/año. Esta situación representa una disminución del 13% en la demanda de agua para riego de los últimos 9 años (2010-2018) en relación a los primeros 9 años evaluados (1987-1995). En los oasis meridionales de la región, la incorporación de sistemas de riego tecnificado ha sido significativamente menor que en los anteriores, con una mejora en la demanda de riego estimada del 4% en el oasis Diamante-Atuel y despreciable para Malargüe. La estacionariedad de las series de evapotranspiración real y precipitación efectiva, y la baja

incorporación de sistemas de riego de mayor eficiencia han determinado una demanda de agua para riego sin cambios en estos oasis.

#### ***4.3.2. Balance Hidro-Ecológico de las cuencas del Centro-Oeste de Argentina***

El Balance Hidro-Ecológico (BHE = Oferta Hídrica sustentable – Huella Hidro-Ecológica) refleja la presión de la demanda de las distintas actividades de la sociedad en relación a los recursos hídricos disponibles en los oasis irrigados de cada cuenca y toda la región. Los valores medios del BHE difieren en las distintas cuencas (Figura 4.3). A escala regional, el BHE presentó un valor medio anual positivo de  $1.110 \text{ hm}^3$ . La situación más desfavorable se registró en los oasis de los ríos Mendoza y Tunuyán, con un déficit hídrico medio anual de  $99 \text{ hm}^3$ . En estos se observó un déficit hídrico en 18 de los 32 años evaluados. En los oasis restantes el BHE presentó valores medios positivos. En la cuenca del río San Juan, con un excedente medio de  $899 \text{ hm}^3$ , se registraron déficits exclusivamente en los años 1996 y 2014. Los oasis Diamante-Atuel y Malargüe, al Sur de la región, no registraron eventos de déficit hídrico durante los años estudiados, con excedentes medios de  $1.083$  y  $378 \text{ hm}^3$ , respectivamente.

A pesar de las diferencias en los valores medios, la dinámica del BHE fue similar en las distintas cuencas estudiadas, con una importante variabilidad interanual modulada por el caudal de los ríos, el cual determina la oferta hídrica de cada año. La Huella Hidro-Ecológica, en cambio, presentó valores más estables durante el período de estudio, determinada principalmente por la demanda de agua para riego descrita en el apartado anterior. El riego representa, en promedio, al menos el 88% de la Huella Hidro-Ecológica en cada oasis y el 94% a nivel regional. Se destaca un período con valores altos de BHE (excedentes hídricos) entre 1999 y 2008, producto de la elevada Oferta Hídrica. A esto le siguió un extenso período con bajos valores de BHE durante la última década de estudio (2009-2018), provocados por la caída en la Oferta Hídrica de dichos años. A pesar de

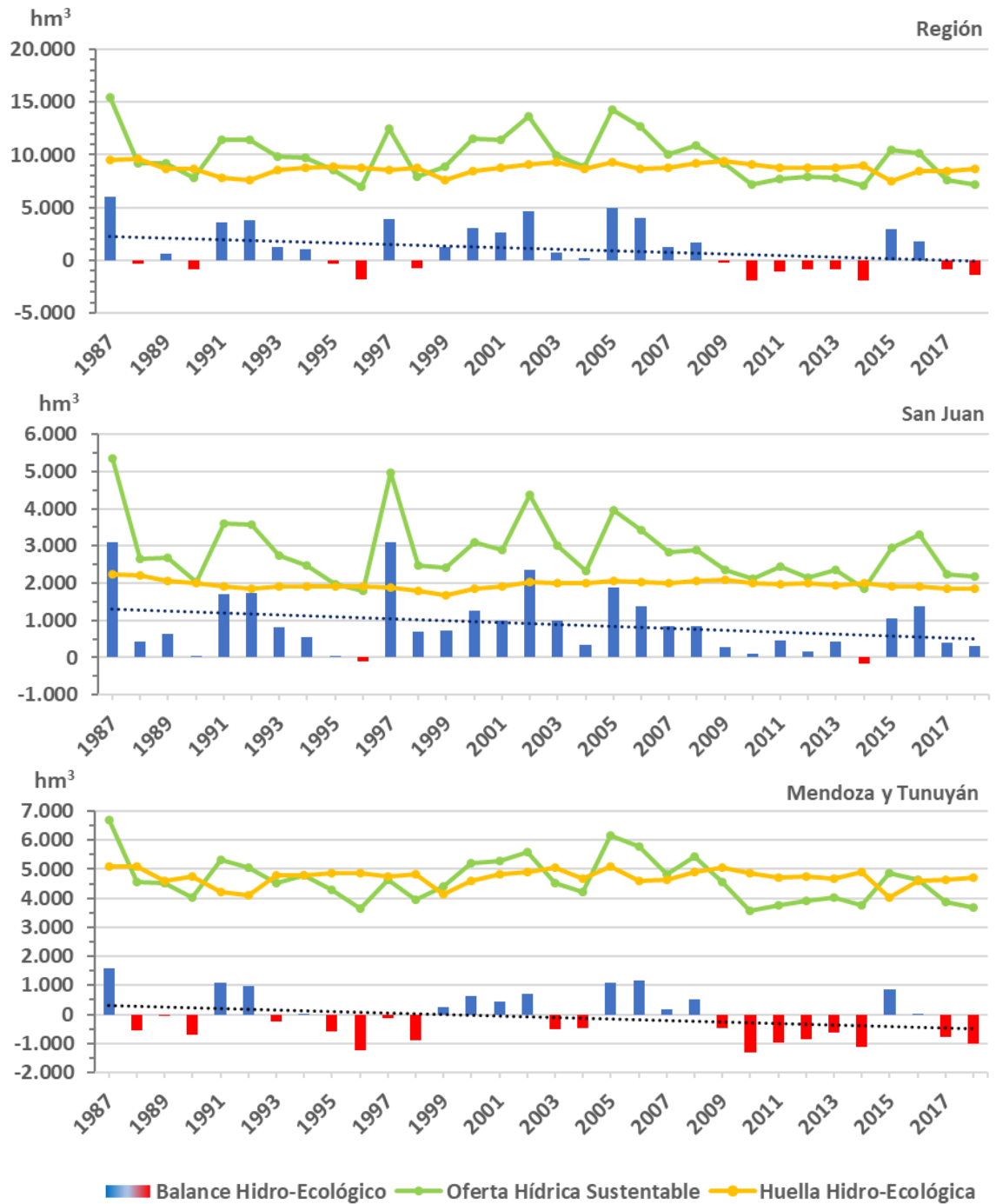


Figura 4.3. Evolución de la oferta hídrica sustentable, huella hidro-ecológica y balance hidro-ecológico en cada una de las cuencas y la región en conjunto, en el período 1987-2018. Se presenta la tendencia lineal del balance hidro-ecológico: líneas de guiones (puntos y guiones) indican tendencias significativas para  $\alpha = 0,05$  ( $\alpha = 0,01$ ).

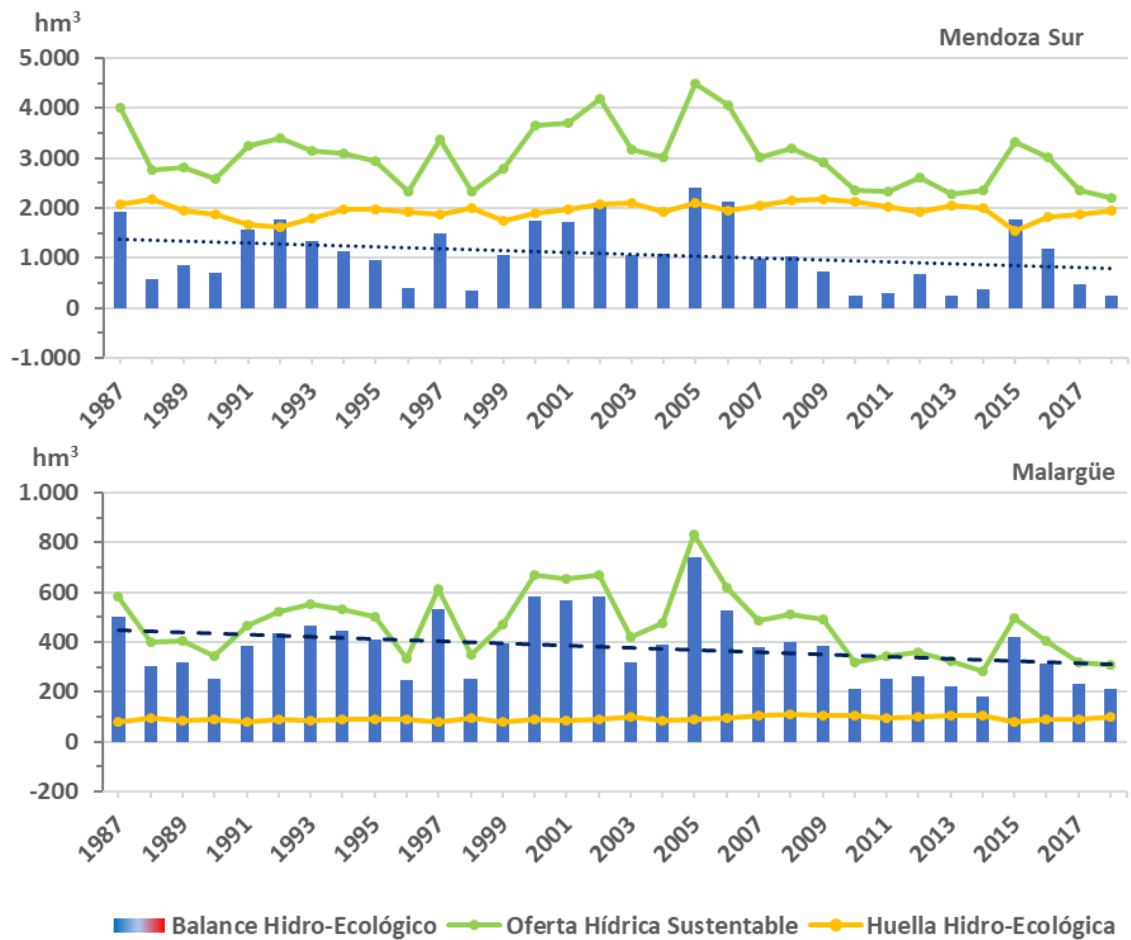


Figura 4.3. Continuación.

presentar valores similares a los registrados en años anteriores (1990, 1996, 1998), estos se han sostenido durante la última década, viéndose aliviados únicamente durante 2015-2016. Consistentemente con la situación de esta última década, las series de BHE registraron tendencias negativas en todas las cuencas y en la región, aunque dicha tendencia solo resulto significativa para el oasis del río Malargüe.

#### ***4.3.3. Consumo de agua subterránea: una creciente presión sobre los acuíferos de la región***

El uso de agua subterránea (Cuadro 4.2, Figura 4.4) fue estudiado a partir del consumo de energía eléctrica para riego y, en los oasis de la provincia de Mendoza, a partir de modelación del sistema hidrológico ( $DAS_o$ ).

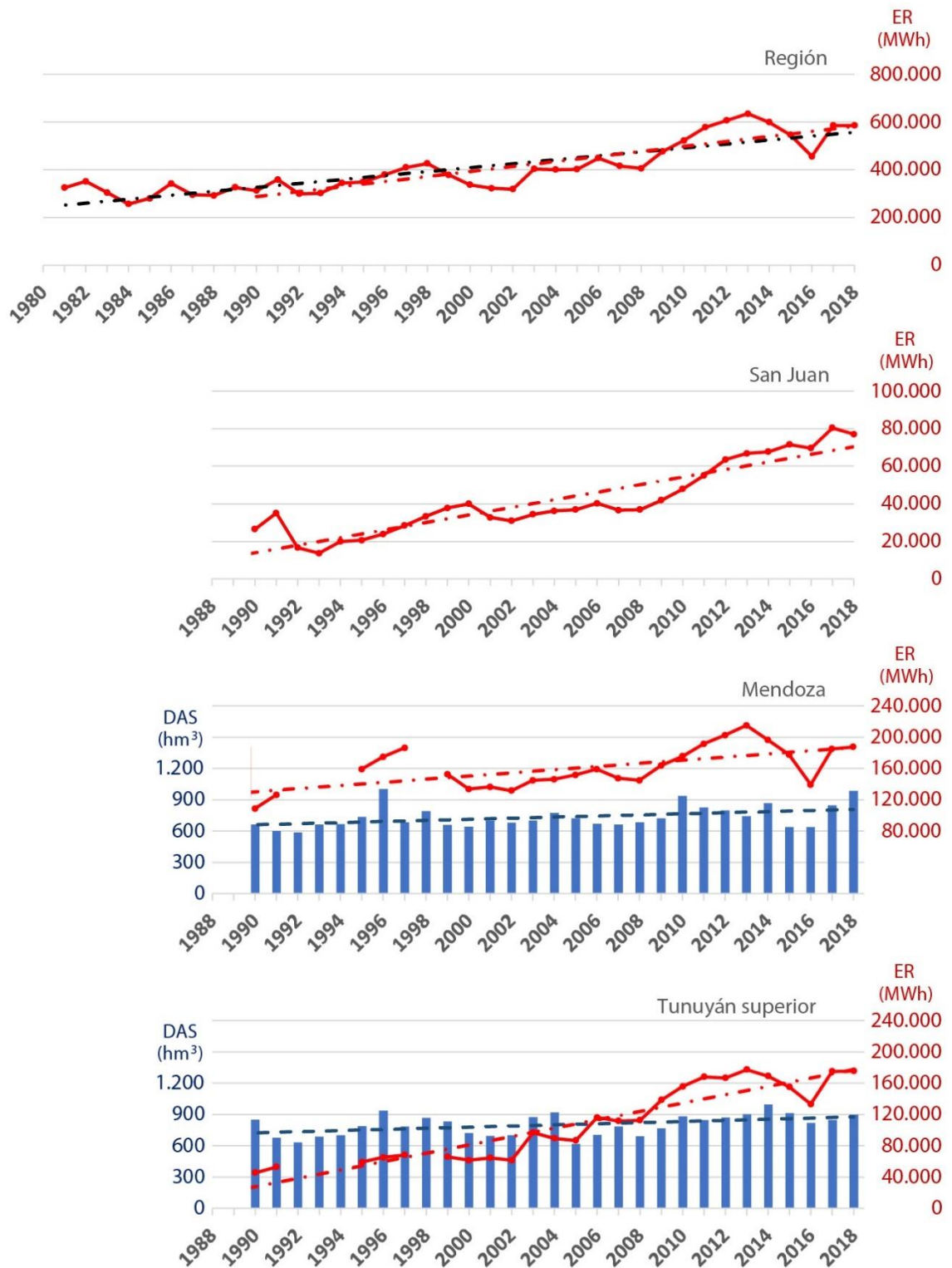


Figura 4.4. Evolución del consumo anual de energía eléctrica para riego (*ER*, líneas) por oasis (1990-2018) y para toda la región (1981-2018). Se presenta, además, la demanda de agua subterránea modelada en cada oasis (*DAS<sub>o</sub>*, barras), excepto para la cuenca del río San Juan. Se indica la tendencia lineal en cada serie: líneas de guiones (puntos y guiones) indican tendencias significativas para  $\alpha = 0,05$  ( $\alpha = 0,01$ ). En la serie regional se indica la tendencia del período completo (en negro) y del período 1990-2018 (en rojo) evaluado en las series por oasis.



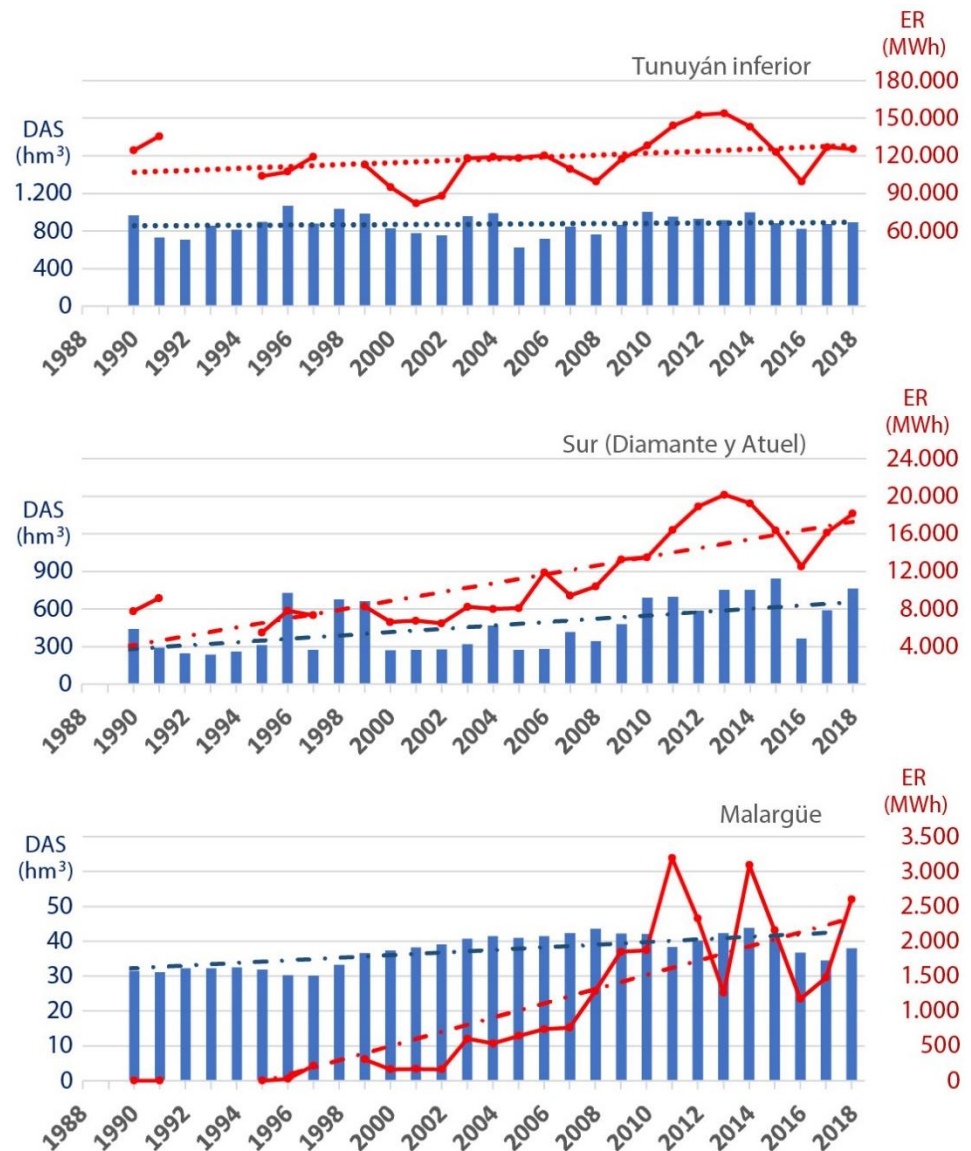


Figura 4.4. Continuación.

La energía consumida para riego muestra un sostenido crecimiento en el uso de agua subterránea en la región durante el período 1981-2018. Con una tendencia significativa de 7.928 MWh/año, el uso de agua subterránea de los últimos 9 años registró un incremento del 84,5% con respecto a los primeros 9 años registrados (1981-1989). El incremento en la extracción de agua subterránea se observa principalmente a partir de 1990, luego de un período relativamente estable durante la década de 1980. Una mayor tendencia registrada a partir de 1990 (10.469 MWh/año) refleja una intensificación en el

uso a partir de esa década, acumulando un crecimiento del 60,8% en el período 1990-2018.

**Cuadro 4.2. Cambios en la demanda de agua subterránea modelada y el consumo de energía eléctrica para riego durante el período 1990-2018.** Se indican los valores medios durante los últimos 9 años (2010-2018), su incremento en relación al período 1990-1998, y la tendencia (Sen 1968) del período 1990-2018 en cada oasis y toda la región. Se expresa el grado de significancia de las tendencias encontradas para  $\alpha = 0,05$  (\*) y  $\alpha = 0,01$  (\*\*). Se presenta, también, el índice de correlación  $r$  de Pearson entre las variables demanda de agua subterránea modelada y consumo de energía eléctrica para riego.

Oasis	Demanda agua subterránea 1990-2018				Energía para riego 1990-2018				r Pearson
	Tendencia ( $\text{hm}^3/\text{año}$ )	Media ( $\text{hm}^3$ ) 1990-1998	Media ( $\text{hm}^3$ ) 2010-2018	Cambio (%)	Tendencia (MWh/año)	Media (MWh) 1990-1998	Media (MWh) 2010-2018	Cambio (%)	
San Juan		--			2.061**	24.247	66.614	<b>174,7</b>	--
Mendoza	5,4*	710	808	<b>13,8</b>	2.102**	151.067	185.616	<b>22,9</b>	0,59
Tunuyán superior	6,1*	770	886	<b>15,0</b>	4.894**	58.185	163.901	<b>181,7</b>	0,49
Tunuyán inferior	1,5	884	919	<b>4,0</b>	490	118.045	132.985	<b>12,7</b>	0,35
Diamante-Atuel	12,5**	386	671	<b>73,9</b>	419**	7.521	16.824	<b>123,7</b>	0,73
Malargüe	0,4**	32	40	<b>25,4</b>	74**	49	2.128	--	0,53
<b>Región</b>		--			10.469**	353.182	568.070	<b>60,8</b>	--

El análisis en cada uno de los oasis se realizó a partir de los registros de energía consumida para riego por departamentos, disponibles desde 1990. Si bien ambas variables asociadas al consumo de agua subterránea presentaron correlaciones moderadas y fuertes entre sí ( $r \geq 0,35$ ), las series de energía para riego reflejaron un crecimiento mayor que la demanda de agua subterránea modelada en cada oasis (Cuadro 4.2). El oasis del río Tunuyán inferior fue el único donde no se registró una tendencia positiva significativa, a pesar del leve incremento del 12,7% en el consumo de energía para riego y del 4% en la  $DAS_o$ . El mayor incremento (181,7%) se observó en la subcuenca superior del río Tunuyán, donde se registró una tendencia creciente de 4.894 MWh/año. Este incremento se produjo principalmente a partir del año 2002 y se acentuó a partir del 2008. Los oasis en las cuencas de los ríos Mendoza y San Juan registraron tendencias similares de 2.102 y 2.061 MWh/año, respectivamente. Sin embargo, mientras que en el primero representó

un incremento en el consumo de agua subterránea del 22,9%, en el oasis San Juan este alcanzó el 174,7%. Mas allá de la tendencia general, entre 1999 y 2008 se observó un período de estabilidad en el consumo de agua subterránea de ambos oasis. Los oasis del Sur de la región también incrementaron significativamente el aporte de agua subterránea para riego. A pesar de presentar valores sustancialmente menores que los otros oasis de la región, los incrementos relativos son importantes y se registraron principalmente a partir del 2008. En el oasis de los ríos Diamante y Atuel el crecimiento alcanzó el 123,7%, y en la cuenca del río Malargüe el consumo de energía eléctrica para riego hasta 1996 era nulo, alcanzando un promedio de 2.128 MWh anuales durante los últimos 9 años estudiados. Las series de energía eléctrica para riego reflejan un notorio incremento en el uso de agua subterránea para riego en todos los oasis y a escala regional a partir del 2009/2010. Se destacan valores especialmente altos durante la última década, alcanzándose en 2013 el mayor registro regional (634.537 MWh) de todo el período estudiado.

Mediante los análisis de correlación y de regresión múltiple se identificaron los factores vinculados al balance hídrico que mejor explican la variabilidad y los cambios en el uso de agua subterránea en los oasis de la región. Si bien se encontraron correlaciones significativas con la evapotranspiración real en algunos de ellos (resultados no presentados), los modelos de regresión múltiple obtenidos (Cuadro 4.3) identificaron como variables significativas exclusivamente aquellas vinculadas a la oferta hídrica (caudales y precipitación). Consistentemente con las tendencias crecientes descritas (Cuadro 4.2), se identificó al año como variable significativa de los modelos de regresión de la región y la mayoría de los oasis. En estos casos, los modelos de regresión múltiple obtenidos caracterizan entre el 64% y 93% de variabilidad del consumo de energía eléctrica para riego. En la cuenca del río San Juan el mejor ajuste se obtuvo considerando

el polinomio cuadrático del año, lo que refleja un incremento exponencial del consumo de agua subterránea durante el período de estudio. El único oasis donde no se registró una tendencia significativa corresponde a la subcuenca inferior del río Tunuyán, donde el modelo ajustado explica una menor variabilidad (36%) del consumo de energía para riego.

En todos los oasis, y la región en conjunto, se encontró una relación negativa significativa entre el consumo de energía eléctrica y el caudal de los ríos. El ajuste de los modelos de regresión lineal simple de consumo de energía eléctrica para riego por hectárea versus lámina de agua superficial disponible ( $ER = \beta_0 + \beta_1 Q \text{ Anual}$ ) permitió comparar el uso de agua subterránea en relación a la disponibilidad de agua superficial en los distintos oasis (Figura 4.5). Los parámetros del modelo permiten inferir la intensidad del aporte de agua subterránea ( $\beta_0$ ) y su respuesta a la variabilidad hidrológica en cada oasis ( $\beta_1$ ). Como patrón general, a mayor disponibilidad de agua superficial en cada oasis, se observó una menor intensidad de uso de agua subterránea y respuesta a la variabilidad hidrológica. La cuenca del río Tunuyán registró una disponibilidad de agua superficial de entre 343 y 1.053 mm anuales. En la porción superior se registró el uso más intensivo de agua subterránea, y la mayor respuesta a los cambios en la disponibilidad de agua superficial de toda la región. Los oasis de los ríos Tunuyán inferior y Mendoza presentaron un comportamiento homogéneo en el uso de agua subterránea, con una respuesta similar a la variabilidad hidrológica. En este último, la disponibilidad de agua superficial fue superior a la correspondiente a la cuenca del río Tunuyán, con valores entre 683 y 1.757 mm anuales. El oasis Sur conformado por los ríos Diamante y Atuel, con disponibilidad de agua (entre 661 y 1.862 mm anuales) similar al oasis del río Mendoza, presentó la menor intensidad de uso del agua subterránea en toda la región. Sin embargo, el ajuste del modelo de regresión múltiple a partir de un polinomio cuadrático

del caudal anual refleja incrementos cada vez mayores del uso de agua subterránea para valores progresivamente menores de caudal, y una respuesta relativamente alta en relación al bajo consumo en el oasis. El oasis del río Malargüe, con disponibilidad de agua superficial (entre 1.826 y 7.542 mm anuales) significativamente mayor a los restantes, registró una intensidad de uso de agua subterránea similar a la observada en la cuenca del río San Juan. Por su parte, el consumo de agua subterránea presentó también una relación negativa significativa con la precipitación anual a escala regional y en los oasis del Centro y Norte de Mendoza. Esta relación fue más importante en la cuenca del Tunuyán superior, seguido por Mendoza y Tunuyán inferior (Cuadro 4.3).

Al discriminar un componente de tendencia anual en los modelos de regresión múltiple (Cuadro 4.3), los parámetros de las variables de caudal y precipitación reflejan exclusivamente el efecto de la variabilidad interanual en el consumo de agua subterránea. En la subcuenca inferior del río Tunuyán, al no diferenciarse una tendencia significativa, el efecto del caudal anual es mayor que en los oasis cercanos (Mendoza y Tunuyán superior). Esta situación sugiere un impacto de los caudales sobre el uso de agua subterránea en los oasis de la región aun mayor que el indicado por el parámetro de dichos caudales, reflejado en la tendencia de los modelos de regresión obtenidos.

**Cuadro 4.3. Ajuste del modelo de regresión lineal múltiple de consumo anual de energía eléctrica para riego (ER, en MWh) en cada uno de los oasis y la región en conjunto, durante el período 1990-2018. En el oasis del río San Juan y a escala regional se consideró el período 1987-2018. Se efectuó un análisis de regresión múltiple por pasos, a partir de las variables hidro-climáticas relevantes (caudales trimestrales y anuales, precipitación trimestral y anual). Se consideró, además, el año como variable de regresión para diferenciar el efecto de la tendencia en las series de consumo de energía eléctrica. Se indica los coeficientes de determinación  $r^2$  y  $r^2$  ajustado, junto con la estimación y valor-p de los parámetros significativos ( $p < 0,1$ ) en cada uno de los modelos seleccionados. La constante corresponde a la respuesta media del consumo de energía eléctrica para riego para las condiciones medias de las regresoras (centradas). En los oasis del río San Juan y Diamante-Atuel el mejor ajuste se obtuvo a partir de modelos que consideran el polinomio cuadrático del año y el caudal anual, respectivamente.**

Oasis	N	$r^2$	$r^2$ ajust.	Constante		Año		Q Anual / Q Jul-Sep*		Prec. Anual	
				Est.	p-valor	Est.	p-valor	Est.	p-valor	Est.	p-valor
San Juan	32	0,93	0,93	34.106	<0,001	1.758,6 68,4~	<0,001 <0,001	-269,5*	0,014	----	
Mendoza	25	0,68	0,64	161.528	<0,001	2.093,6	<0,001	-1.030,6	0,003	-250,2	0,019
Tunuyán superior	25	0,94	0,93	110.842	<0,001	5.102,2	<0,001	-677,7	0,060	-291,3	<0,001
Tunuyán inferior	25	0,41	0,36	118.701	<0,001	-----		-1.330,0	0,002	-137,0	0,077
Diamante-Atuel	25	0,87	0,86	10.316	<0,001	370,4	<0,001	-158,9 3,7~	<0,001 0,001	----	
Malargüe	25	0,77	0,75	1.065	<0,001	89,7	<0,001	-88,6	0,005	----	
Región	32	0,86	0,84	422.202	<0,001	9.486,0	<0,001	-400,0	0,008	-580,2	0,009

~ Parámetro del término cuadrático (Año<sup>2</sup>, Q Anual<sup>2</sup>).

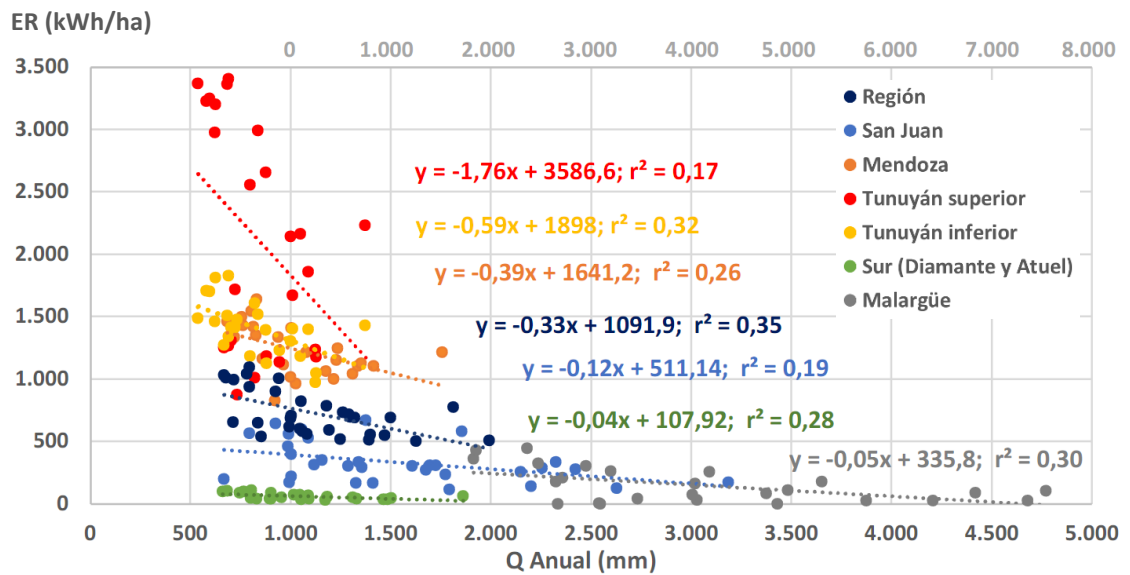


Figura 4.5. Diagrama de dispersión de consumo anual de energía eléctrica para riego ( $ER$ ) versus derrame anual del (de los) correspondiente(s) río(s) en cada uno de los oasis y toda la región ( $Q$  Anual). El derrame anual se expresa como lámina de agua (en mm) y el consumo de energía eléctrica como consumo por hectárea (kWh/ha), considerando la superficie empadronada en cada una de las cuencas. Debido a los elevados valores de derrame anual, el oasis del río Malargüe es presentado en una escala diferente a los restantes (eje superior del gráfico). De esta forma es posible comparar la intensidad en el uso de agua subterránea y su respuesta a la variabilidad hidrológica en cada oasis.

#### 4.4. Discusión

##### 4.4.1. Paradoja de Jevons del agua de riego

El análisis de descomposición permitió modelar el efecto de los distintos componentes (evapotranspiración real asociada a la superficie irrigada, variabilidad climática y eficiencia de aplicación del riego) sobre la demanda de agua para riego. Si bien la implementación de nuevos sistemas de riego presurizado implica una disminución en la demanda de agua para riego asociada a la mejora en la eficiencia, el efecto global en todo el oasis puede ser diferente de acuerdo a las transformaciones del sistema productivo que acompañan dicha mejora en la eficiencia de riego. Algunas investigaciones teóricas han intentado determinar las condiciones en las que un aumento de la eficiencia del riego se traduciría en una disminución del uso consuntivo (Lin Lawell 2016). Caswell y Zilberman (1983) demuestran que la adopción de una tecnología de

riego más eficiente siempre aumentará el agua efectiva y los rendimientos, pero su efecto sobre el consumo de agua depende de la elasticidad de la demanda del agua de riego. La elasticidad de la demanda es un concepto económico empleado para medir el cambio generado en las cantidades demandadas de un bien frente a cambios en los factores que la determinan (precio o costo de extracción del agua subterránea, por ejemplo). Cuando la demanda es inelástica, un aumento de la eficiencia del riego se traduce en una disminución del consumo de agua. En cambio, cuando la demanda de agua es elástica, el aumento de la eficiencia del riego incrementará el consumo de agua. El aumento de la eficiencia puede reducir el costo marginal del riego, estimulando el cambio a cultivos de mayor rentabilidad que requieren más agua y/o la expansión de los sitios de riego en tierras que antes no se regaban, lo que da lugar a un aumento en lugar de una disminución del consumo de agua (Sears et al. 2018). Si bien las estimaciones empíricas de la elasticidad de la demanda de agua de riego son limitadas, una mayor cantidad de investigaciones se ha centrado en el desarrollo de modelos de simulación calibrados con datos para predecir los efectos del aumento de la eficiencia en la demanda de agua para riego (Lin Lawell 2016). La mayoría de ellos, considerando supuestos razonables, constatan que un aumento de la eficiencia del riego incrementa el uso consuntivo de agua, especialmente cuando es permitida la expansión del área regada (Ellis et al. 1985; Huffaker y Whittlesey 2000; Scheierling et al. 2006; Sears et al. 2018; Ward y Pulido-Velazquez 2008). Esta situación es conocida como efecto de rebote o “paradoja de Jevons”, según la cual una tecnología que mejora la eficiencia de uso de un recurso natural no conduce necesariamente a un menor consumo de dicho recurso. La paradoja fue planteada originalmente en 1865 por el economista William Stanley Jevons al estudiar la economía del carbón en el siglo XIX. Con la introducción de la turbina de vapor de Watt, que prometía un uso mucho más eficiente del carbón, Jevons observó que disminuían los



costes de producción, animando a un mayor número de industrias a recurrir a ella e incrementándose así la demanda de este recurso. Esta paradoja ha sido referida por diversos autores para el agua de riego y el bombeo de agua subterránea (Dumont et al. 2013; Gómez y Gutierrez 2011; Grafton et al. 2018; Pfeiffer y Lin 2014; Sears et al. 2018; Wang et al. 2020). Contor y Taylor (2013) demuestran que, dado que el comportamiento racional del productor es equiparar el costo marginal del agua de riego (insumo de producción) con su beneficio marginal, el uso consuntivo total del agua generalmente aumentará cuando mejore la eficiencia del riego.

El oasis del río Tunuyán inferior es el único de la región donde se verificó una disminución en la demanda de agua de riego modelada. El leve incremento (6%) en la eficiencia de aplicación mediante la adopción de sistemas presurizados, junto con la estabilidad de la superficie irrigada, ha conducido a una disminución del volumen de agua demandado. Por el contrario, en la subcuenca superior del río Tunuyán, así como en el oasis del río San Juan, la adopción de tecnologías de riego presurizado ha sido bastante más extendida, representando un mayor incremento en la eficiencia de aplicación (13% y 14%, respectivamente). Sin embargo, la demanda de agua para riego ha conservado valores relativamente estables en estos oasis debido a la importante expansión del área irrigada. En el oasis del río Mendoza se observó una situación similar de estabilidad en la demanda de agua para riego, pero con cambios en la eficiencia (8%) y del área irrigada menores a los oasis anteriores. Si bien no es posible identificar el impacto directo de la mejora en la eficiencia de riego sobre las decisiones de producción, el establecimiento de nuevas áreas irrigadas en los oasis mencionados ha sido impulsado, en gran parte de los casos, por sistemas de riego presurizado (Abraham et al. 2014; Cardús Monserrat y Ruiz 2017; Martín 2008; Martín y Larsimont 2016; Miranda 1999, 2008; Montaña y Boninsegna 2016; Otta et al. 2022). La expansión impulsada por los nuevos modelos de

producción vitivinícola y olivícola hacia el piedemonte en los oasis irrigados del Tunuyán Superior, San Juan y Mendoza, por fuera de la frontera tradicional del sistema de riego superficial, ha sido posibilitada exclusivamente por la explotación de los respectivos acuíferos (Capítulo V). A diferencia de las aguas superficiales, cuyo aprovechamiento es regido principalmente por restricciones de disponibilidad, los usuarios de aguas subterráneas pueden no enfrentarse a un límite formal de explotación y estar limitados principalmente por el costo de extracción, lo que determina una demanda de agua más elástica frente al cambio en los precios (Dumont et al. 2013; Sears et al. 2018). De esta forma, los sistemas de riego de mayor eficiencia reducen los costos de producción al demandar menores volúmenes de bombeo, lo que posibilita o estimula el establecimiento de nuevos sitios de riego con agua subterránea. Además, las tecnologías de riego de mayor eficiencia pueden afectar las funciones de ingreso de los productores, conduciendo también a un aumento del agua aplicada por cambio en los tipos de cultivos y/o incremento de la superficie irrigada (Pfeiffer y Lin 2014; Sears et al. 2018). En el caso particular del cultivo de viñedos para vinificar los sistemas presurizados, además de mejorar la eficiencia de uso del agua, permiten también un mejor control del riego para mejorar la calidad y la cantidad de la producción de uva y características del vino (Bianchi et al. 2023; Medrano et al. 2015). Los aumentos de rendimiento suelen ir asociados a reducciones de la calidad de la uva, ya que un exceso de vigor crea un desequilibrio entre los órganos reproductores y vegetativos de las plantas (Esteban et al. 2001; Mccarthy 1997; Medrano et al. 2015). Técnicas de riego deficitario son utilizadas para reducir la cantidad de agua aplicada, manteniendo cierto grado de déficit hídrico que suele conducir a aumentar la calidad de la uva a costa de una reducción del rendimiento potencial (Medrano et al. 2015). El esquema de la nueva vitivinicultura se enfoca en la producción de uvas de alta calidad, en el cual el riego presurizado forma parte fundamental del

paquete tecnológico para el logro de dicha calidad. El riego en la viticultura, además, ha sido recientemente resaltado (Bianchi et al. 2023) como la principal medida de adaptación a la variabilidad y el cambio climático utilizada en todo el mundo (Bianchi et al. 2023; Galbreath 2014; Lereboullet et al. 2013; Neethling et al. 2017; Sacchelli et al. 2016), reduciendo el riesgo ante fenómenos meteorológicos extremos (sequías, olas de calor, heladas, i.a.).

En conclusión, la situación de los oasis del Tunuyán superior, San Juan y, en menor medida, Mendoza reflejan un efecto de rebote o paradoja de Jevons al sostener los mismos valores de demanda de agua para riego, a pesar de la mejora en la eficiencia de aplicación durante el período estudiado. Tal como Bianchi y colaboradores (2023) destacan, la relocalización de los cultivos hacia zonas más frías constituye una estrategia de adaptación ante el calentamiento del clima (Bianchi et al. 2023; Delay et al. 2015; Fraga et al. 2016; Hannah et al. 2013; Moriondo et al. 2013). Los beneficios aportados por los sistemas de riego presurizado podrían estar impulsando incluso la expansión de los cultivos de vid y olivo hacia las partes más altas del piedemonte, generando una presión cada vez mayor sobre los acuíferos de estas cuencas, principalmente en el Tunuyán superior, donde se alcanza el mayor aporte de agua subterránea de todos los oasis de la región en términos relativos (Figura 4.5), y el oasis del río San Juan. Esta situación debe ser especialmente considerada a futuro, con el fin de evitar mayores incrementos en la demanda de agua para riego y presiones crecientes sobre los acuíferos de estas cuencas.

Resulta importante destacar que la demanda de riego modelada en esta tesis representa el volumen de agua necesario para riego al ingreso de las unidades productivas, por lo que no considera los cambios en la eficiencia externa del sistema de riego. Las mejoras en la conducción y distribución del agua pueden haber implicado una leve reducción en la demanda bruta de agua para riego, especialmente en los oasis de San Juan

y Tunuyán superior donde la proporción de canales impermeabilizados es mayor (Cardús Monserrat y Ruiz 2017; DGI 2016). Por el contrario, el efecto de “aguas claras” producto de la regulación de los ríos mediante embalses, conduce a mayores pérdidas en la conducción por el aumento de la infiltración en los canales de tierra. Para evaluar correctamente los cambios en la eficiencia externa del sistema de riego de cada oasis, deben ser considerados estos diferentes aspectos mencionados, así como las limitaciones de los enfoques tradicionales para contemplar los flujos de retornos y los complejos caminos del agua en los oasis irrigados (ver capítulo V).

#### ***4.4.2. Sustentabilidad de los oasis del Centro-Oeste de Argentina***

Los análisis de Balance Hidro-Ecológico (BHE) y explotación del agua subterránea, desarrollados en el presente capítulo, permitieron evaluar la sustentabilidad hídrica y productiva de los oasis del Centro-Oeste de Argentina. Resulta especialmente preocupante la situación observada durante la última década estudiada. Si bien los valores de BHE son similares a los registrados en años anteriores (1990, 1996, 1998), se destaca la persistencia de las condiciones de déficit, a escala regional, desde el año 2009. La acumulación de los impactos asociados a los sucesivos años con BHE deficitario pueden conducir a un marcado deterioro del estado hídrico de las cuencas de la región y dificultar su recuperación.

Pese a que los estudios científicos previos son insuficientes para cuantificar detalladamente la magnitud del reciente período de sequía hidrológica, resaltan principalmente reducciones en la acumulación nívea (Masiokas et al. 2020; Rivera et al. 2017b), los glaciares (Dussaillant et al. 2019; Ferri et al. 2020), los caudales superficiales (Caragunis et al. 2020; Díaz et al. 2016; Rivera et al. 2017a; Rivera et al. 2017b; Rivera et al. 2021b) y los niveles de embalses (Rivera et al. 2021a). Rivera y colaboradores (2021b) afirman que la reciente sequía hidrológica en el Centro-Oeste de Argentina no

tiene precedentes en los últimos 50 años de registros de caudales, considerando la extensión espacial, duración y gravedad del fenómeno, e identifican los principales impactos reflejados en periódicos locales desde el año 2010. Los bajos niveles de agua observados en las represas de la región han impactado negativamente en las actividades turísticas y recreativas, especialmente en las cuencas de San Juan, Tunuyán, Diamante y Atuel. La generación hidroeléctrica también se ha visto impactada notablemente por la reducción de los caudales, especialmente en la cuenca del río San Juan. Durante los últimos años, además, se ha visto profundizado el histórico conflicto en materia hídrica entre las administraciones de las provincias de Mendoza y La Pampa, por la menor disponibilidad de agua en la cuenca transfronteriza del río Atuel (Barbosa 2019). El impacto sobre los ecosistemas naturales se verifica principalmente en el deterioro de las condiciones ecológicas en los ambientes de humedales de la región, especialmente en las partes bajas de las cuencas de San Juan, Mendoza, Atuel y Malargüe, debido a la disminución o restricción de los aportes de agua (Alvarez et al. 2018; Bianchi et al. 2017; Rivera et al. 2021b). En las llanuras del Este, los bosques de *Prosopis flexuosa* sostienen una productividad mucho mayor que la esperada exclusivamente por la precipitación local, gracias al aprovechamiento de acuíferos freáticos poco profundos (Contreras et al. 2011; González Loyarte et al. 2000; Villagra et al. 2005; Villagra y Alvarez 2019). Estos ecosistemas han sido cruciales para la subsistencia de los pobladores locales durante siglos (Montaña et al. 2005; Torres 2008). Jobbágy y colaboradores (2011) demostraron que la infiltración en los Andes constituye la principal fuente de recarga de estos acuíferos freáticos en la cuenca del río Mendoza, y una conexión relativamente lenta entre los cambios de caudal del río y los niveles de agua subterránea en estos sitios. La recarga de los acuíferos freáticos podría verse afectada por el prolongado período de sequía y los

sucesivos años de déficit hidro-ecológico, poniendo en riesgo incluso la productividad y supervivencia de estos bosques a futuro.

En cuanto a la extracción de agua subterránea, esta demostró una notoria respuesta a la variabilidad del caudal de los ríos (mayor extracción de agua subterránea en años de bajos caudales). De esta forma, durante el período comprendido entre los años 1999 y 2008, con elevados caudales y valores favorables de Balance Hidro-Ecológico, el consumo de agua subterránea se mantuvo relativamente estable en la región, aunque superior que en los años anteriores. Contrariamente, durante la última década se incrementó la extracción de agua subterránea, alcanzándose valores récord en todos los oasis. La estrecha relación con los caudales evidenciada en los modelos de regresión sugiere que el importante crecimiento en el uso de agua subterránea ha sido impulsado, al menos parcialmente, por una menor disponibilidad hídrica producto de la disminución en los caudales, especialmente durante la última década de estudio (Capítulo II). El aprovechamiento del recurso subterráneo se presenta, de este modo, como la principal estrategia para sortear períodos de sequía hidrológica, compensando el déficit en los caudales superficiales. Mientras que la severa sequía registrada en 1967-1971 disparó el desarrollo de perforaciones en los oasis de la región, el importante acceso al agua subterránea durante la megasequía de la última década ha permitido solucionar la ausencia de agua en los ríos, al menos por unos años (Prieto et al. 2021; Rojas 2021). Si bien este mecanismo ha sido resaltado anteriormente por estudios previos (Foster y Chilton 2021; Foster y Garduño 2006; Garduño y Foster 2010; Gomez et al. 2021; Martín 2008), los resultados del presente trabajo representan la primera estimación de la magnitud de este fenómeno durante la sequía de la última década.

Debe considerarse, además, el incremento en la superficie de riego, especialmente en las cuencas de San Juan, Tunuyán superior y Mendoza, con la expansión hacia áreas

de uso exclusivo de agua subterránea (Capítulos III y V). Estos oasis registraron los mayores incrementos en la extracción de agua subterránea (consumo de energía eléctrica para riego) y correlaciones positivas significativas con la evapotranspiración, variable representativa del área irrigada. Estos resultados, junto con un ajuste con los caudales menor que en los oasis restantes ( $r^2 \leq 0,26$ , Figura 4.5), sugieren el impacto de la expansión del área irrigada en el consumo de agua subterránea de estas cuencas. Los resultados del presente capítulo confirman la presión de la expansión de los oasis sobre los acuíferos resaltada por estudios previos (Martín y Larsimont 2016; Prieto et al. 2021; Rojas et al. 2020). En la cuenca del río Malargüe, a pesar de sus valores significativamente inferiores a los oasis restantes estudiados, se evidencia también el impacto de la expansión del área irrigada en el incremento del uso de agua subterránea y su correlación con la evapotranspiración real del oasis. Por consiguiente, el crecimiento de estos oasis se presenta como el driver principal de incremento en la explotación de los recursos subterráneos de la región durante la década de 1990. La única excepción del aumento generalizado en la extracción de agua subterránea fue el oasis del Tunuyán inferior, donde ésta se mantuvo relativamente estable. Sin embargo, también en este oasis se observaron durante la última década valores récord de extracción para todo el período estudiado.

El consumo de energía eléctrica para riego resultó una adecuada variable *proxy* del uso de agua subterránea, ya que esta fuente de energía es la principal para los pozos en la región, y su participación se mantuvo estable durante el período estudiado (CNA 1988, CNA 2002). Resulta importante destacar que, si bien la demanda de agua subterránea modelada mostró tendencia creciente significativa en los oasis de la provincia de Mendoza (Cuadro 4.2, a excepción del Tunuyán inferior), el crecimiento reflejado por las series de energía eléctrica para riego fue considerablemente mayor. Esta diferencia puede

estar indicando que la implementación de sistemas de riego de mayor eficiencia no ha conducido al ahorro en el uso de agua representado en la modelación o incluso ha implicado el reemplazo del abastecimiento hacia fuentes subterráneas. Otras causas no explicadas por la modelación hidrológica del presente trabajo podrían haber conducido también al aumento en el bombeo de aguas subterráneas o a incrementar el consumo de energía eléctrica para riego (e.g. abatimiento de los niveles acuíferos y consumo de energía para los sistemas de presurización). Si bien el uso de energías renovables para riego no fue considerado en el análisis, su contribución a escala regional, principalmente de energía solar fotovoltaica, es incipiente y se verifica desde el 2015 (Acosta 2023; Diario Uno 2018; Manini 2024; Sitio Andino 2022). Esta situación puede implicar, incluso, una mayor intensificación en la explotación de aguas subterráneas que las encontradas en esta tesis. Todos estos aspectos requieren ser explorados con mayor profundidad en investigaciones futuras.

Más allá de las similitudes en la dinámica del BHE, la presión observada sobre los recursos hídricos fue diferente en cada una de las cuencas de la región. La situación más desfavorable se registró en los oasis de Mendoza y Tunuyán, con un déficit medio de aproximadamente  $100 \text{ hm}^3/\text{año}$ . Es en estos oasis donde se identifican los mayores impactos de la sequía hidrológica durante la última década de estudio (Rivera et al. 2021b) que, a su vez, se han ido intensificando durante los últimos años con la persistencia del déficit en el BHE. Esta situación ha conducido, incluso, a restricciones en la provisión de agua de riego, impactando en la producción de vid y cultivos hortícolas anuales. El deterioro en los ambientes de humedales también ha sido notorio en la cuenca del río Mendoza, evidenciado principalmente en los bañados del Tulumaya, alimentados por infiltración del río y desagües de riego del oasis (Abraham et al. 2014), y en el Sitio Ramsar “Lagunas de Guanacache, Desagüadero y del Bebedero”, alimentado por drenajes



en la parte más baja de las cuencas de Mendoza y San Juan. La acentuada presión sobre los recursos hídricos en estos oasis se condice con una intensidad de explotación de los acuíferos mayor que en los restantes de la región (Figura 4.5, Cuadro 4.2), reflejando una fuerte dependencia del agua subterránea. A su vez, la extracción de agua subterránea en estos oasis se ve afectada también por la variabilidad de las precipitaciones, lo que sugiere que el aporte de agua de estas últimas es considerado para determinar los requerimientos de bombeo.

La destacada explotación de las aguas subterráneas en las cuencas de Mendoza, Tunuyán y San Juan, profundizada durante los últimos 30 años por la expansión del área de riego y la sequía hidrológica, advierte una especial amenaza a la sostenibilidad de aprovechamiento de estos acuíferos que deberá ser mayormente estudiada en futuros trabajos. La marcada presión existente sobre estos acuíferos puede implicar, también, una menor capacidad de amortiguamiento ante eventos de sequía hidrológica para compensar el déficit en los caudales superficiales. Por otra parte, en el presente trabajo se adoptaron valores constantes de explotación sustentable de acuíferos para el análisis de BHE. Esto puede resultar una simplificación excesiva ya que la propia variabilidad hidro-climática modifica las tasas de recarga y el abatimiento en los niveles de los acuíferos puede conducir a disminuir la oferta disponible. Mucha más investigación es requerida para el logro de una gestión sustentable de las aguas subterráneas: cuantificación de las reservas disponibles, tasas de recarga, extracción y el estado de los distintos acuíferos de la región.

Resulta importante destacar, además, la necesidad de refinar los cálculos de Huella Hidro-Ecológica, incorporando otros consumos no evaluados en esta tesis. Entre estos, se destaca la industria petrolera, que no fue considerada por la escasa disponibilidad de información. En el caso de la cuenca hidrocarburífera Cuyana (ríos Mendoza y Tunuyán), por ejemplo, la demanda de agua dulce ha sido estimada en  $1,6 \text{ hm}^3/\text{año}$  (DGI 2016). La

demanda del sector podrá, incluso, incrementarse considerablemente a futuro por la explotación de recursos no convencionales (estimulación hidráulica).

#### **4.5. Conclusiones**

Puesto que la productividad en zonas áridas y semiáridas es condicionada principalmente por la disponibilidad de agua, la sustentabilidad productiva de estas regiones se encuentra estrechamente vinculada con la sustentabilidad de uso de los recursos hídricos disponibles. La conservación de las fuentes y reservas hídricas es una condición fundamental para el sostenimiento de la capacidad productiva en estas cuencas. En el presente capítulo se desarrolló una metodología para evaluar la sustentabilidad hídrica y productiva en zonas áridas y semiáridas. El Balance Hidro-Ecológico permite contrastar la presión de las diferentes demandas (Huella Hidro-Ecológica) con los recursos hídricos disponibles (Oferta Hídrica sustentable), durante un año hidrológico, en una cuenca o región determinada. Condiciones de déficit reflejan una presión excesiva sobre los recursos hídricos disponibles, que puede manifestarse por medio del desabastecimiento de la demanda de agua en la cuenca, especialmente en actividades de mayor consumo como es el riego, la disminución de reservas superficiales (embalses y otros reservorios), el deterioro de caudales ambientales hacia ecosistemas naturales y/o la sobreexplotación de acuíferos subterráneos para suplir la demanda.

El enfoque desarrollado se empleó para evaluar la sustentabilidad de los oasis del Centro-Oeste de Argentina durante el período 1987-2018. Mediante la modelación hidrológica de los oasis se realizó un análisis de descomposición que permitió diferenciar el efecto de los cambios del área irrigada, los sistemas de riego y la variabilidad climática en la demanda bruta de agua para riego, componente mayoritario de la Huella Hidro-Ecológica en los oasis de la región. Se analizó, además, la evolución del consumo de agua subterránea y su respuesta a la variabilidad hidro-climática en cada oasis, otro aspecto

clave para la sustentabilidad hídrica y productiva de la región. La extracción de agua subterránea se evaluó a partir del consumo de energía eléctrica para riego y modelación hidrológica en cada oasis.

Los resultados del presente capítulo reflejan una situación especialmente preocupante para la sustentabilidad hídrica y productiva de la región durante la última década de estudio. La persistencia de las condiciones de déficit en el Balance Hidro-Ecológico regional desde el año 2009 puede conducir a un marcado deterioro del estado hídrico de estas cuencas, dificultando su recuperación y amenazando la seguridad hídrica y capacidad productiva de los oasis. La extracción de agua subterránea en la región se incrementó significativamente durante el período de estudio, impulsada por el crecimiento del área irrigada y la severa sequía hidrológica de la última década. Conforme a los resultados de la modelación hidrológica, la expansión del área irrigada en los oasis de los ríos Tunuyán superior, San Juan, Mendoza y Malargüe se identifica como el principal *driver* del incremento en la explotación de los acuíferos durante la década de 1990. Esta situación refleja la existencia de un efecto de rebote o “paradoja de Jevons” ante la mejora en la eficiencia de los sistemas de riego, impidiendo una reducción real en la demanda de agua. Los beneficios aportados por los sistemas de riego presurizado podrían estar impulsando la expansión de los cultivos, principalmente vid y olivo hacia el piedemonte, y generando una presión cada vez mayor sobre los acuíferos de estas cuencas. Asimismo, la extracción de agua subterránea demostró una notoria respuesta a la variabilidad del caudal de los ríos. La severa sequía hidrológica registrada durante la última década ha impulsado un importante incremento en el uso de agua subterránea, alcanzándose valores sin precedentes en todos los oasis de la región. El aprovechamiento del recurso subterráneo se presenta, de este modo, como la principal estrategia para sortear períodos de sequía hidrológica, compensando el déficit en los caudales

superficiales. Los resultados del presente trabajo comprenden la primera estimación de la magnitud de este fenómeno de compensación a partir de los recursos subterráneos en la región.

Los oasis de Mendoza y Tunuyán exhibieron la situación más desfavorable, con una presión sobre los recursos hídricos (Balance Hidro-Ecológico) e intensidad de explotación de los acuíferos mayor que en los restantes de la región, reflejando una fuerte dependencia del agua subterránea. A su vez, la extracción de agua subterránea se ve afectada por la variabilidad de las precipitaciones, lo que sugiere que esta fuente de agua es considerada en estos oasis. La destacada explotación de las aguas subterráneas, profundizada durante los últimos 30 años por la expansión del área de riego y la sequía hidrológica, especialmente en las cuencas de Mendoza, Tunuyán y San Juan, advierte una especial amenaza a la sostenibilidad de aprovechamiento de estos acuíferos y la productividad de los oasis de la región que deberá ser mayormente estudiada. El oasis del río Tunuyán inferior es el único donde la demanda de agua para riego se ha visto reducida, acompañando la contracción de la oferta hídrica durante los últimos años. Esta situación ha determinado un comportamiento estacionario de la extracción subterránea, aunque durante la última década se hayan registrado valores récord para todo el período de estudio, asociados a los bajos caudales. Finalmente, el análisis de Balance Hidro-Ecológico propuesto en la presente tesis puede ser considerado un enfoque superador para evaluar la sustentabilidad hídrica y productiva en zonas áridas y semiáridas.

## **Capítulo V**

### **Explorando los nexos agua - producción agrícola en los oasis del Centro-Oeste de Argentina**

## 5.1. Introducción

El desarrollo de la agricultura en zonas áridas y semiáridas es posible exclusivamente gracias al aporte de agua de riego. La agricultura es, con creces, la actividad de mayor consumo de agua a nivel mundial. El riego en la agricultura representa alrededor del 70% del total de las extracciones de agua dulce (Molden y Oweis 2007). Dadas las proyecciones de demanda de alimentos para las próximas décadas, se prevé además un incremento en la demanda de agua que, sumado a una mayor presión de otros usos consuntivos, puede significar un déficit de provisión y conflictos en torno al uso de este recurso (Tilman 1999). Esta situación resalta la necesidad del uso cada vez más eficiente del agua para riego.

Durante décadas, el enfoque de “eficiencia de riego” ha dominado los estudios de uso del agua en la agricultura. El concepto clásico de eficiencia de riego fue propuesto originalmente por Israelsen (1932) y representa la relación adimensional entre la cantidad total de agua utilizada y la cantidad total de agua aplicada o extraída de una fuente (Fernández et al. 2020). Su enfoque fue ampliamente adoptado, permaneciendo esencialmente inalterado durante más de 40 años (Heydari 2014). Se han calculado varios niveles de eficiencia (eficiencias de conducción, distribución, aplicación, etc.) que implican pérdida de agua en cada uno de estos niveles. Numerosos autores han cuestionado esta noción de “pérdidas” desde la perspectiva más amplia de cuenca hidrológica (Heydari 2014; Jensen 1967, 2007; Keller y Keller 1995; Perry 2011; Seckler et al. 2003; *i.a.*). Los enfoques tradicionales basados en la eficiencia de riego brindan una visión parcial e incompleta, al considerar un único camino del agua y no indicar correctamente los beneficios producidos (Figura 5.1). El agua que se pierde con el riego muchas veces es utilizada en otras zonas y para otros usos (Keller et al. 1998). Ante este problema, a partir de la década de 1970 se han propuesto una serie de conceptos

“neoclásicos” de eficiencia (Seckler et al. 2003) que, si bien se basan en la definición original de Israelsen, incorporan el reciclado o reflujo de agua en la cuenca: eficiencia neta (Jensen 1977) y eficiencia efectiva (Keller y Keller 1995). En 2003 Seckler y colaboradores (Ibid.) destacaban, con asombro, la persistencia del enfoque clásico de eficiencia de riego y la confusión de las “pérdidas” vinculada a dicho enfoque en el ámbito de la política y la gestión de riego y recursos hídricos en Estados Unidos y otras partes del mundo.

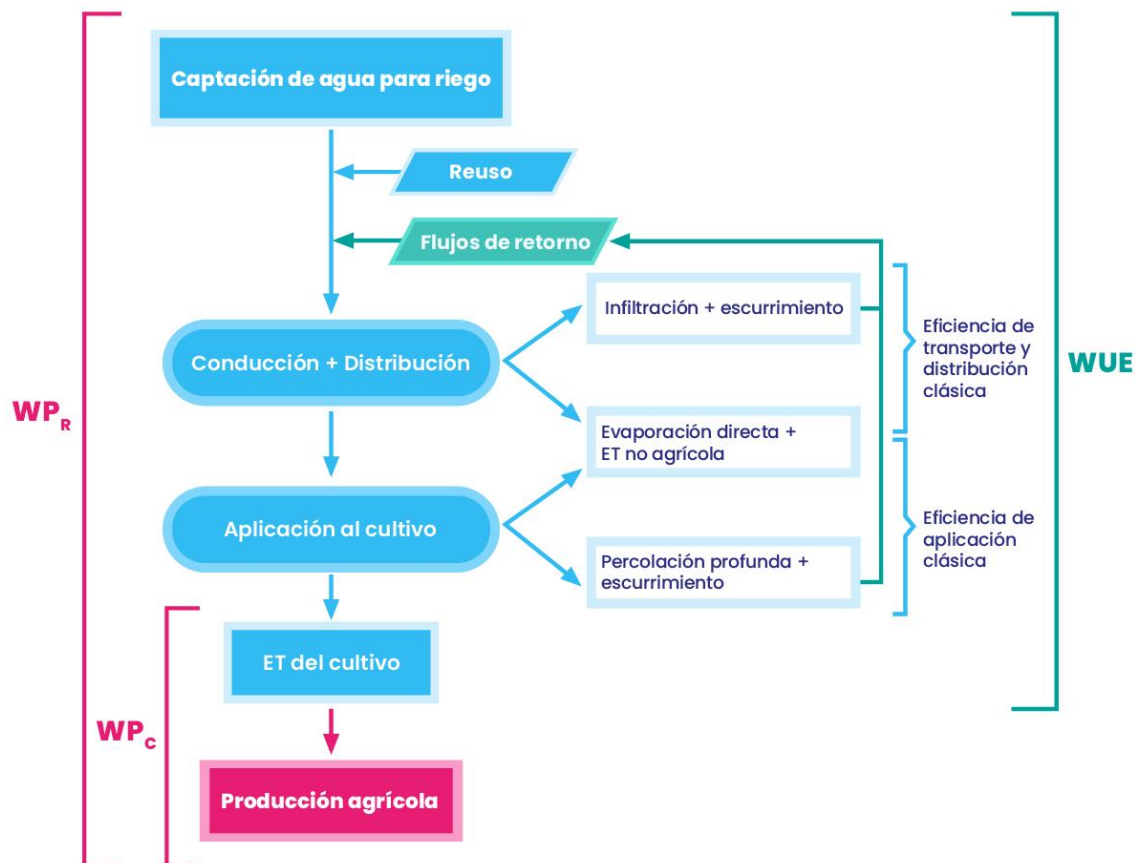


Figura 5.1. Trayectorias del agua de riego y conceptos vinculados con la eficiencia de uso en los oasis. El enfoque clásico de eficiencia de riego considera un único flujo (en azul), con pérdidas de agua (en blanco). Los enfoques de eficiencia de uso ( $WUE$ ) y productividad del agua ( $WP_C$ : productividad del agua en los cultivos;  $WP_R$ : productividad del agua de riego a escala predial) permiten evaluar el desempeño global a escala regional o de cuencas, integrando los flujos de retorno en los oasis (en verde), y considerando medidas más directas del beneficio real del riego (e.g. evapotranspiración y producción de los cultivos). Elaboración propia a partir de Pereira et al. (2012).

En las últimas décadas, el concepto de eficiencia de riego ha sido sustituido gradualmente, tanto en la literatura científica como en la planificación, por la introducción de la eficiencia de uso del agua (WUE, por sus siglas en inglés de *Water Use Efficiency*) y, posteriormente, por la productividad del agua en la agricultura (WP, por sus siglas en inglés de *Water Productivity*). Estos enfoques más recientes hacen hincapié en producir más con relativamente menos agua (“*More crop per drop*”) y se orientan a evaluar el valor del agua utilizada en la agricultura de forma más amplia (Heydari 2014). Permiten valorar el desempeño global a escala regional o de cuencas, integrando otros flujos de agua importantes en los oasis. Las medidas de eficiencia de uso y productividad del agua en la agricultura de regadío se han generalizado después de que Seckler (1996) recomendara su uso, señalando que las mejoras locales en eficiencia del riego pueden no suponer un ahorro real de agua ni traducirse en un aumento de la eficiencia en toda la cuenca (Scheierling et al. 2016). A pesar de la extendida aplicación de este enfoque, no existe un consenso generalizado en las definiciones utilizadas, lo que ha conducido al uso de indicadores caso específicos que impiden la comparación entre diferentes estudios. Molden y colaboradores (2003) destacan que la utilización e interpretación de los resultados sobre eficiencia en el uso del agua y productividad hídrica dependen tanto de la formación del analista como de la escala de análisis. En los últimos años han surgido esfuerzos para aportar claridad y coherencia en la temática, definiendo métricas estandarizadas de eficiencia de uso y productividad del agua en la agricultura, tanto biofísica (producción agrícola) como económica (Clothier et al. 2020; Fernández et al. 2020; Perry 2011; Scheierling et al. 2016). La eficiencia de uso del agua (WUE) es una medida adimensional que representa la fracción del agua destinada al riego que finalmente alcanza un uso beneficioso, es decir, que es consumida para alcanzar directamente el objetivo de producción (Fernández et al. 2020). Por otra parte, la



productividad del agua se define como la relación entre los beneficios netos de la agricultura y la cantidad de agua necesaria para producir esos beneficios (Molden y Oweis 2007). El beneficio en la agricultura puede ser expresado en términos biofísicos (producción agrícola) como económicos.

La estrecha vinculación del agua con la agricultura, junto con las ventajas de los enfoques integrados para la investigación y la planificación, ha sido crecientemente reconocida durante las últimas décadas. Desde la década de 1960 se identifica la necesidad de marcos interdisciplinarios que permitan comprender las polifacéticas conexiones del agua con la sociedad humana y el medio ambiente (Cai et al. 2018). A partir de los 80', con el enfoque de Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH o IWRM, por sus siglas en inglés de *Integrated Water Resources Management*), la defensa de la investigación interdisciplinaria sobre el agua ha sido generalizada. Durante la última década, a partir del reconocimiento de la interrelación de los desafíos ambientales globales (Corona-López et al. 2021), se ha extendido el enfoque del nexo agua-energía-alimentos (WEF, por sus siglas en inglés de *Water-Energy-Food*). A pesar del amplio desarrollo conceptual y el consenso científico en la necesidad de enfoques integrados, tanto las investigaciones previas como la planificación y gestión del agua en los oasis del Centro-Oeste de Argentina han centrado su atención, casi exclusivamente, en el concepto clásico de eficiencia de riego. Las políticas públicas y los esfuerzos de proyectos de inversión se orientan, mayoritariamente, a la mejora en las eficiencias de conducción, distribución y aplicación del agua de riego. Incluso en los recientes balances hídricos de los ríos de la provincia de Mendoza (DGI 2016) predomina este enfoque para el computo de dichos balances y su planificación a futuro. Hasta la actualidad, los vínculos de la producción agrícola con la disponibilidad y gestión del agua (nexo agua-alimentos) en los oasis del Centro-Oeste de Argentina no han sido estudiados. Resulta necesario

entonces cuantificar el beneficio real del agua con un enfoque superador de la eficiencia de riego clásica, y estudiar los cambios de la capacidad productiva frente a la disponibilidad y gestión del agua en los oasis de la región. El objetivo del presente capítulo es explorar el nexo agua-producción agrícola en los principales oasis de la región. Para esto se estudió los cambios en la capacidad productiva, en relación a la gestión del agua superficial y subterránea, la respuesta de la producción a la variabilidad de la oferta hídrica, y la evolución de la productividad del agua en cada uno de los oasis y la región en su conjunto. Las preguntas que guiaron este análisis fueron: 1) ¿cómo se ha transformado la capacidad productiva de cada oasis y cómo se vincula con la gestión del agua superficial y subterránea?, 2) ¿cuál es el impacto de la variabilidad de las fuentes de oferta hídrica superficial (caudales y precipitación) sobre la producción de cada oasis?; y 3) ¿cómo ha evolucionado la productividad del agua en cada oasis y toda la región?

## **5.2. Materiales y Métodos**

### ***5.2.1. Cambios en la capacidad productiva vinculados a la gestión del agua de riego***

Evaluar la capacidad productiva de los oasis de la región resulta un importante desafío, dada la heterogeneidad de cultivos, la pequeña extensión de las unidades productivas, la escasa disponibilidad de registros de producción y la dinámica temporal de los usos de la tierra y del agua. La transpiración comprende el agua consumida a cambio de la asimilación de dióxido de carbono que conduce a la producción de biomasa, de la que se cosecha una parte como producción (Perry et al. 2009). La relación lineal entre biomasa y transpiración ha sido registrada experimentalmente desde principios del siglo XX y cuenta con un amplio consenso en la literatura científica (Perry et al. 2009; Tanner y Sinclair 1983). Por lo tanto, la fracción transpirada por el cultivo representa el consumo beneficioso del agua en la agricultura. Dada la dificultad de diferenciar ambos componentes, a menudo el consumo de agua del cultivo se indica como

evapotranspiración. La evapotranspiración real (*ETR*) representa el agua efectivamente utilizada por los cultivos para alcanzar directamente el objetivo de producción (Fernández et al. 2020), es decir, el agua “puesta a producir”. Siendo el agua el principal factor limitante de la productividad en zonas áridas y semiáridas, la evapotranspiración real puede ser considerada una medida representativa y operativa para expresar la capacidad productiva de las tierras irrigadas.

Con el fin de explorar la asociación entre las transformaciones de la capacidad productiva y la gestión del agua, se evaluaron los cambios en el volumen de agua evapotranspirada (*ETR*) para las distintas categorías de derechos de riego en cada uno de los oasis de la provincia de Mendoza. A partir de las imágenes de  $ET_y$  generadas en el Capítulo III, se obtuvo el volumen de evapotranspiración anual agregando los valores de todos los píxeles correspondientes a cada una de las categorías de riego (Figura 3.2). Este análisis fue desarrollado en la plataforma *Google Earth Engine*. Los cambios en el volumen de evapotranspiración reflejan transformaciones en el uso de agua para riego e integran tanto cambios en la superficie irrigada como en los valores de  $ET_y$  en sitios con riego permanente. La tendencia lineal de los volúmenes de evapotranspiración se evaluó mediante el test no paramétrico de Mann-Kendall (Hirsch et al. 1982; Westmacott y Burn 1997); los valores de tendencia fueron obtenidos a partir del método no paramétrico de estimación de la tendencia (Sen 1968).

Los derechos de riego con agua superficial en la provincia de Mendoza comprenden distintas categorías: concesiones definitivas, concesiones eventuales, permisos precarios, refuerzos de verano, sobrantes, desagües (DGI 2016). Las concesiones definitivas corresponden a parcelas de riego que utilizaban el agua al momento de sancionarse la Ley provincial de Aguas de 1884, con prioridad absoluta en el uso del agua frente a cualquier otro usuario. Las concesiones eventuales son aquellas otorgadas por ley posteriormente a

la sanción de la Ley de Aguas. El DGI es facultado mediante leyes específicas para otorgar permisos precarios para uso agrícola de aguas provenientes de drenajes, sobrantes o surgencias naturales, en favor de inmuebles que carecen de otros derechos superficiales y por un plazo máximo de 10 años. Cada uno de estos derechos tiene sus particularidades, según sea el tipo de agua que reciben (agua utilizada-desagüe, agua viva –sobrante) o bien, el tiempo en que se recibe la dotación (DGI 2016). Se diferenciaron, además, Áreas de Cultivos Restringidos Especiales (ACREs) donde se realiza el reúso productivo de efluentes cloacales tratados y aquellas áreas cultivadas sin derechos de riego superficial fueron identificadas como de uso exclusivo de agua subterránea. En la subcuenca del Tunuyán superior existe además un empadronamiento de derechos de dominio privado, correspondiente a vertientes que nacen y se consumen en la misma propiedad, sin formar cauce natural. En cada oasis fueron consideradas, exclusivamente, categorías de riego con al menos 100 ha de superficie.

### ***5.2.2. Respuesta de la producción a la variabilidad de la oferta hídrica***

Si bien el agua es el principal factor limitante en zonas áridas, la producción regional puede ser controlada por otros factores, tales como contingencias climáticas (zonda, heladas, granizo), enfermedades y aspectos socio-económicos, entre otros. Para diferenciar exclusivamente el efecto de la disponibilidad de agua, se evaluó la respuesta de la producción agrícola a la variabilidad de los caudales y la precipitación en cada oasis y toda la región. Los registros productivos más completos y extensos disponibles corresponden a la vid, principal cultivo en la región. Por este motivo, la producción agrícola total anual (en toneladas) en cada oasis y toda la región fue estimada a partir de los registros de producción anual de vid, ponderada por la proporción de dicho cultivo en la totalidad del área cultivada (Ecuación 5.1). Esta última contempla el área de todos los cultivos: vid, olivos, frutales, forestales, hortalizas, forrajeras y otros (Figura 3.5).

$$\mathbf{Prod. total = Prod. vid \frac{A_c}{A_v} \quad [5.1]}$$

Donde  $A_v$  y  $A_c$  representan, respectivamente, el área cultivada con vid y área cultivada total en cada oasis, y fueron obtenidas a partir de los datos de los Censos Nacionales Agropecuarios (CNA 1988, 2002, 2008 y 2018, Capítulo III). De esta forma se contempló el efecto de los cambios de área cultivada con vid sobre su volumen de producción y, al considerar proporciones de superficie ( $A_c/A_v$ ), se minimizan los sesgos que pudieran existir en los valores de los distintos CNA. Se utilizaron los registros de producción e ingresos de uva a establecimientos obtenidos de las Estadísticas Vitivinícolas Argentinas e Informes Anuales de Cosecha y Elaboración (Instituto Nacional de Vitivinicultura). Este organismo ejerce un rol de fiscalización de toda la cadena productiva vitivinícola y cuenta con los registros de producción más completos y extensos de la región. Los registros de producción discriminan el origen de la uva por departamentos y están disponibles a partir del año 1999. Las series de producción por oasis se obtuvieron agregando los datos por departamentos, en forma similar a la descrita para los registros de área cultivada (capítulo III). Los oasis de los ríos Diamante y Atuel (oasis Sur de Mendoza) fueron considerados en conjunto por la imposibilidad de desagregar la producción por cuencas. Para todo el periodo de estudio se contó, además, con los registros anuales de uva ingresada a establecimientos discriminados por departamentos, los cuales consideran todos los destinos de la producción: ingresos a industria (vino, mosto), secaderos (pasas de uva) y distribuidores para consumo en fresco. Si bien no es posible identificar el origen de la producción de uva ingresada a establecimientos, los registros de producción e ingreso de uva a escala de oasis son semejantes para el período común 1999-2018, en la mayoría de los casos. Esto sugiere que la uva es ingresada a establecimientos ubicados en el mismo oasis donde es producida, permitiendo estimar la producción de uva a partir del volumen de ingreso a

establecimientos. Se ajustaron modelos de regresión lineal de producción de uva anual a partir de la uva ingresada en establecimientos. A partir de estos modelos ( $r^2 \geq 0,93$  en todos los casos), se obtuvieron las series de producción en cada oasis y toda la región durante el período 1986-1998. En el caso del oasis del río Tunuyán superior, los registros de ingresos de uva a establecimientos son significativamente inferiores a los valores de producción, reflejando el traslado de parte de la uva producida hacia el oasis Norte de la provincia de Mendoza (oasis de los ríos Mendoza y Tunuyán inferior). Por este motivo, solo se consideraron los registros de producción desde el año 1999 en este oasis. La producción en el oasis del río Malargüe no fue evaluada debido a la ausencia de cultivos de vid y no disponer de otros registros para dicho oasis.

Se realizó un análisis de regresión lineal múltiple por etapas de la producción agrícola anual (en toneladas) en cada oasis y para todas las áreas irrigadas de la región, con las series de precipitación y caudales trimestrales, anuales y por año hidrológico. Se incluyó, además, el año como variable de regresión para diferenciar el efecto de la tendencia en las series de producción anual. Se eligió un modelo de regresión a partir de variables no correlacionadas entre sí (colinealidad), basado en la capacidad predictiva ( $r^2$ ), bondad de ajuste y condiciones de homocedasticidad de la varianza y normalidad de los errores.

### ***5.2.3. Productividad del agua en los oasis***

Finalmente, se evaluó la productividad del agua en los distintos oasis de la región. Dado que las expresiones de productividad del agua difieren en cada contexto, es importante definir los términos de producción agrícola y consumo de agua utilizados en cada caso (Molden y Oweis 2007). Se utilizaron dos medidas de productividad biofísica del agua, considerando las series de producción agrícola anual: productividad del agua en

los cultivos ( $WP_C$ , Ecuación 5.2) y productividad del agua de riego a escala predial ( $WP_R$ , Ecuación 5.3).

$$WP_C = \frac{Prod.Total}{ETR} \quad [5.2]$$

$$WP_R = \frac{Prod.Total}{DR} \quad [5.3]$$

La productividad del agua en los cultivos ( $WP_C$ ) considera como denominador el volumen de evapotranspiración real anual ( $ETR$ ) en cada uno de los oasis. Si bien es similar al concepto propuesto por otros autores (*Crop Water Productivity*, Fernández et al. 2020; Kijne et al. 2003), se destaca su análisis a escala de oasis para evitar posibles confusiones. La productividad del agua de riego a escala predial ( $WP_R$ ) corresponde al concepto de *Irrigation Water Productivity* (Fernández et al. 2020; Rodrigues y Pereira 2009) y considera la demanda bruta de agua para riego ( $DR$ ), definida en el capítulo IV. El carácter predial responde a considerar exclusivamente las eficiencias de aplicación del riego intrafinca, sin considerarse el resto del sistema de riego (pérdidas de agua externas).

Se evaluaron cambios temporales y se compararon las series de productividad del agua en los distintos oasis y a escala regional. La tendencia lineal en las series de  $WP_C$  y  $WP_R$  se evaluó mediante el test no paramétrico de Mann-Kendall (Hirsch et al. 1982; Westmacott y Burn 1997) y los valores de tendencia fueron obtenidos a partir del método no paramétrico de estimación de la tendencia (Sen 1968). Luego, para cada medida de productividad del agua ( $WP_C$  y  $WP_R$ ) se desarrolló un ANOVA de dos vías con el fin de comparar los valores en los distintos oasis y para 3 décadas durante el período de estudio: 1987-1996, 1999-2008, 2009-2018. La comparación de medias y el análisis de la varianza se efectuó mediante el test de Tukey.

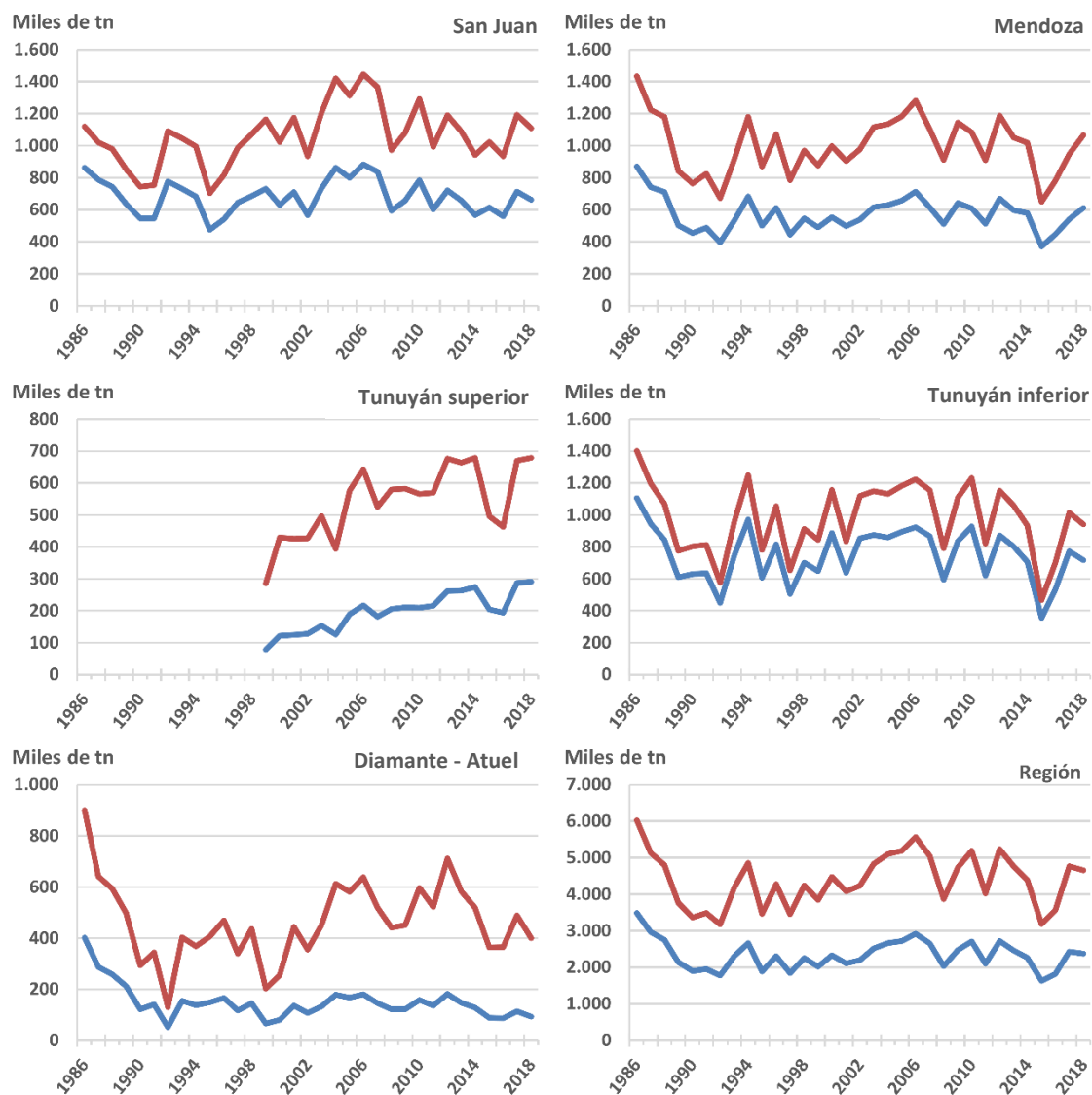
### 5.3. Resultados

#### 5.3.1. *Controles hidro-climáticos de la producción*

Las series de producción agrícola en cada oasis y la totalidad de las áreas irrigadas (Figura 5.2) fueron obtenidas para el período 1986-2018, a excepción del Tunuyán superior, donde fueron evaluadas a partir del año 1999. La producción de uva presenta una importante variabilidad interanual, especialmente en los oasis Diamante-Atuel y la subcuenca superior del río Tunuyán (coeficientes de variación: Diamante-Atuel 44,8%, Tunuyán superior 30,8%, Tunuyán inferior 22,3%, Mendoza 18,6%, San Juan 15,5% y toda la región 17,3%).

El análisis de regresión múltiple permitió discriminar el impacto de los factores hidro-climáticos de la oferta hídrica (caudales y precipitación) sobre la producción en cada oasis y la región en conjunto (Cuadro 5.1). El año fue incorporado como variable altamente significativa ( $p < 0,05$ ) en toda la región y los oasis de los ríos San Juan, Tunuyán superior y con una significancia intermedia ( $p < 0,1$ ) en los oasis del Norte de Mendoza (Mendoza y Tunuyán inferior). En estos oasis los modelos ajustados caracterizan entre 31% y 63% de la variabilidad de la producción agrícola. A escala regional, se encontró un efecto significativo positivo del caudal invernal (julio-septiembre) de los ríos y negativo de la precipitación de primavera (octubre-diciembre) en la producción agrícola total (Cuadro 5.1, figura 5.3). El modelo ajustado ( $\text{Prod. total} = 4.392.592 + 29.597,1 \text{ Año} + 9.525,7 \text{ Q Jul-Sep} - 19.236,4 \text{ Prec. Oct-Dic}$ ) explicó el 34% de la variabilidad interanual de la producción agrícola.





**Figura 5.2.** Series de producción de uva (línea azul, Instituto Nacional de Vitivinicultura) y producción agrícola total estimada (línea roja) en cada oasis y en todas las áreas irrigadas de la región, durante el período 1986-2018. Esta última fue estimada a partir de los registros de producción de uva, superficie cultivada con vid y superficie cultivada total (vid, olivos, frutales, forestales, hortalizas, forrajeras y otros) en cada oasis (Censos Nacionales Agropecuarios).

**Cuadro 5.1. Ajuste del modelo de regresión lineal múltiple de producción anual (en toneladas) en cada oasis y la región en conjunto, durante el período 1986-2018. En el oasis del río Tunuyán superior se consideró el período 1999-2018. Se efectuó un análisis de regresión múltiple por pasos, a partir de las variables hidro-climáticas relevantes (caudales y precipitaciones trimestrales, anuales y por año hidrológico). Se consideró, además, el año como variable de regresión para diferenciar el efecto de la tendencia en las series de producción anual. Se indica los coeficientes de determinación  $r^2$  y  $r^2$  ajustado, junto con la estimación y valor-p de los parámetros significativos ( $p < 0,1$ ) en cada uno de los modelos seleccionados. La constante corresponde a la respuesta media de la producción para las condiciones medias de las regresoras (centradas).**

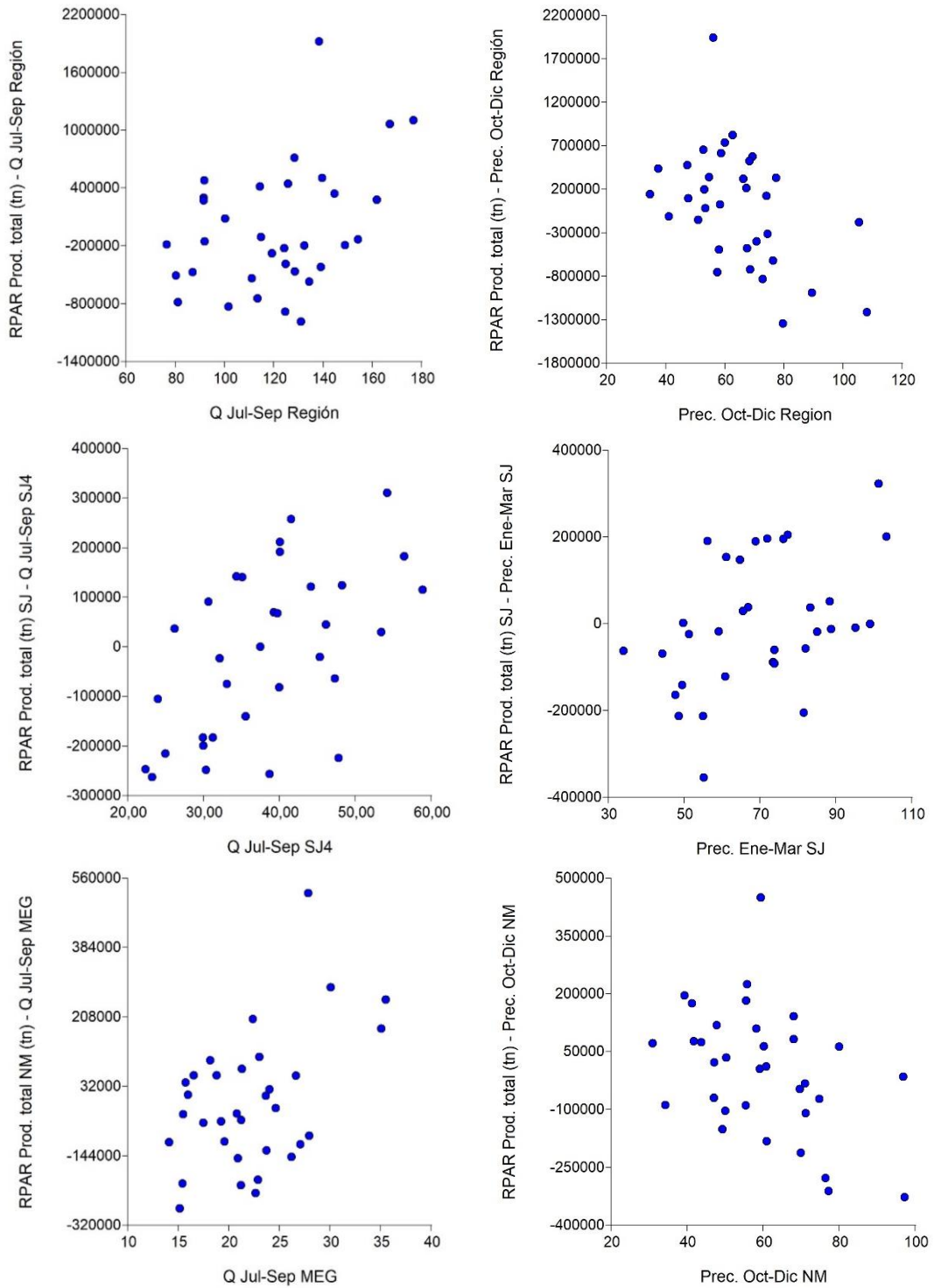
Oasis	N	$r^2$	$r^2$ ajust.	Constante		Año		Q Jul-Sep		Precip. Oct-Dic	
				Est.	p-valor	Est.	p-valor	Est.	p-valor	Est.	p-valor
San Juan	33	0,44	0,38	1.061.585	<0,001	9.658,6	0,002	9.527,0	0,002	3.633,4 <sup>+</sup>	0,020
Mendoza	33	0,31	0,24	1.001.520	<0,001	6.088,4	0,093	14.478,4	0,024	-4.258,9	0,037
Tunuyán superior	20	0,63	0,59	541.683	<0,001	11.279,0	0,001	-----	-----	-856,5*	0,026
Tunuyán inferior	33	0,37	0,30	977.764	<0,001	7.078,3	0,087	4.145,1 <sup>+</sup>	0,059	-7.774,7	0,001
Diamante-Atuel	33	0,22	0,20	697.713	<0,001	-----	-----	-----	-----	-2.320,1	0,006
Región	33	0,34	0,27	4.392.592	<0,001	29.597,1	0,030	9.525,7	0,062	-19.236,4	0,014

<sup>+</sup> Consideran la variable hidro-climática (caudal o precipitaciones) de verano (enero-marzo).

\* Considera las precipitaciones correspondientes al año hidrológico (julio-junio).

No se encontró un efecto significativo de las variables de caudal en la producción de los oasis Tunuyán superior ni Diamante-Atuel. En los oasis restantes sí existió una respuesta positiva de la producción a los caudales de julio-septiembre (San Juan y Mendoza) y de enero-marzo (Tunuyán inferior). Si bien la demanda de riego se incrementa durante los meses de primavera y verano (septiembre – marzo) y el mayor derrame de los ríos transcurre también en este período, la mayor correlación de la producción con los caudales de invierno puede deberse al comportamiento estadístico de estas variables. Los caudales de primavera y verano presentan una variabilidad mayor que los correspondientes al invierno, con caudales elevados durante algunos años que no impactan de la misma forma en la producción.

Al igual que a nivel regional, la precipitación presentó un efecto negativo significativo sobre la producción en todos los oasis, excepto en la cuenca del río San Juan. En los oasis del Norte (Mendoza y Tunuyán inferior) y Sur (Diamante-Atuel) de Mendoza, se registró un importante efecto de la precipitación de octubre-diciembre. En este último, el modelo ajustado considera exclusivamente a la precipitación y explica el 22% de la variabilidad de la producción agrícola. En el Tunuyán superior se identificó esta relación con la precipitación de todo el año hidrológico (julio-junio). En contraposición a todos los oasis anteriores, en la cuenca del río San Juan la precipitación de enero-marzo presentó un efecto positivo significativo sobre la producción.



**Figura 5.3. Gráficos de residuos parciales para las variables de caudal y precipitación en cada uno de los modelos ajustados (Cuadro 5.1). En los oasis del río Tunuyán superior (CT) y Diamante-Atuel (SD y SA) no se registró respuesta significativa de la producción anual a las variables de caudal. Oasis: San Juan (SJ), Mendoza (NM), Tunuyán superior (CT), Tunuyán inferior (NT), Diamante (SD), Atuel (SA) y Malargüe (MM). Ríos: San Juan (SJ4), Mendoza (MEG), Tunuyán (TVU), Diamante (DLJ), Atuel (ALA) y Malargüe (MLB).**

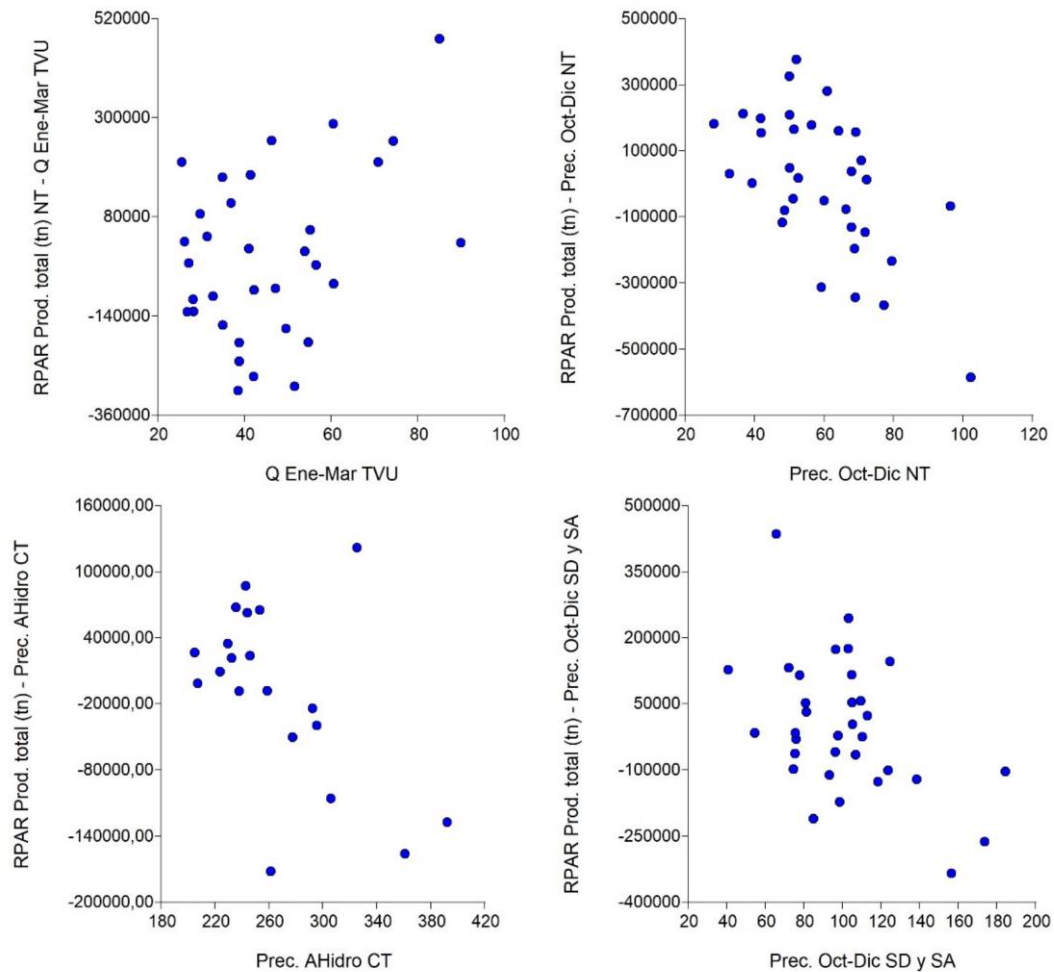


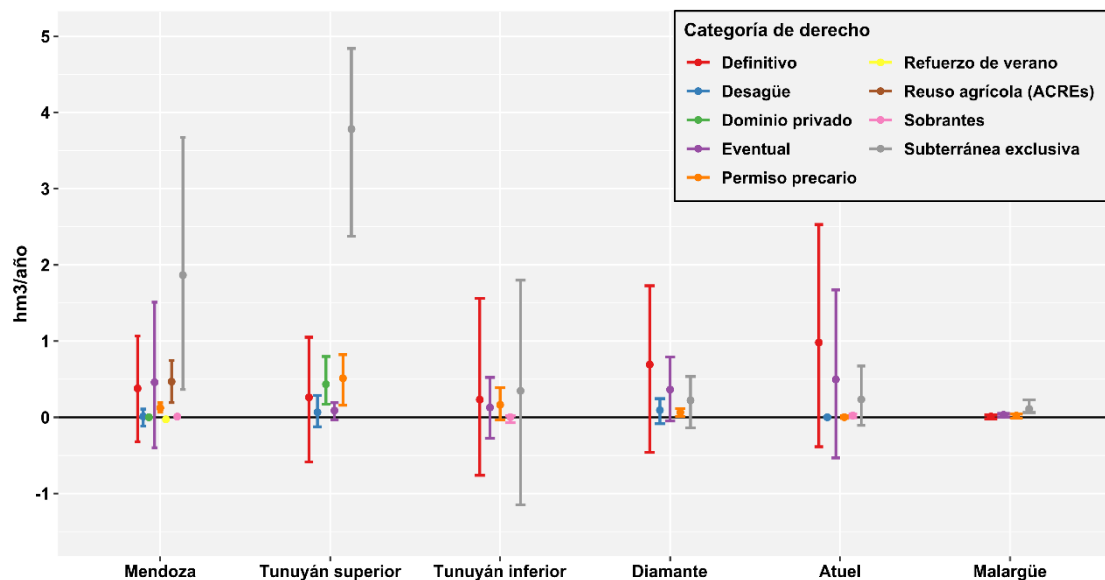
Figura 5.3. Continuación.

### 5.3.2. Cambios en la capacidad productiva asociados a la gestión del agua de riego

A nivel regional, la *ETR* anual de las áreas irrigadas registró un valor medio de  $5.614 \text{ hm}^3$ . Las cuencas de Mendoza y San Juan presentan las áreas de riego de mayor capacidad productiva de la región con *ETR* media anual de  $1.201$  y  $1.174 \text{ hm}^3$ , respectivamente, seguidos por los oasis del Tunuyán inferior ( $1.019 \text{ hm}^3$ ) y Tunuyán superior ( $890 \text{ hm}^3$ ). Los oasis del Sur, con una menor superficie irrigada, presentaron también valores menores de capacidad productiva: Atuel  $726 \text{ hm}^3$ , Diamante  $549 \text{ hm}^3$  y Malargüe  $55,4 \text{ hm}^3$ .

La figura 5.4 indica la tendencia no paramétrica (Sen 1968) encontrada en los volúmenes de evapotranspiración anual para las distintas categorías de riego en cada oasis

de la provincia de Mendoza. El mayor aumento de *ETR* ( $1,9 \text{ hm}^3/\text{año}$ ) en el oasis del río Mendoza se registró en sitios sin derecho de riego superficial, gracias al uso exclusivo de agua subterránea. Estos se verificaron, principalmente, en el sector Centro-Norte del oasis (departamentos Maipú y Lavalle) y en el departamento Luján de Cuyo por el crecimiento del oasis hacia el Oeste, sobre la región del piedemonte. También se produjeron incrementos de la *ETR* en áreas de reúso agrícola ( $0,5 \text{ hm}^3/\text{año}$ ) y con permisos precarios de riego ( $0,1 \text{ hm}^3/\text{año}$ ). El incremento del reúso agrícola se registró casi exclusivamente en el Área de Cultivos Restringidos Especiales (ACRE) “Lavalle” (departamento homónimo), donde se realiza el aprovechamiento productivo de los efluentes tratados de la planta depuradora de líquidos cloacales El Paramillo. La disminución en la *ETR* de áreas con derechos de refuerzo de verano es despreciable ( $0,03 \text{ hm}^3/\text{año}$ ), dada su superficie de sólo 470 ha en el oasis. En las categorías de derechos restantes no se verificaron tendencias significativas en la *ETR* anual.



**Figura 5.4.** Tendencia no paramétrica del volumen de evapotranspiración real (*ETR*) durante el período 1986-2018, por categoría de derecho, en los oasis irrigados de la provincia de Mendoza. Se indican los intervalos de confianza para  $\alpha=0,05$ , estimados a partir de la tendencia no paramétrica (Sen 1968). El volumen de evapotranspiración real (*ETR*) es considerado como una medida representativa de la capacidad productiva de las tierras irrigadas.

El oasis del río Tunuyán superior registró un significativo incremento de 3,8 hm<sup>3</sup>/año en la evapotranspiración de sitios con uso exclusivo de agua subterránea, lo que representa el mayor crecimiento de toda la región. También se observaron aumentos en sitios con permisos precarios de riego y de dominio privado, de 0,5 y 0,4 hm<sup>3</sup>/año, respectivamente. Por el contrario, en la porción inferior del río Tunuyán la capacidad productiva se mantuvo relativamente estable, sin identificarse tendencias significativas en la ET de las diferentes categorías de riego.

Los oasis de los ríos Diamante y Atuel no registraron cambios significativos en su capacidad productiva. El incremento en la *ETR* de sitios con permisos precarios (0,07 hm<sup>3</sup>/año) resultó significativo y se originó principalmente en las localidades de Cuadro Bombal y Cuadro Nacional. Sin embargo, el mismo resultó despreciable para los valores del oasis dada la baja superficie de dichos derechos (1.400 ha). El oasis del río Malargüe, en cambio, presentó una tendencia creciente significativa de 0,2 hm<sup>3</sup>/año. Sin embargo, el incremento de la *ETR* se verificó hasta el 2007-2009 (62 hm<sup>3</sup>), con un posterior descenso sostenido durante la última década, alcanzando en los últimos 3 años de estudio un valor (52 hm<sup>3</sup>) similar al correspondiente a finales de los 80'. El aumento de *ETR* se registró en sitios de uso exclusivo de agua subterránea (0,11 hm<sup>3</sup>/año) y con derechos de riego eventuales (0,03 hm<sup>3</sup>/año), por expansión del área irrigada hacia el Sur del oasis principalmente.

En todos los oasis se registró una disminución en los valores de *ETR* durante los últimos 3 años en relación a los años anteriores. En el caso del oasis del río Atuel, se observó una disminución progresiva de su capacidad productiva desde el 2010.

### ***5.3.3. Productividad del agua en los oasis irrigados***

La productividad del agua resulta especialmente relevante en los sistemas de zonas áridas, donde el agua constituye el principal factor limitante de la producción y su

eficiencia de uso es clave para la capacidad productiva y minimizar conflictos ante otras alternativas de uso (doméstico, ambiental, etc.). La productividad del agua medida en función del agua evapotranspirada ( $WP_C$ ) permite evaluar el desempeño del “agua puesta a producir” en los oasis. Por otro lado, la productividad del agua de riego ( $WP_R$ ) refleja el beneficio generado a partir del agua destinada al riego.

Las series de  $WP_C$  y  $WP_R$  en todos los oasis y a escala regional registraron una importante variabilidad interanual (Cuadro 5.2) que responde a la gran variabilidad en la producción agrícola anual (Figura 5.2). La demanda de agua para riego (DR) también contribuyó a la variabilidad de la  $WP_R$ . La elevada variabilidad dificulta encontrar cambios estadísticamente significativos en las series de productividad del agua. Sin embargo, conforme a la hipótesis planteada, la productividad del agua de riego ( $WP_R$ ) reflejó una tendencia creciente significativa en la región, impulsada por mejoras en las cuencas de los ríos San Juan y Tunuyán Superior. Dichos incrementos de la productividad del agua de riego responden a mejoras en la eficiencia de aplicación en dichas cuencas, mediante la implementación de sistemas de riego presurizado. El Tunuyán superior es el único oasis donde se registró, además, una tendencia creciente significativa en la productividad del agua en los cultivos ( $WP_C$ ), lo que permite confirmar una mejora en la eficiencia de uso del agua de riego en dicho oasis (Cuadro 5.2). Al comparar los valores de los índices de productividad del agua en cada uno de los oasis y toda la región, no se encontraron diferencias significativas entre las distintas décadas evaluadas, a excepción de la  $WP_R$  del San Juan que experimentó un incremento significativo durante la década 1999-2008. Por este motivo, en la figura 5.5 se indican exclusivamente las diferencias entre los distintos oasis, evaluadas en cada década mediante el test de Tukey. Los valores de  $WP_R$  son inferiores a  $WP_C$ , a excepción de los oasis del Sur de Mendoza (Diamante-Atuel) y Tunuyán superior que registraron valores similares de ambos indicadores, debido



a la disminución en la demanda de riego que ejerce la precipitación y el incremento en la eficiencia de aplicación en el caso de este último. Los oasis ubicados más al Norte (San Juan, Mendoza y Tunuyán inferior), extremo más árido de la región, presentaron los mayores valores de ambos índices de productividad del agua. Por el contrario, el oasis Sur de Mendoza (Diamante-Atuel) registró los menores valores de productividad del agua ( $WP_C$  y  $WP_R$ ) durante todo el período evaluado. El Tunuyán superior, si bien presentó valores de productividad ( $WP_C$  y  $WP_R$ ) inferiores a los oasis de Mendoza, San Juan y Tunuyán inferior durante la década 1999-2008 (Figura 5.5), alcanzó valores similares a dichos oasis durante la última década de estudio (2009-2018).

**Cuadro 5.2. Productividad del agua ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) en cada oasis y toda la región en conjunto, evaluada a partir del volumen de evapotranspiración ( $WP_C$ ) y la demanda bruta para riego ( $WP_R$ ). Se consideró el período 1987-2018 ( $n=32$ ), a excepción del oasis del río Tunuyán inferior donde se evaluó a partir de 1999 ( $n=20$ ). Se indica la productividad media, el coeficiente de variación y las tendencias significativas (Sen 1968) encontradas para  $\alpha = 0,05$  (\*) y  $\alpha = 0,01$  (\*\*).**

Oasis	Período	Productividad del Agua en los cultivos ( $WP_C$ )			Productividad del Agua de Riego a escala predial ( $WP_R$ )		
		Media ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )	Coefficiente de variación (%)	Tendencia ( $\text{kg}/\text{m}^3$ año)	Media ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )	Coefficiente de variación (%)	Tendencia ( $\text{kg}/\text{m}^3$ año)
San Juan	1987-2018	0,90	15,3	---	0,68	20,9	0,007*
Mendoza	1987-2018	0,82	15,7	---	0,69	13,9	---
Tunuyán superior	1999-2018	0,58	19,5	0,013**	0,62	18,1	0,012**
Tunuyán inferior	1987-2018	0,95	20,9	---	0,75	19,3	---
Diamante-Atuel	1987-2018	0,35	28,1	---	0,36	37,0	---
Región	1987-2018	0,77	14,4	---	0,66	14,6	0,005*

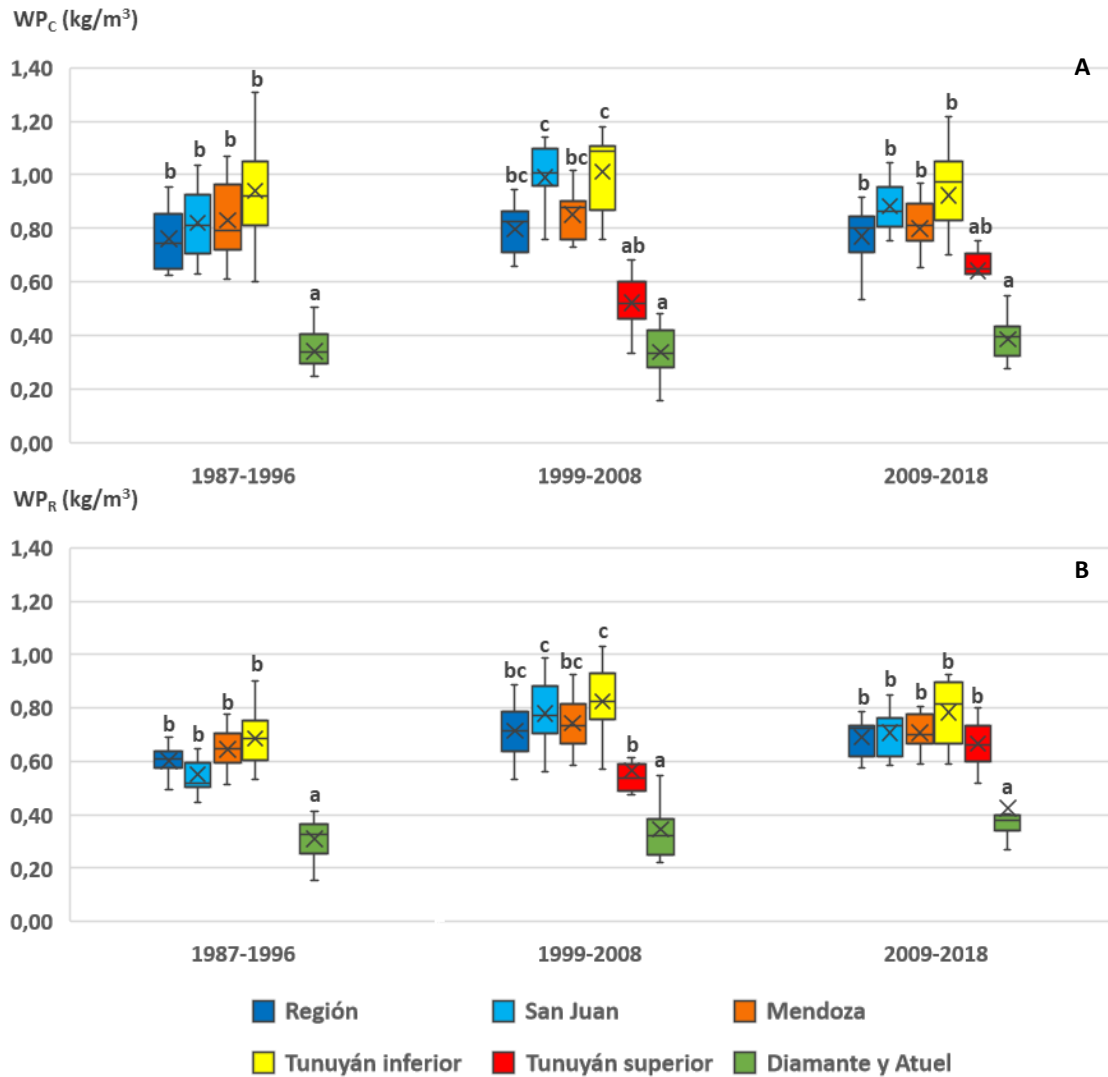


Figura 5.5. Diagramas de caja de productividad del agua en los cultivos ( $WP_C$ , figura A) y productividad del agua de riego ( $WP_R$ , figura B), en cada oasis y la región en su conjunto, por década considerada. La primera es evaluada a partir del volumen de evapotranspiración, mientras que la segunda a partir de la demanda bruta para riego a escala predial. La diferencia entre los valores medios de los distintos oasis fue evaluada, en cada década, mediante un ANOVA. Medias con la misma letra no difieren significativamente entre sí (prueba de Tukey).

#### 5.4. Discusión

La evapotranspiración real ( $ETR$ ) representa el agua efectivamente utilizada por los cultivos para alcanzar directamente el objetivo de producción (Fernández et al. 2020), es decir, el agua “puesta a producir”. Por este motivo, resulta una medida clave para evaluar el desempeño de los oasis en el uso del agua de riego. El análisis efectuado a partir del volumen de evapotranspiración real brindó una medida de la capacidad productiva de las tierras irrigadas y permitió evaluar los cambios en cada uno de los oasis de la región. Los

resultados del presente capítulo confirman un rol clave del agua subterránea en el incremento de la capacidad productiva de los oasis del Tunuyán superior, Mendoza y Malargüe, expresado en la expansión del área irrigada por fuera de la red de riego superficial de dichos oasis (capítulo III). En la cuenca del río San Juan, a pesar de no evaluarse las diferencias en el uso de agua en relación a los diferentes derechos de riego, es posible inferir también un importante rol del agua subterránea en el incremento de la capacidad productiva del oasis. Los nuevos emprendimientos agro-productivos establecidos en el piedemonte de la Precordillera (departamento Sarmiento, Capítulo III) se abastecen exclusivamente de esta fuente para riego. Tal como destacan Prieto y colaboradores (Prieto et al. 2021), los cambios en el uso de la tierra en los oasis de la región han estado estrechamente vinculados a las políticas sobre distribución del agua. El aporte del agua subterránea ha sido referido por estudios previos como un factor clave para el establecimiento de nuevos emprendimientos productivos en la región y la expansión de las áreas de riego por fuera de la frontera agrícola tradicional determinada por la red de riego superficial (Bernabeu Fernández y Martín 2019; Martín 2008; Martín y Larsimont 2016; Prieto et al. 2021; Rojas 2021; Rojas et al. 2020). El presente estudio brinda la primera cuantificación del incremento en la capacidad productiva, asociado al aprovechamiento del agua subterránea y consecuente presión sobre los acuíferos en los oasis de la provincia de Mendoza.

Los cambios en la capacidad productiva asociados al agua superficial son mucho menos importantes que los anteriores para la región, aunque pueden tener un impacto significativo en algunos oasis. A pesar de la caída en el caudal de los ríos de la región durante el período de estudio, algunas categorías de riego incrementaron su capacidad productiva (*ETR*). Es el caso del incremento del reúso agrícola en las Áreas de Cultivos Restringidos Especiales (ACREs) Campo Espejo y Lavalle en el oasis del río Mendoza,

donde se realiza el aprovechamiento productivo de los efluentes cloacales tratados en las plantas depuradoras Campo Espejo y El Paramillo, respectivamente. El incremento en la evapotranspiración de sitios con permiso precario de riego está asociado también al aprovechamiento de los efluentes cloacales tratados en ambas plantas, ya que los mismos se ubican mayoritariamente en estos ACREs. La expansión del área irrigada en los ACREs durante la década de 1990 (Capítulo III) es coincidente con la ampliación de la capacidad de ambas plantas de tratamiento y puede haber sido impulsada, además, por la política de diferimientos fiscales descripta anteriormente (Capítulo III). Actualmente los ACREs cuentan con al menos 6.500 ha habilitadas para riego y en ellos se cultivan vides, olivos, forestales, frutales de carozo y hortalizas para conservas. La planta de tratamiento Campo Espejo, ubicada en el departamento de Las Heras, fue construida a finales de los 70' para el tratamiento primario de los efluentes. Fue renovada y ampliada en los 90', incorporándose piletas secundarias y de maduración que permiten lograr la calidad de agua necesaria para reúso agrícola. Actualmente posee una población servida de 470.000 habitantes y trata un volumen diario de 128.000 m<sup>3</sup>/día. La planta El Paramillo funciona desde el año 1987 y recibe los líquidos cloacales provenientes de toda la zona Este del Área Metropolitana de Mendoza. Posee una población servida de 545.000 habitantes y trata un volumen diario de 151.500 m<sup>3</sup>/día (DGI 2016).

En la cuenca del Tunuyán superior, las parcelas con permisos precarios y derechos de riego de dominio privado registraron un incremento en el volumen de *ETR*, el cual se vincula también con la expansión del área irrigada hacia el piedemonte en las localidades de La Carrera, Gualtallary, Los Árboles, Manzano Histórico y Eugenio Bustos (Capítulo III). Esto sugiere que el aprovechamiento de vertientes y cursos de agua de dominio privado, así como el otorgamiento de permisos precarios de riego, pueden haber contribuido a la expansión ocurrida en el oasis. Sin embargo, no es posible asignar la

expansión en estos sitios exclusivamente al aprovechamiento de recursos superficiales, ya que resulta altamente probable que un mayor aporte de agua subterránea haya contribuido, como se verificó en las zonas cercanas del oasis.

Las áreas con concesiones de riego definitivas y eventuales no registraron cambios significativos en su capacidad productiva, a excepción del oasis Malargüe. En este último, la expansión del riego hacia el Sur se ha producido en sitios con derechos eventuales. No obstante, tampoco puede descartarse aquí el aporte subterráneo, el cual se ha visto significativamente incrementado en el oasis durante las últimas décadas estudiadas (Capítulo IV). Tanto la Ley de Aguas, como la Constitución de la provincia de Mendoza (1916), subordinaban el suministro de las concesiones eventuales una vez abastecida la dotación de las concesiones definitivas, siempre que exista agua disponible. Sin embargo, a partir de una acordada aprobada en el año 1929 por el DGI, las concesiones definitivas y eventuales son abastecidas simultáneamente, con un coeficiente de suministro volumétrico para las concesiones eventuales de 70% del correspondiente a las definitivas. El incremento en el volumen de ET de sitios con derechos precarios en las cuencas de Mendoza, Tunuyán superior y Diamante, si bien no representan un impacto importante en los volúmenes totales de los oasis, puede reflejar una situación de desequilibrio planteada en el sistema de distribución del agua de riego de la provincia de Mendoza. A pesar de las restricciones que acarrea la figura de “permiso” frente a la de “concesión”, los permisionarios en la actualidad se ven favorecidos con una mayor dotación que la recibida por los concesionarios eventuales, a pesar de tener estos últimos “un mejor derecho” (DGI 2016). Esta situación determinaría una mejor condición de los permisionarios durante períodos de sequía hidrológica.

Más allá de los cambios en la capacidad productiva de los oasis, determinados por la disponibilidad y gestión del agua de riego, la producción agrícola se caracteriza por

una marcada variabilidad interanual que solo es explicada parcialmente por factores vinculados a la oferta hídrica. Los resultados del presente capítulo exhiben una respuesta positiva de la producción agrícola a los caudales en los oasis de San Juan, Mendoza y Tunuyán inferior (Cuadro 5.1, Figura 5.3). Si bien la demanda de riego se incrementa durante los meses de primavera y verano (septiembre – marzo), y el mayor derrame de los ríos transcurre también en este período, las mayores correlaciones encontradas entre la producción y los caudales de invierno pueden deberse al comportamiento estadístico de estas variables: los caudales de primavera y verano presentan una variabilidad mayor que los correspondientes al invierno (Capítulo II), con caudales muy elevados durante algunos años que no implican un crecimiento similar de la producción durante esos años. En consistencia con la hipótesis planteada inicialmente, no se encontró un efecto significativo del caudal del río en la producción del oasis Tunuyán superior. Dada la mayor dependencia de los recursos subterráneos en este oasis, la disponibilidad del agua puede estar más vinculada a los costos de extracción que a limitantes físicas dadas por la variabilidad hidro-climática (Sears et al. 2018). Contrariamente a las predicciones originales, tampoco fue encontrado en el oasis Diamante-Atuel. En este caso, el bajo aporte de agua subterránea determina una dependencia casi exclusiva de los recursos superficiales. Sin embargo, la menor presión sobre los recursos hídricos de este oasis (mayor BHE, Capítulo IV) puede implicar que la variabilidad de los caudales no llegue a afectar el riego y la producción en dicho oasis. Consistentemente, los impactos de la sequía hidrológica de la última década sobre el riego y la producción agrícola han sido referidos principalmente en las cuencas de los ríos Mendoza, San Juan y Tunuyán (Capítulo IV, Rivera et al. 2021b).

El impacto negativo de la precipitación sobre la producción fue encontrado casi en la totalidad de los oasis (Cuadro 5.1, Figura 5.3). Las elevadas precipitaciones,

principalmente durante la primavera, determinan el desarrollo de enfermedades criptogámicas en el cultivo de vid como mildiu, oidio y botritis, que pueden resentir la producción. El rendimiento también puede verse afectado por defoliación o daños provocados por precipitaciones intensas y granizo (Agosta y Cavagnaro 2010; Gil y Pszczolkowski 2007). En contraposición a todos los oasis restantes, en la cuenca del río San Juan la precipitación estival presentó un efecto positivo sobre la producción. Las precipitaciones podrían estar aumentando la disponibilidad de agua y aliviando el déficit hídrico durante períodos de sequía hidrológica en este oasis, favoreciendo de esta forma la producción.

El cambio en el esquema de circulación y utilización del agua, evidenciado por la incorporación de nuevas áreas de riego y abandono de otros sitios (Capítulo III), implica una profunda transformación en los usos de la tierra y del agua que puede conducir a modificaciones de la eficiencia de uso del recurso hídrico en los oasis. El abandono de tierras de cultivo conduce a la subutilización de la infraestructura de riego superficial y la generación de excedentes de agua que redundan en ineficiencias en la asignación del recurso (Martín 2008). Por el contrario, las mejoras en los sistemas de distribución del agua superficial (impermeabilización) y la aplicación del riego mediante sistemas presurizados incrementan la eficiencia de utilización del agua, aunque resulta difícil cuantificar su impacto global a escala de oasis como se destacó previamente. El análisis efectuado en el presente capítulo mediante indicadores de productividad física permitió relacionar el rendimiento global del sistema agrícola con distintas medidas del consumo de agua destinada al riego, integrando los cambios mencionados en la eficiencia de uso del agua.

Dada la marcada variabilidad de la producción agrícola, que solo es determinada parcialmente por factores vinculados a la oferta hídrica, la productividad del agua registra

también una gran variación interanual en los oasis de la región (Cuadro 5.2). A pesar de esto, la productividad del agua de riego ( $WP_R$ ) regional registró un leve incremento, impulsado por mejoras en las cuencas de los ríos San Juan y Tunuyán Superior. Dado que para el cálculo de la  $WP_R$  se utilizó la demanda de agua para riego estimada mediante modelación ( $DR$ ), al interpretar estos resultados deben considerarse las limitaciones destacadas en el capítulo anterior. La implementación de sistemas de riego de mayor eficiencia puede no haber conducido al ahorro en el uso de agua representado en la modelación, e incluso puede haber implicado el reemplazo del abastecimiento hacia fuentes subterráneas (Capítulo IV), resultando la mejora en la productividad del agua regional sobreestimada en el presente trabajo. El oasis del Tunuyán superior es el único que experimentó, además, un incremento en la productividad del agua en los cultivos ( $WP_C$ ). Este crecimiento confirma una mejora en el uso del agua de riego en este oasis, alcanzando valores de productividad similares a los oasis del Norte de la región (San Juan, Mendoza y Tunuyán inferior) durante la última década de estudio. El oasis Sur de la provincia de Mendoza (ríos Diamante y Atuel), en cambio, registró valores de productividad significativamente menores que los oasis restantes durante todo el período estudiado. La menor productividad del agua se vincula con muy bajos rendimientos en los cultivos de este oasis, asociado principalmente a inclemencias climáticas y bajo manejo tecnológico (Fundación Instituto de Desarrollo Rural 2019). Ambas expresiones de productividad utilizadas en esta tesis han sido propuestas anteriormente como medidas útiles para la toma de decisiones sobre el riego (Fernández et al. 2020). El valor  $WP_C$  tiene la ventaja de permanecer constante en distintas escalas de análisis (Molden et al. 2003), lo que facilita la comparación entre diferentes estudios.

Es importante recalcar que la producción agrícola anual ha sido estimada considerando exclusivamente los registros de producción de vid, cultivo que concentra el



60% de la superficie implantada en la región (Capítulo II). Debido a que la proporción de cultivos se ha modificado durante el período estudiado, algunos cambios pueden estar asociados a la diferente demanda hídrica o manejo de otros cultivos, situación que no ha sido evaluada en esta tesis. Será valioso, en futuros trabajos, considerar los diferentes cultivos para diferenciar el impacto de la variabilidad hidro-climática en la producción de cada uno de ellos, y refinar las estimaciones de productividad del agua en cada oasis de la región. Esto es especialmente importante en los oasis del Tunuyán superior, Diamante-Atuel y Malargüe, que cuentan con una mayor proporción de otros cultivos, como frutales, hortalizas y forrajeras (Capítulo III), los cuales podrían tener respuesta a la variabilidad hidro-climática diferente a la reflejada por la producción de vid. Posiblemente, los efectos vinculados con la disponibilidad de agua sean similares en los otros cultivos o incluso superiores para cultivos anuales, como los hortícolas y forrajeros. En el caso de estos últimos, la disponibilidad de agua puede determinar los requerimientos de bombeo, afectando significativamente los costos de producción y, por ende, la superficie cultivada anual. En cuanto a las precipitaciones, el efecto negativo encontrado en esta tesis, dado posiblemente por condiciones sanitarias y/o contingencias climáticas, podría ser menor sobre otros cultivos (hortícolas o forrajeras) o incluso positivo en caso de contrarrestar condiciones de déficit hídrico. Los daños provocados por granizo sobre cultivos anuales (hortícolas o forrajeras) pueden ser de menor magnitud que aquellos sobre vid u otros cultivos perennes (olivo, frutales). Estas diferencias entre los distintos cultivos deberán ser mayormente estudiadas, para ser consideradas en la gestión y adaptación de los oasis irrigados a las transformaciones impuestas por el cambio climático en la región.

Como se indicó anteriormente, resulta necesario cuantificar el beneficio real del agua en la agricultura y evaluar el desempeño global del sistema de riego en los oasis con un enfoque superior al de la eficiencia de riego clásica. El presente trabajo constituye el primer esfuerzo por evaluar de manera global el uso del agua en los oasis irrigados del Centro-Oeste de Argentina, adoptando enfoques novedosos y centrados en el estrecho vínculo agua-agricultura en sistemas productivos de zonas áridas. Las estimaciones de evapotranspiración obtenidas en esta tesis se muestran robustas para los objetivos definidos y consistentes con valores presentados en informes de organismos locales (balances hídricos de los oasis de la provincia de Mendoza, DGI 2016). Sin embargo, estos resultados requieren ser validados y contrastados con estimaciones confiables de evapotranspiración, como pueden ser aquellas obtenidas con métodos basados en el balance de energía de superficie (e.g. SEBAL, Bastiaanssen et al. 1998; METRIC, Allen et al. 2007) o *eddy covariance*. Investigaciones futuras podrán ahondar en el estudio de la eficiencia de uso del agua (*WUE*) en los oasis, cuya definición ampliamente aceptada considera la evapotranspiración dividida por la cantidad de agua total destinada a los cultivos (Heydari 2014; Perry et al. 2009). Definida de esta forma, la eficiencia de uso del agua (*WUE*) caracteriza el desempeño de la agricultura irrigada desde la extracción en las fuentes de agua hasta su aprovechamiento en los cultivos con una mirada global del sistema de riego (enfoque *top-down*). Este enfoque permite superar las desventajas de los métodos basados en la eficiencia de riego clásica (enfoque *bottom-up*), los cuales son muy limitados para considerar los flujos de retornos y los complejos caminos del agua en los oasis irrigados (Heydari 2014; Jensen 2007; Perry 2011).

## **5.5. Conclusiones**

La agricultura en zonas áridas y semiáridas se desarrolla exclusivamente gracias al aporte de agua de riego, y constituye la actividad de mayor consumo de agua a nivel

mundial. La estrecha vinculación del agua con la agricultura, junto con las ventajas de los enfoques integrados para la investigación y la planificación, ha sido crecientemente reconocida durante las últimas décadas. El enfoque de nexos agua-energía-alimentos, muy extendido en los últimos 15 años, reafirma la defensa de la investigación interdisciplinaria sobre el agua planteada anteriormente por la Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH). A pesar del amplio desarrollo conceptual y el consenso científico en la necesidad de enfoques integrados, tanto las investigaciones previas como la planificación y gestión del agua en los oasis del Centro-Oeste de Argentina han centrado su atención, casi exclusivamente, en el concepto clásico de eficiencia de riego. Las políticas públicas y los esfuerzos de proyectos de inversión se orientan, mayoritariamente, a la mejora en las eficiencias de conducción, distribución y aplicación del agua de riego.

En el presente capítulo se exploraron los vínculos de la producción agrícola con la disponibilidad y gestión del agua (nexo agua-alimentos) en los oasis del Centro-Oeste de Argentina. Por un lado, se evaluaron los cambios en la capacidad productiva de los oasis asociados a la gestión del agua de riego superficial y subterránea, expresada dicha capacidad a partir del volumen de evapotranspiración real. Los mayores incrementos de la capacidad productiva en la región se han producido gracias a la explotación del agua subterránea, vinculados con la expansión de los oasis de Mendoza, San Juan y Tunuyán superior por fuera de la frontera agrícola tradicional determinada por la red de riego superficial. El presente estudio brinda la primera cuantificación del incremento en la capacidad productiva asociado al aprovechamiento del agua subterránea, y consecuente presión sobre los acuíferos en los oasis de la provincia de Mendoza.

Por otra parte, se evaluó la respuesta de la producción a la variabilidad de la oferta hídrica, y la evolución de la productividad del agua en cada uno de los oasis y la región

en conjunto. La producción agrícola se caracterizó por una marcada variabilidad interanual que solo es explicada parcialmente por factores vinculados a la oferta hídrica, lo que determina, además, una gran variación interanual en la productividad del agua. En los oasis de San Juan, Mendoza y Tunuyán inferior la producción agrícola exhibió una respuesta positiva a la variabilidad del caudal de los ríos respectivos. Esta respuesta no se registró en la producción del oasis Tunuyán superior que, conforme a la hipótesis planteada inicialmente, puede responder a la mayor dependencia de los recursos subterráneos, cuya disponibilidad del agua está más vinculada a los costos de extracción que a la variabilidad hidro-climática. Tampoco se encontró respuesta de la producción en el oasis Diamante-Atuel, donde el balance hidro-ecológico más favorable (Capítulo IV) podría implicar la ausencia de afectación del riego y la producción ante la variabilidad del caudal. La precipitación registró un efecto contrapuesto en la producción agrícola regional: mientras que en el oasis del río San Juan la precipitación estival presentó un efecto positivo sobre la producción que podría estar asociado a una mejora en la disponibilidad de agua, en los oasis restantes la precipitación (principalmente de primavera) presentó un efecto negativo sobre la producción, que podría vincularse con problemas fitosanitarios producto de la mayor humedad.

El análisis efectuado en el presente capítulo, mediante indicadores de productividad física, permitió relacionar el rendimiento global del sistema agrícola con distintas medidas del consumo de agua destinada al riego, integrando los cambios en la eficiencia de uso del agua. Se utilizaron dos medidas de productividad física que son consideradas útiles para la toma de decisiones sobre el riego. Un leve incremento en la productividad del agua de riego ( $WP_R$ ) regional, evaluada en relación a la demanda de agua destinada al riego ( $DR$ , Capítulo IV), ha sido impulsado por mejoras en las cuencas de los ríos San Juan y Tunuyán Superior. Este resultado deberá ser verificado en futuras investigaciones,

dadas las limitaciones destacadas en el capítulo anterior en relación a la demanda de agua para riego estimada mediante modelación (*DR*). Sin embargo, el incremento en la productividad del agua en los cultivos (*WPC*), evaluada en relación al agua evapotranspirada por los oasis, confirma una mejora en el uso del agua de riego en el oasis del Tunuyán superior, alcanzando valores similares a los oasis del Norte de la región (San Juan, Mendoza y Tunuyán inferior) durante la última década de estudio. Por el contrario, el oasis Sur de la provincia de Mendoza (ríos Diamante y Atuel) registró valores de productividad significativamente menores que los oasis restantes durante todo el período estudiado, originados en los bajos rendimientos en los cultivos de este oasis.

Los resultados del presente capítulo representan un primer análisis exploratorio de los nexos agua- producción agrícola en los oasis del Centro-Oeste de Argentina. Se evaluó el beneficio real del agua con un enfoque superior al de la eficiencia de riego clásica, y se estudiaron los cambios de la capacidad productiva frente a la disponibilidad y gestión del agua en los oasis de la región.

## **Capítulo VI**

### **Discusión y Consideraciones Generales**

En esta tesis se evaluó la sustentabilidad de los oasis irrigados del Centro-Oeste de Argentina (provincias de San Juan y Mendoza) en el período 1981-2018, a diferentes escalas espaciales. El marco conceptual se esforzó en considerar a los oasis irrigados como sistemas socio-ecológicos con una dinámica compleja, determinada por factores demográficos, socio-productivos, hidro-climáticos y tecnológicos. El abordaje metodológico se basó principalmente en la obtención y análisis de series temporales para estudiar la evolución de diversos aspectos especialmente relevantes para la sustentabilidad de las áreas irrigadas. Los análisis desarrollados en cada uno de los capítulos de la presente tesis (modelación, análisis de descomposición, identificación de cambios en series temporales, regresiones simples y múltiples, i.a.) brindan diferentes enfoques complementarios para abordar en forma integral la complejidad de los sistemas socio-ecológicos de los oasis (Figura 6.1). En algunos casos estos análisis consideran conceptos íntimamente relacionados, pero diferentes conceptualmente (e.g., capacidad productiva y demanda de agua para riego evaluadas a partir de la evapotranspiración real). Resulta especialmente valioso y necesario integrar los resultados de los diferentes análisis desarrollados para comprender en forma acabada las transformaciones de los oasis del Centro-Oeste de Argentina y sus implicancias para la sustentabilidad hídrica y productiva de la región.

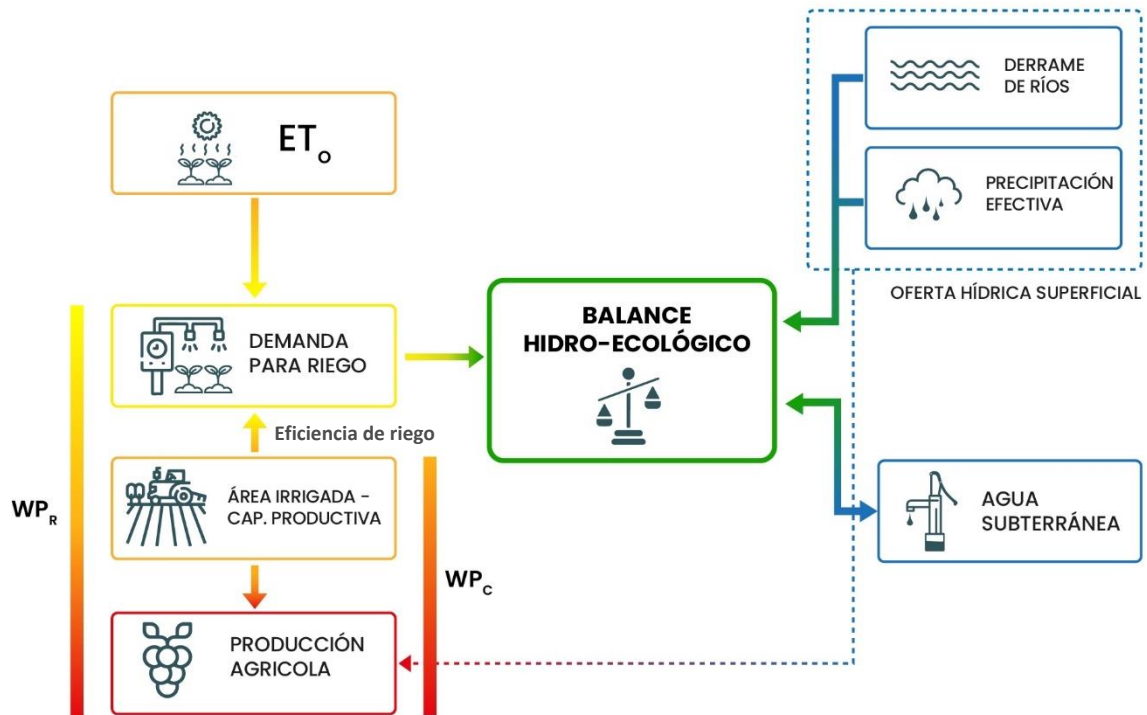


Figura 6.1. Esquema de los principales conceptos considerados en esta tesis para evaluar la sustentabilidad hídrica y productiva de los oasis irrigados del Centro-Oeste de Argentina. Para el Balance Hidro-Ecológico se consideraron, además, las demandas no agrícolas (doméstica e industrial) que son minoritarias en relación a las demandas de agua para riego. No se indican en el gráfico ya que no se profundizó el estudio de dichas demandas en la presente tesis.

En este capítulo se discute las fortalezas y limitaciones del Balance Hidro-Ecológico, metodología propuesta en esta tesis como medida de sustentabilidad hídrica y productiva en zonas áridas y semiáridas. Posteriormente, se presenta una síntesis de los principales resultados de esta tesis, y se valoran en forma integrada en relación a las hipótesis planteadas inicialmente, se discute la relevancia de estos aportes al estado de conocimiento actual, así como los nuevos interrogantes que se desprenden de este trabajo y podrían guiar investigaciones futuras. Se discute además las implicancias de los resultados de la presente tesis para la gestión del agua y de la tierra en los oasis del Centro-Oeste de Argentina, en un contexto de variabilidad y cambio hidro-climático.

### 6.1. Balance Hidro-Ecológico: medida de sustentabilidad hídrica y productiva en zonas áridas y semiáridas

El Balance Hidro-Ecológico (BHE) propuesto en la presente tesis constituye un enfoque novedoso basado en la metodología de huellas ambientales, que permite evaluar



la sustentabilidad hídrica en cuencas de zonas áridas o semiáridas. Refleja la presión de la demanda de las distintas actividades de la sociedad en relación a los recursos hídricos disponibles en una cuenca o región determinada. A diferencia del análisis de Huella Hídrica, que pone énfasis en cuantificar las transferencias de agua virtual o embebida en los productos comercializados entre distintas regiones (Allan 1998; Hoekstra 2009), con una capacidad limitada para evaluar el impacto del consumo de agua en los caudales y las reservas naturales (Gleeson et al. 2012), el Balance Hidro-Ecológico se enfoca en cuantificar la demanda de agua total en una cuenca o región (Huella Hidro-Ecológica), considerando las distintas actividades, y contrastarla con la oferta hídrica sustentable que comprende las distintas fuentes (superficial y subterránea) disponibles en dicha cuenca o región. De esta forma, el BHE permite considerar no solo las demandas de las distintas actividades antrópicas, sino también los requerimientos ambientales o ecológicos, de especial relevancia para la sustentabilidad hídrica de una cuenca o región considerada (Bilalova et al. 2023; Peña 2016; The Global Water Partnership 2005). Por lo tanto, un BHE deficitario refleja que la demanda se encuentra por encima de la oferta hídrica disponible en un determinado año. Este déficit en la cuenca puede manifestarse de diferentes maneras: desabastecimiento de la demanda de agua, especialmente en actividades de mayor consumo como es el riego, disminución de reservas superficiales (embalses y otros reservorios), deterioro de caudales ambientales hacia ecosistemas naturales y/o sobreexplotación de acuíferos para suplir la demanda, lo que puede conducir al abatimiento de los niveles de las reservas subterráneas.

En zonas áridas y semiáridas, el agua constituye el principal factor limitante de la producción (Pedrick 2012; Stroosnijder et al. 2012), por lo que su capacidad productiva se encuentra estrechamente vinculada y restringida por la disponibilidad de agua. Por lo tanto, el BHE representa también una medida de la sustentabilidad productiva en zonas

áridas y semiáridas, al indicar si existe una degradación de las condiciones hídricas o un desabastecimiento de la demanda de agua con las condiciones de uso existentes (tecnología, gestión, i.a.). Como se destacó anteriormente, el análisis de Huella Ecológica y Biocapacidad (Wackernagel y Rees 1997) se enfoca en contrastar la demanda de las sociedades con la capacidad productiva de los ecosistemas, sin considerar ninguna evaluación de la explotación de los recursos hídricos, un aspecto clave para la sustentabilidad de zonas áridas y semiáridas. Incluso el objetivo de optimización de la biocapacidad puede conducir a una mayor presión sobre los recursos hídricos (Du et al. 2011; Guo et al. 2017). Por estos motivos, el análisis de Balance Hidro-Ecológico propuesto en la presente tesis puede ser considerado un enfoque superador para evaluar la sustentabilidad hídrica y productiva en zonas áridas y semiáridas.

## **6.2. Principales resultados de esta tesis**

La figura 6.2 sintetiza los principales resultados encontrados en esta tesis para cada uno de los oasis estudiados. En el **capítulo II** se analizó la dinámica de los factores hidro-climáticos relevantes para el balance hídrico y la contribución de la precipitación efectiva a la seguridad hídrica de cada uno de los oasis. Los principales resultados fueron:

- ✓ La evapotranspiración de referencia registra una variabilidad mucho menor que las fuentes de oferta hídrica (caudales y precipitación), y registró incrementos significativos durante verano e invierno en casi todos los oasis. Este incremento puede ser vinculado con el aumento de las temperaturas e implicaría una mayor demanda de agua en las áreas irrigadas.
- ✓ La oferta hídrica superficial registró una significativa disminución durante las últimas 4 décadas en todos los oasis, como consecuencia de tendencias negativas y caídas abruptas en los caudales de los ríos. Estos cambios pueden ser atribuidos, parcialmente, a la variabilidad hidro-climática de la región (ENSO y PDO).

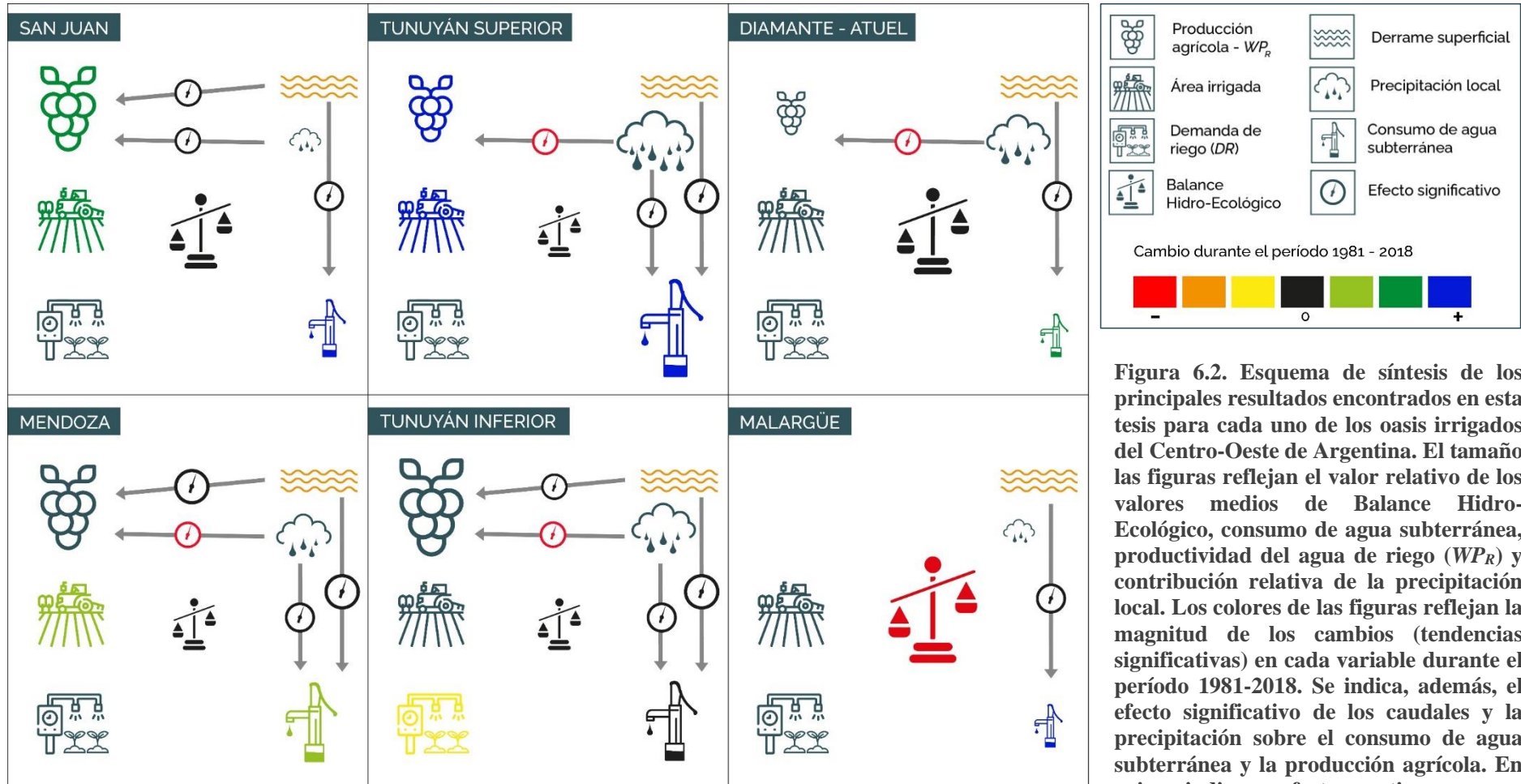


Figura 6.2. Esquema de síntesis de los principales resultados encontrados en esta tesis para cada uno de los oasis irrigados del Centro-Oeste de Argentina. El tamaño las figuras reflejan el valor relativo de los valores medios de Balance Hidro-Ecológico, consumo de agua subterránea, productividad del agua de riego ( $WP_R$ ) y contribución relativa de la precipitación local. Los colores de las figuras reflejan la magnitud de los cambios (tendencias significativas) en cada variable durante el período 1981-2018. Se indica, además, el efecto significativo de los caudales y la precipitación sobre el consumo de agua subterránea y la producción agrícola. En rojo se indica un efecto negativo.

- ✓ Las tendencias positivas en primavera-verano y negativas en invierno reflejan una acentuación de la estacionalidad de la precipitación en los oasis de la región con un régimen de precipitación estival.
- ✓ En los oasis de los ríos Tunuyán Superior, Tunuyán Inferior, Mendoza, Diamante y Atuel, la precipitación efectiva local, inducida mayormente por los aportes de humedad del Océano Atlántico durante la estación cálida, presenta un régimen de variabilidad diferente al del caudal de los respectivos ríos, generando un efecto de compensación que reduce la variabilidad de la oferta hídrica en estos oasis. La precipitación puede aliviar períodos de sequía hidrológica, aumentando la disponibilidad de agua y alcanzando incluso una contribución a los cultivos similar a la de los ríos (50%).

En el **capítulo III** se estudió la dinámica espacial y temporal de las áreas irrigadas en los distintos oasis, su relación con la evolución del sistema agrícola-productivo, y los factores impulsores de cambio de usos de la tierra referidos en la bibliografía. En los resultados se destacan:

- ✓ Se registraron cambios importantes en los patrones espaciales de las áreas de riego, junto a un incremento del 17% en el área irrigada total de la región durante el período estudiado. La expansión de las áreas de riego se registró, principalmente, hacia el piedemonte en las cuencas de los ríos Tunuyán superior, San Juan y Mendoza. Respecto al abandono de sitios de riego, se identificó un patrón que puede ser vinculado a dos procesos predominantes: avance urbano sobre áreas irrigadas, principalmente en las áreas metropolitanas de San Juan y Mendoza; abandono en áreas marginales de los oasis con una profunda transformación de los usos de la tierra y el agua.

- ✓ La superficie cultivada en la región ha sufrido una leve retracción durante las últimas 3 décadas, por lo que el incremento en la superficie irrigada no puede ser directamente asociado a un crecimiento del sistema agrícola-productivo.
- ✓ En los oasis del Sur de la región (Diamante, Atuel y Malargüe), a pesar de permanecer relativamente estable la superficie irrigada, se registraron transformaciones importantes en los patrones espaciales de los sitios de riego, junto con una transformación agro-productiva que ha implicado el reemplazo de cultivos de vid y forestales por una gran expansión del cultivo de forrajeras y olivos.

El **capítulo IV** evaluó la sustentabilidad de los oasis a partir del Balance Hidro-Ecológico y el consumo de agua subterránea. Se analizó la evolución de la demanda bruta de agua para riego, componente mayoritario de la Huella Hidro-Ecológica en los oasis.

Los principales resultados de este capítulo comprenden:

- ✓ A escala regional, la demanda de agua para riego no ha presentado cambios significativos. La progresiva incorporación de sistemas de riego de mayor eficiencia ha contrarrestado el crecimiento del área irrigada durante la década de los 90', manteniendo un valor medio anual de 6.583 hm<sup>3</sup>. La precipitación efectiva incorpora una importante variabilidad interanual a la demanda de agua para riego con un efecto creciente conforme al gradiente de la precipitación en la región (Norte-Sur).
- ✓ La explotación de los acuíferos en la región se incrementó significativamente durante el período de estudio, impulsada por el crecimiento del área irrigada y la severa sequía hidrológica de la última década.

- ✓ El oasis del río Tunuyán inferior es el único donde la demanda de agua para riego se ha visto reducida (13% aproximadamente), acompañando la contracción de la oferta hídrica durante los últimos años, y el consumo de agua subterránea no se ha incrementado significativamente.
- ✓ La persistencia de condiciones de déficit en el Balance Hidro-Ecológico regional durante la última década estudiada, junto con niveles de explotación de agua subterránea sin precedentes en todos los oasis, reflejan una situación especialmente crítica para la seguridad hídrica y capacidad productiva de los oasis de la región.
- ✓ Los oasis de Mendoza y Tunuyán exhibieron la situación más desfavorable, con una presión sobre los recursos hídricos (Balance Hidro-Ecológico) e intensidad de explotación de los acuíferos mayor que en los restantes de la región, reflejando una fuerte dependencia del agua subterránea. A su vez, la extracción de agua subterránea se ve afectada por la variabilidad de las precipitaciones, lo que sugiere que esta fuente de agua es considerada en las decisiones de riego en estos oasis.

En el **capítulo V** se exploraron los vínculos de la producción agrícola con la disponibilidad y gestión del agua (nexo agua-alimentos) en cada oasis. Para esto, se estudió la evolución de la capacidad productiva en relación a la gestión del agua superficial y subterránea, la respuesta de la producción a la variabilidad de la oferta hídrica, y la evolución de la productividad del agua en cada uno de los oasis y la región en conjunto. Los principales resultados fueron:

- ✓ Las áreas irrigadas de la región incrementaron su evapotranspiración real a razón de 16,3 hm<sup>3</sup>/año, con una significancia intermedia ( $p < 0,1$ ), lo que representa un crecimiento del 9,1% en la capacidad productiva de estas zonas. Los mayores

incrementos se han producido gracias a la explotación del agua subterránea, vinculados con la expansión de los oasis Tunuyán superior ( $3,8 \text{ hm}^3/\text{año}$ ) y Mendoza ( $1,9 \text{ hm}^3/\text{año}$ ) por fuera de la frontera agrícola tradicional determinada por la red de riego superficial.

- ✓ La producción agrícola se caracterizó por una marcada variabilidad interanual, que solo es explicada parcialmente por factores vinculados a la oferta hídrica, lo que determina, además, una gran variación interanual en la productividad del agua. La variabilidad de los caudales induce una respuesta positiva en la producción agrícola, excepto en los oasis de Tunuyán superior y Diamante-Atuel.
- ✓ La precipitación registró un efecto contrapuesto en la producción agrícola regional: mientras que en el oasis del río San Juan la precipitación estival presentó un efecto positivo sobre la producción, en los oasis restantes la precipitación (principalmente de primavera) presentó un efecto negativo sobre la producción.
- ✓ La productividad del agua de riego ( $WP_R$ ) regional, evaluada en relación a la demanda de agua destinada al riego, registró un leve incremento impulsado por mejoras en las cuencas de los ríos San Juan y Tunuyán Superior. El incremento en la productividad del agua en los cultivos ( $WP_C$ ), evaluada en relación al agua evapotranspirada por los oasis, confirma una mejora en el uso del agua de riego en el oasis del Tunuyán superior, alcanzando durante la última década de estudio valores ( $\overline{WP_C} = 0,64 \text{ kg}/\text{m}^3$ ) similares a los oasis del Norte de la región (San Juan, Mendoza y Tunuyán inferior). Por el contrario, el oasis Sur de la provincia de Mendoza (ríos Diamante y Atuel) registró valores de productividad ( $\overline{WP_R} = 0,36 \text{ kg}/\text{m}^3$ ;  $\overline{WP_C} = 0,35 \text{ kg}/\text{m}^3$ ) significativamente menores que los restantes durante todo el período estudiado.

### **6.3. Relevancia de la investigación desarrollada e integración de los resultados**

La investigación desarrollada en esta tesis brinda un análisis novedoso de los oasis del Centro-Oeste de Argentina, considerando en forma integrada las diferentes fuentes de oferta hídrica (derrame superficial, precipitación y agua subterránea), demandas de agua y la variabilidad hidro-climática durante las últimas décadas. Las hipótesis propuestas inicialmente orientaron toda la investigación desarrollada, mediante la ejecución de los objetivos específicos definidos (Capítulo I). Si bien estas hipótesis no fueron sujetas directamente a un tratamiento experimental, han sido de gran utilidad para ordenar e interpretar los principales resultados encontrados, e inferir los posibles mecanismos que los originan. A diferencia de las ciencias experimentales, la investigación histórica implica explicar fenómenos observables en términos de causas inobservables que no pueden ser reproducidas o controladas completamente. Se orienta, entonces, a encontrar indicios o rastros que aporten evidencia a favor o en contra de las hipótesis históricas consideradas y, de esta forma, identificar aquella que brinda la mejor explicación causal a los indicios encontrados (Cleland 2001).

La persistencia de condiciones de déficit en el Balance Hidro-Ecológico regional, junto con niveles de explotación de agua subterránea sin precedentes, reflejan una situación alarmante durante la última década estudiada, asociada a la intensa sequía hidrológica en los Andes Centrales ocurrida desde el 2010. Esta “megasequía” ha sido identificada como la más severa y duradera de todo el registro instrumental (Rivera et al. 2021a; Rivera et al. 2021b) y un evento sin análogo durante el último milenio (CR2 2015). Los resultados del presente trabajo (Apéndice A3) confirman la influencia de la Oscilación Decenal del Pacífico (PDO) y Oscilación de El Niño (ENSO) en la variabilidad de la oferta hídrica en la región durante las últimas 4 décadas. Sin embargo, el forzamiento antropogénico también podría estar jugando un papel importante en la



intensidad y persistencia de las condiciones de sequía desde 2010, por lo que podría mantenerse en el futuro (Boisier et al. 2016, 2018). Históricamente, la precipitación ha sido considerada una fuente de agua minoritaria para los cultivos, por lo que su aporte a la disponibilidad hídrica de los oasis no ha sido mayormente estudiado. El análisis de la precipitación como fuente de oferta hídrica y su impacto sobre la explotación de agua subterránea y la producción agrícola efectuado en esta tesis no tiene antecedentes para la región. Los resultados concuerdan con la primera hipótesis planteada (hipótesis A): la precipitación, si bien es una fuente de agua minoritaria para los cultivos, puede cobrar especial importancia durante períodos de sequía hidrológica y, dado su diferente modo de variabilidad, tiene un efecto estabilizador sobre la oferta hídrica de los oasis. En aquellos oasis con mayor presión sobre los recursos hídricos disponibles (Mendoza, Tunuyán superior e inferior), la variabilidad de las precipitaciones afecta, incluso, la intensidad de explotación de las aguas subterráneas (Cuadro 4.3). El efecto compensador de la precipitación brinda un valioso mecanismo para las áreas de riego en la vertiente oriental de los Andes Centrales frente a la variabilidad del caudal de los ríos, a diferencia de la vertiente occidental (Chile) donde las precipitaciones de las tierras bajas y las nevadas en las partes altas de los Andes comparten el mismo origen climático y fuente de humedad (Núñez et al. 2017; Viale et al. 2019), por lo que se encuentran más acopladas.

El riego agrícola constituye la actividad de mayor demanda de agua y, por lo tanto, el componente mayoritario de la Huella Hidro-Ecológica en los oasis de la región. La modelación hidrológica realizada con un enfoque *bottom-up* que integra los cambios en la superficie irrigada, los métodos de riego y la variabilidad hidro-climática, permitió simular la evolución de la demanda de agua para riego y la explotación de agua subterránea en los oasis (capítulo IV). Los resultados de esta modelación reflejan un efecto de rebote o paradoja de Jevons: la mejora en la eficiencia de aplicación del riego

mediante sistemas presurizados ha sido acompañada por un incremento en el área irrigada que ha determinado una demanda de agua para riego sostenida durante las últimas 3 décadas (Cuadro 4.1, Figura 4.2). El crecimiento del área regada, registrado principalmente hacia el piedemonte de las cuencas de Tunuyán superior, San Juan y Mendoza (Figura 3.3), ha sido impulsado por la reconversión del sistema agrícola-productivo y relocalización de las áreas de riego; proceso que no ha implicado un crecimiento similar del área cultivada en los oasis (Figura 3.5). Dicha expansión ha sido posibilitada casi exclusivamente por la explotación del recurso subterráneo (Figura 5.4), lo que ha conducido a una creciente presión sobre los acuíferos de estas cuencas mencionadas (Figura 4.4, Cuadro 4.2).

Los registros de energía eléctrica reflejaron incrementos en la explotación de los acuíferos mucho mayores que los indicados por la modelación (Cuadro 4.2). La modelación permite evaluar las consecuencias de un conjunto reducido de condiciones hipotéticas, explícitamente representadas, pero no puede determinar el cumplimiento de estos supuestos ni representar todas las demás condiciones físicas, posiblemente relevantes, presentes en el sistema físico concreto que se está modelando (Cleland 2001). Como se destacó en el Capítulo IV, la implementación de sistemas de riego de mayor eficiencia puede no haber conducido al ahorro en el uso de agua representado en la modelación, o incluso haber implicado el reemplazo del abastecimiento hacia fuentes subterráneas. Desde la década de 1990 diversos autores (Keller y Keller 1995; Keller et al. 1998; Pereira et al. 2012; Seckler 1996; Seckler et al. 2003) han destacado el problema de los ahorros de agua no reales que se estiman o proyectan a partir de enfoques basados en la eficiencia de riego, dando lugar a los llamados “ahorros de agua secos o de papel” (*paper water savings* o *dry water savings*). La eficiencia del riego se utiliza a menudo como medida de desempeño del sistema y sus bajos valores son considerados un margen

potencial de ahorro en la conservación del agua. No obstante, las consideradas “perdidas” pueden ser importantes aguas abajo (capítulo V), y las mejoras en la eficiencia del riego pueden reducir los flujos de retorno y no conducir necesariamente a un ahorro real de agua en la cuenca como se espera (Keller et al. 1998).

En síntesis, conforme a la hipótesis planteada (hipótesis B), la expansión del área de riego en las cuencas de los ríos San Juan, Tunuyán superior, Mendoza y Malargüe ha sido posible gracias al incremento significativo del consumo de agua subterránea. Los ahorros de agua derivados de mejoras en los sistemas de riego, en cambio, podrían estar siendo sobreestimados a partir del enfoque clásico de eficiencia de riego; aspecto que debería ser profundizado en futuras investigaciones. El oasis del río Tunuyán inferior es el único donde se verificó una disminución en la demanda de agua de riego modelada, acompañando la caída en la oferta hídrica y manteniendo un Balance Hidro-Ecológico y consumo de agua subterránea relativamente estables, como se planteó en la hipótesis. El oasis Sur de Mendoza (Diamante y Atuel), en cambio, a pesar de haber mantenido una superficie irrigada estable, no ha reducido su demanda de agua para riego, incrementando significativamente el consumo de agua subterránea para contrarrestar la caída en los caudales.

Los resultados de esta tesis confirman la creciente presión sobre los acuíferos ejercida por la expansión de los oasis en la región (Martín 2008; Martín y Larsimont 2016; Otta et al. 2022; Prieto et al. 2021; Scott et al. 2012), aportando la primera estimación de la magnitud de este fenómeno. Martín y Larsimont (2016) resaltan incluso la transición a un nuevo esquema de circulación del agua o “ciclo hidrosocial” (Linton y Budds 2014; Swyngedouw 2004) desde mediados de los años noventa, basado en un sistema de acceso individual al agua subterránea en zonas altas de las cuencas, mediante pozos electrificados, y su aplicación al cultivo por goteo o aspersión, lo que implica el

surgimiento de nuevos actores y una reorganización de las relaciones de poder en relación al acceso y control del suelo irrigado. El nuevo esquema favorece el acceso de los agentes de mayor poder económico que pueden solventar los costos de la perforación y la energía requerida para el bombeo (Martín 2008; Montaña y Boninsegna 2016). Además del incuestionable impacto de la expansión de los oasis, el consumo de agua subterránea está directamente asociado a la variabilidad de los caudales, por lo que la sequía hidrológica también ha profundizado su explotación durante la última década en todos los oasis de la región (Figura 4.4, Cuadros 4.2 y 4.3.). El aprovechamiento del recurso subterráneo se presenta, de este modo, como la principal estrategia para sortear períodos de sequía hidrológica en la región, compensando el déficit en los caudales superficiales. Mientras que la severa sequía registrada en 1967-1971 disparó el desarrollo de perforaciones en la región (Miranda 1999; Prieto et al. 2021; Rojas 2021), el importante acceso al agua subterránea durante la megasequía de la última década ha permitido morigerar la ausencia de agua en los ríos. Si bien este mecanismo ha sido resaltado por estudios previos (Gomez et al. 2021; Martín 2008; Prieto et al. 2021; Rojas 2021), los resultados del presente trabajo representan la primera cuantificación del efecto de compensación ejercido por los acuíferos en la región y de la magnitud de este fenómeno durante la sequía de la última década. Prieto y colaboradores (2021) destacan que la expansión del uso de los acuíferos ocurrida desde 1968 se explica por la gran sequía de este período, pero también por la ampliación de las zonas cultivadas bajo riego hacia zonas que no tenían riego superficial. Los resultados de la presente tesis permiten concluir que son estos mismos drivers los que han intensificado la explotación de los acuíferos en las décadas posteriores desde 1990.

El agua constituye el principal factor limitante de la producción en zonas áridas y semiáridas, por lo que la producción agrícola se vincula estrechamente con la disponibilidad y gestión del agua de riego. A pesar del amplio desarrollo conceptual y el

consenso científico en la necesidad de enfoques integrados, la presente tesis representa la primera investigación que explora los nexos agua-producción en los oasis del Centro-Oeste de Argentina, evaluando el impacto de la variabilidad hidro-climática en la producción y el desempeño de dichos oasis con un enfoque superior de la eficiencia de riego clásica. A diferencia de la estabilidad esperada inicialmente (hipótesis D), la capacidad productiva de los oasis de la región se ha incrementado 9,1%, producto de la expansión del área irrigada impulsada por el aprovechamiento de agua subterránea. A pesar de la disminución del área cultivada en los oasis de Tunuyán inferior, Diamante y Atuel, sus áreas de riego mantuvieron valores relativamente estables, por lo que no se vio reducida la capacidad productiva de estos oasis.

Una fracción minoritaria de la alta variabilidad registrada en la producción agrícola puede ser asociada a la variabilidad hidro-climática. Conforme a la hipótesis planteada (hipótesis C), cuanto mayor es la contribución de agua subterránea en cada oasis, mayor su rol amortiguador frente a la variabilidad de los caudales (Figura 4.5) y menor el impacto en la productividad agrícola (Cuadro 5.1). La producción en el Tunuyán superior, oasis con el mayor aporte relativo de aguas subterráneas de toda la región, no reflejó una respuesta a la variabilidad del caudal del río. Dada la mayor dependencia de los recursos subterráneos, la disponibilidad de agua en este oasis puede estar más vinculada a los costos de extracción que a limitantes físicas dadas por la variabilidad hidro-climática, al menos en el corto plazo, tal como ha sido resaltado en otras áreas irrigadas del planeta (Contor y Taylor 2013; Lin Lawell 2016; Sears et al. 2018; Wang et al. 2020). Sin embargo, contrariamente a las predicciones originales, la producción del oasis Sur de Mendoza (Diamante-Atuel) tampoco reflejó respuesta a la variabilidad del derrame superficial. El bajo aporte de agua subterránea, en este caso, se condice con una baja presión sobre los recursos hídricos de este oasis (BHE positivo, Capítulo IV), lo que

puede implicar que la variabilidad de los caudales no haya afectado el riego ni la producción en dicho oasis.

La productividad del agua permitió caracterizar el desempeño de los oasis de riego, vinculando el rendimiento productivo con el volumen de agua evapotranspirada ( $WP_C$ ) o la demanda de agua para riego ( $WP_R$ ). La expansión del área de riego mediante sistemas presurizados de mayor eficiencia ha redundado en mejoras de la productividad del agua en el oasis Tunuyán superior, abonando la hipótesis propuesta (hipótesis D). En cambio, los leves incrementos en la productividad del agua de riego ( $WP_R$ ) encontrados en la cuenca del río San Juan y a escala regional, asociados también a mejoras en la eficiencia del riego, deben ser considerados con reserva y mayormente investigados, dado las limitaciones destacadas para la demanda de agua de riego modelada.

#### **6.4. Interrogantes para futuros trabajos y recomendaciones para la gestión del agua y la tierra en el contexto de cambio climático**

La sustentabilidad de una región involucra el cumplimiento de ciertas condiciones vinculadas a procesos (hidrológicos, socio-económicos, territoriales, etc.) que transcurren y se manifiestan a escala regional o de cuencas. Por lo tanto, la investigación de dichos procesos, así como la definición de objetivos, planificación y monitoreo de políticas orientadas a la sustentabilidad, requieren enfoques a escala regional, aunque las medidas de gestión que se desprendan de estas puedan involucrar la intervención a escalas menores (e.g. municipios, regantes o productores, explotaciones agropecuarias, parcelas, proyectos de inversión e infraestructura). Planes, programas y demás medidas de gestión sectoriales (económico-productivas, gestión hídrica, ordenamiento territorial, i.a.) requieren ser articuladas entre sí y orientadas a los objetivos de sustentabilidad definidos en las políticas mencionadas.

Las hipótesis planteadas en esta tesis se orientaron a proponer efectos y mecanismos causales, plausibles a la luz del conocimiento científico disponible y de ideas arraigadas en el ámbito técnico-académico, que determinan aspectos claves de la sustentabilidad hídrica y productiva de los oasis. Comprender los mecanismos causales resulta crucial para el diseño de políticas y medidas de gestión, ya que una misma causa puede producir su efecto a través de diferentes mecanismos que requieren intervenciones diferentes, y mecanismos distintos pueden tener consecuencias distintas (Meyfroidt 2016). Los resultados de la presente tesis constituyen un valioso cuerpo de conocimiento para la gestión del agua y la tierra en las áreas irrigadas del Centro-Oeste de Argentina. La investigación desarrollada pone en relieve la estrecha vinculación entre los factores hidro-climáticos, socio-económicos, productivos y tecnológicos en los oasis irrigados de la región. La creciente demanda de análisis de cuencas y la complejidad de los sistemas hidrológicos, socioeconómicos y ecológicos interrelacionados exigen nuevas herramientas de análisis (Van Dam et al. 2006), y su estrecha integración a los procesos de toma de decisiones políticas y de gestión (David Molden y Oweis 2007). Mucha más investigación es requerida para dilucidar mejor y con mayor confianza los efectos y mecanismos causales explorados en la presente tesis, sus resultados a escala de oasis o cuencas y el consecuente desarrollo de políticas y medidas de gestión, más aún en el contexto de incertidumbre generado por la variabilidad y el cambio hidro-climático. Se requiere, entonces, enfoques integrados, inter- y transdisciplinarios que permitan investigar los vínculos más relevantes a escala de cuencas u oasis para el estudio y la planificación de los recursos (agua, tierra, energía, i.a.). Es ampliamente reconocida en la comunidad científica la necesidad de garantizar la colaboración entre diversas disciplinas y partes interesadas como requisito para poder abordar los problemas interconectados del desarrollo sostenible (Von Braun y Mirzabaev 2016). El nexo agua-energía-alimentos

(WEF, por sus siglas en inglés de *Water-Energy-Food*), desarrollado y extendido desde el 2011, es un marco conceptual que reconoce las interconexiones entre estos amplios dominios y busca desarrollar soluciones conjuntas que mitiguen las compensaciones y promuevan sinergias entre ellos (Hoff 2011). Será especialmente valioso profundizar en futuras investigaciones el análisis de los nexos agua-producción agrícola con nuevos enfoques que permitan cuantificar adecuadamente el beneficio real del agua, evaluar el desempeño de los oasis productivos y planificar políticas orientadas a mejorar el aprovechamiento del agua con una mirada integral. Medidas económicas de productividad del agua podrán ser consideradas para cuantificar este beneficio e integrar el análisis a otros aspectos socio-económicos. Avanzar en estas líneas de investigación permitirá, además, el futuro desarrollo de plataformas y sistemas de apoyo para la toma de decisiones con enfoques integrados en los oasis del Centro-Oeste de Argentina.

Existen algunos antecedentes de planificación regional e intersectorial a partir de la política de Ordenamiento Territorial impulsada en la provincia de Mendoza con la ley provincial N°8.051/2009. Sin embargo, lejos de la integración propuesta en esta tesis, la planificación y gestión del agua en las provincias de Mendoza y San Juan se realiza fundamentalmente con un enfoque sectorial y con escasa articulación con otras áreas estrechamente vinculadas (gestión territorial, económico-productiva, energética). La modernización de los sistemas de riego y la mejora de la eficiencia constituyen así el foco central de la gestión hídrica en la región. Como se discutió anteriormente, las mejoras de la eficiencia pueden no conducir a un ahorro real de agua (*“paper water savings”*), e incluso pueden favorecer incrementos en la explotación de los acuíferos o el uso total de agua en la cuenca (paradoja de Jevons). Si bien los conceptos clásicos de eficiencia son apropiados para el diseño y manejo de sistemas de riego, su aplicación directa a las cuencas hidrográficas en su conjunto conduce a decisiones incorrectas y políticas



erróneas (Keller y Keller 1995; Keller et al. 1998). Investigaciones previas han destacado cómo el excesivo optimismo tecnológico y los discursos apoyados en la carencia de agua han conducido a aumentar el uso del recurso hídrico y la producción en los oasis de la región, agravando el problema a mediano plazo (Bertranou et al. 1987; Prieto et al. 2021). Frente a la profundización de la sequía, la gestión del recurso hídrico en los últimos años se ha orientado a buscar modelos considerados exitosos en otras zonas áridas del planeta, con una confianza aún mayor en la tecnología y escasa participación de organismos científicos y actores locales (Infobae 2022; Ríos 2022; Stopansky 2022). Debido a la complejidad destacada, la adopción de paquetes tecnológicos o modelos de gestión considerados exitosos en otras regiones difícilmente constituyan “balas de plata” para afrontar los desafíos que impone el cambio hidro-climático y la definición de una estrategia de adaptación debiera estar fundada en el conocimiento científico local, internacional y el consenso de los actores involucrados.

Las métricas consideradas en esta tesis para evaluar el desempeño de los oasis con un enfoque global (Balance Hidro-Ecológico, productividad del agua, explotación de agua subterráneas) pueden ser consideradas un conjunto consistente de indicadores complementarios para la planificación y la gestión orientada a la sustentabilidad hídrica y productiva de las áreas irrigadas del Centro-Oeste de Argentina. La tendencia actual es abandonar el término clásico de eficiencia de riego y adoptar descriptores alternativos que permitan valorar el desempeño global a escala regional o de cuencas y formular políticas y medidas de gestión orientadas al ahorro de agua (Pereira et al. 2012). El aumento de la eficiencia de uso del agua (*WUE* definida a escala de oasis) y la productividad del agua (*WP*) se destacan actualmente como aspectos importantes en las áreas de riego (e.g. Clemmens y Molden 2007; Molden et al. 2003; Molden y Oweis 2007; Oweis y Hachum 2003), y constituyen una condición necesaria para la sustentabilidad de

los oasis de la región. Resulta importante considerar que las medidas de productividad del agua son difíciles de comparar entre distintos estudios o regiones y el aumento de dicha productividad depende del contexto, por lo que sólo puede evaluarse adecuadamente adoptando una perspectiva integrada de la cuenca (Molden y Oweis 2007). Las mejoras en la productividad del agua pueden comprender tanto medidas vinculadas directamente al manejo del agua, como pueden ser el incremento de la eficiencia del riego, incremento del reuso y reasignación de los derechos de riego, como otras medidas no relacionadas directamente con el agua (Molden y Oweis 2007): mejorar el rendimiento productivo, disminuir pérdidas por contingencias climáticas, etc. Debe considerarse que incrementar la productividad del agua implica transformaciones en el uso del agua que conllevan implicancias y compromisos sociales y económicos, que no han sido mayormente evaluados en esta tesis.

El Balance Hidro-Ecológico propuesto en esta tesis brinda una visión global de la sustentabilidad hídrica de los oasis o cuencas, analizadas considerando la variabilidad de las distintas fuentes de oferta hídrica, la explotación sustentable de los acuíferos, los caudales ambientales y las distintas demandas de agua. Por lo tanto, constituye un indicador de gran utilidad no solo para la investigación, sino también para el monitoreo y la planificación en cuencas de zonas áridas y semiáridas. Debido a que el análisis de BHE fue desarrollado para evaluar la sustentabilidad de regiones en particular (oasis del Centro-Oeste de Argentina), se adoptó un enfoque basado en la producción, es decir en los demandantes directos del agua en cada oasis. Los enfoques desde la perspectiva del consumo han sido cada vez más adoptados en los análisis de Huellas Ambientales (Galli et al. 2012) y ofrecen varias ventajas para los procesos de elaboración de políticas y toma de decisiones. Como destaca Wiedmann (2009), la contabilidad basada en el consumo es útil para complementar los enfoques basados en el territorio al incluir todas las fuerzas

impulsoras de las demandas sobre los activos ecológicos asociadas a las actividades de consumo, por lo que puede utilizarse para diseñar estrategias sobre políticas de consumo y producción sostenibles a escala nacional, regional y local. En futuras investigaciones podrá implementarse el análisis del Balance Hidro-Ecológico desde la perspectiva del consumo sin mayores dificultades metodológicas, permitiendo evaluar el impacto de la comercialización y las demandas externas sobre la sustentabilidad hídrica y productiva de los oasis del Centro-Oeste de Argentina y otras zonas áridas y semiáridas similares.

El cambio climático impone grandes desafíos para los oasis irrigados del Oeste argentino. Al considerar las proyecciones climáticas de los Andes Centrales, es probable que la región se vuelva más seca y cálida (Barnett et al. 2005; Boninsegna y Villalba 2006; Vicuña et al. 2011, 2012; Villalba et al. 2016), con un aumento en la frecuencia y severidad de las sequías meteorológicas (Penalba y Rivera 2013; Rivera et al. 2017b). Las disminuciones proyectadas en las precipitaciones niveas y consecuentemente en los caudales de los ríos, junto con el incremento de la evapotranspiración potencial en los oasis (Almazroui et al. 2021; Castellanos et al. 2023; Forni et al. 2018; Müller y Lovino 2023; Omani et al. 2016; Rivera et al. 2020; Schwank et al. 2014; Spinoni et al. 2020; Villamayor et al. 2021), podría implicar una profundización de la problemática encontrada durante la última década estudiada. Resulta especialmente relevante para la futura gestión del agua en los oasis el desarrollo de proyecciones fiables de las distintas fuentes. Más investigación sobre los procesos físicos que rigen el hidro-clima en los Andes Centrales es requerida para identificar los impactos futuros en la oferta hídrica de estos oasis (Arias et al. 2021; Rivera et al. 2017b). Como se destacó anteriormente (Capítulo II), además de los cambios proyectados en las precipitaciones niveas resulta necesario considerar otros aspectos relevantes de la hidro-climatología de los Andes Centrales para las proyecciones hidrológicas: aumento de la temperatura y la

evapotranspiración; elevación de la isoterma de 0°C; retroceso de los glaciares y del permafrost, entre otros.

Los resultados de esta tesis resaltan la necesidad de contemplar en forma conjunta las diferentes fuentes de agua disponible en los oasis (escurrimiento superficial, precipitación local y agua subterránea). Como destacan Rivera y colaboradores (2017a), la no-linealidad del sistema climático debe ser considerada para el desarrollo de estrategias de adaptación y mitigación en los oasis de la región. Dada la señal de desecamiento en los Andes Centrales a largo plazo (Boisier et al. 2018), y considerando las tendencias positivas encontradas en este trabajo y las proyecciones de los modelos de simulación (Rivera et al. 2020), se espera que la contribución de la precipitación local siga siendo significativa e incluso se incremente en las próximas décadas, intensificando su efecto estabilizador en la oferta hídrica de los oasis. El abastecimiento agrícola y de los ecosistemas naturales de humedales representan el mayor potencial de aprovechamiento de la precipitación en las cuencas de la región, debido a su extensión espacial y las elevadas demandas de agua. Durante los últimos años se han concretado acciones exitosas de restauración del sitio Ramsar “Lagunas de Guanacache, Desaguadero y del Bebedero” mediante la construcción de terraplenes que permiten el almacenamiento del agua de lluvia y la recuperación de los ambientes de humedales (Romanello 2015; Sosa 2012). La cosecha de agua de lluvia es una fuente alternativa para recoger cantidades significativas de agua en forma eficiente y económica que se ha implantado y acentuado en muchos países en los últimos años y promete un gran potencial en zonas rurales (Ertop et al. 2023; Sturm et al. 2009; Zhang et al. 2010). Ante el escenario climático en las cuencas de la región, esta fuente de agua alternativa debería ser mayormente considerada (Montaña y Boninsegna 2016).

En los últimos años se han incorporado nuevas formas de distribución del agua de riego enfocadas en las demandas de los usuarios: riego acordado y riego a demanda. El riego acordado es una forma de distribución programada que organiza los turnos en base a la solicitud de cada regante para entregarle el agua en el momento más oportuno según su necesidad de riego. El riego a demanda implica que cada usuario riegue cuando lo requiera y el sistema responda para tal fin. Para este último es necesaria una inversión importante en infraestructura (reservorios de agua y sistemas presurizados). Si bien estos mecanismos de distribución aportan mayor flexibilidad al sistema, se restringen exclusivamente a una fracción minoritaria de las inspecciones de riego en la región. Además, la variabilidad de las precipitaciones no es considerada en forma sistemática para la gestión del agua de riego. No existe un enfoque técnico-científico para estimar las necesidades de agua de riego que considere la variabilidad del clima y las condiciones particulares de los cultivos. Por ello, se recomienda considerar la variabilidad de los factores climáticos, como evapotranspiración y precipitación, y las condiciones particulares de los cultivos para una mejor distribución y asignación del agua de riego en estos oasis. Dado el carácter torrencial y localizado de las lluvias, la heterogeneidad de las condiciones agroecológicas, edáficas y de los cultivos, debe tenerse en cuenta la variabilidad temporal y espacial dentro de las áreas irrigadas. Nuevas tecnologías de manejo del riego y un calendario de riego eficiente pueden reducir significativamente las necesidades de agua de los cultivos (Koch y Missimer 2016). Las técnicas de SIG, la asimilación de datos meteorológicos y de teledetección (Courault et al. 2005; Gaznayee et al. 2023; Glenn et al. 2011; Liaqat et al. 2016; Martin et al. 2013; Neale et al. 2005; Yousaf et al. 2021; *i.a.*), y los sistemas de supervisión en tiempo real basados en tecnología *Internet of Things* - IoT (Bwambale et al. 2022; Majumdar et al. 2021; Yuan 2021) son herramientas muy útiles para integrar la variabilidad hidro-climática espacial

y temporal, monitorear la demanda de los cultivos y la humedad del suelo en tiempo casi real, y flexibilizar la distribución del agua mediante la implementación de sistemas de riego agrícola inteligentes o a demanda.

Más allá de las posibilidades de considerar los aportes de la precipitación como fuente de agua en los oasis, resulta prioritario descifrar el efecto contrapuesto encontrado en esta tesis sobre la producción agrícola. Su impacto podría estar asociado a otros factores (e.g. disponibilidad de agua, manejo del agua de riego, condiciones agroclimáticas y productivas) que determinen la prevalencia de uno u otro efecto en cada oasis. Futuras investigaciones deberían profundizar en el estudio de los factores y/o condiciones que determinan la prevalencia de uno u otro efecto de la precipitación en la producción agrícola de cada oasis, especialmente para mejorar las posibilidades de aprovechamiento del agua de lluvia en la agricultura. El impacto negativo sobre la producción encontrado en la mayoría de los oasis advierte una especial precaución a las propuestas de implementar tecnologías (modificación de tiempo meteorológico) para incrementar las precipitaciones en las áreas de riego (Diario Uno 2020; IProfesional 2011; MDZ Online 2022), las cuales podrían generar el efecto opuesto en términos de productividad del agua.

El explosivo incremento en la explotación de los acuíferos reflejado en esta tesis, junto al descenso de los niveles estáticos, procesos de salinización, competencia entre los usuarios y disputas por el recurso destacados por estudios previos durante las últimas décadas (Foster y Garduño 2006; Garduño y Foster 2010; Gomez et al. 2021; Gomez et al. 2022; Martín 2008; Martín y Larsimont 2016; Prieto et al. 2021), pone en relieve la necesidad de profundizar la investigación y gestión de las aguas subterráneas en la región. Existe un elevado reconocimiento técnico-científico y social de las zonas de cabecera de las cuencas, en las partes altas de los Andes, como fuente primaria de todos los flujos y

reservas de agua disponibles para los oasis. Las aguas subterráneas, en cambio, no gozan del mismo reconocimiento (Gomez et al. 2022), a pesar de haberse convertido durante el último medio siglo en un recurso estratégico para la expansión de las áreas de riego y para afrontar períodos de sequía hidrológica en los oasis de la región. En la presente tesis se adoptaron valores constantes como límite de explotación sustentable de los acuíferos para el Balance Hidro-Ecológico de cada oasis. Como se discutió anteriormente (Capítulo IV), esto significa una simplificación importante que deberá ser refinada en futuras investigaciones y aplicaciones del Balance Hidro-Ecológico. Las investigaciones previas sugieren que la principal recarga de los acuíferos se produce por infiltración directa del cauce de los ríos, y los cambios en los niveles de agua subterránea están relacionados con el caudal de los ríos y las demandas agrícolas (Gomez et al. 2022; Martinis y Robles 2012; Massone et al. 2016). Por lo tanto, la merma en el acumulado de nieve de los últimos años puede haber impactado negativamente en la recarga de agua subterránea (Rivera et al. 2021b) y los recursos disponibles para el aprovechamiento sostenible, aspecto que también debería ser estudiado. Gomez y colaboradores (2022) destacan los vacíos de información en los que deberían centrarse los estudios científicos y la gestión en relación a las aguas subterráneas de la región: mejor comprensión de las interacciones agua superficial – subterránea, estimaciones revisadas de las reservas, tasas de recarga y extracción de las aguas subterráneas, diseño de estrategias de monitoreo adecuadas y sostenidas en el tiempo.

Del mismo modo, la administración del agua en las provincias de Mendoza y San Juan ha centrado su atención históricamente en la gestión del agua superficial con un enfoque de recurso público y compartido, relegando conocimiento, legislación y gestión sobre las aguas subterráneas (Gomez et al. 2022; Martín y Larsimont 2016). La explotación de estas últimas, por lo tanto, responde a un esquema de decisiones

individuales que favorece el acceso de los agentes privados de mayor poder (Martín 2008). En la actualidad, el recurso enfrenta un grave riesgo de contaminación y sobreexplotación, pero estos aspectos aún no han sido evaluados y son poco entendidos por las autoridades (Gomez et al. 2022). La falta de monitoreo y los retardos en los impactos sobre los acuíferos pueden conducir a que la problemática sea percibida recién con un avanzado grado de deterioro, comprometiendo la recuperación de los acuíferos y su capacidad de morigerar la oferta hídrica durante períodos de sequía. Resulta, entonces, necesario implementar una estrategia de gestión sostenible de las aguas subterráneas en las áreas irrigadas y el establecimiento de medidas adecuadas de protección de los acuíferos para evitar su sobreexplotación o contaminación. Si bien el Departamento General de Irrigación ha implementado áreas de restricción y prohibición que limitan el establecimiento de nuevas perforaciones en las cuencas de los ríos Mendoza y Tunuyán, estas medidas claramente no han servido para contener los incrementos en los volúmenes de explotación de estos acuíferos. Tal como resaltan Foster y Chilton (2021), para hacer frente a la explotación excesiva de las aguas subterráneas, es necesario definir, adoptar y aplicar respuestas integradas en toda la interfaz entre las políticas del agua y la agricultura.

## **6.5. Consideraciones finales**

El desarrollo de esta tesis fue impulsado por la necesidad de explorar la sustentabilidad de los oasis del Centro-Oeste de Argentina ante la incertidumbre y el desafío que impone el cambio climático en la región. La investigación se realizó a una escala regional y de oasis, considerando a estos como sistemas socio-ambientales complejos con un abordaje sistémico que buscó integrar los distintos componentes: hidro-climáticos, socio-económicos, productivos, tecnológicos, etc. Los enfoques y escalas consideradas son prácticamente inexploradas por las investigaciones previas en la región, y poco abordadas por la gestión.



La aproximación metodológica consistió fundamentalmente en la obtención y análisis de múltiples series temporales (análisis de descomposición, identificación de cambios en series temporales, regresiones simples y múltiples, balance hidro-ecológico, i.a.). Estas fueron obtenidas a partir de la integración de diversas fuentes de datos disponibles, análisis basados en técnicas de teledetección y modelación. Otras herramientas metodológicas (e.g. mediciones de campo, experimentos, encuestas) resultan prácticamente inviables dada la escala espacial, los recursos disponibles, y que la investigación se desarrolló exclusivamente en el marco de una tesis doctoral. Estos aspectos deberán ser considerados a futuro para refinar los resultados obtenidos e incorporar las dimensiones no abordadas en esta investigación (e.g. sociales y económicas). A pesar de estas limitaciones, los resultados de esta tesis permitieron dilucidar el impacto de la variabilidad hidro-climática, la respuesta en los sistemas de oasis y las implicancias de estas transformaciones en aspectos claves para la sustentabilidad de la región. Los aportes novedosos de esta investigación brindan un conocimiento extremadamente valioso para definir futuras líneas de investigación que permitan mejorar la adaptación al cambio climático y la sustentabilidad de los oasis irrigados del Centro-Oeste de Argentina, con enfoques integrados, transdisciplinarios, y nutridos de diferentes aproximaciones metodológicas para el estudio de sistemas complejos y a escala regional.

Finalmente, vale la pena resaltar la necesidad de fortalecer la integración de la investigación científica con la actividad realizada por los organismos técnicos y de gestión. Por un lado, el amplio conocimiento de estos organismos puede aportar información útil y nutrir la definición de las preguntas, objetivos e hipótesis de investigación científica, en línea con las necesidades y problemáticas reales en el territorio. A su vez, se espera que los aportes de esta tesis y futuras investigaciones

contribuyan a la toma de decisiones orientadas a la sustentabilidad, la seguridad hídrica y productiva de los oasis del Centro-Oeste de Argentina. La presente investigación doctoral se ha valido de fuentes de datos e información generada durante décadas por organismos técnicos locales y nacionales: Secretaría de Infraestructura y Política Hídrica, Secretaría de Energía, Servicio Meteorológico Nacional, Instituto Nacional de Vitivinicultura, Instituto Nacional del Agua, Departamento de Hidráulica (San Juan), Departamento General de Irrigación (Mendoza), Instituto de Desarrollo Rural (Mendoza), Entes Provinciales Reguladores Eléctricos (Mendoza y San Juan). En algunos casos esta información no se encuentra fácilmente disponible e incluso es negado el acceso a dicha información. Deberá avanzarse en asegurar el efectivo acceso a la información pública resguardado por leyes nacionales (ley N°27.275/2016, ley N°25.831/2003) y provinciales (ley provincial N°9.070/2018 de Mendoza).

## Bibliografía

- Abraham, E. M. (2009). Enfoque y evaluación integrada de los problemas de desertificación. *Zonas Áridas*, 13(1), 9–24.
- Abraham, E. M. (2018). Agua, desertificación y cambio climático en las tierras secas. En E. M. Abraham, R. D. Quintana, y G. Mataloni (Eds.), *Agua + Humedales* (1a edición, pp. 110–141). UNSAM EDITA.
- Abraham, E. M., y Prieto, M. (1981). Enfoque diacrónico de los cambios ecológicos y de las adaptaciones humanas en el NE árido mendocino. *Cuadernos Del Centro de Estudios Interdisciplinarios de Fronteras Argentinas*, 8, 107–139.
- Abraham, E. M., y Prieto, M. del R. (1999). Vitivinicultura y desertificación en Mendoza. En B. García Martínez y A. González Jácome (Eds.), *Estudios sobre historia y ambiente en América I: Argentina, Bolivia, México. Paraguay* (pp. 109–135). Instituto Panamericano de Geografía e Historia / El Colegio de México.
- Abraham, E. M., Rodríguez, M. D., Rubio, M. C., Guida-Johnson, B., Gomez, L., y Rubio, C. (2020). Disentangling the concept of “South American Arid Diagonal”. *Journal of Arid Environments*, 175(August 2019), 104089. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104089>
- Abraham, E. M., Soria, D., Rubio, M. C., Rubio, M. C., y Virgillito, J. P. (2014). Subsistema Físico-biológico o natural de la provincia de Mendoza. En *PID 08/2009 Ordenamiento Territorial para un Desarrollo Sustentable*.
- Abraham, E. M., y Villalba, R. (2008). Society, Desertification and Climate Change in the Argentinian Chilean Central Andes Region. *IHDP Update. Magazine of the International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change*, 2, 31–35.
- Abraham, E. M., Rubio, C., Salomón, M., y Soria, D. (2014). Desertificación: problema ambiental complejo de las tierras secas. En L. Torres, E. Abraham, y G. Pastor (Eds.), *Una ventana sobre el territorio: herramientas teóricas para comprender las tierras secas* (pp. 187–264). EDIUNC.
- Aceituno, P., y Garreaud, R. (1995). Impactos de los fenómenos El Niño y La Niña sobre regímenes fluviométricos andinos. *Revista de La Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica*, 10(2), 33–43.
- Acosta, A. (2023). Riego con pivote y energía solar hoy son posibles en San Juan. *Diario de Cuyo*. <https://www.diariodecuyo.com.ar/suplementos/Riego-con-pivote-y-energia-solar-hoy-son-posibles-en-San-Juan-20230915-0100.html>
- Agosta, E. A., y Cavagnaro, M. (2010). Variaciones interanuales de la precipitación de verano y el rendimiento del cultivo de la vid en Mendoza. *Geoacta*, 35(2), 1–10.
- Agosta, E. A., y Compagnucci, R. H. (2012). Central-West Argentina summer precipitation variability and atmospheric teleconnections. *Journal of Climate*, 25(5), 1657–1677. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-11-00206.1>
- Allan, J. A. (1998). Virtual Water: A Strategic Resource Global Solutions to Regional Deficits. *Ground Water*, 36(4), 545–546. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb02825.x>
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., y Smith, M. (2006). *Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos*. (FAO (ed.)). ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN.
- Allen, R. G., Smith, M., Pereira, L. S., y Perrier, A. (1994). An Update for the Calculation of Reference Evapotranspiration. *ICID Bulletin*, 43(2), 35–92. [http://www.kimberly.uidaho.edu/water/papers/evapotranspiration/ICID\\_Ref\\_Definition\\_1994.pdf](http://www.kimberly.uidaho.edu/water/papers/evapotranspiration/ICID_Ref_Definition_1994.pdf)
- Allen, R. G., Tasumi, M., Morse, A., Trezza, R., Wright, J. L., Bastiaanssen, W., Kramber, W., Lorite, I., y Robison, C. W. (2007). Satellite-Based Energy Balance for Mapping Evapotranspiration with Internalized Calibration (METRIC) — Applications. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 133, 395–406.
- Almazroui, M., Ashfaq, M., Islam, M. N., Rashid, I. U., Kamil, S., Abid, M. A., O’Brien, E., Ismail, M.,

- Reboita, M. S., Sörensson, A. A., Arias, P. A., Alves, L. M., Tippett, M. K., Saeed, S., Haarsma, R., Doblás-Reyes, F. J., Saeed, F., Kucharski, F., Nadeem, I., ... Sylla, M. B. (2021). Assessment of CMIP6 Performance and Projected Temperature and Precipitation Changes Over South America. *Earth Systems and Environment*, 5(2), 155–183. <https://doi.org/10.1007/s41748-021-00233-6>
- Alvarez, L. M., Meglioli, P. A., Rivera, J. A., Bianchi, L. O., Martín, S., y Sosa, H. (2018). Efectos De La Variación Hidrológica Sobre La Dinámica Poblacional Del Flamenco Austral (*Phoenicopterus Chilensis*) En El Sitio Ramsar Laguna De Llanquanelo, Mendoza, Argentina. *Ornitología Neotropical*, 29, 275–280. <https://doi.org/10.58843/ornneo.v29i1.328>
- Anderson, T. W., y Darling, D. A. (1952). Asymptotic Theory of Certain “Goodness of Fit” Criteria Based on Stochastic Processes. *The Annals of Mathematical Statistics*, 23(2), 193–212. <https://doi.org/10.1214/aoms/1177729437>
- Ang, B. W. (2005). The LMDI approach to decomposition analysis: A practical guide. *Energy Policy*, 33(7), 867–871. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2003.10.010>
- Arias, P. A., Garreaud, R., Poveda, G., Espinoza, J. C., Molina-Carpio, J., Masiokas, M., Viale, M., Scaff, L., y van Oevelen, P. J. (2021). Hydroclimate of the Andes Part II: Hydroclimate Variability and Sub-Continental Patterns. *Frontiers in Earth Science*, 8, 1-25. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.505467>
- Avila, N. (2021). El cambio climático afecta a Mendoza con falta de agua para uso de riego. *VíaPais*. <https://viapais.com.ar/mendoza/el-cambio-climatico-afecta-a-mendoza-con-falta-de-agua-para-uso-de-riego/>
- Bai, J., Chen, X., Li, L., Luo, G., y Yu, Q. (2014). Quantifying the contributions of agricultural oasis expansion, management practices and climate change to net primary production and evapotranspiration in croplands in arid northwest China. *Journal of Arid Environments*, 100–101, 31–41. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2013.10.004>
- Barbosa, L. (2019). Trayectoria del conflicto ambiental del río Atuel en la escala provincial. Dinámicas discursivas provinciales, La Pampa-Mendoza, Argentina. *Boletín De Estudios Geográficos*, 111, 95–119. <https://revistas.uncu.edu.ar/ojs3/index.php/beg/article/view/2492>
- Barnett, T. P., Adam, J. C., y Lettenmaier, D. P. (2005). Potential impacts of a warming climate on water availability in snow-dominated regions. *Nature*, 438(7066), 303–309. <https://doi.org/10.1038/nature04141>
- Barreiro, M., Díaz, N., y Renom, M. (2014). Role of the global oceans and land-atmosphere interaction on summertime interdecadal variability over northern Argentina. *Climate Dynamics*, 42(7–8), 1733–1753. <https://doi.org/10.1007/s00382-014-2088-6>
- Barros, V. R., Boninsegna, J. A., Camilloni, I. A., Chidiak, M., Magrín, G. O., y Rusticucci, M. (2015). Climate change in Argentina: trends, projections, impacts and adaptation. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 6(2), 151–169. <https://doi.org/10.1002/wcc.316>
- Bastiaanssen, W. G. M., Menenti, M., Feddes, R. A., y Holtslag, A. A. M. (1998). A remote sensing surface energy balance algorithm for land (SEBAL). 1. Formulation. *Journal of Hydrology*, 212–213, 198–212. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00253-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00253-4)
- Bernabeu Fernández, M. M., y Martín, F. (2019). El periurbano recreado. Urbanizaciones cerradas como nuevos híbridos en el paisaje hídrico del Área Metropolitana de Mendoza, Argentina. *Quid 16: Revista Del Área de Estudios Urbanos*, 11, 55–85.
- Bertranou, A., Braceli, O., Llop, A., y Leiva, F. (1987). *A study of irrigation management in Mendoza: social, institutional, legal and administrative factors*. Economic Commission for Latin America and the Caribbean. [https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/35813/S8700072\\_en.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/35813/S8700072_en.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Bianchi, D., Bolognini, M., Brancadoro, L., Cazzaniga, S., Ferrari, D., Masseroni, D., Modena, D., Ortuani, B., Pozzoli, C., y Gandolfi, C. (2023). Effect of multifunctional irrigation on grape quality: a case study in Northern Italy. *Irrigation Science*, 41(4), 521–542. <https://doi.org/10.1007/s00271-022-00837-4>

- Bianchi, L. O., Rivera, J. A., Rojas, F., Britos Navarro, M., y Villalba, R. (2017). A regional water balance indicator inferred from satellite images of an Andean endorheic basin in central-western Argentina. *Hydrological Sciences Journal*, 62(4), 533–545. <https://doi.org/10.1080/02626667.2016.1247210>
- Bilalova, S., Newig, J., Tremblay-Lévesque, L.-C., Roux, J., Herron, C., y Crane, S. (2023). Pathways to water sustainability? A global study assessing the benefits of integrated water resources management. *Journal of Environmental Management*, 343, 118179. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118179>
- Boisier, J. P., Alvarez-Garreton, C., Cordero, R. R., Damiani, A., Gallardo, L., Garreaud, R. D., Lambert, F., Ramallo, C., Rojas, M., y Rondanelli, R. (2018). Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations. *Elementa*, 6. <https://doi.org/10.1525/elementa.328>
- Boisier, J. P., Rondanelli, R., Garreaud, R. D., y Muñoz, F. (2016). Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophysical Research Letters*, 43(1), 413–421. <https://doi.org/10.1002/2015GL067265>
- Boninsegna, Jose A. (2014). Impacto del Cambio Climático en los Oasis del Oeste argentino. *Ciencia e Investigación*, 64(1), 45–58.
- Boninsegna, José A., y Villalba, R. (2006). *Documento marco sobre la oferta hídrica en los oasis de riego de Mendoza y San Juan. Los condicionantes geográficos y climáticos*. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable - Fundación e Instituto Torcuato Di Tella. [https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta\\_documento\\_marco\\_sobre\\_la\\_oferta\\_hdrica\\_en\\_los\\_oa\\_1.pdf](https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_documento_marco_sobre_la_oferta_hdrica_en_los_oa_1.pdf)
- Borucke, M., Moore, D., Cranston, G., Gracey, K., Iha, K., Larson, J., Lazarus, E., Morales, J. C., Wackernagel, M., y Galli, A. (2013). Accounting for demand and supply of the biosphere's regenerative capacity: The National Footprint Accounts' underlying methodology and framework. *Ecological Indicators*, 24, 518–533. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.005>
- Buccheri, J. M., y Pinto, M. E. (2018). Análisis de la política pública del agua subterránea en Mendoza, Argentina. *4to Encuentro de Investigadores En Formación En Recursos Hídricos*.
- Buishand, T. A. (1982). Some methods for testing the homogeneity of rainfall records. *Journal of Hydrology*, 58(1–2), 11–27. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(82\)90066-X](https://doi.org/10.1016/0022-1694(82)90066-X)
- Bwambale, E., Abagale, F. K., y Anornu, G. K. (2022). Smart irrigation monitoring and control strategies for improving water use efficiency in precision agriculture: A review. *Agricultural Water Management*, 260(October 2021), 107324. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107324>
- Cai, X., Wallington, K., Shafiee-Jood, M., y Marston, L. (2018). Understanding and managing the food-energy-water nexus – opportunities for water resources research. *Advances in Water Resources*, 111(April 2017), 259–273. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.11.014>
- Caragunis, J. I., Rivera, J. A., y Penalba, O. C. (2020). Characterisation of hydrological droughts in central-north Argentina and their atmospheric and oceanic drivers. *Climate Research*, 80(1), 1–18. <https://doi.org/10.3354/cr01593>
- Cardús Monserrat, A. L., y Ruiz, M. del C. (2017). Cartografía del oasis agrícola de Ullum Zonda (1973 - 2014). En *El Ojo del Cóndor* (8; pp. 8–11). Instituto Geográfico Nacional (IGN).
- Carletto, M. C., Minetti, J. L., y Barbieri, L. M. (1987). Distribuciones probabilísticas de los escurrimientos superficiales de ríos Andinos. *Revista Geofísica*, 43, 85–91.
- Carrasco, J. F., Osorio, R., y Casassa, G. (2008). Secular trend of the equilibrium-line altitude on the western side of the southern Andes, derived from radiosonde and surface observations. *Journal of Glaciology*, 54(186), 538–550. <https://doi.org/10.3189/002214308785837002>
- Castellanos, E. J., Lemos, M. F., Astigarraga, L., Chacón, N., Cuvi, N., Huggel, C., Miranda, L., Moncassim Vale, M., Ometto, J. P., Peri, P. L., Postigo, J. C., Ramajo, L., Roco, L., y Rusticucci, M. (2023). Central and South America. En H. O. Pörtner, D. C. Roberts, M. Tignor, E. S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem,

- y B. Rama (Eds.), *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability* (Contributi, pp. 1689–1816). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844.014>
- Caswell, M., y Zilberman, D. (1983). The economics of land-augmenting irrigation technologies. *Giannini Foundation of Agricultural Economics, Working Paper 265*.
- Civit, B., Piastrellini, R., Curadelli, S., y Arena, A. P. (2018). The water consumed in the production of grapes for vinification (*Vitis vinifera*). Mapping the blue and green water footprint. *Ecological Indicators*, 85(September 2017), 236–243. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.037>
- Cleland, C. E. (2001). Historical science, experimental science, and the scientific method. *Geology*, 29(11), 987–990. [https://doi.org/10.1130/0091-7613\(2001\)029<0987:HSESAT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0091-7613(2001)029<0987:HSESAT>2.0.CO;2)
- Clemmens, A. J., y Molden, D. J. (2007). Water uses and productivity of irrigation systems. *Irrigation Science*, 25(3), 247–261. <https://doi.org/10.1007/s00271-007-0067-y>
- Clothier, B., Jovanovic, N., y Zhang, X. (2020). Reporting on water productivity and economic performance at the water-food nexus. *Agricultural Water Management*, 237, 106123. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106123>
- Compagnucci, R. H., y Araneo, D. C. (2005). Identificación de áreas de homogeneidad estadística para los caudales de ríos andinos argentinos y su relación con la circulación atmosférica y la temperatura superficial del mar. *Meteorologica [Online]*, 30, 41–53.
- Compagnucci, R. H., Blanco, S. A., Figliola, M. A., y Jacovkis, P. M. (2000). Variability in subtropical Andean Argentinean Atuel river; a wavelet approach. *Environmetrics*, 11(3), 251–269. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-095X\(200005/06\)11:3<251::AID-ENV405>3.0.CO;2-0](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-095X(200005/06)11:3<251::AID-ENV405>3.0.CO;2-0)
- Contor, B. A., y Taylor, R. G. (2013). WHY IMPROVING IRRIGATION EFFICIENCY INCREASES TOTAL VOLUME OF CONSUMPTIVE USE. *Irrigation and Drainage*, 62(3), 273–280. <https://doi.org/10.1002/ird.1717>
- Contreras, S., Jobbágy, E. G., Villagra, P. E., Noretto, M. D., y Puigdefábregas, J. (2011). Remote sensing estimates of supplementary water consumption by arid ecosystems of central Argentina. *Journal of Hydrology*, 397(1–2), 10–22. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.11.014>
- Corona-López, E., Román-Gutiérrez, A. D., Otazo-Sánchez, E. M., Guzmán-Ortiz, F. A., y Acevedo-Sandoval, O. A. (2021). Water–food nexus assessment in agriculture: A systematic review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(9), 1–14. <https://doi.org/10.3390/ijerph18094983>
- Courault, D., Seguin, B., y Olioso, A. (2005). Review on estimation of evapotranspiration from remote sensing data: From empirical to numerical modeling approaches. *Irrigation and Drainage Systems*, 19(3–4), 223–249. <https://doi.org/10.1007/s10795-005-5186-0>
- CR2. (2015). Report to the Nation. The 2010-2015 mega-drought: A lesson for the future. *Informe a La Nación, November*, 28. [www.cr2.cl/megasequia](http://www.cr2.cl/megasequia)
- Crespo, S. A., Fernandoy, F., Cara, L., Klarian, S., y Lavergne, C. (2020). First snow, glacier and groundwater contribution quantification in the upper Mendoza River basin using stable water isotopes. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 56(5–6), 566–585. <https://doi.org/10.1080/10256016.2020.1797713>
- Damiani, O. A. (2002). Sistemas de riego prehispánico en el Valle de Iglesia, San Juan, Argentina. *Multequina*, 11, 1–38.
- Damiani, O., y García, A. (2011). EL MANEJO INDÍGENA DEL AGUA EN SAN JUAN (ARGENTINA): DISEÑO Y FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA DE CANALES DE ZONDA. *Multequina*, 20, 27–42.
- de Barros Soares, D., Lee, H., Loikith, P. C., Barkhordarian, A., y Mechoso, C. R. (2017). Can significant trends be detected in surface air temperature and precipitation over South America in recent decades? *International Journal of Climatology*, 37(3), 1483–1493. <https://doi.org/10.1002/joc.4792>
- Delay, E., Piou, C., y Quenol, H. (2015). The mountain environment, a driver for adaptation to climate change. *Land Use Policy*, 48, 51–62. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.008>

- Delignette Muller, M. L., Dutang, C., Pouillot, R., Denis, J.-B., y Siberchicot, A. (2021). *r Package 'fitdistrplus'. Version 1.1-6*. CRAN (Version 1.1-6). CRAN. <https://cran.r-project.org/web/packages/fitdistrplus/fitdistrplus.pdf>
- Departamento General de Irrigación. (2016). *ACREs en la cuenca del río Mendoza*. Aquabook. [https://aquabook.irrigacion.gov.ar/368\\_0](https://aquabook.irrigacion.gov.ar/368_0)
- Departamento General de Irrigación (DGI). (2016). *Balance Hídrico de los ríos de Mendoza*. Departamento General de Irrigación.
- Departamento General de Irrigación (DGI), SAGPyA, y Gobierno de Mendoza (2006). Planes Directores de las Cuencas de los ríos Atuel, Malargüe, Mendoza, Tunuyán y Diamante. En *Proyecto PNUD/FAO/ARG/00/008*.
- Diario de Cuyo. (2021). Créditos, riego y rentabilidad, en reunión con productores. *Diario de Cuyo*. <https://www.diariodecuyo.com.ar/economia/Creditos-riego-y-rentabilidad-en-reunion-con-productores-20211228-0093.html>
- Diario El Sol. (2018). El impacto de la sequía: el dique Potrerillos está al 54%. *Diario El Sol*. <https://www.elsol.com.ar/el-impacto-de-la-sequia-potreriillos-esta-al-54-de-su-capacidad>
- Diario El Zonda. (2020). Estiman pérdidas del 40% en los viñedos por la sequía. *Diario El Zonda*. <https://www.diarioelzondasj.com.ar/estiman-perdidas-del-40-en-los-vinedos-por-la-sequia/>
- Diario Los Andes. (2021). Esta es la situación hídrica de Mendoza en su temporada 2020 / 2021. *Diario Los Andes*. <https://www.losandes.com.ar/sociedad/esta-es-la-situacion-hidrica-de-mendoza-en-su-temporada-2020-2021/>
- Diario Uno. (2018). Proyectan accionar pozos de riego con energía solar. *Diario Uno*. [https://www.diariouno.com.ar/mendoza/proyectan-accionar-pozos-de-riego-con-energia-solar--07192018\\_BJgSe4ZAmQ](https://www.diariouno.com.ar/mendoza/proyectan-accionar-pozos-de-riego-con-energia-solar--07192018_BJgSe4ZAmQ)
- Diario Uno. (2020). *Muestran en Mendoza un novedoso método para hacer que llueva*. [https://www.diariouno.com.ar/sociedad/muestran-mendoza-novedoso-metodo-llueva-02162020\\_S1gyElcGI](https://www.diariouno.com.ar/sociedad/muestran-mendoza-novedoso-metodo-llueva-02162020_S1gyElcGI)
- Díaz, E., Rodríguez, A., Dölling, O., Carlos, J., y Marcelo, B. (2016). *Identificación y caracterización de sequías hidrológicas en Argentina*. VII, 125–133.
- Dirección General de Escuelas. (2004). *El aprovechamiento histórico del agua*. Mendoza. Crónica de Nuestra Identidad. <https://www.mendoza.edu.ar/el-aprovechamiento-historico-del-agua-2/>
- Du, J., Yue, D. X., Guo, J. J., Zhang, J. J., Niu, H. W., y Ma, J. H. (2011). The Dynamic Analysis of Biocapacity and Driving Force in Minqin Oasis of Western China over the Past 20 Years. *Advanced Materials Research*, 356–360, 2838–2847. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.356-360.2838>
- Duek, A. E. (2016). Water in the Mendoza, Argentina, food processing industry: water requirements and reuse potential of industrial effluents in agriculture. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 11(2), 279. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1771>
- Duek, A. E. (2018). Escenarios de uso sostenible del recurso hídrico en el sector agrícola de Mendoza. 4° *ENCUENTRO DE INVESTIGADORES EN FORMACIÓN EN RECURSOS HÍDRICOS*, 11. [https://www.ina.gov.ar/ifrh-2018/pdf/IFRH\\_2018\\_paper\\_4.pdf](https://www.ina.gov.ar/ifrh-2018/pdf/IFRH_2018_paper_4.pdf)
- Dumont, A., Mayor, B., y López-Gunn, E. (2013). Is the Rebound Effect or Jevons Paradox a Useful Concept for better Management of Water Resources? Insights from the Irrigation Modernisation Process in Spain. *Aquatic Procedia*, 1, 64–76. <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2013.07.006>
- Duran-Llacer, I., Munizaga, J., Arumí, J. L., Ruybal, C., Aguayo, M., Sáez-Carrillo, K., Arriagada, L., y Rojas, O. (2020). Lessons to be learned: Groundwater depletion in Chile's ligua and petorca watersheds through an interdisciplinary approach. *Water (Switzerland)*, 12(9). <https://doi.org/10.3390/w12092446>
- Dussaillant, I., Berthier, E., Brun, F., Masiokas, M., Hugonnet, R., Favier, V., Rabatel, A., Pitte, P., y Ruiz, L. (2019). Two decades of glacier mass loss along the Andes. *Nature Geoscience*, 12(10),

802–808. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0432-5>

- Ekström, M., Jones, P. D., Fowler, H. J., Lenderink, G., Buishand, T. A., y Conway, D. (2007). Regional climate model data used within the SWURVE project – 1: projected changes in seasonal patterns and estimation of PET. *Hydrology and Earth System Sciences*, *11*(3), 1069–1083. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1069-2007>
- Ellis, J. R., Lacewell, R. D., y Reneau, D. R. (1985). Estimated Economic Impact From Adoption Of Water-Related Agricultural Technology. *Western Journal of Agricultural Economics*, *10*(2), 1–15. <https://doi.org/10.22004/ag.econ.32310>
- Ertop, H., Kocięcka, J., Atilgan, A., Liberacki, D., Niemiec, M., y Rolbiecki, R. (2023). The Importance of Rainwater Harvesting and Its Usage Possibilities: Antalya Example (Turkey). *Water*, *15*(12), 2194. <https://doi.org/10.3390/w15122194>
- Escobar, F., y Aceituno, P. (1998). Influencia del fenómeno ENSO sobre la precipitación nival en el sector andino de Chile central durante el invierno . *Bulletin de l'Institut français d'études andines*, *27*(3). <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=12627337>
- Espinoza, J. C., Garreaud, R., Poveda, G., Arias, P. A., Molina-Carpio, J., Masiokas, M., Viale, M., y Scaff, L. (2020). Hydroclimate of the Andes Part I: Main Climatic Features. *Frontiers in Earth Science*, *8*(March), 1–20. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.00064>
- Esteban, M. A., Villanueva, M. J., y Lissarrague, J. R. (2001). Effect of irrigation on changes in the anthocyanin composition of the skin of cv Tempranillo (*Vitis vinifera* L) grape berries during ripening. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, *81*(4), 409–420. [https://doi.org/10.1002/1097-0010\(200103\)81:4<409::AID-JSFA830>3.0.CO;2-H](https://doi.org/10.1002/1097-0010(200103)81:4<409::AID-JSFA830>3.0.CO;2-H)
- Falvey, M., y Garreaud, R. D. (2005). Moisture variability over the South American Altiplano during the South American Low Level Jet Experiment (SALLJEX) observing season. *Journal of Geophysical Research*, *110*(D22), 1–12. <https://doi.org/10.1029/2005JD006152>
- Fernández, J. E., Alcon, F., Diaz-Espejo, A., Hernandez-Santana, V., y Cuevas, M. V. (2020). Water use indicators and economic analysis for on-farm irrigation decision: A case study of a super high density olive tree orchard. *Agricultural Water Management*, *237*(September 2019), 106074. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106074>
- Ferri, L., Dussailant, I., Zalazar, L., Masiokas, M. H., Ruiz, L., Pitte, P., Gargantini, H., Castro, M., Berthier, E., y Villalba, R. (2020). Ice Mass Loss in the Central Andes of Argentina Between 2000 and 2018 Derived From a New Glacier Inventory and Satellite Stereo-Imagery. *Frontiers in Earth Science*, *8*(December), 1–16. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.530997>
- Figueras, M. S., y Gargallo Valero, P. (2003). *Análisis Exploratorio de Datos*. <http://www.5campus.com/leccion/aed>
- Forni, L., Escobar, M., Cello, P., Marizza, M., Nadal, G., Girardin, L., Losano, F., Bucciarelli, L., Young, C., y Purkey, D. (2018). Navigating the Water-Energy Governance Landscape and Climate Change Adaptation Strategies in the Northern Patagonia Region of Argentina. *Water*, *10*(6), 794. <https://doi.org/10.3390/w10060794>
- Foster, S., y Chilton, J. (2021). Institutional Issues around Agricultural Land-Use Control for Groundwater Conservation—A Long-Term Perspective. *Water*, *13*(17), 2417. <https://doi.org/10.3390/w13172417>
- Foster, S., y Garduño, H. (2006). Integrated approaches to groundwater resource conservation in the Mendoza aquifers of Argentina. En *GW•MATE Case Profile Collection* (Vol. 6). World Bank and Global Water Partnership. [https://www.un-igrac.org/sites/default/files/resources/files/GWMATE\\_case\\_profile\\_-\\_Argentina\\_2006.pdf](https://www.un-igrac.org/sites/default/files/resources/files/GWMATE_case_profile_-_Argentina_2006.pdf)
- Fraga, H., Santos, J. A., Malheiro, A. C., Oliveira, A. A., Moutinho-Pereira, J., y Jones, G. V. (2016). Climatic suitability of Portuguese grapevine varieties and climate change adaptation. *International Journal of Climatology*, *36*(1), 1–12. <https://doi.org/10.1002/joc.4325>
- Fundación Instituto de Desarrollo Rural. (2019). *Matriz Productiva para Mendoza*. Fundación IDR. [https://www.idr.org.ar/wp-content/uploads/2019/07/Matriz\\_Productiva\\_2019.pdf](https://www.idr.org.ar/wp-content/uploads/2019/07/Matriz_Productiva_2019.pdf)



- Funk, C. C., Peterson, P. J., Landsfeld, M. F., Pedreros, D. H., Verdin, J. P., Rowland, J. D., Romero, B. E., Husak, G. J., Michaelsen, J. C., y Verdin, A. P. (2014). A Quasi-Global Precipitation Time Series for Drought Monitoring. *U.S. Geological Survey Data Series*, 832, 4. <https://doi.org/http://dx.doi.org/110.3133/ds832>
- Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M., Pedreros, D., Verdin, J., Shukla, S., Husak, G., Rowland, J., Harrison, L., Hoell, A., y Michaelsen, J. (2015). The climate hazards infrared precipitation with stations - A new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*, 2, 1–21. <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>
- Galbreath, J. (2014). Climate change response: Evidence from the margaret river wine region of Australia. *Business Strategy and the Environment*, 23(2), 89–104. <https://doi.org/10.1002/bse.1762>
- Galli, A., Wiedmann, T., Ercin, E., Knoblauch, D., Ewing, B., y Giljum, S. (2012). Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a “footprint Family” of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet. *Ecological Indicators*, 16, 100–112. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.017>
- Galli, A., Wiedmann, T., Ercin, E., Knoblauch, D., y Giljum, S. (2011). Integrating Ecological, Carbon and Water Footprint: Defining the “Footprint Family” and its Application in Tracking Human Pressure on the Planet. *Water*, 1–73. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.017>
- Gambier, M. (1977). *La cultura de Ansilta*. Instituto de Investigaciones Arqueológicas y Museo, Facultad de Filosofía, Humanidades y Artes, Universidad Nacional de San Juan.
- Gambier, M. (1988). *La fase cultural Punta del Barro*. Instituto de Investigaciones Arqueológicas y Museo, Facultad de Filosofía, Humanidades y Artes, Universidad Nacional de San Juan.
- Garbarini, E. M., González, M. H., y Rolla, A. L. (2019). The influence of Atlantic High on seasonal rainfall in Argentina. *International Journal of Climatology*, 39(12), 4688–4702. <https://doi.org/10.1002/joc.6098>
- Garbarini, E. M., González, M. H., y Rolla, A. L. (2021). Modulation of seasonal precipitation in Argentina by the South Pacific high. *International Journal of Climatology*, 41(S1), E3279–E3297. <https://doi.org/10.1002/joc.6924>
- García, R. (1994). Interdisciplinarietà y sistemas complejos. En Ed. Gedisa (Ed.), *Ciencias Sociales y Formación Ambiental* (p. 25). UNAM. [http://www.memoria.fahce.unlp.edu.ar/art\\_revistas/pr.4828/pr.4828.pdf](http://www.memoria.fahce.unlp.edu.ar/art_revistas/pr.4828/pr.4828.pdf)
- García, R. (2006). *Sistemas complejos: Conceptos, método y fundamentación epistemológica de la investigación interdisciplinaria*. Editorial Gedisa S.A.
- Garduño, H., y Foster, S. (2010). Sustainable Groundwater Irrigation approaches to reconciling demand with resources. En *GW•MATE Strategic Overview Series* (Vol. 4). World Bank and Global Water Partnership. [www.worldbank.org/gwmate](http://www.worldbank.org/gwmate)
- Garreaud, R. D. (2009). The Andes climate and weather. *Advances in Geosciences*, 22, 3–11. <https://doi.org/10.5194/adgeo-22-3-2009>
- Garreaud, R., Lopez, P., Minvielle, M., y Rojas, M. (2013). Large-Scale Control on the Patagonian Climate. *American Meteorological Society*, 26, 215–230. <https://doi.org/https://doi.org/10.1175/JCLI-D-12-00001.1>
- Gaznayee, H. A. A., Zaki, S. H., Al-Quraishi, A. M. F., Aliehsan, P. H., Hakzi, K. K., Razvanchy, H. A. S., Riksen, M., y Mahdi, K. (2023). Integrating Remote Sensing Techniques and Meteorological Data to Assess the Ideal Irrigation System Performance Scenarios for Improving Crop Productivity. *Water*, 15(8), 1605. <https://doi.org/10.3390/w15081605>
- Giai, S. B. (2008). *Introducción a la Hidrología* (1a ed., Vol. 25, Issue 3). EdUNLPam - Universidad de La Pampa. <https://repo.unlpam.edu.ar/bitstream/handle/unlpam/146/lb-giaint008.pdf?sequence=3>
- Gil, G., y Pszczolkowski, P. (2007). *Viticultura: Fundamentos para optimizar producción y calidad*. Universidad Católica de Chile. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal.
- Gleeson, T., Wada, Y., Bierkens, M. F. P., y van Beek, L. P. H. (2012). Water balance of global aquifers

- revealed by groundwater footprint. *Nature*, 488(7410), 197–200.  
<https://doi.org/10.1038/nature11295>
- Glenn, E. P., Neale, C. M. U., Hunsaker, D. J., y Nagler, P. L. (2011). Vegetation index-based crop coefficients to estimate evapotranspiration by remote sensing in agricultural and natural ecosystems. *Hydrological Processes*, 25(26), 4050–4062. <https://doi.org/10.1002/hyp.8392>
- Godfray, H. C. J. (2015). The debate over sustainable intensification. *Food Security*, 7(2), 199–208. <https://doi.org/10.1007/s12571-015-0424-2>
- Godfray, H. C. J., y Garnett, T. (2014). Food security and sustainable intensification. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 369(1639), 20120273. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0273>
- Gómez, C. M., y Gutierrez, C. M. (2011). Enhancing Irrigation Efficiency but Increasing Water Use: The Jevons' Paradox. *EAAE 2011 Congress Change and Uncertainty. Challenges for Agriculture, Food and Natural Resources*.
- Gomez, L., Alvarez, A., D'Ambrosio, S., Zalazar, G., y Aravena, R. (2021). Use of isotopes techniques to reveal the origin of water salinity in an arid region of Central-Western Argentina. *Science of the Total Environment*, 763, 142935. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142935>
- Gomez, M. L., Hoke, G., D'Ambrosio, S., Moreiras, S., y Castro, A. (2022). Review: Hydrogeology of Northern Mendoza (Argentina), from the Andes to the eastern plains, in the context of climate change. *Hydrogeology Journal*, 30(3), 725–750. <https://doi.org/10.1007/s10040-022-02462-z>
- González-Reyes, Á., McPhee, J., Christie, D. A., Le Quesne, C., Szejner, P., Masiokas, M. H., Villalba, R., Muñoz, A. A., y Crespo, S. (2017). Spatiotemporal Variations in Hydroclimate across the Mediterranean Andes (30°–37°S) since the Early Twentieth Century. *Journal of Hydrometeorology*, 18(7), 1929–1942. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-16-0004.1>
- González Loyarte, M., Rodeghiero, A. G., Buk, E., y Trione, S. (2000). ANÁLISIS COMPARATIVO DE DOS COMUNIDADES EN EL BOSQUE DE PROSOPIS FLEXUOSA DC. DEL NE DE MENDOZA, ARGENTINA. *Muldequina*, 9, 75–89.
- Grafton, R. Q., Williams, J., Perry, C. J., Molle, F., Ringler, C., Steduto, P., Udall, B., Wheeler, S. A., Wang, Y., Garrick, D., y Allen, R. G. (2018). The paradox of irrigation efficiency. *Science*, 361(6404), 748–750. <https://doi.org/10.1126/science.aat9314>
- Grimm, A. M., y Saboia, J. P. J. (2015). Interdecadal variability of the south American precipitation in the monsoon season. *Journal of Climate*, 28(2), 755–775. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-14-00046.1>
- Gudmundsson, L., y Stagge, J. H. (2016). *r Package SCI: Standardized Climate Indices such as SPI, SRI or SPEIR. Version 1.0-2. CRAN (Version 1.0-2)*. <https://cran.r-project.org/web/packages/SCI/SCI.pdf>
- Guida-Johnson, B., Abraham, E. M., y Cony, M. A. (2017). Salinización del suelo en tierras secas irrigadas: Perspectivas de restauración en Cuyo, Argentina. *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias*, 49(1), 205–215.
- Guida-Johnson, B., Sales, R., y Mastrantonio, L. (2020). Planificando territorios rurales sustentables: factores causales de la salinización secundaria en las tierras secas irrigadas del norte de Mendoza. *Revista de La Asociación Argentina de Ecología de Paisajes*, 9(1), 170–174.
- Gulishengmu, A., Yang, G., Tian, L., Pan, Y., Huang, Z., Xu, X., Gao, Y., y Li, Y. (2023). Analysis of Water Resource Carrying Capacity and Obstacle Factors Based on GRA-TOPSIS Evaluation Method in Manas River Basin. *Water (Switzerland)*, 15(2). <https://doi.org/10.3390/w15020236>
- Guo, J., Yue, D., Li, K., y Hui, C. (2017). Biocapacity optimization in regional planning. *Scientific Reports*, 7(August 2016), 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep41150>
- Guttman, N. B. (1998). Comparing the palmer drought index and the standardized precipitation index. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 113–121. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05964.x>
- Guttman, N. B. (1999). Accepting the standardized precipitation index: A calculation algorithm. *Journal*

- of the American Water Resources Association, 35(2), 311–322. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1999.tb03592.x>
- Gyau-Boakye, P., y Schultz, G. A. (1994). Filling gaps in runoff time series in West Africa. *Hydrological Sciences Journal*, 39(6), 621–636. <https://doi.org/10.1080/02626669409492784>
- Hamed, K. H., y Rao, R. A. (1998). A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data. *Journal of Hydrology*, 204(1–4), 182–196. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00125-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00125-X)
- Hannah, L., Roehrdanz, P. R., Ikegami, M., Shepard, A. V., Shaw, M. R., Tabor, G., Zhi, L., Marquet, P. A., y Hijmans, R. J. (2013). Climate change, wine, and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(17), 6907–6912. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210127110>
- Harris, I., Jones, P. D., Osborn, T. J., y Lister, D. H. (2014). Updated high-resolution grids of monthly climatic observations - the CRU TS3.10 Dataset. *International Journal of Climatology*, 34(3), 623–642. <https://doi.org/10.1002/joc.3711>
- Harris, Ian, Osborn, T. J., Jones, P., y Lister, D. (2020). Version 4 of the CRU TS monthly high-resolution gridded multivariate climate dataset. *Scientific Data*, 7(1), 1–18. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0453-3>
- Hernández, J., Martinis, N., y Fornero, L. (2012). Modelación hidrológica de la cuenca norte de Mendoza. *Informe técnico*. INA-CRA.
- Heydari, N. (2014). Water productivity in agriculture: Challenges in concepts, terms and values. *Irrigation and Drainage*, 63(1), 22–28. <https://doi.org/10.1002/ird.1816>
- Hillel, D. (2000). *Salinity Management for Sustainable Irrigation*. The International Bank for Reconstruction and Development / THE WORLD BANK.
- Hirsch, R. M., Slack, J. R., y Smith, R. A. (1982). Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resources Research*, 18(1), 107–121. <https://doi.org/10.1029/WR018i001p00107>
- Hoekstra, A. Y. (2009). Human appropriation of natural capital: A comparison of ecological footprint and water footprint analysis. *Ecological Economics*, 68(7), 1963–1974. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.021>
- Hoekstra, Arjen Y. (2003). Virtual water trade. *Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade, Research R*, 248. <https://doi.org/10.4337/9781785369131.00016>
- Hoekstra, Arjen Y., y Chapagain, A. K. (2008). Globalization of Water: Sharing the Planet's Freshwater Resources. En *Globalization of Water*. Blackwell Publishing. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/9780470696224.ch2>
- Hoekstra, Arjen Y., Mekonnen, M. M., Chapagain, A. K., Mathews, R. E., y Richter, B. D. (2012). Global monthly water scarcity: Blue water footprints versus blue water availability. *PLoS ONE*, 7(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032688>
- Hoff, H. (2011). Understanding the Nexus. *Background Paper for the Bonn2011 Conference: The Water, Energy and Food Security Nexus*, November, 1–52.
- Hoke, G. D., Aranibar, J. N., Viale, M., Araneo, D. C., y Llano, C. (2013). Seasonal moisture sources and the isotopic composition of precipitation, rivers, and carbonates across the Andes at 32.5–35.5°S. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 14(4), 962–978. <https://doi.org/10.1002/ggge.20045>
- Huffaker, R., y Whittlesey, N. (2000). The allocative efficiency and conservation potential of water laws encouraging investments in on-farm irrigation technology. *Agricultural Economics*, 24(1), 47–60. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2000.tb00092.x>
- Hughes, J. D., Petrone, K. C., y Silberstein, R. P. (2012). Drought, groundwater storage and stream flow decline in southwestern Australia. *Geophysical Research Letters*, 39(3). <https://doi.org/10.1029/2011GL050797>
- Hurtado, S. I., y Agosta, E. A. (2020). El Niño Southern Oscillation-related precipitation anomaly variability over eastern subtropical South America: Atypical precipitation seasons. *International*

*Journal of Climatology*, May 2019, 1–20. <https://doi.org/10.1002/joc.6559>

- Infobae. (2021). *Polémica por el agua en San Juan: el Gobierno provincial anticipó cortes del suministro para riego y los productores analizan protestas*. <https://www.infobae.com/economia/campo/2021/12/09/polemica-por-el-agua-en-san-juan-el-gobierno-provincial-anticipo-cortes-del-suministro-para-riego-y-los-productores-analizan-protestas/>
- Infobae. (2022). San Juan y Mendoza firmaron un importante convenio con la empresa israelí Mekorot para mejorar el manejo del agua. *Infobae*. <https://www.infobae.com/politica/2022/09/06/san-juan-y-mendoza-firmaron-un-importante-convenio-con-la-empresa-israeli-mekorot-para-mejorar-el-manejo-del-agua/>
- Inocêncio, T. de M., Ribeiro Neto, A., Oertel, M., Meza, F. J., y Scott, C. A. (2021). Linking drought propagation with episodes of climate-Induced water insecurity in Pernambuco state - Northeast Brazil. *Journal of Arid Environments*, 193, 104593. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104593>
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC). (1988). *Censo Nacional Agropecuario 1988*. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC).
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC). (2002). *Censo Nacional Agropecuario 2002*. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC).
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC). (2008). *Censo Nacional Agropecuario 2008*. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC).
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC). (2018). *Censo Nacional Agropecuario 2018*. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC).
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC). (2023). Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2022. *Resultados provisionales*. <https://www.indec.gov.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-165>
- IProfesional. (2011, August 26). *Científicos preparan una “máquina para hacer llover” en Mendoza*. <https://www.iprofesional.com/actualidad/121482-cientificos-preparan-una-maquina-para-hacer-llover-en-mendoza>
- Israelsen, O. W. (1932). *Irrigation Principles and Practices* (1st ed.). John Wiley y Sons.
- Jensen, M. E. (1967). Evaluation Irrigation Efficiency. *Journal of the Irrigation and Drainage Division*, 93(1), 83–98. <https://doi.org/10.1061/JRCEA4.0000485>
- Jensen, M. E. (2007). Beyond irrigation efficiency. *Irrigation Science*, 25(3), 233–245. <https://doi.org/10.1007/s00271-007-0060-5>
- Jobbágy, E. G., Noretto, M. D., Villagra, P. E., y Jackson, R. B. (2011). Water subsidies from mountains to deserts: their role in sustaining groundwater-fed oases in a sandy landscape. *Ecological Applications*, 21(3), 678–694. <https://doi.org/10.1890/09-1427.1>
- Jobbágy, Esteban G., Poca, M., Noretto, M., Castellanos, G., Otta, S. A., Córdova, M. P., Juaneda, E., y Salva, J. S. (2018). *Análisis de Factibilidad para un Fondo de Agua en la Cuenca del Río Mendoza*. Latin America Water Fund Partnership. <https://www.mendoza.gov.ar/wp-content/uploads/sites/15/2022/12/FONDO-de-Agua-de-la-Cuenca-del-Rio-Mendoza-FINAL-OK.pdf>
- Jobbágy, Esteban G., y Sala, O. E. (2014). The imprint of crop choice on global nutrient needs. *Environmental Research Letters*, 9(8). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/8/084014>
- Kastner, T., Rivas, M. J. I., Koch, W., y Nonhebel, S. (2012). Global changes in diets and the consequences for land requirements for food. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(18), 6868–6872. <https://doi.org/10.1073/pnas.1117054109>
- Keller, A., y Keller, J. (1995). Effective Efficiency: A Water Use Efficiency Concept for Allocating Freshwater Resources. En *CEPES Discussion Paper No. 22* (pp. 4–10). Center for Economic Policy Studies, Winrock International.
- Keller, J., Keller, A., y Davids, G. (1998). River Basin Development Phases and Implications of Closure.

*Journal of Applied Irrigation Science*, 33(2), 145–164.

- Kijne, J. W., Barker, R., y Molden, D. (Eds.). (2003). *Water Productivity in Agriculture: Limits and Opportunities for Improvement*. CABI Publishing.
- Koch, M., y Missimer, T. M. (2016). Water resources assessment and management in drylands. *Water (Switzerland)*, 8(6), 1–5. <https://doi.org/10.3390/w8060239>
- Kundzewicz, Z. W., y Robson, A. (2000). Detecting Trend and Other Changes in Hydrological Data. *World Climate Programme - Water, May*, 158. <http://water.usgs.gov/osw/wcp-water/detecting-trend.pdf>
- Kundzewicz, Z. W., y Robson, A. J. (2004). Change detection in hydrological records - A review of the methodology. *Hydrological Sciences Journal*, 49(1), 7–19. <https://doi.org/10.1623/hysj.49.1.7.53993>
- Lai, J., Li, Y., Chen, J., Niu, G.-Y., Lin, P., Li, Q., Wang, L., Han, J., Luo, Z., y Sun, Y. (2022). Massive crop expansion threatens agriculture and water sustainability in northwestern China. *Environmental Research Letters*, 17(3), 034003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac46e8>
- Laio, F. (2004). Cramer-von Mises and Anderson-Darling goodness of fit tests for extreme value distributions with unknown parameters. *Water Resources Research*, 40(9). <https://doi.org/10.1029/2004WR003204>
- Landa, A. (1946). *Reseña histórica de obras hidráulicas y del régimen legal de las aguas en la provincia de San Juan. Primera Parte (1810-1836)*. Talleres Gráficos de N. Uribe Yanzón.
- Lauro, C., Vich, A. I. J., y Moreiras, S. M. (2016). Variabilidad del régimen fluvial en cuencas de la región de Cuyo. *Geoacta (Argentina)*, 40(2), 28–51.
- Lauro, C., Vich, A. I. J., y Moreiras, S. M. (2019). Streamflow variability and its relationship with climate indices in western rivers of Argentina. *Hydrological Sciences Journal*, 64(5), 607–619. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1594820>
- Lereboullet, A. L., Beltrando, G., y Bardsley, D. K. (2013). Socio-ecological adaptation to climate change: A comparative case study from the Mediterranean wine industry in France and Australia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 164, 273–285. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.008>
- Leiva, J. C., Espizúa, L. E., Iturraspe, R., Masiokas, M., Norte, F. A., y Villalba, R. (2008). The response of the Argentinian glaciers to the climate of the XX and XXI centuries. *Terra Glacialis*, 179–192.
- Leiva, J., Lenzano, L., Cabrera, G., y Suarez, J. (1989). Variations of the Río Plomo glaciers, Andes Centrales Argentinos. *Glacier Fluctuations and Climatic Change*. Kluwer Academic Publishers, 143–151.
- Li, B., Gui, D., Xue, D., Liu, Y., Ahmed, Z., y Lei, J. (2022). Analysis of the Expansion Characteristics and Carrying Capacity of Oasis Farmland in Northwestern China in Recent 40 Years. *Agronomy*, 12(10), 2448. <https://doi.org/10.3390/agronomy12102448>
- Li, J., Liu, Z., He, C., Tu, W., y Sun, Z. (2016). Are the drylands in northern China sustainable? A perspective from ecological footprint dynamics from 1990 to 2010. *Science of The Total Environment*, 553, 223–231. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.088>
- Liaquat, U. W., Awan, U. K., McCabe, M. F., y Choi, M. (2016). A geo-informatics approach for estimating water resources management components and their interrelationships. *Agricultural Water Management*, 178, 89–105. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.09.010>
- Lin Lawell, C.-Y. C. (2016). The Management of Groundwater: Irrigation Efficiency, Policy, Institutions, and Externalities. *Annual Review of Resource Economics*, 8(1), 247–259. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100815-095425>
- Linton, J., y Budds, J. (2014). The hydrosocial cycle: Defining and mobilizing a relational-dialectical approach to water. *Geoforum*, 57(November), 170–180. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.10.008>

- Liotta, M., Miranda, O., Olguin, A., y Aguilera, J. J. (2010). Demanda hídrica y eficiencia de riego en los valles de Tulúm, Ullum y Zonda. *Ruralis*, 3(12), 4–7.  
[https://repositoriosdigitales.mincyt.gob.ar/vufind/Record/INTADig\\_c6c278dd013de84e2383056ada6a22eb](https://repositoriosdigitales.mincyt.gob.ar/vufind/Record/INTADig_c6c278dd013de84e2383056ada6a22eb)
- Llop, A. A., Fasciolo, G. E., Duek, A. E., Comellas, E. A., y Buccheri, M. (2013). El balance hídrico en las cuencas de Mendoza : aportes para su medición. *Proyección*, VIII, 48–67.  
[https://bdigital.uncu.edu.ar/objetos\\_digitales/12801/04llop-proyeccion14.pdf](https://bdigital.uncu.edu.ar/objetos_digitales/12801/04llop-proyeccion14.pdf)
- Maenza, R. A., Agosta, E. A., y Bettoli, M. L. (2017). Climate change and precipitation variability over the western ‘Pampas’ in Argentina. *International Journal of Climatology*, 37, 445–463.  
<https://doi.org/10.1002/joc.5014>
- Magrin, G. O., Marengo, J. A., Boulanger, J. P., Buckeridge, M. S., Castellanos, E., Poveda, G., Scarano, F. R., y Vicuña, S. (2014). Central and South America. En V.R. Barros, C. B. Field, D. J. Dokken, M. D. Mastrandrea, K. J. Mach, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea, y L. L. White (Eds.), *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (pp. 1499–1566). Cambridge University Press.
- Mainguet, M. (2003). Les espaces oasiens: oscillations entre décadence et nouveau développement urbain. En M. Mainguet (Ed.), *Les pays secs: Environnement et Développement. Collection Carrefours* (pp. 111–143). Éditions Ellipses.
- Majumdar, P., Mitra, S., y Trivedi, M. C. (2021). IoT-Based Smart Irrigation and Related Environment Parameters Monitoring: An Empirical Review. En C. M., J. R.K., B. V.E., S. S.N., y K. D. (Eds.), *International Conference on Emerging Wireless Communication Technologies and Information Security, EWCIS 2020: Vol. 740 LNEE* (pp. 333–340). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. [https://doi.org/10.1007/978-981-33-6393-9\\_34](https://doi.org/10.1007/978-981-33-6393-9_34)
- Maliva, R., y Missimer, T. (2012). Arid Lands Water Evaluation and Management. En *Canadian Journal of Civil Engineering* (Vol. 18, Issue 1). Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-29104-3>
- Manini, M. (2021). El cultivo de forrajes crece impulsado por la ganadería. *Diario Los Andes*.  
<https://www.losandes.com.ar/fincas/el-cultivo-de-forrajes-crece-impulsado-por-la-ganaderia/>
- Manini, M. (2022). Bajos caudales en los ríos y falta de infraestructura en la provincia. *Diario Los Andes*.  
<https://www.losandes.com.ar/fincas/bajos-caudales-en-los-rios-y-falta-de-infraestructura-en-la-provincia/>
- Manini, M. (2024, febrero 24). Energías renovables: cada vez más productores instalan paneles solares. *Diario Los Andes*. <https://www.losandes.com.ar/fincas/energias-renovables-cada-vez-mas-productores-instalan-paneles-solares/>
- Mantineo, N. (2021). En los últimos dos meses se duplicó la cantidad de lluvia que cayó en Mendoza. *Diario El Sol*. <https://www.elsol.com.ar/mendoza/en-los-ultimos-dos-meses-se-duplico-la-cantidad-de-lluvia-que-cayo-en-mendoza>
- Mantua, N. J., Hare, S. R., Zhang, Y., Wallace, J. M., y Francis, R. C. (1997). A Pacific Interdecadal Climate Oscillation with Impacts on Salmon Production. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78(6), 1069–1079. [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(1997\)078<1069:APICOW>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(1997)078<1069:APICOW>2.0.CO;2)
- Marone, L., y Galetto, L. (2011). El doble papel de las hipótesis en la investigación ecológica y su relación con el método hipotético-deductivo. *Ecología Austral*, 21, 201–215.
- Marshall, A., y Lavie, E. (2017). Introduction. En E. Lavie y A. Marshall (Eds.), *Oases and Globalization. Ruptures and Continuities* (pp. ix–xv). Springer International Publishing.  
<https://doi.org/10.1007/978-3-319-50749-1>
- Martín, F. (2008). AGUA Y MODELO PRODUCTIVO. INNOVACIONES TECNOLÓGICAS E IMPACTOS TERRITORIALES EN EL SISTEMA AGROALIMENTARIO DE MENDOZA. *Estudios Socioterritoriales*, 7, 26–45.

- Martín, F. (2010). *La naturaleza del poder. Ecología política del desarrollo (capitalista) regional en Mendoza, Argentina. 1879-2000*. Universidad de Buenos Aires.
- Martín, F., y Larsimont, R. (2016). Agua, poder y desigualdad socioespacial. Un nuevo ciclo hidrosocial en Mendoza, Argentina (1990-2015). En *Cartografías del conflicto ambiental en Argentina* (Issue November 2016).  
[https://www.researchgate.net/publication/312669892\\_Agua\\_poder\\_y\\_desigualdad\\_socioespacial\\_Un\\_nuevo\\_ciclo\\_hidrosocial\\_en\\_Mendoza\\_Argentina\\_1990-2015\\_Facundo\\_Martin\\_y\\_Robin\\_Larsimont](https://www.researchgate.net/publication/312669892_Agua_poder_y_desigualdad_socioespacial_Un_nuevo_ciclo_hidrosocial_en_Mendoza_Argentina_1990-2015_Facundo_Martin_y_Robin_Larsimont)
- Martin, T. C., Allen, R. G., Brazil, L. E., Burkhalter, J. P., y Polly, J. S. (2013). Evapotranspiration Estimates from Remote Sensing for Irrigation Water Management. En J. Qu, A. Powell, y M. V. K. Sivakumar (Eds.), *Satellite-based Applications on Climate Change* (Vol. 9789400758, pp. 195–216). Springer Netherlands. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-5872-8\\_13](https://doi.org/10.1007/978-94-007-5872-8_13)
- Martinez Carretero, E. (2013). La Diagonal Árida Argentina: entidad bio-climática. En D. R. Pérez, A. E. Rovere, y M. E. Rodriguez Araujo (Eds.), *Restauración ecológica en la diagonal árida de la Argentina* (1a ed., pp. 14–31). Vázquez Mazzini Editores.
- Martínez Dodda, J. (2021). Sarmiento, el departamento de San Juan que se revolucionó con tecnologías olivícolas. *Diario Clarín*. [https://www.clarin.com/rural/sarmiento-departamento-san-juan-revoluciono-tecnologias-olivícolas\\_0\\_SmTbcJ4k3.html](https://www.clarin.com/rural/sarmiento-departamento-san-juan-revoluciono-tecnologias-olivícolas_0_SmTbcJ4k3.html)
- Martinis, N., y Robles, J. (2012). Estado actual de los acuíferos en el oasis norte y centro de mendoza a partir de la información piezométrica. *VI Jornadas de Actualización En Riego y Fertilización. Prácticas Para Incrementar La Productividad y Asegurar La Sostenibilidad Del Uso Del Agua y Del Suelo*.
- Masiokas, M. H., Rabatel, A., Rivera, A., Ruiz, L., Pitte, P., Ceballos, J. L., Barcaza, G., Soruco, A., Bown, F., Berthier, E., Dussaillant, I., y MacDonell, S. (2020). A Review of the Current State and Recent Changes of the Andean Cryosphere. *Frontiers in Earth Science*, 8(June), 1–27.  
<https://doi.org/10.3389/feart.2020.00099>
- Masiokas, M. H., Villalba, R., Christie, D. A., Betman, E., Luckman, B. H., Le Quesne, C., Prieto, M. R., y Mauget, S. (2012). Snowpack variations since AD 1150 in the Andes of Chile and Argentina (30°-37°S) inferred from rainfall, tree-ring and documentary records. *Journal of Geophysical Research Atmospheres*, 117(5), 1–11. <https://doi.org/10.1029/2011JD016748>
- Masiokas, M.H., Villalba, R., Luckman, B. H., Montaña, E., Betman, E., Christie, D., Le Quesne, C., y Mauget, S. (2013). Recent and Historic Andean Snowpack and Streamflow Variations and Vulnerability to Water Shortages in Central-Western Argentina. En *Climate Vulnerability* (Vol. 5, pp. 213–227). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384703-4.00522-0>
- Masiokas, Mariano H., Villalba, R., Luckman, B. H., Le Quesne, C., y Aravena, J. C. (2006). Snowpack Variations in the Central Andes of Argentina and Chile, 1951–2005: Large-Scale Atmospheric Influences and Implications for Water Resources in the Region. *Journal of Climate*, 19(24), 6334–6352. <https://doi.org/10.1175/JCLI3969.1>
- Masiokas, Mariano H., Villalba, R., Luckman, B. H., y Mauget, S. (2010). Intra- to Multidecadal Variations of Snowpack and Streamflow Records in the Andes of Chile and Argentina between 30° and 37°S. *Journal of Hydrometeorology*, 11(3), 822–831. <https://doi.org/10.1175/2010JHM1191.1>
- Massone, H., Martinez, D., Vich, A., Londoño, M. Q., Trombotto, D., y Grondona, S. (2016). Snowmelt contribution to the sustainability of the irrigated Mendoza's Oasis, Argentina: an isotope study. *Environmental Earth Sciences*, 75(6). <https://doi.org/10.1007/s12665-015-5141-9>
- Mccarthy, M. G. (1997). The effect of transient water deficit on berry development of cv. Shiraz (*Vitis vinifera* L.). *Australian Journal of Grape and Wine Research*, 3(3), 102–108.  
<https://doi.org/10.1111/j.1755-0238.1997.tb00128.x>
- McGilchrist, C. A., y Woodyer, K. D. (1975). Note on a Distribution-Free CUSUM Technique. *Technometrics*, 17(3), 321. <https://doi.org/10.2307/1268068>
- McKee, T. B., Doesken, N. J., y Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales. *8th Conference on Applied Climatology*, 73(10), 1722–1732.

- MDZ Online. (2022). *El innovador sistema para "fabricar lluvia" que impulsan desde Lavalle*. <https://www.mdzol.com/politica/2022/5/27/el-innovador-sistema-para-fabricar-lluvia-que-impulsan-desde-lavalle-246855.html>
- Medrano, H., Tomás, M., Martorell, S., Escalona, J., Pou, A., Fuentes, S., Flexas, J., y Bota, J. (2015). Improving water use efficiency of vineyards in semi-arid regions . A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 499–517. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0280-z>
- Mernild, S. H., Liston, G. E., Hiemstra, C. A., Malmros, J. K., Yde, J. C., y McPhee, J. (2017). The Andes Cordillera. Part I: snow distribution, properties, and trends (1979-2014). *International Journal of Climatology*, 37(4), 1680–1698. <https://doi.org/10.1002/joc.4804>
- Mernild, S. H., Liston, G. E., Hiemstra, C. A., Yde, J. C., y Casassa, G. (2018). Annual river runoff variations and trends for the Andes Cordillera. *Journal of Hydrometeorology*, 19(7), 1167–1189. <https://doi.org/10.1175/JHM-D-17-0094.1>
- Meyfroidt, P. (2016). Approaches and terminology for causal analysis in land systems science. *Journal of Land Use Science*, 11(5), 501–522. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2015.1117530>
- Meza, F. J. (2005). Variability of reference evapotranspiration and water demands. Association to ENSO in the Maipo river basin, Chile. *Global and Planetary Change*, 47(2-4 SPEC. ISS.), 212–220. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2004.10.013>
- Miranda, O. (1999). El uso de agua subterránea para riego en los valles sanjuaninos. *Primeras Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales* (p. 23).
- Miranda, O. (2008). Elección tecnológica y riego por goteo en la agricultura argentina. *Realidad Económica*, 233.
- Miranda, O. (2015). El riego en la provincia de San Juan, Argentina: su dinámica institucional en los últimos dos siglos. *Agricultura Sociedad y Desarrollo*, 12(3), 385. <https://doi.org/10.22231/asyd.v12i3.235>
- Mishra, A. K., y Singh, V. P. (2010). A review of drought concepts. *Journal of Hydrology*, 391(1–2), 202–216. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.012>
- Molden, D., Murray-Rust, H., Sakthivadivel, R., y Makin, I. (2003). A water-productivity framework for understanding and action. En *Water productivity in agriculture: limits and opportunities for improvement* (pp. 1–18). CABI Publishing. <https://doi.org/10.1079/9780851996691.0001>
- Molden, David, y Oweis, T. Y. (2007). Pathways for increasing agricultural water productivity. En David Molden (Ed.), *Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture* (pp. 279–310). Earthscan and International Water Management Institute. [https://www.iwmi.cgiar.org/assessment/files\\_new/synthesis/Summary\\_SynthesisBook.pdf](https://www.iwmi.cgiar.org/assessment/files_new/synthesis/Summary_SynthesisBook.pdf)
- Molle, F., y Tanouti, O. (2017). Squaring the circle: Agricultural intensification vs. water conservation in Morocco. *Agricultural Water Management*, 192, 170–179. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.07.009>
- Montaña, E., y Boninsegna, J. A. (2016). Drought in the Oasis of Central Western Argentina. En H. Diaz, M. Hurlbert, y J. Warren (Eds.), *Vulnerability and Adaptation to Drought : The Canadian Prairies and South America* (pp. 327–348). University of Calgary Press.
- Montaña, E., Torres, L. M., Abraham, E. M., Torres, E., Torres, L. M., Abraham, E. M., y Torres, E. (2005). Los espacios invisibles. Subordinación, marginalidad y exclusión de los territorios no irrigados en las tierras secas de Mendoza, Argentina. *Región y Sociedad*, XVII(032), 3–32. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=1176333>
- Montecinos, A., y Aceituno, P. (2003). Seasonality of the ENSO-Related Rainfall Variability in Central Chile and Associated Circulation Anomalies. *Journal of Climate*, 16(2), 281–296. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2003\)016<0281:SOTERR>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2003)016<0281:SOTERR>2.0.CO;2)
- Moore, J., Kissinger, M., y Rees, W. E. (2013). An urban metabolism and ecological footprint assessment of Metro Vancouver. *Journal of Environmental Management*, 124, 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.03.009>



- Morábito, J., Mirábile, C., Manzanera, M., Cappé, O., Tozzi, D., y Mastrantonio, L. (2010). Evolución de la salinidad de suelos regadíos e incultos en el área del río Mendoza. *XX Congreso Nacional Del Agua - III Simposio De Recursos Hídricos Del Cono Sur*.
- Morábito, José, Mirábile, C., Pizzuolo, P., Tozzi, D., Manzanera, M., y Mastrantonio, L. (2004). Salinidad de suelos regadíos e incultos en el oasis norte de Mendoza-Argentina. *XIX Congreso Argentino de La Ciencia Del Suelo*.
- Moriondo, M., Jones, G. V., Bois, B., Dibari, C., Ferrise, R., Trombi, G., y Bindi, M. (2013). Projected shifts of wine regions in response to climate change. *Climatic Change*, 119(3–4), 825–839. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0739-y>
- Müller, G. V. y Lovino, M. A. (2023). Variability and Changes in Temperature, Precipitation and Snow in the Desaguadero-Salado-Chadileuvú-Curacó Basin, Argentina. *Climate*, 11(7), 135.
- Muñoz, A. A., González-Reyes, A., Lara, A., Sauchyn, D., Christie, D., Puchi, P., Urrutia-Jalabert, R., Toledo-Guerrero, I., Aguilera-Betti, I., Mundo, I., Sheppard, P. R., Stahle, D., Villalba, R., Szejner, P., LeQuesne, C., y Vanstone, J. (2016). Streamflow variability in the Chilean Temperate-Mediterranean climate transition (35°S–42°S) during the last 400 years inferred from tree-ring records. *Climate Dynamics*, 47(12), 4051–4066. <https://doi.org/10.1007/s00382-016-3068-9>
- Narayanamoorthy, A. (2022). Temporal Trends and Regional Patterns in Development of Irrigation in India. En A. Narayanamoorthy (Ed.), *The Irrigation Future of India. Global Issues in Water Policy Series* (pp. 49–72). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-89613-3\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-030-89613-3_3)
- Neale, C. M. U., Jayanthi, H., y Wright, J. (2005). Irrigation water management using high resolution airborne remote sensing. *Irrigation and Drainage Systems*, 19, 321–336. <https://doi.org/10.1007/s10795-005-5195-z>
- Neethling, E., Petitjean, T., Quénot, H., y Barbeau, G. (2017). Assessing local climate vulnerability and winegrowers' adaptive processes in the context of climate change. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 22(5), 777–803. <https://doi.org/10.1007/s11027-015-9698-0>
- Neiman, G., y Bocco, A. (2005). Estrategias empresariales y transnacionalización de la vitivinicultura en la Argentina. En G. Neiman y J. Barbosa Calvacanti (Eds.), *Acerca de la Globalización en la Agricultura. Territorios, Empresas y Desarrollo Local en América Latina* (pp. 205–227). CICCUS.
- Nemani, R. R., y Running, S. W. (1989). Testing a theoretical climate-soil-leaf area hydrologic equilibrium of forests using satellite data and ecosystem simulation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 44(3–4), 245–260. [https://doi.org/10.1016/0168-1923\(89\)90020-8](https://doi.org/10.1016/0168-1923(89)90020-8)
- Newman, M., Alexander, M. A., Ault, T. R., Cobb, K. M., Deser, C., Di Lorenzo, E., Mantua, N. J., Miller, A. J., Minobe, S., Nakamura, H., Schneider, N., Vimont, D. J., Phillips, A. S., Scott, J. D., y Smith, C. A. (2016). The Pacific decadal oscillation, revisited. *Journal of Climate*, 29(12), 4399–4427. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-15-0508.1>
- Noori, R., Maghrebi, M., Mirchi, A., Tang, Q., Bhattarai, R., Sadegh, M., Noury, M., Torabi Haghghi, A., Kløve, B., y Madani, K. (2021). Anthropogenic depletion of Iran's aquifers. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(25), 1–7. <https://doi.org/10.1073/pnas.2024221118>
- Núñez, J., Vergara, A., Leyton, C., Metzkes, C., Mancilla, G., y Bettancourt, D. (2017). Reconciling drought vulnerability assessment using a convergent approach: Application to Water Security in the Elqui River basin, North-Central Chile. *Water (Switzerland)*, 9(8). <https://doi.org/10.3390/w9080589>
- Okin, G. S., Gillette, D. A., y Herrick, J. E. (2006). *Multi-scale controls on and consequences of aeolian processes in landscape change in arid and semi-arid environments*. 65, 253–275. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.06.029>
- Omani, N., Srinivasan, R., Karthikeyan, R., Venkata Reddy, K., y Smith, P. K. (2016). Impacts of climate change on the glacier melt runoff from five river basins. *Transactions of the ASABE*, 59(4), 829–848. <https://doi.org/10.13031/trans.59.11320>
- Otta, S. A., Jobbágy, E. G., Vich, A. I. J., Viglizzo, E. F., Lauro, C., Vaccarino, E., y Bastidas, L. (2022). Dinámica de las tierras irrigadas en el Centro-Oeste de Argentina durante el período 1986-2018:

- Análisis a partir de la anomalía del Índice de Vegetación Mejorado. *Geoacta (Argentina)*, 44(1), 35–55.
- Oweis, T. Y., y Hachum, A. Y. (2003). Improving water productivity in the dry areas of West Asia and North Africa. En *Water productivity in agriculture: limits and opportunities for improvement* (Issue April, pp. 179–198). CABI Publishing. <https://doi.org/10.1079/9780851996691.0179>
- Palacios-Agundez, I., Onaindia, M., Barraqueta, P., y Madariaga, I. (2015). Provisioning ecosystem services supply and demand: The role of landscape management to reinforce supply and promote synergies with other ecosystem services. *Land Use Policy*, 47, 145–155. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.03.012>
- Pedrick, C. (2012). *Strategies for Combating Climate Change in Drylands Agriculture: Synthesis of dialogues and evidence presented at the International Conference on food security in dry lands, Doha, Qatar*. International Center for Agricultural Research in the Dry Areas (ICARDA). [https://cgspace.cgiar.org/bitstream/handle/10568/24913/Strategies\\_Combating\\_Climate\\_Change\\_Dry\\_Areas.pdf?sequence=6&isAllowed=y](https://cgspace.cgiar.org/bitstream/handle/10568/24913/Strategies_Combating_Climate_Change_Dry_Areas.pdf?sequence=6&isAllowed=y)
- Peña, H. (2016). Desafíos de la seguridad hídrica en América Latina y el Caribe. En *Serie RECURSOS NATURALES E INFRAESTRUCTURA* (Issue 178). <https://doi.org/10.3989/arbor.2000.i653.1000>
- Penalba, O. C., y Rivera, J. A. (2013). Future Changes in Drought Characteristics over Southern South America Projected by a CMIP5 Multi-Model Ensemble. *American Journal of Climate Change*, 2013(September), 173–182. [http://file.scrip.org/pdf/AJCC\\_2013092613481424.pdf](http://file.scrip.org/pdf/AJCC_2013092613481424.pdf)
- Pereira, L. S., Cordery, I., y Iacovides, I. (2012). Improved indicators of water use performance and productivity for sustainable water conservation and saving. *Agricultural Water Management*, 108, 39–51. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.08.022>
- Pérez, E. (2021). Cortaron el agua de riego porque estaba nublado y pronostican lluvia. *Diario de Cuyo*. <https://www.diariodecuyo.com.ar/economia/Cortaron-el-agua-de-riego-porque-estaba-nublado-y-ponostican-lluvia-20211207-0097.html>
- Perry, C. (2011). Accounting for water use: Terminology and implications for saving water and increasing production. *Agricultural Water Management*, 98(12), 1840–1846. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.10.002>
- Perry, C., Steduto, P., Allen, R. G., y Burt, C. M. (2009). Increasing productivity in irrigated agriculture: Agronomic constraints and hydrological realities. *Agricultural Water Management*, 96(11), 1517–1524. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.05.005>
- Pettitt, A. N. (1979). A Non-Parametric Approach to the Change-Point Problem. *Applied Statistics*, 28(2), 126. <https://doi.org/10.2307/2346729>
- Pfeiffer, L., y Lin, C. Y. C. (2014). Does efficient irrigation technology lead to reduced groundwater extraction? Empirical evidence. *Journal of Environmental Economics and Management*, 67(2), 189–208. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2013.12.002>
- Phocaidés, A. (2007). *Handbook on pressurized irrigation techniques* (FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations (Ed.)). <https://www.fao.org/3/a1336e/a1336e.pdf>
- Pol, R. G., Camín, S. R., y Astié, A. A. (2006). Situación Ambiental en la Ecoregión del Monte. En A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi, y J. Corcuera (Eds.), *La Situación Ambiental Argentina 2005* (1a ed., pp. 227–233). Fundación Vida Silvestre Argentina.
- Ponte, J. R. (2006). HISTORIA DEL REGADÍO: LAS ACEQUIAS DE MENDOZA, ARGENTINA. *Scripta Nova: Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales*, X(218). <https://www.ub.edu/geocrit/sn/sn-218-07.htm>
- Potapov, P., Turubanova, S., Hansen, M. C., Tyukavina, A., Zalles, V., Khan, A., Song, X. P., Pickens, A., Shen, Q., y Cortez, J. (2022). Global maps of cropland extent and change show accelerated cropland expansion in the twenty-first century. *Nature Food*, 3(1), 19–28. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00429-z>
- Pretty, J., Benton, T. G., Bharucha, Z. P., Dicks, L. V., Flora, C. B., Godfray, H. C. J., Goulson, D.,

- Hartley, S., Lampkin, N., Morris, C., Pierzynski, G., Prasad, P. V. V., Reganold, J., Rockström, J., Smith, P., Thorne, P., y Wratten, S. (2018). Global assessment of agricultural system redesign for sustainable intensification. *Nature Sustainability*, 1(8), 441–446. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0114-0>
- Prieto, M. del R., y Abraham, E. M. (1994). Proceso de ocupación del espacio y uso de los recursos en la vertiente Nororiental de los Andes Centrales Argentino-Chilenos. *Cuadernos Geográficos*, 22–23, 219–238.
- Prieto, M. del R., Abraham, E. M., y Dussel, P. (2008). Transformaciones de un ecosistema palustre. La gran ciénaga del Bermejo-Mendoza, siglos XVIII y XIX. *Multequina*, 17, 147–164.
- Prieto, R., Rojas, F., Martín, F., Araneo, D., Villalba, R., Rivera, J. A., y Guirado, S. G. (2021). Sequías extremas en Mendoza durante el siglo XX y principios del XXI. Administración de la carencia y conflictos socio-políticos. En G. Zarrilli y M. Ruffini (Eds.), *Medio Ambiente y transformación rural en la Argentina contemporánea* (Issue January). Universidad Nacional de Quilmes, TESEO. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.15190.57927>
- Reynolds, J. F., Smith, D. M. S., Lambin, E. F., Turner, B. L., Mortimore, M., Batterbury, S. P. J., Downing, T. E., Dowlatabadi, H., Fernández, R. J., Herrick, J. E., Huber-Sannwald, E., Jiang, H., Leemans, R., Lynam, T., Maestre, F. T., Ayarza, M., y Walker, B. (2007). Global Desertification: Building a Science for Dryland Development. *Science*, 316(5826), 847–851. <https://doi.org/10.1126/science.1131634>
- Ríos, W. (2022). San Juan busca asesoramiento de una empresa estatal israelí por la crisis hídrica. *Diario de Cuyo*. <https://www.diariodecuyo.com.ar/politica/San-Juan-busca-asesoramiento-de-una-empresa-estatal-israeli-por-la-crisis-hidrica-20220504-0103.html>
- Rivera, J. A., Lauro, C., y Otta, S. A. (2021a). Cuantificación del déficit hidrológico reciente en la región de Cuyo a partir de indicadores de caudales bajos. *Boletín de Estudios Geográficos*, 116, 23–44. <https://doi.org/10.48162/rev.40.006>
- Rivera, J. A., y Penalba, O. (2018). Distribución de probabilidades de los caudales mensuales en las regiones de cuyo y patagonia (Argentina): Aplicación al monitoreo de sequías hidrológicas. *Meteorologica*, 43(2), 25–46.
- Rivera, J. A., Araneo, D. C., y Penalba, O. C. (2017a). Threshold level approach for streamflow drought analysis in the Central Andes of Argentina: a climatological assessment. *Hydrological Sciences Journal*, 62(12), 1949–1964. <https://doi.org/10.1080/02626667.2017.1367095>
- Rivera, J. A., Hinrichs, S., y Marianetti, G. (2019). Using CHIRPS Dataset to Assess Wet and Dry Conditions along the Semiarid Central-Western Argentina. *Advances in Meteorology*, 2019. <https://doi.org/10.1155/2019/8413964>
- Rivera, J. A., Marianetti, G., y Hinrichs, S. (2018). Validation of CHIRPS precipitation dataset along the Central Andes of Argentina. *Atmospheric Research*, 213(January), 437–449. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.06.023>
- Rivera, J. A., Naranjo Tamayo, E., y Viale, M. (2020). Water Resources Change in Central-Western Argentina Under the Paris Agreement Warming Targets. *Frontiers in Climate*, 2(December), 1–18. <https://doi.org/10.3389/fclim.2020.587126>
- Rivera, J. A., Otta, S. A., Lauro, C., y Zazulie, N. (2021b). A Decade of Hydrological Drought in Central-Western Argentina. *Frontiers in Water*, 3, 1–20. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.640544>
- Rivera, J. A., Penalba, O. C., y Bettolli, M. L. (2013). Inter-annual and inter-decadal variability of dry days in Argentina. *International Journal of Climatology*, 33(4), 834–842. <https://doi.org/10.1002/joc.3472>
- Rivera, J. A., Penalba, O. C., Villalba, R., y Araneo, D. C. (2017b). Spatio-temporal patterns of the 2010–2015 extreme hydrological drought across the Central Andes, Argentina. *Water (Switzerland)*, 9(9), 1–18. <https://doi.org/10.3390/w9090652>
- Robledo, F. A., Vera, C., y Penalba, O. C. (2016). Influence of the large-scale climate variability on daily rainfall extremes over Argentina. *International Journal of Climatology*, 36(1), 412–423.

<https://doi.org/10.1002/joc.4359>

- Robledo, F., Vera, C., y Penalba, O. (2020). Multi-scale features of the co-variability between global sea surface temperature anomalies and daily extreme rainfall in Argentina. *International Journal of Climatology*, 40(9), 4289–4299. <https://doi.org/10.1002/joc.6462>
- Rodrigues, G. C., y Pereira, L. S. (2009). Assessing economic impacts of deficit irrigation as related to water productivity and water costs. *Biosystems Engineering*, 103(4), 536–551. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2009.05.002>
- Rojas, F. (2021). Dimensiones sociales y territoriales de las sequías en San Juan (siglos XVIII-XXI): una propuesta de periodización. *Punto Sur*, 5(5). <https://doi.org/10.34096/ps.n5.11000>
- Rojas, F., Rubio, C., Rizzo, M., y Bernabeu, M. (2020). *Land Use and Land Cover in Irrigated Drylands : a Long-Term Analysis of Changes in the Mendoza and Tunuyán River Basins , Argentina ( 1986 – 2018 )*.
- Romanello, C. (2015, April 26). *Las lluvias y las obras por fin llevaron agua a Guanacache*. <https://www.losandes.com.ar/las-lluvias-y-las-obras-por-fin-llevaron-agua-a-guanacache/>
- Rufin, P., Müller, D., Schwieder, M., Pflugmacher, D., y Hostert, P. (2021). Landsat time series reveal simultaneous expansion and intensification of irrigated dry season cropping in Southeastern Turkey. *Journal of Land Use Science*, 16(1), 94–110. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2020.1858198>
- Sacchelli, S., Fabbrizzi, S., y Menghini, S. (2016). Climate Change, Wine and Sustainability: A Quantitative Discourse Analysis of the International Scientific Literature. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 8, 167–175. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2016.02.090>
- Salas, J. D. (1992). Analysis and Modelling of Hydrologic Time Series. En D. Maidment (Ed.), *Handbook of Hydrology*. McGRAW-HILL, INC.
- Salomón-Sirolesi, M., y Farinós-Dasí, J. (2019). A New Water Governance Model Aimed at Supply–Demand Management for Irrigation and Land Development in the Mendoza River Basin, Argentina. *Water*, 11(3), 463. <https://doi.org/10.3390/w11030463>
- Sánchez, R. M., Guerra, L. D., y Scherger, M. (2016). *Evaluación de las áreas bajo riego afectadas por salinidad y/o sodicidad en Argentina* (1st ed.). Ediciones INTA. [https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta\\_h.\\_ascasubi-estimacion-areas-salinas-argentina\\_2016.pdf](https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_h._ascasubi-estimacion-areas-salinas-argentina_2016.pdf)
- Saurral, R. I., Camilloni, I. A., y Barros, V. R. (2017). Low-frequency variability and trends in centennial precipitation stations in southern South America. *International Journal of Climatology*, 37(4), 1774–1793. <https://doi.org/10.1002/joc.4810>
- Scanlon, B. R., Faunt, C. C., Longuevergne, L., Reedy, R. C., Alley, W. M., McGuire, V. L., y McMahon, P. B. (2012). Groundwater depletion and sustainability of irrigation in the US High Plains and Central Valley. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(24), 9320–9325. <https://doi.org/10.1073/pnas.1200311109>
- Scheierling, S. M., Young, R. A., y Cardon, G. E. (2006). Public subsidies for water-conserving irrigation investments: Hydrologic, agronomic, and economic assessment. *Water Resources Research*, 42(3), 1–11. <https://doi.org/10.1029/2004WR003809>
- Scheierling, S., Treguer, D. O., y Booker, J. F. (2016). Water Productivity in Agriculture: Looking for Water in the Agricultural Productivity and Efficiency Literature. *Water Economics and Policy*, 2(3), 1–33. <https://doi.org/10.1142/S2382624X16500077>
- Schilardi, C., Rearte, E., Martín, L., y Morábito, J. (2015). *DIAGNOSTICO PROSPECTIVO DEL DESEMPEÑO DE MÉTODOS DE RIEGO EN LA PROVINCIA DE MENDOZA. PUNTOS DE ATENCIÓN Y ESTRATEGIAS DE OPTIMIZACIÓN*. XXV Congreso Nacional del Agua (CONAGUA 2015): “El agua como política de Estado”. Paraná, Entre Ríos. 15 al 19 de junio de 2015.
- Schoups, G., Hopmans, J. W., Young, C. A., Vrugt, J. A., Wallender, W. W., Tanji, K. K., y Panday, S. (2005). Sustainability of irrigated agriculture in the San Joaquin Valley, California. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(43), 15352–15356.

<https://doi.org/10.1073/pnas.0507723102>

- Schwank, J., Escobar, R., Girón, G. H., y Morán-Tejeda, E. (2014). Modeling of the Mendoza river watershed as a tool to study climate change impacts on water availability. *Environmental Science and Policy*, 43, 91–97. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.01.002>
- Scoones, A. E. (2018). TERRITORIOS RURALES EN MENDOZA : INVERSIONES VITIVINÍCOLAS Y AVANCE URBANO EN EL OASIS NORTE RURAL TERRITORIES IN MENDOZA : VINICULTURE INVESTMENTS AND URBAN ADVANCEMENT IN THE NORTH OASIS. *Convergencias. Revista de Educación*, 1(1), 87–105.
- Scott, C. A., Varady, R. G., Meza, F., Montaa, E., De Raga, G. B., Luckman, B., y Martius, C. (2012). Science-policy dialogues for water security: Addressing vulnerability and adaptation to global change in the arid Americas. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 54(3), 30–42. <https://doi.org/10.1080/00139157.2012.673454>
- Sears, L., Caparelli, J., Lee, C., Pan, D., Strandberg, G., Vuu, L., y Lin Lawell, C.-Y. (2018). Jevons' Paradox and Efficient Irrigation Technology. *Sustainability*, 10(5), 1590. <https://doi.org/10.3390/su10051590>
- Seckler, D. (1996). The New Era of Water Resources Management: From “Dry” to “Wet” Water Savings. En *Research Report 1*. International Irrigation Management Institute (IIMI). [http://www.iwmi.cgiar.org/Publications/IWMI\\_Research\\_Reports/PDF/pub001/REPORT01.PDF](http://www.iwmi.cgiar.org/Publications/IWMI_Research_Reports/PDF/pub001/REPORT01.PDF)
- Seckler, D., Molden, D., y Sakthivadivel, R. (2003). The Concept of Efficiency in Water-resources Management and Policy. En J. W. Kijne, R. Barker, y D. Molden (Eds.), *Water Productivity in Agriculture: Limits and Opportunities for Improvement* (pp. xi–xix). CABI Publishing.
- Sen, P. K. (1968). Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau. *Journal of the American Statistical Association*, 63(324), 1379–1389. <https://doi.org/10.1080/01621459.1968.10480934>
- Shaeri Karimi, S., Yasi, M., y Eslamian, S. (2012). Use of hydrological methods for assessment of environmental flow in a river reach. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 9(3), 549–558. <https://doi.org/10.1007/s13762-012-0062-6>
- Shafer, B. A., y Dezman, L. E. (1982). Development of a Surface Water Supply Index (SWSI) to assess the severity of drought conditions in snowpack runoff areas ( Colorado ) . *Proceedings: Eastern Snow Conference, 39th Annual Meeting*, 164–175.
- Shin, H., Jung, Y., Jeong, C., y Heo, J. H. (2012). Assessment of modified Anderson-Darling test statistics for the generalized extreme value and generalized logistic distributions. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 26(1), 105–114. <https://doi.org/10.1007/s00477-011-0463-y>
- Siebert, S., Burke, J., Faures, J. M., Frenken, K., Hoogeveen, J., Döll, P., y Portmann, F. T. (2010). Groundwater use for irrigation - A global inventory. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(10), 1863–1880. <https://doi.org/10.5194/hess-14-1863-2010>
- Sitio Andino. (2022). Paneles solares en Valle de Uco, una realidad que crece. *Sitio Andino*. <https://www.sitioandino.com.ar/economia/paneles-solares-valle-uco-una-realidad-que-crece-n5635512>
- Smith, M. (1992). CROPWAT: A computer program for irrigation planning and management. En *FAO Irrigation and Drainage Paper 46* (Issue 46).
- Smith, R., y Evans, J. (2007). Orographic Precipitation and Water Vapor Fractionation over the Southern Andes. *Journal of Hydrometeorology*, 8, 19. <https://doi.org/10.1175/JHM555.1>
- Sosa, H. J. (2012). *Restauración y conservación del Sitio Ramsar Lagunas de Guanacache , Desaguadero y del Bebedero*. Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales / Wetlands International.
- Sosa, H., y Vallvé, S. (1999). Lagunas de Guanacache (Centro-Oeste de Argentina). Procedimiento de inclusión a la Convención sobre los Humedales (RAMSAR,71). *Multequina*, 8, 71–85.

- Spinoni, J., Barbosa, P., Buchignani, E., Cassano, J., Cavazos, T., Christensen, J. H., Christensen, O. B., Coppola, E., Evans, J., Geyer, B., Giorgi, F., Hadjinicolaou, P., Jacob, D., Katzfey, J., Koenig, T., Laprise, R., Lennard, C. J., Kurnaz, M. L., Delei, L. I., ... Dosio, A. (2020). Future global meteorological drought hot spots: A study based on CORDEX data. *Journal of Climate*, 33(9), 3635–3661. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-19-0084.1>
- Stagge, J. H., Tallaksen, L. M., Gudmundsson, L., Van Loon, A. F., y Stahl, K. (2015). Candidate Distributions for Climatological Drought Indices (SPI and SPEI). *International Journal of Climatology*, 35(13), 4027–4040. <https://doi.org/10.1002/joc.4267>
- Stephens, M. A. (1974). EDF statistics for goodness of fit and some comparisons. *Journal of the American Statistical Association*, 69(347), 730–737. <https://doi.org/10.1080/01621459.1974.10480196>
- Stopansky, M. (2022). Diseñan el masterplan del manejo de agua para replicar en Mendoza el modelo israelí. *Diario Los Andes*. <https://www.losandes.com.ar/sociedad/disenan-el-masterplan-del-manejo-de-agua-para-replicar-en-mendoza-el-modelo-israeli/>
- Stroosnijder, L., Moore, D., Alharbi, A., Argaman, E., Biazin, B., y van den Elsen, E. (2012). Improving water use efficiency in drylands. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(5), 497–506. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.08.011>
- Sturm, M., Zimmermann, M., Schütz, K., Urban, W., y Hartung, H. (2009). Rainwater harvesting as an alternative water resource in rural sites in central northern Namibia. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 34(13), 776–785. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.pce.2009.07.004>
- Subsecretaría de Medio Ambiente. Ministerio de Ambiente y Obras Públicas. Gobierno de Mendoza. (2006). *Informe Ambiental 2006* (p. 240). Subsecretaría de Medio Ambiente. Ministerio de Ambiente y Obras Públicas. Gobierno de Mendoza.
- Swyngedouw, E. (2004). *Social Power and the Urbanization of Water*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198233916.001.0001>
- Taber, E., y Nozica, G. (2011). Problemáticas Del Crecimiento Urbano Sobre Áreas Rurales En Sistemas De Oasis. *Revista Iberoamericana de Urbanismo*, 06(06), 65–71. [http://upcommons.upc.edu/revistes/bitstream/2099/12524/1/06Dossier\\_06\\_Nozica\\_Taber.pdf](http://upcommons.upc.edu/revistes/bitstream/2099/12524/1/06Dossier_06_Nozica_Taber.pdf)
- Tanner, C. B., y Sinclair, T. R. (1983). Efficient Water Use in Crop Production: Research or Re-Search? En *Limitations to Efficient Water Use in Crop Production* (pp. 1–27). Am. Soc. Agron.
- Taucare, M., Daniele, L., Viguier, B., Vallejos, A., y Arancibia, G. (2020). Groundwater resources and recharge processes in the Western Andean Front of Central Chile. *Science of The Total Environment*, 722, 17. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137824>
- Taylor, W. A. (2000). Change-Point Analysis: A Powerful New Tool For Detecting Changes. *Analysis*, 1–19.
- Tennant, D. L. (1976). Instream Flow Regimens for Fish, Wildlife, Recreation and Related Environmental Resources. *Fisheries*, 1(4), 6–10. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(1976\)001<0006:IFRFFW>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(1976)001<0006:IFRFFW>2.0.CO;2)
- The Global Water Partnership. (2005). *Catalyzing Change: A Handbook for Developing Integrated Water Resources Management (IWRM) and Water Efficiency Strategies: Vol. BACKGROUND* (Issue 5).
- Tilman, D. (1999). Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(11), 5995–6000. <https://doi.org/10.1073/pnas.96.11.5995>
- Torrence, C., y Compo, G. P. (1998). A Practical Guide to Wavelet Analysis. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 79(1), 61–78. [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(1998\)079<0061:APGTWA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(1998)079<0061:APGTWA>2.0.CO;2)
- Torres, L. M. (2008). Hilos de agua , lazos de sangre : enfrentando la escasez en el desierto de Lavalle ( Mendoza , Argentina ). *Ecosistemas*, 17(1), 46–59. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=54017106>

- Torres, L., Pastor, G., Grosso, M., y Scoones, A. (2018). Turismo de lujo y extractivismo: la ruralidad como presa del capital. Reflexiones a propósito de Valle de Uco (Mendoza, Argentina). *Scripta Nova*, XXII(585), 1–32.
- Tozzi, F., Mariani, A., Vallone, R., y Morábito, J. (2017). *Evolución de la salinidad de los suelos regadíos del río Tunuyán Inferior (Mendoza-Argentina) Salinity evolution in irrigated soils in the Lower Tunuyán River basin (Mendoza-Argentina)*. 49(1), 1853–8665.
- Trenberth, K. E., y Caron, J. M. (2000). The Southern Oscillation Revisited: Sea Level Pressures, Surface Temperatures, and Precipitation. *Journal of Climate*, 13(24), 4358–4365. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2000\)013<4358:TSORSL>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2000)013<4358:TSORSL>2.0.CO;2)
- Trenberth, K. E., Caron, J. M., Stepaniak, D. P., y Worley, S. (2002). Evolution of El Niño–Southern Oscillation and global atmospheric surface temperatures. *Journal of Geophysical Research*, 107(D8), 4065. <https://doi.org/10.1029/2000JD000298>
- Trenberth, K., y National Center for Atmospheric Research Staff. (2020). *The Climate Data Guide: Nino SST Indices (Nino 1+2, 3, 3.4, 4; ONI and TNI)*. <https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/nino-sst-indices-nino-12-3-34-4-oni-and-tni>.
- Unidad para el Cambio Rural (UCAR), y Programa de Servicios Agrícolas Provinciales (PROSAP). (2016). Documento de Factibilidad - Anexo 4: “Evaluación de Impacto Ambiental y Social.” In *Proyecto Mejora del sistema de riego del Canal Benavidez – Gral. 9 de Julio. Provincia de San Juan*. <http://www.prosap.gob.ar/docs/SJuanCanalBenavidez-EIAS.pdf>
- Universidad Nacional de Cuyo. (2004). *Marco Estratégico para la Provincia de Mendoza. Diagnóstico Físico-Ambiental* (p. 87).
- Valois, R., MacDonell, S., Núñez Cobo, J. H., y Maureira-Cortés, H. (2020). Groundwater level trends and recharge event characterization using historical observed data in semi-arid Chile. *Hydrological Sciences Journal*, 65(4), 597–609. <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1711912>
- Van Dam, J. C., Singh, R., Bessembinder, J. J. E., Leffelaar, P. A., Bastiaanssen, W. G. M., Jhorar, R. K., Kroes, J. G., y Droogers, P. (2006). Assessing Options to Increase Water Productivity in Irrigated River Basins Using Remote Sensing and Modelling Tools. *International Journal of Water Resources Development*, 22(1), 115–133. <https://doi.org/10.1080/07900620500405734>
- Viale, M., Bianchi, E., Cara, L., Ruiz, L. E., Villalba, R., Pitte, P., Masiokas, M., Rivera, J., y Zalazar, L. (2019). Contrasting climates at both sides of the Andes in Argentina and Chile. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 1–15. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00069>
- Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S., y López-Moreno, J. I. (2010). A multiscalar drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate*, 23(7), 1696–1718. <https://doi.org/10.1175/2009JCLI2909.1>
- Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S., Lorenzo-Lacruz, J., Camarero, J. J., López-Moreno, J. I., Azorin-Molina, C., Revuelto, J., Morán-Tejada, E., y Sanchez-Lorenzo, A. (2012). Performance of drought indices for ecological, agricultural, and hydrological applications. *Earth Interactions*, 16(10). <https://doi.org/10.1175/2012EI000434.1>
- Vicente-Serrano, S. M., López-Moreno, J. I., Beguería, S., Lorenzo-Lacruz, J., Azorin-Molina, C., y Morán-Tejada, E. (2012). Accurate Computation of a Streamflow Drought Index. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17(2), 318–332. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000433](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000433)
- Vich, A. I. J., Bizzotto, F., Vaccarino, E., Correas, M., y Manduca, F. (2010). Tendencias y cambios abruptos en el escurrimiento de algunos ríos con nacientes en la cordillera y serranías del oeste argentino. En C. U. Paoli y G. V. Malinow (Eds.), *Criterios para la determinación de crecidas de diseño en sistemas climáticos cambiantes* (1a ed., pp. 149–166). Universidad Nacional del Litoral.
- Vich, A. I. J., López, P. M., y Schumacher, M. C. (2007). Trend detection in the water regime of the main rivers of the Province of Mendoza, Argentina. *GeoJournal*, 70(4), 233–243. <https://doi.org/10.1007/s10708-008-9136-x>
- Vich, A. I. J., Norte, F. A., y Lauro, C. (2014). Análisis regional de frecuencias de caudales de ríos pertenecientes a cuencas con nacientes en la cordillera de Los Andes. *Meteorológica*, 39(1), 3–26.

- Vicuña, S., Garreaud, R. D., y McPhee, J. (2011). Climate change impacts on the hydrology of a snowmelt driven basin in semiarid Chile. *Climatic Change*, 105(3–4), 469–488. <https://doi.org/10.1007/s10584-010-9888-4>
- Vicuña, S., McPhee, J., y Garreaud, R. D. (2012). Agriculture Vulnerability to Climate Change in a Snowmelt-Driven Basin in Semiarid Chile. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 138(5), 431–441. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000202](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000202)
- Viglizzo, E. F. (2015). *Climate Change in the ABPU region (Argentina , Brazil , Paraguay and Uruguay): Threats and opportunities*. <https://grupogpps.org/web/cambio-climatico-en-la-region-abpu-argentina-brasil-paraguay-y-uruguay-amenazas-y-oportunidades-por-ernesto-f-viglizzo/>
- Villagra, Pablo E., Boninsegna, J. A., Alvarez, J. A., Cony, M., Cesca, E., y Villalba, R. (2005). Dendroecology of *Prosopis flexuosa* woodlands in the Monte desert: Implications for their management. *Dendrochronologia*, 22, 209–213. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2005.05.005>
- Villagra, Pablo Eugenio, y Alvarez, J. (2019). Determinantes ambientales y desafíos para el ordenamiento forestal sustentable en los algarrobales del Monte , Argentina. *Ecología Austral*, 29, 146–155.
- Villalba, R., Boninsegna, J. A., Masiokas, M. H., Cara, L., Salomón, M., y Pozzoli, J. (2016). Cambio climático y recursos hídricos El caso de las tierras secas del oeste argentino. *Ciencia Hoy*, 160(3545), 49–55.
- Villamayor, J., Khodri, M., Villalba, R., y Daux, V. (2021). Causes of the long-term variability of southwestern South America precipitation in the IPSL-CM6A-LR model. *Climate Dynamics*, 57(9–10), 2391–2414. <https://doi.org/10.1007/s00382-021-05811-y>
- Von Braun, J., y Mirzabaev, A. (2016). Nexus scientific research. Theory and approach serving sustainable development. En F. Dodds y J. Bartram (Eds.), *The Water, Food, Energy and Climate Nexus: Challenges and an agenda for action* (pp. 58–71). Routledge.
- Wackernagel, M., y Rees, W. (1997). Unser ökologischer Fußabdruck. En *Unser ökologischer Fußabdruck*. Birkhäuser Basel. <https://doi.org/10.1007/978-3-0348-6107-6>
- Wang, Y., Long, A., Xiang, L., Deng, X., Zhang, P., Hai, Y., Wang, J., y Li, Y. (2020). The verification of Jevons' paradox of agricultural Water conservation in Tianshan District of China based on Water footprint. *Agricultural Water Management*, 239. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106163>
- Ward, F. A., y Pulido-Velazquez, M. (2008). Water conservation in irrigation can increase water use. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105, 18215–18220. <https://doi.org/10.1073/pnas.0805554105>
- Wenger, K., Vadjunec, J., y Fagin, T. (2017). Groundwater Governance and the Growth of Center Pivot Irrigation in Cimarron County, OK and Union County, NM: Implications for Community Vulnerability to Drought. *Water*, 9(1), 39. <https://doi.org/10.3390/w9010039>
- Westmacott, J. R., y Burn, D. H. (1997). Climate change effects on the hydrologic regime within the Churchill-Nelson River Basin. *Journal of Hydrology*, 202(1–4), 263–279. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00073-5](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00073-5)
- Wiedmann, T. (2009). A review of recent multi-region input–output models used for consumption-based emission and resource accounting. *Ecological Economics*, 69(2), 211–222. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.08.026>
- World Economic Forum. (2011). *Water security : the water-food-energy-climate nexus : the World Economic Forum water initiative* (D. Waughray (Ed.)). Island Press. <https://doi.org/978-1-59726-735-9>
- Worsley, K. J. (1979). On the Likelihood Ratio Test for a Shift in Location of Normal Populations. *Journal of the American Statistical Association*, 74(366), 365. <https://doi.org/10.2307/2286336>
- Yin, L., Feng, X., Fu, B., Chen, Y., Wang, X., y Tao, F. (2020). Irrigation water consumption of irrigated cropland and its dominant factor in China from 1982 to 2015. *Advances in Water Resources*, 143, 103661. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2020.103661>
- Yousaf, W., Awan, W. K., Kamran, M., Ahmad, S. R., Bodla, H. U., Riaz, M., Umar, M., y Chohan, K.



- (2021). A paradigm of GIS and remote sensing for crop water deficit assessment in near real time to improve irrigation distribution plan. *Agricultural Water Management*, 243(November 2019), 106443. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106443>
- Yuan, C. (2021). Exploration and Realization of Smart Agricultural Irrigation System Based on IOT Perception Environment. En S. V., X. Z., y Z. H. (Eds.), *International Conference on Multi-modal Information Analytics, MMIA 2021: Vol. 1385 AIST* (pp. 158–165). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-74814-2\\_21](https://doi.org/10.1007/978-3-030-74814-2_21)
- Yue, S., y Wang, C. (2002). The influence of serial correlation on the Mann–Whitney test for detecting a shift in median. *Advances in Water Resources*, 25(3), 325–333. [https://doi.org/10.1016/S0309-1708\(01\)00049-5](https://doi.org/10.1016/S0309-1708(01)00049-5)
- Zhang, C., Dong, J., Zuo, L., y Ge, Q. (2022). Tracking spatiotemporal dynamics of irrigated croplands in China from 2000 to 2019 through the synergy of remote sensing, statistics, and historical irrigation datasets. *Agricultural Water Management*, 263(October 2021), 107458. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.107458>
- Zhang, Y., Grant, A., Sharma, A., Chen, D., y Chen, L. (2010). Alternative Water Resources for Rural Residential Development in Western Australia. *Water Resources Management*, 24(1), 25–36. <https://doi.org/10.1007/s11269-009-9435-0>
- Zhu, Z., Zhang, Z., Zuo, L., Sun, F., Pan, T., Li, J., Zhao, X., y Wang, X. (2021). The Detecting of Irrigated Croplands Changes in 1987-2015 in Zhangjiakou. *IEEE Access*, 9, 96076–96091. <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2021.3092408>
- Zuo, Q., Guo, J., Ma, J., Cui, G., Yang, R., y Yu, L. (2021). Assessment of regional-scale water resources carrying capacity based on fuzzy multiple attribute decision-making and scenario simulation. *Ecological Indicators*, 130, 108034. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108034>

## Apéndices

### Apéndice A1: Análisis exploratorio de datos hidro-climáticos

Para evaluar la normalidad de las series hidro-climáticas se utilizaron las pruebas de asimetría y curtosis (Figueras y Gargallo Valero 2003), para aleatoriedad las pruebas de Kendall y de rachas, y para independencia las pruebas de Bartlett y Von Neumann (Kundzewicz y Robson 2000, 2004).

**Cuadro A.1. Resultados de las pruebas de normalidad (N), aleatoriedad (A) e independencia (I) para las series de caudal mensual, estacional y anual de cada río. N, A, I: no se rechaza la hipótesis nula (H<sub>0</sub>) en ninguna de las pruebas de normalidad, aleatoriedad e independencia, respectivamente.**

Ríos	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene-Mar	Abr-Jun	Jul-Sep	Oct-Dic	Anual
San Juan	- A I	- A I	- A I	- A I	- A I	- A I	N - -	N - -	N - -	N A I	- A I	- A I	- A I	N A I	N - -	- A I	N - -
Mendoza	- A I	- - -	- - -	- - -	N A -	N - -	N - -	N - -	N - -	N - -	- - I	- A I	- - -	- - -	N - -	- - -	- - -
Tunuyán	- A I	- A I	- - I	- - I	N A I	N - I	N - -	- - I	N - -	N - -	N - I	N A -	- - I	N - I	- - -	N - -	N - -
Diamante	- A I	- A I	- - I	- A I	N - -	N - -	N - -	N - -	N - -	N - -	N - -	- - -	- A I	- - -	N - -	N - -	- - -
Atuel	- - I	- - I	- A -	N A -	N - -	N - -	N - -	N - -	- - -	N - -	N A -	- - -	- - -	N - -	N - -	N A -	N - -
Malargüe	- A I	- - I	- - I	N A I	- A I	N - -	- - -	- - -	- - -	- - -	N A I	N A I	- - I	N A I	- - -	N A -	N - -

**Cuadro A.2. Resultados de las pruebas de normalidad (N), aleatoriedad (A) e independencia (I) para las series de precipitación mensual, estacional y anual de cada oasis. N, A, I: no se rechaza la hipótesis nula (H<sub>0</sub>) en ninguna de las pruebas de normalidad, aleatoriedad e independencia, respectivamente.**

Oasis	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene-Mar	Abr-Jun	Jul-Sep	Oct-Dic	Anual
San Juan	NAI	-AI	NAI	-AI	-AI	-AI	-A-	-AI	-AI	-AI	-AI	-AI	NAI	-AI	-AI	-AI	NAI
Mendoza	NAI	-AI	NAI	-A-	-AI	-AI	-A-	-AI	-AI	-AI	-AI	NAI	NAI	---	NA-	NAI	NAI
Tun. sup.	NAI	-AI	NAI	-AI	NAI	-AI	--I	-AI	NAI	-AI	NAI	NAI	NAI	-AI	NAI	NAI	N-I
Tun. inf.	NAI	-AI	NAI	-A-	-AI	-AI	-A-	-AI	-AI	-AI	-AI	NAI	NAI	---	NA-	N-I	NAI
Diamante	NAI	NAI	NAI	-AI	-AI	--I	-AI	-AI	-AI	---	NAI	NAI	NA-	--I	NAI	-AI	N-I
Atuel	-AI	NAI	NAI	NA-	-AI	--I	-AI	-AI	-AI	NA-	-AI	NAI	N--	---	-AI	-AI	NA-
Malargüe	NAI	NAI	--I	--I	-AI	-AI	-AI	-AI	-AI	---	-AI	--I	N--	NAI	--I	-AI	N-I



Cuadro A.5. Valores medios (m<sup>3</sup>/s), desvío estándar (m<sup>3</sup>/s) y coeficiente de variación de caudales mensuales de cada río, durante el período 1981 – 2018.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
<b>San Juan</b>	104,3 ± 80,7 (77,4%)	73,8 ± 43,0 (58,2%)	54,4 ± 26,1 (47,9%)	44,0 ± 17,6 (40,0%)	41,9 ± 14,2 (34,0%)	40,9 ± 12,7 (31,1%)	39,0 ± 11,0 (28,2%)	38,7 ± 10,2 (26,5%)	40,9 ± 10,5 (25,7%)	56,3 ± 19,8 (35,1%)	89,4 ± 57,3 (64,1%)	117,1 ± 95,6 (81,7%)
<b>Mendoza</b>	110,7 ± 45,4 (41,0%)	89,8 ± 30,7 (34,1%)	58,6 ± 18,7 (32,0%)	36,7 ± 10,9 (29,8%)	28,9 ± 8,1 (28,0%)	24,9 ± 6,7 (26,9%)	22,5 ± 6,1 (27,2%)	22,1 ± 5,3 (23,9%)	23,7 ± 5,5 (23,0%)	30,2 ± 9,1 (30,2%)	52,4 ± 24,3 (46,3%)	91,1 ± 46,7 (51,2%)
<b>Tunuyán</b>	63,4 ± 25,8 (40,7%)	47,9 ± 17,3 (36,2%)	32,0 ± 10,6 (33,1%)	19,5 ± 5,5 (28,1%)	14,7 ± 3,7 (24,9%)	12,7 ± 2,8 (22,2%)	11,7 ± 2,3 (19,8%)	12,1 ± 4,8 (39,4%)	13,1 ± 2,7 (20,6%)	19,2 ± 6,1 (31,5%)	35,5 ± 16,2 (45,6%)	57,3 ± 26,8 (46,7%)
<b>Diamante</b>	66,3 ± 34,9 (52,6%)	47,0 ± 23,9 (50,9%)	32,2 ± 14,0 (43,4%)	23,2 ± 8,3 (35,6%)	20,0 ± 5,5 (27,5%)	18,9 ± 5,1 (26,9%)	18,2 ± 4,8 (26,5%)	18,0 ± 4,4 (24,6%)	19,4 ± 4,8 (24,8%)	25,2 ± 7,2 (28,6%)	42,8 ± 15,6 (36,4%)	66,0 ± 31,6 (47,9%)
<b>Atuel</b>	64,6 ± 26,5 (41,0%)	50,8 ± 18,2 (35,8%)	37,1 ± 10,7 (28,9%)	27,7 ± 6,9 (24,8%)	25,9 ± 5,6 (21,5%)	24,7 ± 5,3 (21,3%)	23,4 ± 5,2 (22,0%)	23,3 ± 5,4 (23,1%)	25,3 ± 6,6 (26,3%)	30,4 ± 8,9 (29,3%)	44,6 ± 14,0 (31,3%)	61,0 ± 24,6 (40,4%)
<b>Malargüe</b>	13,7 ± 8,5 (62,3%)	9,5 ± 5,3 (56,3%)	7,2 ± 3,2 (43,9%)	6,6 ± 2,2 (33,7%)	7,0 ± 3,3 (47,1%)	6,9 ± 2,6 (36,9%)	7,0 ± 2,8 (40,4%)	7,6 ± 4,7 (61,8%)	8,1 ± 3,6 (43,9%)	11,7 ± 4,7 (40,5%)	16,8 ± 7,2 (42,6%)	17,4 ± 9,5 (54,5%)

**Cuadro A.6. Valores medios (mm), desvío estándar (mm) y coeficiente de variación de precipitación mensual de cada oasis, durante el período 1981 – 2018.**

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
<b>San Juan</b>	27,8 ± 10,0 (36,1%)	26,5 ± 12,0 (45,1%)	15,3 ± 5,7 (37,2%)	5,4 ± 3,2 (58,5%)	1,0 ± ,2 (22,4%)	2,5 ± 1,1 (45,9%)	4,4 ± 1,7 (38,6%)	4,3 ± 1,6 (37,4%)	6,0 ± 2,6 (44,2%)	6,1 ± 1,7 (27,0%)	11,2 ± 5,9 (52,4%)	16,3 ± 6,0 (36,9%)
<b>Mendoza</b>	36,2 ± 12,8 (35,2%)	30,7 ± 14,8 (48,2%)	25,2 ± 12,6 (50,0%)	12,8 ± 6,9 (53,8%)	3,0 ± 1,2 (39,5%)	4,5 ± 3,1 (67,8%)	6,1 ± 3,4 (56,2%)	6,3 ± 2,9 (45,5%)	10,5 ± 4,8 (45,8%)	17,4 ± 7,2 (41,4%)	19,0 ± 9,4 (49,3%)	23,3 ± 9,0 (38,4%)
<b>Tunuyán superior</b>	28,9 ± 8,7 (30,0%)	29,2 ± 12,0 (41,1%)	28,7 ± 13,0 (45,1%)	17,4 ± 9,2 (52,5%)	14,7 ± 4,6 (31,7%)	16,0 ± 11,6 (72,8%)	15,8 ± 10,5 (66,9%)	19,6 ± 9,7 (49,6%)	16,8 ± 6,1 (36,3%)	24,2 ± 10,3 (42,3%)	23,7 ± 8,3 (35,1%)	21,6 ± 6,5 (30,1%)
<b>Tunuyán inferior</b>	39,4 ± 16,4 (41,5%)	38,4 ± 17,6 (45,8%)	29,1 ± 16,2 (55,6%)	11,9 ± 5,8 (48,9%)	4,3 ± 1,7 (40,2%)	3,6 ± 2,2 (62,3%)	4,4 ± 2,4 (53,5%)	4,7 ± 2,3 (49,6%)	10,3 ± 5,0 (48,2%)	14,0 ± 6,4 (45,8%)	18,6 ± 9,6 (51,7%)	26,9 ± 10,3 (38,4%)
<b>Diamante</b>	53,9 ± 24,0 (44,4%)	37,0 ± 16,6 (44,9%)	34,7 ± 18,3 (52,7%)	22,4 ± 11,3 (50,6%)	5,5 ± 4,9 (88,9%)	8,2 ± 4,6 (56,5%)	9,8 ± 6,7 (67,7%)	12,3 ± 5,0 (40,8%)	22,4 ± 10,6 (47,3%)	30,9 ± 14,6 (47,1%)	34,9 ± 19,1 (54,7%)	41,7 ± 16,3 (39,0%)
<b>Atuel</b>	42,9 ± 20,4 (47,7%)	35,4 ± 13,4 (38,0%)	29,3 ± 14,8 (50,5%)	24,4 ± 11,5 (47,3%)	10,1 ± 4,6 (45,4%)	5,1 ± 2,7 (52,1%)	7,5 ± 4,6 (61,2%)	10,2 ± 4,1 (40,4%)	19,2 ± 8,8 (45,9%)	37,3 ± 15,1 (40,6%)	24,6 ± 13,7 (55,7%)	32,3 ± 12,6 (39,0%)
<b>Malargüe</b>	14,1 ± 5,2 (37,2%)	23,7 ± 8,3 (34,9%)	16,6 ± 7,7 (46,5%)	15,9 ± 9,5 (59,9%)	23,1 ± 12,3 (53,4%)	30,1 ± 17,2 (57,0%)	31,0 ± 22,4 (72,1%)	27,4 ± 15,7 (57,3%)	15,9 ± 6,7 (42,4%)	17,2 ± 7,7 (44,8%)	19,4 ± 10,2 (52,4%)	15,8 ± 7,7 (48,3%)

Cuadro A.7. Valores medios (mm), desvío estándar (mm) y coeficiente de variación de oferta hídrica mensual de cada oasis, durante el período 1981 – 2018.

Oasis	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
<b>San Juan</b>	187,7 ± 124,6 (66,4%)	128,9 ± 62,1 (48,2%)	97,3 ± 40,9 (42,0%)	69,0 ± 27,3 (39,7%)	63,4 ± 22,2 (35,1%)	61,3 ± 19,1 (31,2%)	62,2 ± 17,8 (28,7%)	61,6 ± 16,0 (25,9%)	64,9 ± 16,0 (24,7%)	91,1 ± 30,6 (33,6%)	143,5 ± 86,7 (60,4%)	196,2 ± 149,8 (76,3%)
<b>Mendoza</b>	216,0 ± 78,7 (36,4%)	162,1 ± 46,6 (28,8%)	116,7 ± 35,3 (30,2%)	65,5 ± 18,0 (27,4%)	44,2 ± 13,7 (30,9%)	37,9 ± 10,6 (28,0%)	36,6 ± 12,5 (34,1%)	36,0 ± 9,5 (26,4%)	42,0 ± 10,7 (25,4%)	60,9 ± 15,6 (25,7%)	97,4 ± 41,1 (42,2%)	169,8 ± 80,5 (47,4%)
<b>Tunuyán superior</b>	115,9 ± 36,9 (31,8%)	88,9 ± 22,0 (24,7%)	72,4 ± 20,1 (27,7%)	43,1 ± 11,4 (26,4%)	34,6 ± 7,1 (20,6%)	32,6 ± 11,7 (36,1%)	31,5 ± 12,1 (38,3%)	36,0 ± 11,7 (32,6%)	33,9 ± 7,7 (22,6%)	50,4 ± 11,8 (23,5%)	70,7 ± 22,8 (32,2%)	100,1 ± 37,9 (37,8%)
<b>Tunuyán inferior</b>	126,4 ± 39,9 (31,5%)	98,0 ± 23,6 (24,0%)	72,7 ± 22,3 (30,7%)	37,6 ± 9,2 (24,4%)	24,2 ± 5,0 (20,7%)	20,2 ± 3,9 (19,6%)	20,2 ± 4,4 (21,9%)	21,1 ± 6,8 (32,2%)	27,4 ± 6,8 (24,7%)	40,2 ± 9,1 (22,6%)	65,5 ± 24,0 (36,6%)	105,5 ± 39,1 (37,1%)
<b>Diamante</b>	217,8 ± 94,8 (43,5%)	142,4 ± 52,0 (36,5%)	113,3 ± 41,1 (36,2%)	76,8 ± 21,6 (28,1%)	53,8 ± 14,2 (26,4%)	52,2 ± 13,4 (25,7%)	53,4 ± 15,6 (29,3%)	55,5 ± 12,2 (21,9%)	67,6 ± 16,9 (25,0%)	92,0 ± 18,0 (19,5%)	136,7 ± 39,8 (29,1%)	205,0 ± 83,0 (40,5%)
<b>Atuel</b>	151,8 ± 54,6 (36,0%)	113,3 ± 27,9 (24,7%)	91,7 ± 24,7 (27,0%)	69,4 ± 15,9 (22,8%)	53,5 ± 10,5 (19,7%)	45,2 ± 9,6 (21,1%)	46,8 ± 12,0 (25,5%)	49,3 ± 10,7 (21,8%)	60,3 ± 16,0 (26,6%)	88,4 ± 17,6 (19,9%)	97,3 ± 24,2 (24,9%)	135,1 ± 46,1 (34,1%)
<b>Malargüe</b>	367,0 ± 222,0 (60,5%)	244,5 ± 126,9 (51,9%)	199,3 ± 84,7 (42,5%)	176,9 ± 60,5 (34,2%)	199,9 ± 93,0 (46,6%)	200,6 ± 72,1 (36,0%)	207,7 ± 85,4 (41,1%)	221,1 ± 133,5 (60,4%)	216,0 ± 90,8 (42,0%)	317,5 ± 123,3 (38,8%)	439,8 ± 181,7 (41,3%)	466,7 ± 249,3 (53,4%)

**Cuadro A.8. Valores medios (mm), desvío estándar (mm) y coeficiente de variación de evapotranspiración de referencia (ET<sub>o</sub>) mensual de cada oasis, durante el período 1981 – 2018.**

Oasis	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
<b>San Juan</b>	196,5 ± 9,5 (4,8%)	153,3 ± 11,2 (7,3%)	133,4 ± 7,7 (5,8%)	84,8 ± 8,4 (9,9%)	56,7 ± 5,6 (9,9%)	42,5 ± 4,3 (10,1%)	49,4 ± 3,9 (8,0%)	77,8 ± 5,9 (7,6%)	104,5 ± 7,4 (7,1%)	152,5 ± 10,8 (7,1%)	178,4 ± 10,5 (5,9%)	205,2 ± 10,5 (5,1%)
<b>Mendoza</b>	181,2 ± 8,9 (4,9%)	141,9 ± 10,5 (7,4%)	119,7 ± 8,0 (6,7%)	74,8 ± 7,1 (9,5%)	50,1 ± 4,4 (8,8%)	38,5 ± 3,8 (9,7%)	42,1 ± 3,2 (7,5%)	69,5 ± 5,0 (7,2%)	95,2 ± 6,2 (6,6%)	136,5 ± 10,5 (7,7%)	163,6 ± 10,1 (6,2%)	186,0 ± 9,7 (5,2%)
<b>Tunuyán superior</b>	169,2 ± 9,4 (5,6%)	133,9 ± 11,6 (8,7%)	116,4 ± 9,1 (7,8%)	75,7 ± 8,6 (11,4%)	51,7 ± 5,4 (10,5%)	42,4 ± 5,2 (12,3%)	42,9 ± 4,2 (9,8%)	62,4 ± 6,0 (9,7%)	83,8 ± 6,8 (8,1%)	111,8 ± 11,3 (10,1%)	141,5 ± 11,0 (7,8%)	169,8 ± 10,1 (5,9%)
<b>Tunuyán inferior</b>	184,8 ± 9,7 (5,2%)	144,7 ± 11,0 (7,6%)	121,6 ± 8,6 (7,1%)	76,4 ± 7,2 (9,5%)	49,5 ± 4,5 (9,1%)	38,0 ± 4,0 (10,6%)	41,8 ± 3,5 (8,3%)	70,8 ± 5,4 (7,6%)	98,5 ± 6,9 (7,0%)	139,9 ± 11,4 (8,2%)	167,3 ± 10,7 (6,4%)	189,6 ± 10,6 (5,6%)
<b>Diamante</b>	179,6 ± 9,1 (5,1%)	140,6 ± 9,8 (7,0%)	115,5 ± 7,6 (6,6%)	70,0 ± 6,3 (9,0%)	45,9 ± 3,9 (8,6%)	34,4 ± 3,6 (10,4%)	38,5 ± 3,1 (8,2%)	62,2 ± 4,7 (7,6%)	89,9 ± 5,9 (6,5%)	127,8 ± 10,6 (8,3%)	155,3 ± 9,9 (6,4%)	181,7 ± 9,9 (5,4%)
<b>Atuel</b>	191,7 ± 9,4 (4,9%)	149,4 ± 10,5 (7,1%)	122,0 ± 8,6 (7,0%)	74,3 ± 6,9 (9,4%)	47,5 ± 4,4 (9,2%)	34,7 ± 3,9 (11,2%)	40,1 ± 3,8 (9,6%)	65,8 ± 5,5 (8,3%)	97,0 ± 6,6 (6,8%)	137,8 ± 11,4 (8,2%)	165,2 ± 10,4 (6,3%)	194,0 ± 10,7 (5,5%)
<b>Malargüe</b>	171,0 ± 9,4 (5,5%)	134,7 ± 8,5 (6,3%)	115,0 ± 7,1 (6,1%)	72,9 ± 6,7 (9,1%)	48,9 ± 4,0 (8,2%)	38,9 ± 3,7 (9,5%)	38,8 ± 3,1 (7,9%)	57,4 ± 4,9 (8,5%)	80,4 ± 5,7 (7,1%)	114,0 ± 8,4 (7,4%)	142,9 ± 8,4 (5,9%)	171,5 ± 9,0 (5,2%)



## Apéndice A2: Índice de Oferta Hídrica Estandarizada (SWSI)

Para las series de oferta hídrica en cada oasis, se evaluó el ajuste a diferentes funciones de distribución de probabilidad. Se consideraron cinco distribuciones de dos parámetros (Gamma, Log-normal, Log-logística, Logística, Weibull), y dos distribuciones de tres parámetros (Pearson III, Generalizada de Valores Extremos), ampliamente utilizadas para representar variables hidrológicas. La bondad de ajuste se evaluó mediante el estadístico cuadrático de Anderson-Darling (AD; Anderson y Darling 1952; Ecuación A.1), que mide la diferencia entre las distribuciones empírica y teórica y tiene una función de ponderación que enfatiza las diferencias en las colas de la distribución (Shin et al. 2012). Varios autores destacan la superioridad de AD sobre estadísticos clásicos como Cramér-von Mises o Kolmogorov-Smirnov, principalmente para el análisis de eventos extremos (Laio 2004; Shin et al. 2012).

$$A^2 = -n - \sum_{i=1}^n \frac{(2i-1) \ln(F(x_i)(1-F(x_{n+1-i})))}{n} \quad [\text{A.1}] \quad (\text{Stephens 1974})$$

donde el conjunto  $x_1 < \dots < x_n$  corresponde a los datos ordenados,  $n$  es el tamaño de la muestra de datos y  $F$  es la función de distribución acumulativa. Por tanto, AD refleja la diferencia entre la distribución observada y la teórica. Cuanto mejor sea el ajuste a la distribución de datos (menor diferencia entre la distribución observada y la teórica), menor será el valor del estadístico AD. El estadístico AD también se usa para calcular el valor  $p$  para la prueba de bondad de ajuste ( $\alpha = 0,05$ ) para las distribuciones de 2 parámetros evaluadas.

Las funciones de 3 parámetros Pearson III y Generalizada de Valores Extremos mostraron la mejor bondad de ajuste (Anderson-Darling) en 36 (30%) y 30 (25%), respectivamente, de las 119 series temporales evaluadas (12 mensuales, 4 estacionales y serie anual para 7 oasis, Figura A. 1. B). El resto de funciones presentaron los mejores

ajustes en menos series: 16 (13%) Gamma, 11 (9%) Log-logística, 11 (9%) Weibull, 10 (8%) Log-Normal y 5 (4%) Logística. 6 de las 7 series anuales de oferta hídrica registraron un mejor ajuste a la función Log-normal. Considerando solo las distribuciones de 2 parámetros (Figura A. 1. A), la Log-Normal registró el mejor ajuste en 41 series (34%). El resto de funciones presentaron el mejor ajuste en menos series: 30 (25%) Log-logística, 27 (23%) Gamma, 14 (12%) Weibull y 7 (6%) Logística. De 119 series temporales evaluadas, la distribución Log-Normal brindó un buen ajuste en 112 (94%), Log-logística en 110 (92%), Gamma en 105 (88%), Logística en 84 (71%) y Weibull en 79 (66%). En las 7 series (6%) donde se rechazó el ajuste a la distribución Log-Normal, también se rechazó el ajuste a la mayoría de las distribuciones restantes.

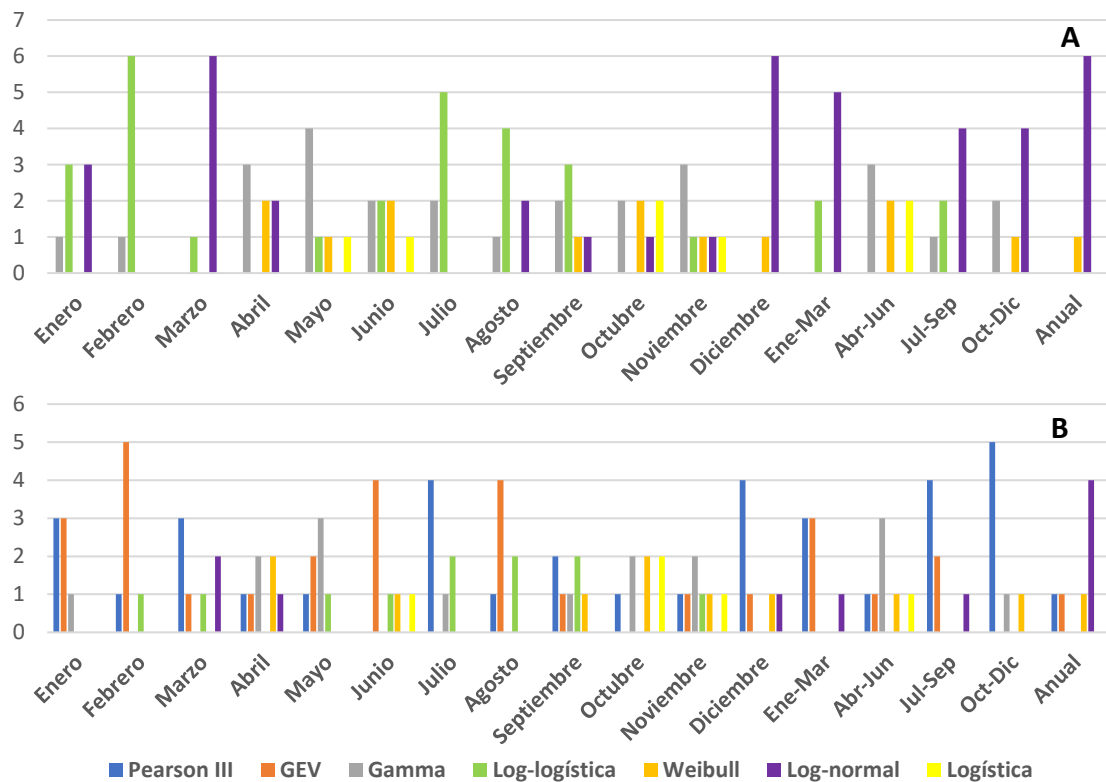


Figura A.1. Cantidad de series de oferta hídrica superficial con mejor ajuste a cada distribución de probabilidad para cada mes, estación y variable anual, considerando las funciones de distribución de 2 parámetros (A) y las funciones de distribución de 2 y 3 parámetros (B).

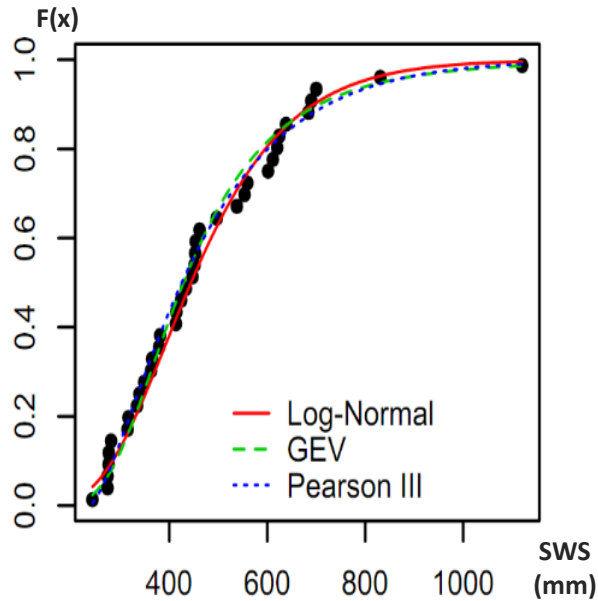


Figura A.2. Funciones de distribución acumulada Log-normal, Generalizada de Valores Extremos (GEV) y Pearson III, ajustadas a datos de oferta hídrica de verano (enero-marzo) en el oasis del río Diamante. Las tres distribuciones mostraron un buen ajuste a los datos. Sin embargo, la distribución Pearson III presentó una probabilidad  $F(x)$  muy baja para los valores de oferta más bajos.

Así, las distribuciones de Pearson III, Valor Extremo Generalizado y Log-normal son las que mejor representan la oferta hídrica mensual, estacional y anual en los oasis de la región. Sin embargo, la función de distribución Pearson III ajustada en algunas series (oasis San Juan, Diamante y Malargüe; Figura A.2) arrojó valores de probabilidad extremadamente bajos para los menores valores de oferta hídrica. Cuando se usa esta función para estandarizar, se obtienen valores SWSI de hasta -8, sobrestimando la magnitud de los eventos de sequía (no mostrado). En consecuencia, las distribuciones Generalizada de Valores Extremos y Log-normal se presentan como las mejores funciones de distribución para la estandarización de la oferta hídrica en los oasis de la región, obteniendo valores de SWSI similares con ambas funciones.

Así, las distribuciones de Pearson III, Valor Extremo Generalizado y Log-normal son las que mejor representan la oferta hídrica mensual, estacional y anual en los oasis de la región. Sin embargo, la función de distribución Pearson III ajustada en algunas series (oasis San Juan, Diamante y Malargüe; Figura A.2) arrojó valores de probabilidad extremadamente bajos para los menores valores de oferta hídrica. Cuando se usa esta

**Cuadro A.9. Valores del estadístico Anderson-Darling y  $p$  para los ajustes de cada serie mensual, trimestral y anual de oferta hídrica en la cuenca del río San Juan a las distribuciones de frecuencia evaluadas.**

		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene-Mar	Abr-Jun	Jul-Sep	Oct-Dic	Anual
Gamma	AD	0,983	0,322	0,698	0,312	0,180	0,208	0,252	0,205	0,425	0,104	0,238	0,857	0,920	0,184	0,242	0,434	0,343
	p	<b>0,016</b>	>0,250	<b>0,074</b>	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	<b>0,032</b>	<b>0,022</b>	>0,250	>0,250	>0,250
Log-normal	AD	0,570	0,190	0,502	0,206	0,175	0,333	0,307	0,197	0,475	0,134	0,163	0,470	0,567	0,178	0,288	0,239	0,263
	p	<b>0,130</b>	<b>0,893</b>	<b>0,195</b>	<b>0,859</b>	<b>0,919</b>	<b>0,498</b>	<b>0,547</b>	<b>0,881</b>	<b>0,228</b>	<b>0,977</b>	<b>0,940</b>	<b>0,234</b>	<b>0,132</b>	<b>0,913</b>	<b>0,601</b>	<b>0,765</b>	<b>0,681</b>
Log-logística	AD	0,574	0,193	0,531	0,279	0,215	0,316	0,283	0,214	0,534	0,132	0,238	0,537	0,560	0,213	0,310	0,314	0,346
	p	<b>0,092</b>	>0,250	<b>0,131</b>	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	<b>0,128</b>	>0,250	>0,250	<b>0,125</b>	<b>0,100</b>	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250
Logística	AD	1,669	0,746	1,054	0,636	0,373	0,185	0,359	0,306	0,435	0,241	0,770	1,761	1,453	0,359	0,280	1,036	0,596
	p	<b>&lt;0,005</b>	<b>0,029</b>	<b>&lt;0,005</b>	<b>0,060</b>	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	<b>0,237</b>	>0,250	<b>0,024</b>	<b>&lt;0,005</b>	<b>&lt;0,005</b>	>0,250	>0,250	<b>&lt;0,005</b>	<b>0,081</b>
Weibull	AD	1,197	0,661	0,965	0,567	0,358	0,165	0,376	0,457	0,351	0,340	0,370	0,954	1,239	0,385	0,296	0,621	0,570
	p	<b>&lt;0,010</b>	<b>0,081</b>	<b>0,014</b>	<b>0,148</b>	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	<b>0,015</b>	<b>&lt;0,010</b>	>0,250	>0,250	<b>0,098</b>

**Cuadro A.10. Valores del estadístico Anderson-Darling y  $p$  para los ajustes de cada serie mensual, trimestral y anual de oferta hídrica en la cuenca del río Mendoza a las distribuciones de frecuencia evaluadas.**

		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene-Mar	Abr-Jun	Jul-Sep	Oct-Dic	Anual
Gamma	AD	0,652	0,280	0,856	0,282	0,302	0,459	0,278	0,300	0,394	0,229	0,201	0,458	0,602	0,347	0,237	0,273	0,280
	p	<b>0,092</b>	>0,250	<b>0,029</b>	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	<b>0,128</b>	>0,250	>0,250	>0,250
Log-normal	AD	0,444	0,183	0,670	0,299	0,296	0,493	0,242	0,229	0,394	0,347	0,183	0,338	0,424	0,360	0,199	0,170	0,186
	p	<b>0,271</b>	<b>0,904</b>	<b>0,074</b>	<b>0,568</b>	<b>0,576</b>	<b>0,204</b>	<b>0,753</b>	<b>0,795</b>	<b>0,359</b>	<b>0,461</b>	<b>0,905</b>	<b>0,484</b>	<b>0,304</b>	<b>0,432</b>	<b>0,878</b>	<b>0,928</b>	<b>0,899</b>
Log-logística	AD	0,364	0,174	0,705	0,338	0,350	0,469	0,251	0,243	0,421	0,241	0,148	0,387	0,399	0,395	0,226	0,205	0,200
	p	>0,250	>0,250	<b>0,039</b>	>0,250	>0,250	<b>0,199</b>	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250
Logística	AD	0,869	0,404	1,153	0,350	0,425	0,458	0,427	0,415	0,502	0,168	0,369	0,852	0,785	0,390	0,378	0,582	0,399
	p	<b>0,013</b>	>0,250	<b>&lt;0,005</b>	>0,250	<b>0,249</b>	<b>0,211</b>	<b>0,246</b>	>0,250	<b>0,163</b>	>0,250	>0,250	<b>0,015</b>	<b>0,023</b>	>0,250	>0,250	<b>0,088</b>	>0,250
Weibull	AD	1,334	0,896	1,201	0,510	0,480	0,687	0,612	0,825	0,526	0,282	0,616	0,668	1,209	0,551	0,579	0,617	0,855
	p	<b>&lt;0,010</b>	<b>0,020</b>	<b>&lt;0,010</b>	<b>0,201</b>	<b>0,230</b>	<b>0,070</b>	<b>0,104</b>	<b>0,030</b>	<b>0,187</b>	>0,250	<b>0,101</b>	<b>0,078</b>	<b>&lt;0,010</b>	<b>0,163</b>	<b>0,136</b>	<b>0,100</b>	<b>0,024</b>

**Cuadro A.11. Valores del estadístico Anderson-Darling y  $p$  para los ajustes de cada serie mensual, trimestral y anual de oferta hídrica en la cuenca del río Tunuyán superior a las distribuciones de frecuencia evaluadas.**

		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene-Mar	Abr-Jun	Jul-Sep	Oct-Dic	Anual
Gamma	AD	0,266	0,450	0,210	0,383	0,387	1,212	1,131	0,601	0,254	0,441	0,174	0,503	0,434	0,169	0,364	0,405	0,320
	p	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	<0,005	0,006	0,130	>0,250	>0,250	>0,250	0,220	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250
Log-normal	AD	0,141	0,317	0,160	0,409	0,459	0,874	0,904	0,359	0,249	0,438	0,245	0,430	0,309	0,270	0,281	0,313	0,286
	p	0,970	0,526	0,945	0,330	0,248	0,023	0,019	0,433	0,729	0,280	0,743	0,294	0,543	0,659	0,623	0,533	0,607
Log-logística	AD	0,180	0,268	0,180	0,448	0,423	0,629	0,904	0,262	0,323	0,511	0,258	0,492	0,324	0,178	0,337	0,385	0,329
	p	>0,250	>0,250	>0,250	0,222	>0,250	0,064	0,010	>0,250	>0,250	0,153	>0,250	0,174	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250
Logística	AD	0,505	0,526	0,378	0,427	0,398	1,340	1,428	0,819	0,386	0,505	0,226	0,726	0,589	0,107	0,536	0,632	0,406
	p	0,160	0,136	>0,250	0,245	>0,250	<0,005	<0,005	0,019	>0,250	0,159	>0,250	0,034	0,084	>0,250	0,125	0,062	>0,250
Weibull	AD	0,713	1,238	0,570	0,441	0,363	2,091	1,400	1,325	0,363	0,635	0,286	0,640	0,931	0,160	0,699	0,662	0,711
	p	0,059	<0,010	0,145	>0,250	>0,250	<0,010	<0,010	<0,010	>0,250	0,092	>0,250	0,090	0,017	>0,250	0,065	0,081	0,060

**Cuadro A.12. Valores del estadístico Anderson-Darling y  $p$  para los ajustes de cada serie mensual, trimestral y anual de oferta hídrica en la cuenca del río Tunuyán inferior a las distribuciones de frecuencia evaluadas.**

		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene-Mar	Abr-Jun	Jul-Sep	Oct-Dic	Anual
Gamma	AD	0,337	0,355	0,195	0,395	0,329	0,893	0,234	1,577	0,412	0,401	0,221	0,600	0,489	0,274	0,326	0,484	0,231
	p	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	0,023	>0,250	<0,005	>0,250	>0,250	>0,250	0,132	0,233	>0,250	>0,250	0,238	>0,250
Log-normal	AD	0,261	0,339	0,183	0,445	0,334	1,041	0,254	1,165	0,313	0,466	0,267	0,554	0,408	0,330	0,309	0,386	0,197
	p	0,688	0,482	0,905	0,270	0,496	0,009	0,714	<0,005	0,532	0,239	0,668	0,143	0,331	0,505	0,542	0,374	0,882
Log-logística	AD	0,338	0,440	0,209	0,505	0,422	0,918	0,251	0,495	0,376	0,362	0,302	0,608	0,507	0,356	0,364	0,462	0,250
	p	>0,250	0,231	>0,250	0,159	>0,250	0,009	>0,250	0,171	>0,250	>0,250	>0,250	0,075	0,158	>0,250	>0,250	0,208	>0,250
Logística	AD	0,578	0,482	0,359	0,403	0,416	0,593	0,238	0,893	0,619	0,304	0,339	0,781	0,679	0,274	0,437	0,723	0,334
	p	0,090	0,186	>0,250	>0,250	>0,250	0,083	>0,250	0,011	0,069	>0,250	>0,250	0,023	0,045	>0,250	0,235	0,035	>0,250
Weibull	AD	0,640	0,468	0,520	0,337	0,373	0,379	0,530	3,768	0,735	0,736	0,401	0,688	0,763	0,267	0,734	0,718	0,576
	p	0,090	0,241	0,192	>0,250	>0,250	>0,250	0,183	<0,010	0,050	0,049	>0,250	0,069	0,044	>0,250	0,050	0,056	0,139

**Cuadro A.13. Valores del estadístico Anderson-Darling y p para los ajustes de cada serie mensual, trimestral y anual de oferta hídrica en la cuenca del río Diamante a las distribuciones de frecuencia evaluadas.**

		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene-Mar	Abr-Jun	Jul-Sep	Oct-Dic	Anual
Gamma	AD	0,277	0,494	0,254	0,173	0,320	0,144	0,545	0,216	0,441	0,676	0,291	0,575	0,420	0,163	0,421	0,214	0,168
	p	>0,250	0,229	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	0,181	>0,250	>0,250	0,081	>0,250	0,155	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250
Log-normal	AD	0,195	0,313	0,198	0,154	0,331	0,121	0,367	0,176	0,335	0,694	0,383	0,538	0,299	0,187	0,343	0,235	0,135
	p	0,885	0,533	0,878	0,954	0,504	0,987	0,416	0,916	0,492	0,064	0,381	0,157	0,569	0,898	0,472	0,775	0,976
Log-logística	AD	0,285	0,302	0,239	0,211	0,361	0,101	0,354	0,195	0,198	0,774	0,351	0,610	0,348	0,207	0,388	0,293	0,199
	p	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	0,024	>0,250	0,074	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250
Logística	AD	0,565	0,683	0,502	0,335	0,384	0,228	0,789	0,320	0,465	0,679	0,272	0,768	0,670	0,197	0,589	0,304	0,297
	p	0,097	0,044	0,164	>0,250	>0,250	>0,250	0,022	>0,250	0,204	0,045	>0,250	0,025	0,047	>0,250	0,085	>0,250	>0,250
Weibull	AD	0,557	1,222	0,576	0,422	0,528	0,608	1,088	0,619	1,267	0,538	0,372	0,616	0,845	0,494	0,864	0,312	0,599
	p	0,157	<0,010	0,139	>0,250	0,185	0,109	<0,010	0,099	<0,010	0,175	>0,250	0,100	0,026	0,217	0,024	>0,250	0,118

**Cuadro A.14. Valores del estadístico Anderson-Darling y p para los ajustes de cada serie mensual, trimestral y anual de oferta hídrica en la cuenca del río Atuel a las distribuciones de frecuencia evaluadas.**

		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene-Mar	Abr-Jun	Jul-Sep	Oct-Dic	Anual
Gamma	AD	0,470	0,438	0,456	0,409	0,238	0,240	0,553	0,528	0,646	0,534	0,357	0,880	0,481	0,354	0,219	0,309	0,147
	p	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	0,173	0,196	0,094	0,190	>0,250	0,025	0,239	>0,250	>0,250	>0,250
Log-normal	AD	0,278	0,313	0,478	0,420	0,331	0,272	0,415	0,429	0,500	0,572	0,404	0,794	0,347	0,457	0,151	0,284	0,117
	p	0,633	0,534	0,223	0,309	0,503	0,652	0,318	0,295	0,196	0,129	0,338	0,036	0,463	0,252	0,957	0,611	0,989
Log-logística	AD	0,277	0,289	0,388	0,494	0,291	0,305	0,419	0,293	0,236	0,660	0,405	0,901	0,365	0,383	0,128	0,380	0,150
	p	>0,250	>0,250	>0,250	0,171	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250	0,049	>0,250	0,010	>0,250	>0,250	>0,250	>0,250
Logística	AD	0,735	0,535	0,566	0,494	0,149	0,271	0,717	0,495	0,485	0,553	0,361	1,100	0,662	0,213	0,317	0,443	0,238
	p	0,032	0,127	0,096	0,172	>0,250	>0,250	0,036	0,171	0,182	0,107	>0,250	<0,005	0,049	>0,250	>0,250	0,228	>0,250
Weibull	AD	1,078	1,157	0,752	0,426	0,160	0,339	1,046	1,409	1,856	0,416	0,422	0,923	1,046	0,146	0,808	0,424	0,575
	p	<0,010	<0,010	0,046	>0,250	>0,250	>0,250	<0,010	<0,010	<0,010	>0,250	>0,250	0,018	<0,010	>0,250	0,034	>0,250	0,140

Cuadro A.15. Valores del estadístico Anderson-Darling y  $p$  para los ajustes de cada serie mensual, trimestral y anual de oferta hídrica en la cuenca del río Malargüe a las distribuciones de frecuencia evaluadas.

		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene-Mar	Abr-Jun	Jul-Sep	Oct-Dic	Anual
Gamma	AD	0,420	0,553	0,308	0,344	0,935	0,167	0,398	1,489	0,289	0,463	0,486	0,497	0,423	0,420	0,664	0,609	0,370
	p	>0,250	<b>0,176</b>	>0,250	>0,250	<b>0,020</b>	>0,250	>0,250	<b>&lt;0,005</b>	>0,250	>0,250	<b>0,237</b>	<b>0,229</b>	>0,250	>0,250	<b>0,088</b>	<b>0,124</b>	>0,250
Log-normal	AD	0,449	0,301	0,221	0,495	0,777	0,300	0,325	0,850	0,130	0,427	0,655	0,643	0,327	0,665	0,381	0,729	0,497
	p	0,263	0,562	0,819	0,202	<b>0,040</b>	0,564	0,512	<b>0,026</b>	0,981	0,298	0,081	0,086	0,508	0,076	0,385	0,052	0,200
Log-logística	AD	0,534	0,299	0,237	0,469	0,449	0,195	0,298	0,552	0,127	0,529	0,665	0,701	0,382	0,445	0,269	0,750	0,512
	p	0,128	>0,250	>0,250	0,200	0,221	>0,250	>0,250	0,108	>0,250	0,133	<b>0,048</b>	<b>0,039</b>	>0,250	0,226	>0,250	<b>0,028</b>	0,152
Logística	AD	0,762	0,939	0,630	0,337	0,860	0,220	0,531	1,956	0,574	0,654	0,439	0,598	0,770	0,250	1,024	0,594	0,342
	p	<b>0,025</b>	<b>0,008</b>	0,063	>0,250	<b>0,014</b>	>0,250	0,131	<b>&lt;0,005</b>	0,092	0,051	0,232	0,080	<b>0,024</b>	>0,250	<b>&lt;0,005</b>	0,082	>0,250
Weibull	AD	0,455	1,017	0,625	0,271	1,818	0,277	0,951	2,188	0,816	0,574	0,347	0,407	0,634	0,288	1,274	0,491	0,290
	p	>0,250	<b>&lt;0,010</b>	0,096	>0,250	<b>&lt;0,010</b>	>0,250	<b>0,015</b>	<b>&lt;0,010</b>	<b>0,032</b>	0,141	>0,250	>0,250	0,093	>0,250	<b>&lt;0,010</b>	0,220	>0,250

### **Apéndice A3: Relación de la oferta hídrica con oscilaciones climáticas a gran escala: El Niño Oscilación Sur (ENSO) y Oscilación Decenal del Pacífico (PDO)**

Se exploró la relación entre las fuentes de oferta hídrica en los oasis (escurrimiento de los ríos y precipitación local) y las oscilaciones climáticas oceánicas a gran escala ENSO y PDO. En el caso de la PDO, se realizó un análisis de correlación lineal entre las series estacionales y anuales de precipitación y caudal en cada oasis o río, y el índice PDO del mismo año y del año anterior. El índice PDO fue introducido por primera vez por Mantua et al. (1997) como la primera función ortogonal empírica de las anomalías promediadas mensualmente de la temperatura superficial del mar del Pacífico Norte (20° - 70°N), definidas como desviaciones del ciclo climatológico anual después de eliminar los cambios en la temperatura media global (Newman et al. 2016). Se utilizaron las series de índices generada por el *Cooperative Institute for Climate, Ocean, and Ecosystem Studies* (CICOES, disponible en <http://research.jisao.washington.edu/pdo/>). Los cambios de fase de la PDO se han relacionado con cambios abruptos en las variables hidro-climáticas de la región. Por esta razón, también se compararon los cambios abruptos en las series hidro-climáticas con los cambios de fase de la PDO informados en la literatura (Capítulo II). En el caso del ENSO, se estudió la correlación lineal entre las series estacionales y anuales de precipitación y caudal en cada oasis o río y el índice ONI (por sus siglas en inglés de *Oceanic Niño Index*), para diferentes retardos temporales de entre 0 y 18 meses. El índice ONI representa la media móvil de 3 meses de las anomalías de la temperatura de la superficie del mar (TSM) en la región del Niño 3.4 (5 ° Norte - 5 ° Sur, 170 ° - 120 ° Oeste). Se utilizó la serie ONI proporcionada por Trenberth y *National Center for Atmospheric Research Staff* (2020).

El ENSO reflejó una influencia significativa moderada ( $0,38 < r < 0,61$ ) sobre los caudales estacionales y anuales de todos los ríos estudiados (Cuadro A.16), excepto en caudales invernales de los ríos Atuel y Malargüe. La PDO también registró un efecto



significativo principalmente sobre los caudales de verano, otoño y anuales de todos los ríos ( $0,29 < r < 0,40$ ), a excepción del Malargüe.

**Cuadro A.16. Coeficientes de correlación de Pearson de series de caudales estacionales y anuales con índices ONI (ENSO) y PDO sigma anual. Solo se muestran correlaciones significativas ( $\alpha=0,05$ ); los asteriscos indican correlación altamente significativa ( $\alpha=0,01$ ).**

Río	Jul-Sep		Oct-Dic		Ene-Mar		Abr-Jun		Anual	
	ONI	PDO	ONI	PDO	ONI	PDO	ONI	PDO	ONI	PDO
San Juan	0,54*	0,39*	0,53*	0,35	0,61*	0,40*	0,55*	0,33	0,55*	0,39*
Mendoza	0,36	--	0,33	--	0,46*	0,38*	0,46*	0,33	0,40*	0,30
Tunuyán	0,38*	--	0,28	--	0,47*	0,35	0,47*	0,29	0,38*	0,29
Diamante	0,41*	0,29	0,29	--	0,50*	0,38*	0,46*	0,29	0,41*	0,33
Atuel	--	--	0,36	--	0,42*	0,33	0,38*	--	0,39*	0,30
Malargüe	--	--	0,37	--	0,45*	--	0,33	--	0,38*	--

Las series de precipitaciones estacionales y anuales no registraron un efecto significado de la PDO. Sin embargo, sí se verificó un impacto significativo del ENSO en la precipitación de los oasis Diamante, Atuel, Tunuyán superior y Malargüe (Cuadro A.17). En estos dos últimos oasis, la influencia del ENSO en los valores de precipitación de invierno y primavera se condice con una mayor influencia de la fuente invernal del Pacífico (Cuadro 2.2).

**Cuadro A.17. Coeficientes de correlación de Pearson de series de precipitación estacionales y anuales con el índice ONI (ENSO). Solo se muestran correlaciones significativas ( $\alpha=0,05$ ); los asteriscos indican correlación altamente significativa ( $\alpha=0,01$ ). No se encontraron correlaciones significativas con el índice PDO sigma anual en ninguna de las series evaluadas.**

Oasis	Jul-Sep	Oct-Dic	Ene-Mar	Abr-Jun	Anual
San Juan	--	--	--	--	--
Mendoza	--	--	--	--	--
Tunuyán superior	0,34	0,28	--	--	0,29
Tunuyán inferior	--	--	--	--	--
Diamante	--	--	0,31	0,29	0,33
Atuel	--	--	--	--	0,34
Malargüe	0,50*	0,46*	--	--	0,51*

Dada la marcada influencia del ENSO en la variabilidad tanto de los caudales como de la precipitación, se profundizó el análisis de su impacto sobre la oferta hídrica de cada oasis, considerando ambas fuentes en conjunto. Por un lado, se evaluó los patrones espaciales de variabilidad de la temperatura superficial del mar que modulan la oferta hídrica regional. Para ello, se obtuvieron los mapas de correlación de la temperatura

superficial del mar, promediada durante 3 meses, con las series de oferta hídrica estacionales y anual en cada oasis. Se consideró el retardo temporal identificado como el de mayor correlación con el ONI para cada serie. Los mapas fueron creados utilizando las rutinas de mapeo disponibles en el sitio web del *Physical Sciences Laboratory - NOAA* [disponible en línea en <http://www.psl.noaa.gov/data/correlation/>]. Las interacciones entre la oferta hídrica y el ENSO se analizaron, además, mediante el análisis de coherencia de ondas. El análisis de ondas *cross-wavelet* proporciona herramientas apropiadas para (i) comparar el contenido de frecuencia de dos series de tiempo, (ii) evaluar la sincronización de la serie en ciertos períodos y en ciertos rangos de tiempo. La coherencia de ondas es un concepto análogo a la coherencia de Fourier, con valores entre 0 y 1 que reflejan la correlación cruzada entre dos series de tiempo en función de la frecuencia (Torrence y Compo 1998). La ventaja de la coherencia sobre la potencia de ondas es que la primera muestra significancia estadística sólo en áreas donde las series involucradas realmente comparten períodos significativos. Sin embargo, necesita un ajuste fino y cuidadoso en su cálculo y graficado (Torrence y Compo 1998). Se probaron diferentes configuraciones de suavizado y se seleccionó la mejor configuración para evitar una alta granularidad en el gráfico de coherencia de ondas. La teoría detallada y las ecuaciones para el análisis de ondas pueden encontrarse en Torrence y Compo (1998). Para este análisis de coherencia de ondas se utilizó el índice ONI y el índice estandarizado de oferta hídrica (SWSI-1, detallado en el capítulo II), el cual permite considerar la estacionalidad intraanual de la oferta hídrica y evitar la periodicidad de 12 meses en los gráficos.

Los resultados de estos análisis reflejan una influencia manifiesta del ENSO en la oferta hídrica de los oasis de la región durante el período evaluado. Los mapas de correlación del promedio trimestral de temperatura superficial del mar con la oferta

hídrica estacional en cada oasis (Figura A.3) exhiben el conocido patrón de cuña sobre el Pacífico tropical y subtropical que caracteriza al fenómeno del ENSO (*e.g.* Trenberth et al. 2002; Trenberth y Caron 2000), junto con correlaciones positivas significativas débiles y moderadas ( $0,28 < r < 0,61$ ) con el índice ONI (región Niño 3.4) para casi todas las series estacionales evaluadas. El análisis de coherencia de ondas expuso un patrón similar en todos los oasis (Figura A.4), aunque no idéntico. En términos generales, se registró la variabilidad conjunta de la oferta hídrica de los oasis con el índice ONI durante los períodos 1981-1990, 1996-2000 y 2014-2018, con una periodicidad de 16 a 64 meses (1,3 a 5,4 años). En los oasis de Mendoza y Diamante esta coherencia significativa se extendió en forma completa durante las décadas de 1980' y 1990'.

Las mayores correlaciones fueron encontradas, principalmente, en las series de oferta hídrica de verano y otoño con el ONI de invierno o primavera previo (Figura A.3). Estas asociaciones se condicen con el anticipo del ONI encontrado sobre la variabilidad de la oferta hídrica de aproximadamente 3-16 meses (Figura A.3), dependiendo del oasis y la frecuencia evaluada. Estos resultados son consistentes con los encontrados por Masiokas y colaboradores (2006), quienes registraron una fuerte asociación de los registros de nieve acumulada con las series temporales de temperatura superficial del mar y presión a nivel del mar durante los meses de invierno, principalmente en el dominio del Pacífico tropical. También encontraron correlaciones significativas entre los registros de nieve acumulada y el índice Niño 3.4 durante el período de mayo a julio. Lauro y colaboradores (2019) registraron correlaciones positivas en caudales del Centro-Oeste de Argentina con el índice Niño 3.4, con coeficientes de correlación de 0,29 ( $p < 0,05$ ) a 0,49 ( $p < 0,001$ ). La oferta hídrica de invierno y primavera exhibió una menor asociación con el ONI en la mayoría de los oasis. Del mismo modo, Lauro et al. (2019) no registraron correlaciones significativas entre los caudales mínimos e invernales y el índice Niño 3.4.

Esto puede responder a que los caudales durante períodos de estiaje (caudales invernales o mínimos) dependen más de un componente térmico que de las precipitaciones.

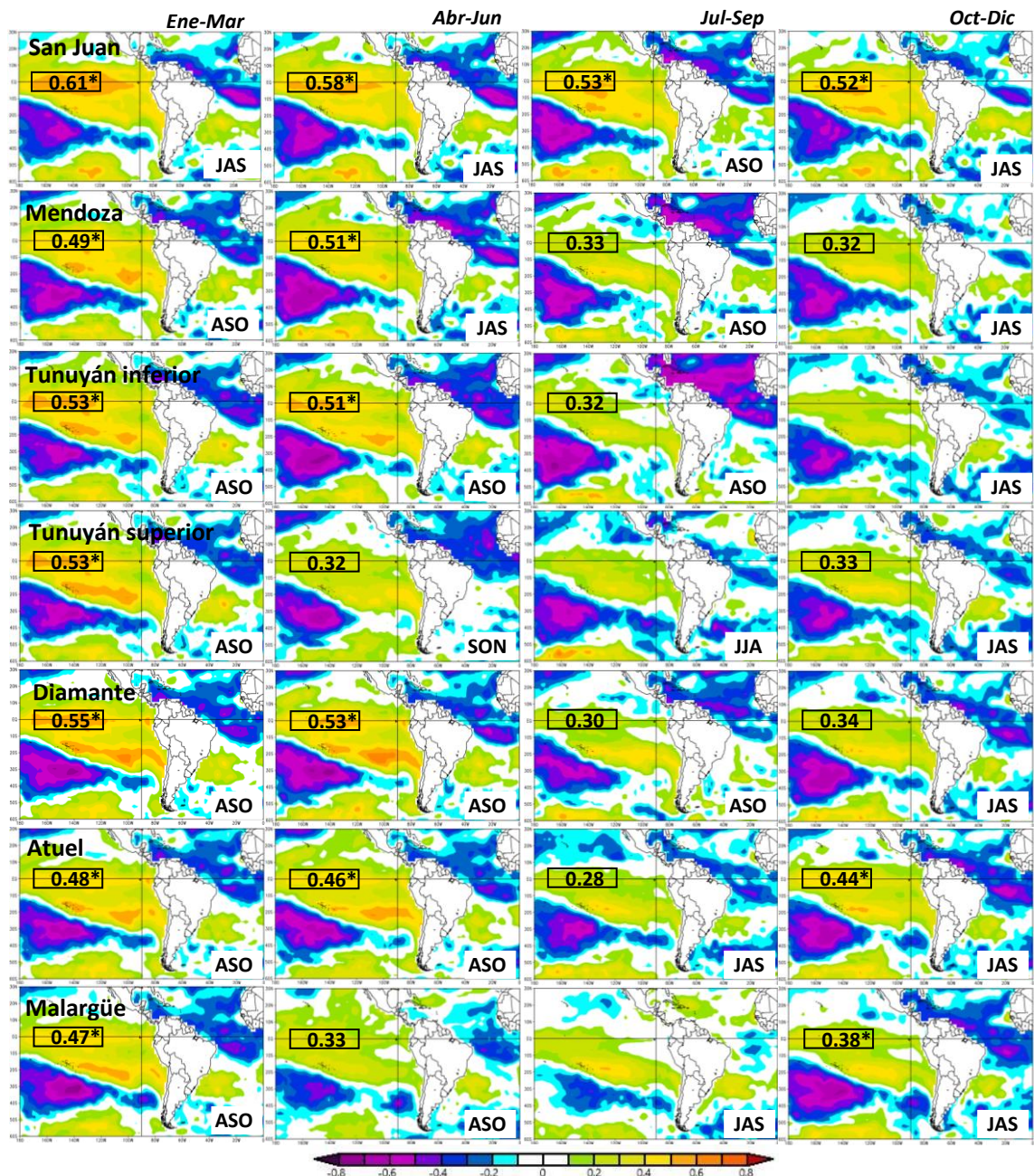


Figura A.3. Mapas de correlación del promedio trimestral de temperatura superficial del mar (SST) con la oferta hídrica estacional para cada oasis. Cada mapa considera los 3 meses correspondientes a la mayor correlación del índice ONI (promedio de 3 meses de la SST en la región Niño 3.4) con la serie de oferta hídrica evaluada. Los recuadros en la región Niño 3.4 indican el coeficiente de correlación de la oferta hídrica con el correspondiente ONI; solo se muestran correlaciones significativas ( $\alpha=0,05$ ); los asteriscos indican una correlación altamente significativa ( $\alpha=0,01$ ).



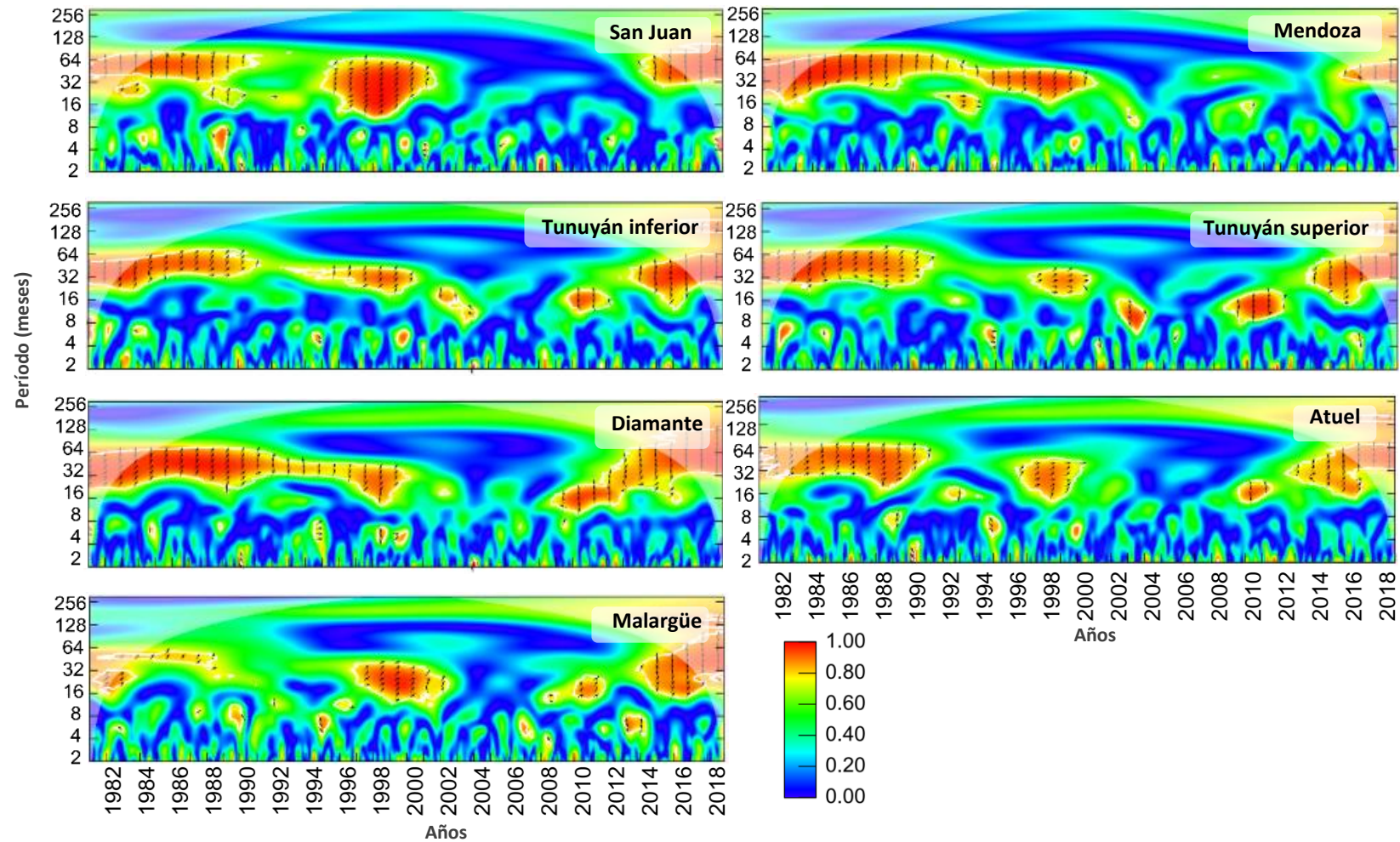


Figura A.4. Análisis de coherencia de ondas cruzadas de oferta hídrica estandarizada (SWSI-1) y ONI para cada oasis. El color indica la fuerza de la coherencia y las flechas indican la relación de fase relativa (flechas hacia la derecha indican relación en fase; flechas hacia la izquierda indican relación en antifase, o desfasada 1/2 del período evaluado; flechas hacia arriba reflejan un anticipo del ONI frente a SWSI-1 de 1/4 del período evaluado). Las líneas blancas delimitan áreas de coherencia de ondas significativas ( $\alpha=0,05$ ).

El oasis de San Juan registró correlaciones más fuertes que en los oasis restantes, para todas las estaciones. González-Reyes y colaboradores (2017) también encontraron una mayor variabilidad interanual y una influencia ligeramente más fuerte del ENSO al norte de los 34°S. Distinguen, de esta forma, una subregión Norte con mayor vulnerabilidad durante episodios secos. Esta relación entre ENSO y el hidro-clima en la subregión Norte es congruente con estudios previos que relacionan al ENSO con la precipitación en el Centro de Chile (Escobar y Aceituno 1998; Garreaud 2009; Montecinos y Aceituno 2003), estudios sobre la variabilidad de los caudales en Chile (Aceituno y Garreaud 1995; Muñoz et al. 2016) y Argentina (Compagnucci et al. 2000), y la acumulación de nieve en los Andes centrales (Masiokas et al. 2006).