

María Ángeles Lorenzo Gonzalez

Regadío y calidad fisicoquímica de las aguas superficiales en la cuenca del Ebro

Director/es

Quílez Sáez Viteri, Dolores María Guadalupe
Isidoro Ramírez, Daniel

<http://zaguan.unizar.es/collection/Tesis>



Universidad de Zaragoza
Servicio de Publicaciones

ISSN 2254-7606

Tesis Doctoral

REGADÍO Y CALIDAD FISICOQUÍMICA DE LAS
AGUAS SUPERFICIALES EN LA CUENCA DEL
EBRO

Autor

María Ángeles Lorenzo Gonzalez

Director/es

Quílez Sáez Viteri, Dolores María Guadalupe
Isidoro Ramírez, Daniel

UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA
Escuela de Doctorado

Programa de Doctorado en Ciencias Agrarias y del Medio Natural

2022



**Universidad
Zaragoza**



*Departamento de Ciencias
Agrarias y del Medio Natural*

Unidad de Suelos y Riegos

TESIS DOCTORAL

Regadío y calidad fisicoquímica de las aguas superficiales en la cuenca del Ebro



M^a Ángeles Lorenzo González

Zaragoza 2022

Imágenes de portada:

Autora, M^a Ángeles Lorenzo González.

Accésits de los concursos de fotografía digital convocados anualmente por la Confederación Hidrográfica del Ebro:

El agua que nos lleva (2010)

Los rostros del agua (2020)

Engranaje metálico (2017)



**Universidad
Zaragoza**



Programa de Doctorado
Ciencias Agrarias y del Medio Natural

TESIS DOCTORAL

Regadío y calidad fisicoquímica de las aguas superficiales en la cuenca del Ebro

Zaragoza, 2022

Memoria presentada por M^a Ángeles Lorenzo González
En satisfacción de los requisitos para optar al grado de Doctor

Directores:

Dolores Quílez Sáez De Viteri
Daniel Isidoro Ramírez

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, me gustaría agradecer a mis dos directores de tesis, Dolores Quílez Sáez De Viteri y Daniel Isidoro Ramírez, el esfuerzo, paciencia y tiempo que han dedicado a esta Tesis Doctoral, sin su ayuda no hubiera podido llevarse a cabo.

También me gustaría agradecer a todos los miembros de la Unidad de Suelos y Riegos del CITA y al grupo de Riegos, Agronomía y Medio Ambiente del EEAD-CSIC, toda la ayuda recibida a lo largo de estos años, así como la oportunidad que me han brindado de aprender sobre agronomía, estadística, medio ambiente y otras muchas cuestiones que, de una manera u otra, quedan plasmadas dentro de esta Tesis Doctoral.

Buena parte de la información que aquí se recoge, procede de las bases de datos de la Confederación Hidrográfica del Ebro. Con esta Tesis Doctoral se quiere poner en valor todo el esfuerzo que durante décadas ha supuesto la recogida de datos en campo, la mejora de los sistemas de medida, el tratamiento de la información y su puesta a disposición pública por parte de los técnicos de esta Administración. Su esfuerzo es la base, no solo de esta Tesis Doctoral, sino de muchos trabajos encaminados a la mejora del conocimiento de las aguas superficiales y subterráneas de la cuenca.

En especial, quiero agradecer a José Manuel Caudevilla, Técnico de la Oficina de Sádaba de la Confederación Hidrográfica del Ebro, toda la información que nos ha aportado sobre el funcionamiento del Canal de Bardenas desde los años 60, y a Francisco J. Sagaste, técnico de la Comunidad General de Regantes del Canal de Bardenas, por su asesoramiento sobre el manejo del riego en las distintas comunidades de base que configuran este sistema de riegos.

Así mismo agradecer al Departamento de Economía Agroalimentaria y de los Recursos Naturales del CITA, en especial a Pepe Albiac, Daniel Crespo y Javier Tapia, por la ayuda con el manejo de bases datos y el tratamiento estadístico de la información, que constituyen dentro de esta Tesis Doctoral, las bases sobre las que se construyen algunas de las series de análisis más importantes.

Me gustaría también agradecer a Rania Soula y a Auxi Casterad, el trabajo que han realizado de definición de la superficie de riego en la cuenca del Arba mediante tratamiento de imágenes satélite. Este tipo de trabajos resultan cruciales para evaluar los cambios en los usos del suelo, en series muy largas de tiempo, en las que apenas existe información.

En la parte de hidrogeología quiero agradecer la colaboración de Manuel Arce que nos ha aportado su experiencia en modelos hidrogeológicos, y ha revisado algunos apartados de esta Tesis Doctoral.

También me gustaría mencionar a Nery Zapata, por darme la oportunidad de aprender sobre la parte más humana y social de los regadíos en Aragón y a Farida Dechmi, por compartir y dedicar su conocimiento a uno de los principales problemas de la cuenca del Ebro, como es la contaminación difusa.

Finalmente, agradecer a mis compañeras M^a Teresa Jiménez-Aguirre, Beatriz Moreno García y Wafa Malik, todo el apoyo que me han dado y me siguen dando a lo largo de todos estos años.

La presente Tesis Doctoral ha sido financiada por dos Convenios de Colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA) “*Evaluación del Impacto de la Agricultura en cuatro sistemas de riego de la Cuenca Hidrográfica del Ebro*” (2011-2014) y “*Previsión de los efectos futuros de las medidas del plan hidrológico de la cuenca del Ebro en la salinidad del tramo bajo del río Ebro*” (2014).

Resumen

Son muchos los factores que intervienen sobre la calidad físico-química de ríos, lagos y acuíferos. La agricultura incorpora nutrientes, sales, plaguicidas y otros contaminantes a los cursos de agua superficiales y a los acuíferos, y el regadío supone una merma de los caudales debido al consumo de agua de los cultivos. Las zonas industriales y urbanas también son focos de contaminación, vierten al medio elementos contaminantes incluidos en la lista de sustancias prioritarias y preferentes y son responsables de los vertidos térmicos o de la contaminación orgánica, entre otras afecciones.

El análisis de la evolución de las variables hidrológicas y los contaminantes permite identificar y cuantificar los procesos más importantes que intervienen en el estado de conservación de los ríos y acuíferos. El análisis de estos datos y de las relaciones existentes entre ellos, ayuda a definir cuáles han sido los fenómenos que han operado en las últimas décadas, y con ello, establecer las bases para plantear horizontes futuros ante diferentes escenarios de gestión y de incertidumbre climática, en definitiva, para poder establecer medidas que permitan mejorar el estado de las masas de agua. A partir de las observaciones del pasado, podemos entender el presente y en base a ello, hacer una prognosis para el futuro.

Este análisis debe establecerse bajo una metodología robusta y contrastada que defina claramente cuál es la evolución (tendencias), qué variables incorporan mayores cambios y cómo éstos repercuten sobre el medio. En este sentido, es indispensable la obtención y reconstrucción de series largas y completas en el tiempo, así como el desarrollo e implantación de métodos de cálculo que sean capaces de definir la relación causa-efecto de las distintas actividades antrópicas y a su vez de reproducir sus afecciones bajo diferentes escenarios.

Esta tesis integra 4 capítulos independientes, que recogen trabajos detallados cuyo principal objetivo es el desarrollo y contraste de metodologías de cálculo de las masas de sales y nitrato y su interrelación con el desarrollo del regadío en la cuenca de Arba y trabajos más amplios que abarcan la totalidad de la cuenca del Ebro en los que se analizan tendencias de caudal, sales y temperatura y su relación con la actividad humana.

Statistical behaviour of monthly load estimators

La evolución del contenido en sales y nitrógeno de algunos de los ríos de la cuenca del Ebro está relacionada con el cambio en los usos del suelo, en especial con el regadío. Un buen ejemplo es la cuenca del Arba. La superficie de riego en esta cuenca se ha incrementado progresivamente desde los años 60 hasta superar la cifra de las 60.000 ha en riego, lo que supone el 29% de su cuenca de aportación. La Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) lleva monitorizando este río desde 1974, lo que permite analizar tendencias en las distintas variables monitorizadas como

la concentración de nitrato y la salinidad y con ello valorar cómo el incremento de la superficie de riego ha contribuido a los cambios en la salinidad y la concentración y masa de nitrato observados en el río.

Si bien en los últimos años se dispone de datos diarios de conductividad eléctrica (CE) y concentración de nitrato (NO_3) del río Arba en su desembocadura (estación Arba en Tauste), en el periodo inicial hasta 2004, los datos tienen una cadencia mensual, lo que puede introducir incertidumbre en el cálculo de las masas circulantes.

En este trabajo se han desarrollado y validado distintas metodologías para el cálculo de las masas de sales y nitrato exportadas por el río Arba en su desembocadura con el objetivo de identificar cuál de ellas, a partir de observaciones instantáneas con frecuencia mensual de concentración (los datos usuales en las redes de control de la CHE), presentan las mejores estimas en comparación con datos de periodos de muestreo más intensivo (una muestra al día) tomados como serie de referencia.

El análisis de 5 metodologías distintas de cálculo de la masa de sal mensual exportada por el río Arba, mostró que los métodos regresivos, basados en la relación existente entre la CE y el caudal, fueron los que mejor ajuste presentaron con respecto a la serie de referencia (en términos de sesgo ($<1\%$), error cuadrático medio y eficiencia de Nash-Sutcliffe ($>0,5$)), frente a métodos de interpolación obtenidos a partir del dato mensual de CE multiplicado por distintos valores de caudal, instantáneo, medio del día de muestreo o medio del mes (sesgo hasta 7.5% , eficiencia de Nash-Sutcliffe < 0.3).

Se analizaron también 5 metodologías distintas para el cálculo de masas mensuales de nitrato en el río Arba en Tauste. De nuevo los métodos regresivos fueron los que representaron mejor la variabilidad de la masa de nitrato con el tiempo, presentando el mejor ajuste con las series de referencia. Los métodos de interpolación, aquellos que emplean una medida de concentración de NO_3 al mes multiplicada por el caudal, también presentaron un ajuste satisfactorio, pero solo cuando la serie de medidas mensuales de NO_3 estaba suficientemente completa. Estos resultados han permitido definir una estrategia de muestreo para el río Arba en Tauste para realizar estimaciones no sesgadas de la masa de nitrato y con valores de la eficiencia de Nash-Sutcliffe mayores a $0,5$, basada en una lectura al mes de la concentración de nitrato y del caudal diario del río.

Análisis del regadío y de sus efectos sobre el caudal y la salinidad del río Arba: pasado y futuro del Sistema de Riegos del Canal de Bardenas.

A partir de balances mensuales de agua y sales en el río Arba a lo largo de 30 años se pudo caracterizar los retornos de riego del Canal de Bardenas (SRCB), principal sistema de riego de la cuenca de Arba. En 2014 los retornos de riego suponen de media el 60% del agua aforada en el río Arba en Tauste y al 58% de las sales que exporta este río. Estos retornos han variado a lo largo del tiempo, condicionados por varios factores entre los que destaca el aumento de la eficiencia global de este sistema, que incluye un aumento de la reutilización de los retornos, la transformación a riegos presurizados, la mejora en las redes de distribución, la introducción de sistemas automatizados de petición de riego y la facturación del agua realmente servida, entre otros. Estos cambios han supuesto una disminución de los caudales y un incremento de la salinidad (sólidos disueltos totales, SDT) del río, pero han permitido a su vez, la ampliación de la superficie de riego, sin incrementar el volumen de agua servida por el canal.

El objetivo de este trabajo es definir conceptualmente y ajustar un modelo empírico mensual basado en un balance de masas (agua y sales) que permita definir el funcionamiento del sistema recogiendo la variabilidad estacional e interanual utilizando para ello, un periodo de datos desde el año hidrológico 1980/81 al 2013/2014. El modelo una vez ajustado se emplea para analizar el comportamiento del sistema bajo distintos escenarios de cambios como son la ampliación de la superficie de riego, la modernización del regadío o el cambio climático.

El ajuste de estos balances con resultados satisfactorios para los años de estudio, estableció las bases del funcionamiento de este sistema de riego. Los resultados del ajuste del modelo de balance muestran un aumento de la eficiencia de riego global del sistema (EfR_T): 46% en los años 80, 51% en los años 90 y 70% al final de la serie. Este aumento de eficiencia se debe, en parte, a una disminución de las pérdidas en las redes de distribución, que en la estimación mediante el ajuste del modelo, muestra un descenso desde un 40% del volumen servido en el periodo 1981-1999 a un 20% en el periodo 2000-2014. Existe además una mejora en la eficiencia de riego del Sistema en los años secos; la eficiencia media global de sistema (EfR_T) de los años secos es del 74% frente al 70% de toda la serie y la eficiencia de riego en parcela (EfR_p) es del 67% en los años secos frente a una media del periodo del 62%. La reutilización de los retornos de riego es uno de los principales factores que ha permitido incrementar la eficiencia global del Sistema. En el ajuste del balance de agua se ha calculado una reutilización del 34% ($\pm 6\%$) del agua servida por el canal para el riego (R_f). El aumento con el tiempo de la eficiencia del riego en parcela y la eficiencia global del sistema, la progresiva ampliación de la superficie de riego con incorporación de mayor superficie sobre litologías salinas (N_1 y N_2), así como también el incremento de la salinidad del agua de riego son factores determinantes para el incremento del SDT observado en

el río Arba. La media anual de SDT_m del periodo 2000-2014 es de 1.625 ± 460 mg/l, frente a 1.125 ± 240 mg/l del periodo 1981-1999.

El ajuste del modelo permitió introducir nuevos escenarios de futuro (E_1 a E_7) que han incluido, la ampliación de la superficie de riego (10.071 ha a presión), la modernización de 47.722 ha, incluida en el Programa de Medidas del Plan Hidrológico del Ebro (CHE, 2016), y el efecto del cambio climático. Los mayores impactos sobre el caudal y la salinidad del Arba se obtuvieron en todos aquellos escenarios que incorporaban la modernización integral del regadío. En ellos se obtuvo una bajada generalizada de los caudales circulantes por el río ($E_2 \downarrow 23\%$), un descenso de la masa de sales exportada ($E_2 \downarrow 25\%$), y una mayor concentración de sales en el río ($E_2 \uparrow 35\%$). A su vez, la ampliación de la superficie de riego incrementó la masa de sales del río ($E_1 \uparrow 10\%$) debido al aumento de las superficies de riego sobre litologías salinas, y la incorporación de las variables asociadas al cambio climático supuso una reducción de los caudales circulantes por el río ($E_3 \downarrow 12\%$) y el aumento de los SDT medios anuales ($E_3 \uparrow 19\%$), sin apenas cambios en las masas de sales exportadas.

Análisis de las tendencias de salinidad del tramo final del río Ebro

En la cuenca del Ebro se estima una superficie de riego de más de 900.000 ha, el 11 % de su superficie de aportación. Esta superficie se ha ido incrementando progresivamente, de la mano de los proyectos de colonización y de desarrollo de los grandes sistemas de riego de la cuenca. El aumento de la superficie de riego ha supuesto una mayor movilización de sales por lavado de suelos y en consecuencia un incremento de la salinidad de los ríos, lo que, unido a la disminución de los caudales por aumento del consumo de agua, ha favorecido que los SDT de algunos de los ríos de la cuenca se hayan incrementado en los últimos años.

El análisis de las tendencias de SDT del río Ebro en Tortosa, última estación de control de calidad en el río Ebro antes de su desembocadura, permitió definir de forma global como ha variado la salinidad del Ebro a lo largo de los últimos 40 años, y proyectar estos valores a futuro aplicando diferentes escenarios de variación, similares a los observados en la serie histórica.

Para ello, se aplicaron dos procedimientos de cálculo de tendencias de SDT del Ebro en Tortosa. El primero, centrado en un análisis de las tendencias de los SDT mediante 4 métodos (armónico, ARIMA, regresión lineal por meses y Mann-Kendall) y el segundo mediante la descomposición de los SDT en dos términos distintos, uno relacionado con la variación del caudal y su repercusión en las tendencias de SDT observadas (SDT_q) y otro independiente del caudal, relacionado solo con las variaciones en los aportes de sal (SDT_{aj}). Estos dos procedimientos se aplicaron a cuatro series de tiempo distintas, una completa que abarca la totalidad de registros de SDT (1973-2012), otra específica definida por la Instrucción de Planificación Hidrológica (1981-

2012), una tercera relacionada con las variaciones de los caudales medios mensuales del Ebro en Tortosa (1990-2012) y otra más corta, correspondiendo con el inicio de los grandes proyectos de modernización en la cuenca (2001-2012). Las tendencias obtenidas, se proyectaron para estimar la salinidad del Ebro en Tortosa en el año 2027.

Los resultados mostraron un incremento de la concentración de sales de entre 5,7 - 3,8 mg/l y año (promedio de los 5 métodos estadísticos), con valores más altos para las series más largas, que se traduce en un aumento de los SDT mensuales del Ebro en el año 2027 en un rango del 13 al 26 % sobre la media de cada serie, y de entre el 7 y el 12% sobre la media de los 5 últimos años de la serie (2008-12). Estos incrementos mostraron valores máximos en diciembre de 1120 mg/l y mínimos en junio de 760 mg/l.

Temporal and longitudinal water temperature analysis in the Ebro River and main tributaries

La principal consecuencia del cambio climático es el aumento de la temperatura del aire, que repercute entre otros muchos aspectos, sobre la temperatura del agua de los ríos. Sin embargo, existen otros muchos factores, naturales o antrópicos, que pueden modificar la temperatura de las aguas superficiales, como pueden ser los vertidos térmicos de centrales nucleares, la regulación de los ríos, los embalses, el aporte de los grandes tributarios, el descenso de caudales por derivación de agua o el incremento de la superficie de riego.

Por ello, en este capítulo se analiza la evolución de la temperatura de las aguas del río Ebro y sus principales afluentes, su ciclo anual y sus tendencias (años hidrológicos 1972/73 a 2011/12), así como el efecto de diversos factores, naturales y antropogénicos.

El análisis de la temperatura del eje del Ebro a lo largo de todo su recorrido, así como de sus principales tributarios, permitió establecer qué estaciones de control físico-químico de la cuenca del Ebro presentaban temperaturas anómalas y cómo éstas han variado con el tiempo. Se analizó la temperatura media, máxima y mínima mensual del agua, la amplitud térmica anual, la relación entre la temperatura del agua y la del aire, la relación entre la temperatura del agua y el caudal, y la tendencia de la temperatura media anual en 14 estaciones a lo largo del río Ebro y en 7 estaciones de sus tributarios, en los ríos Aragón, Arga, Segre, Cinca y Arba.

Los mayores cambios observados, correspondieron a las estaciones situadas aguas abajo de las centrales nucleares que mostraron una temperatura media anual elevada no acorde con el tramo del río, con valores más elevados en los meses de menor caudal, de agosto a diciembre. Las estaciones afectadas por los principales embalses del río Ebro, presentaron una amplitud térmica anual baja, con un descenso de la temperatura media del agua en verano y un incremento en invierno. Las estaciones asociadas a grandes sistemas de riego mostraron una temperatura en los

meses de verano menor que la obtenida en otras estaciones de condiciones climáticas semejantes, sin que existiera una clara relación en todos los puntos de control analizados.

Finalmente, el análisis de tendencias mostró un incremento significativo anual de la temperatura del agua en casi todas las estaciones analizadas, salvo en las situadas en la cabecera de los tributarios. Las tendencias fueron más elevadas para las estaciones del último tramo del Ebro antes de desembocadura, las situadas aguas abajo de la central nuclear de Ascó ($\uparrow > 0,08^{\circ}\text{C/año}$). Estacionalmente, fueron los meses de primavera los que mostraron mayores cambios, con incrementos más acusados en las estaciones aguas abajo de Ascó ($\uparrow \geq 0,10^{\circ}\text{C/año}$) y menores para las estaciones afectadas por los embalses del Ebro.

El aumento de la temperatura del aire asociada al cambio climático y el descenso de los caudales asociado al aumento del consumo de agua en la cuenca, resultó en un aumento de la temperatura del río y un menor volumen de agua fría para absorberlo. Este hecho indicaría que vamos hacia un aumento general de la temperatura del agua en el río, que será mayor en las zonas más áridas de su tramo inferior.

Summary

There are many factors involved in the physical-chemical quality of rivers, lakes and aquifers. Agriculture delivers nutrients, salts, pesticides, and other pollutants into surface water courses and aquifers, and irrigation brings about a reduction in the amount of water due to crop consumption. Industrial and urban areas are also sources of pollution, dumping pollutants included in the list of priority and preferred substances into the environment, and are also responsible for thermal discharges or organic pollution, among others.

The analysis of the evolution of hydrological variables and pollutants allows for identifying and quantifying the most important processes involved in the conservation status of rivers and aquifers. The analysis of these data and the existing relationships between them, helps to define the processes operating in recent decades, and with this, to establish the bases to lay out future outlooks with different management scenarios and including climate uncertainty. All this, with the final goal of establishing measures and actions that could help improve the quality status of water masses. From the observations of the past, we can understand the present and based on it, make a prognosis for the future.

This analysis must be established through a robust, tested methodology that clearly defines the evolution of the variables (trends), the variables inducing greater changes, and how these changes affect the environment. In this sense, it is essential to obtain and reconstruct long and complete time series, as well as the development and implementation of calculation methods capable of defining the cause-effect relationship of the different human activities and, in turn, of reproducing their effects under different scenarios.

This thesis comprises 4 independent chapters, which include detailed works whose main objective is the development and comparison of methodologies for the estimation of salt and nitrate loads in the Arba River and their link with irrigation development in its basin, along with broader-scope works over the whole Ebro River Basin in which trends in flow, salts and temperature and their relationship with human activity are analysed.

Statistical behaviour of monthly load estimators

The evolution of the salt and nitrogen content of some of the rivers in the Ebro Basin is related to the change in land use, and particularly to irrigation development, as exemplified in the Arba River Basin. The irrigated area in this basin has increased progressively since the 1960s to exceed 60,000 ha under irrigation, which represents 29% of its surface. The Ebro River Basin Authority (CHE) has been monitoring this river since 1974, generating a database that allows for analysing the trends in monitored variables such as nitrate concentration and salinity and thereby assess how

the increase in irrigated surface has contributed to the changes in the salinity and the concentration and load of nitrate observed in the river.

Although daily records of electrical conductivity (EC) and nitrate (NO₃) concentration of the Arba River at its mouth (control station at Tauste) are available for recent years, in the period up to 2004 only monthly data were available, what may introduce a high uncertainty in the calculation of the river loads.

In this work, different methodologies have been developed and validated for the calculation of the of salts and nitrate loads exported by the Arba River at its mouth with the aim of identifying the methodologies based on grab sample monthly observations (the usual data in the CHE control networks) that provide the best estimates compared to data from more intensive sampling periods (one sample per day) that were taken as “reference series”.

The analysis of 5 different methodologies for calculating the monthly salt loads exported by the Arba River, showed that the regressive methods, based on the existing relations between electrical conductivity (EC) and flow, presented the best fit with the reference series (bias < 1%, Nash-Sutcliffe efficiency > 0.5) compared to interpolation methods (bias to 7.5%, Nash-Sutcliffe efficiency < 0.3) obtained from the monthly EC data multiplied by different flow values (instant flow, mean flow in the sampling day or average flow of the month).

Five different methodologies for calculating monthly nitrate loads through the Arba River in Tauste were also analysed. As in the case of salts, regressive methods were the best for reproducing the variability of nitrate loads over time, showing the best fit with the reference series. Interpolation methods, using one data of NO₃ concentration per month multiplied by the flow rate, also showed a satisfactory fit, but only when the series of monthly NO₃ measurements were sufficiently complete. The results allow for defining a sampling strategy for the Arba River in Tauste based on one nitrate sample per month and the daily river flow, rendering unbiased nitrate loads with Nash-Sutcliffe efficiency higher than 0.5.

Analysis of irrigation and its effects on the flow and salinity of the Arba River: past and future of the Bardenas Canal Irrigation System

The characterization of the irrigation return flows of the Bardenas Canal (SRCB), the main irrigation system in the Arba River, was possible by using monthly water and salts balances in the Arba River over a 30 years period. In 2014 irrigation return flows accounted in the average for 60% of the water gauged in the Arba River in Tauste and for 58% of the salts exported by this river. These return flows have changed over time, due to several factors, with the increase in the overall efficiency of the system which includes an increase in the reuse of return flows, the transformation from basin irrigation to pressure irrigation, the improvement of the irrigation

distribution network (canals), the introduction of automated irrigation request systems, and the change in the billing system, from paying a fixed per area fee to paying for the actual water consumption, standing out among others. These changes have led to a decrease in flow rates and an increase in the salinity (total dissolved solids, TDS) of the river, but have in turn allowed for the expansion of the irrigated surface without increasing the volume of water served by the Bardenas Canal.

The objective of this study was to define conceptually a monthly empirical model (and to adjust it) based on a mass balance (water and salts) to characterize the system performance, accounting for seasonal and interannual variability in the period 1981/82 to 2013/2014. Once adjusted, the model will be used to analyse the behaviour of the system under different scenarios, such as the increase in irrigated surface, or the shift from surface to pressure irrigation systems.

The satisfactory fitting of the balances for the study periods established the operational features of this irrigation system. The results of the adjustment of the balance model showed an increase in the global irrigation efficiency of the system (EfR_T): 46% in the 80s, 51% in the 90s and 70% at the end of the series. This increase in efficiency is due, in part, to a decrease in losses in the distribution networks, which in the estimation through the calibration process, showed a decrease from 40% of the irrigation volume served in the period 1981-1999 to 20% in the period 2000-2014. There was also an improvement in the irrigation efficiency of the System in dry years: the global average efficiency of the system (EfR_T) in dry years was 74% compared to 70% for the entire series; and the irrigation efficiency in the plot (EfR_p) was 67% in dry years compared to an average of 62% for the whole period. The reuse of irrigation return flows was one of the main factors contributing to the overall efficiency of the System. In adjusting the water balance, a reuse of 34% ($\pm 6\%$) of the irrigation water served by the canal (R_f) has been calculated. The increase over time of the plot and overall efficiency of the System, the progressive expansion of the irrigation surface with a larger share on saline lithologies (N_1 and N_2), as well as the increase in the irrigation water salinity are decisive factors for the increase in TDS observed in the Arba River. The annual mean TDS_m for the period 2000-2014 was $1,625 \pm 460$ mg/l, compared to $1,125 \pm 240$ mg/l for the period 1981-1999.

The adjustment of the model enabled the introduction of some future scenarios (E_1 to E_7) such as the expansion of the irrigated surface (10,071 ha under pressurized systems), the modernization of 47,722 ha, included in the Program of Measures of the Hydrological Plan del Ebro (CHE, 2016), and the effect of climate change. The greatest impacts on the flow and salinity of the Arba River resulted from the scenarios that consider the modernization of the irrigation system, with a generalized decrease in the circulating flows in the river ($E_2 \downarrow 23\%$), a decrease in the mass of exported salts ($E_2 \downarrow 25\%$), and a higher concentration of salts in the river ($E_2 \uparrow 35\%$). The increase

of the irrigated surface increased the mass of salts in the river ($E_1 \uparrow 10\%$) due to the increase in irrigation surfaces on saline lithologies, and the incorporation of variables associated with climate change led to a reduction of the circulating flows through the river ($E_3 \downarrow 12\%$) and to an increase in the mean annual TDS ($E_3 \uparrow 19\%$), with hardly any changes in the mass of salts exported.

Analysis of salinity trends in the lower reaches of the Ebro River

The irrigated area in the Ebro basin is estimated in more than 900,000 ha, about 11% of its contributing basin. This area has been increasing progressively along with the development of the large colonization projects and irrigation systems in the basin. The increase in the irrigated surface has led to a greater mobilization of salts leached from the soils and consequently, to an increase in the salinity of the rivers. This fact, along with the decrease in flows due to increased crop water consumption, has favored a TDS increase in some of the basin rivers in recent years.

The analysis of the TDS trends of the Ebro River in Tortosa, the last quality control station on the Ebro River before its mouth, allowed us to establish the global changes in the salinity of the Ebro River over the last 40 years, and to project these values into the future by applying different scenarios, similar to those observed in the historical series.

To this end, two procedures for calculating the TDS trends were applied in the station on the Ebro River at Tortosa. The first procedure analysed the trends in TDS through 4 methods (harmonic, ARIMA, linear regression by months, and Mann-Kendall) and the second, through the decomposition of the TDS in two different terms: one related to the changes in flow rate and their impact on the observed TDS trends (TDS_q) and another one independent of the flow rate, related only to the changes in salt inputs (TDS_{aj}). These two procedures were applied to four different time series: a first one comprising the full series of TDS records (1973-2012), another specific one defined by the Hydrological Planning Instruction (1981-2012), a third one related to the variations of the average monthly flows of the Ebro River in Tortosa (1990-2012), and a shorter one corresponding to the beginning of the large modernization projects in the basin (2001-2012). The trends obtained were projected to estimate the salinity of the Ebro River in Tortosa by the year 2027.

The results showed an increase in salt concentration between 5.7 - 3.8 mg/l·year (average of the 5 statistical methods) with the higher values found in the longest series, which translates into a monthly TDS increase in the Ebro in the range of 13 to 26% above the average of each series, and between 7 and 12% above the average of the last 5 years of the series (2008-12) by 2027. These increases were maximum in December (1,120 mg/l) and minimum in June (760 mg/l).

Temporal and longitudinal water temperature analysis in the Ebro River and main tributaries

The main outcome of climate change is the increase in air temperature, which affects, among many other aspects, the temperature of river waters. However, there are many other natural or anthropic factors that can modify the temperature of surface waters, such as thermal discharges from nuclear power plants, the regulation of river flows, reservoir construction and management, the contribution of large tributaries, the decrease in river flow resulting from diversion schemes, or the increase in irrigated surface.

Therefore, this chapter analyses the evolution of water temperature in the Ebro River and its main tributaries, its annual cycle and its trends (hydrologic years 1972/73 to 2011/12), as well as the effect of various natural and anthropogenic factors upon them.

The analysis of the Ebro River water temperature along its full length, as well as its main tributaries, made it possible to identify the physical-chemical control stations in the Ebro Basin that showed anomalous temperature patterns and how these have changed over time. The main issues analysed were the mean, maximum and minimum monthly water temperatures, the amplitude of the annual thermal cycle, the relationship between water and air temperature, the relationship between water temperature and flow, and the trend of the annual average temperature; all these were analysed in 14 stations along the Ebro River and in 7 stations on some tributaries, the Aragón, Arga, Segre, Cinca, and Arba rivers.

The greatest changes were observed in stations located downstream of nuclear power plants, that showed a high annual average temperature not in accordance with the river section where they belong, with higher values in the lower flow months, from August to December. The stations affected by the main reservoirs along the Ebro River showed a low annual temperature range, with a decrease in the average water temperature in summer and an increase in winter. The stations associated with large irrigation systems showed a lower summer temperature than that obtained in other stations with similar climatic conditions, without any clear relationship in all the control points analysed.

Finally, the trend analysis showed a significant annual increase in water temperature in all the stations analysed except those located at the head of the tributaries. These trends were higher for the stations along the last reaches of the Ebro River right before its mouth, those located downstream the Ascó nuclear power plant ($\uparrow > 0.08^{\circ}\text{C} / \text{year}$). Seasonally, the spring months showed the greatest changes, with more pronounced increases in the stations downstream of Ascó ($\uparrow \geq 0.10^{\circ}\text{C} / \text{year}$) and lower increases in the stations affected by the Ebro River reservoirs.

The increase in air temperature associated with climate change and the decrease in flows associated with the increase in water consumption in the basin, resulted in an increase in the temperature of the river and a smaller volume of cold water to absorb it. This fact would indicate that the system is moving towards a general increase in the river water temperature, which will be higher in the more arid regions of its lower section.

Indice General

Resumen	ix
Summary	xv
Indice General	xxi
Indice de Tablas	xxiii
Indice de Figuras	xxix
CAPÍTULO I. Introducción General	39
Estructura y objetivos	42
Referencias	44
CAPÍTULO II. Statistical behaviour of monthly load estimators	49
II. 1. Introduction	49
II. 2. Material and Methods	51
2.1. Estimation of salt and nitrate loads	53
2.2. Statistical analysis	56
II. 3. Results and discussion	57
II. 4. Conclusions	62
References	64
CAPÍTULO III. Análisis del regadío y de sus efectos sobre el caudal y la salinidad del río Arba: pasado y futuro del Sistema de Riegos del Canal de Bardenas	69
III. 1. Introducción	69
III. 2. Materiales y Métodos	76
2.1. Descripción de la Cuenca del Arba	76
2.2. Modelización del sistema: balance de agua y sales	84
2.3. Cuantificación de las variables y parámetros del balance	91
2.4. Ajuste del modelo de balance de agua y sal	135
2.5. Escenarios	141
III. 3. Resultados	148
3.1. Análisis de sensibilidad del modelo de balance	148
3.2. Ajuste de balance de agua y sal	156
3.3. Análisis del balance de agua y sales en los regadíos del SRCB	177

III. 4. Discusión.....	222
4.1. Análisis del comportamiento del Sistema de Riego del Canal de Bardenas en la Cuenca del Arba.....	222
4.2. Análisis de los escenarios simulados	246
4.3. Debilidades y fortalezas del modelo de balance utilizado	254
III. 5. Conclusiones.....	256
Referencias.....	259

CAPÍTULO IV. Análisis de las tendencias de salinidad en el tramo final del río Ebro..... 273

IV. 1. Introducción y Objetivos.....	273
IV. 2. Materiales y Métodos.....	278
2.1. Datos hidrológicos de partida.....	278
2.2. Análisis estadístico de la evolución de la salinidad	282
2.3. Análisis estadístico basado en la relación salinidad – caudal	288
IV. 3. Resultados y Discusión	296
3.1. Análisis estadístico de la evolución de la salinidad (SDT) en el tramo bajo del Ebro y perspectivas para el año 2027.....	296
3.2. Análisis estadístico basado en la relación salinidad – caudal	314
3.3. Comparación de resultados de los métodos estadísticos. Proyecciones 2027	327
IV. 4. Conclusiones	336
Referencias.....	338

CAPÍTULO V. Temporal and longitudinal water temperature analysis in the Ebro River and main tributaries 347

V. 1. Introduction	347
V. 2. Materials and Methods	350
2.1. The Ebro River Basin.....	350
2.2. Data base	353
2.3. Statistical procedures.....	355
V. 3. Results	361
3.1. Water temperature patterns in the Ebro River Basin.....	361
3.2. Water temperature trends in the Ebro River Basin.....	370
V. 4. Discussion	376
V. 5. Future Task.....	381
V. 6. Conclusions	382

References	385
CAPÍTULO VI. Conclusiones Generales.....	393
Consideraciones finales.....	399

Indice de Tablas

CAPÍTULO II: Statistical behaviour of monthly load estimators

Table II.1. Monitoring networks used in this study	53
Table II.2. Summary of the five estimation methods for monthly salt (MS) and monthly nitrate (N) loads	54
Table II.3. Indexes used to compare reference loads and estimated loads	57
Table II.4. Statistical parameters and agreement indexes for the five estimation methods of salt loads	58
Table II.5. Statistical parameters and agreement indexes for the five estimation methods of nitrate loads.....	60

CAPÍTULO III: Análisis del regadío y de sus efectos sobre el caudal y la salinidad del río Arba: pasado y futuro del Sistema de Riegos del Canal de Bardenas

Tabla III.1. Estaciones de aforo de caudal y de control físico-químico en ríos y canales de riego gestionadas por la Confederación Hidrográfica del Ebro dentro de la cuenca del Arba y empleadas para la entrada de datos al balance.	79
Tabla III.2. Comunidades de Regantes de sistema de riego del canal de Bardenas incluidas dentro de la cuenca del Arba.	83
Tabla III.3. Estaciones meteorológicas y registro de datos empleados.	91
Tabla III.4. Estaciones meteorológicas de referencia para cada uno de los municipios que configura el SRCB-Arba	92
Tabla III.5. Estaciones y meses con valor de caudal medio mensual restituído. Se indica la serie y la estación de referencia, así como el ajuste R^2 de la regresión lineal empleada.	92
Tabla III.6. Número de datos CE (N), con los valores medio (Med.), máximo (Max.), mínimo (Min.), y coeficiente de variación (CV) y la ecuación de conversión de CE a sólidos disueltos totales (SDT) en cada una de las estaciones utilizadas en el balance de sales.	93
Tabla III.7. Comparativa de las diversas fuentes de información consultadas sobre superficie regada/regable en la cuenca del Arba.....	94
Tabla III.8. Valores de CE medidos en los drenajes en la Cuenca del Arba y obtenidos de diferentes trabajos llevados a cabo dentro de la cuenca.....	102
Tabla III.9. Principales acuíferos cuaternarios definidos dentro del Sistema de Riegos del Canal de Bardenas.....	125

Tabla III.10. Parámetros de las ecuaciones ($y = a + b x$) ajustadas para la restitución de los caudales del Arba en Tauste (y) para el periodo de octubre 1973 a mayo 1990 a partir de los caudales del Arba en Gallur (x). 128

Tabla III.11. Análisis de errores de las distintas metodologías empleadas para la restitución de caudales en la estación de aforo 260 Arba en Tauste. Serie de ajuste junio 1990- septiembre 2015..... 129

Tabla III.12. Valor de los parámetros de ajuste de la ecuación CE/Q a la serie de conductividad eléctrica medida en el Arba en Tauste (estación de calidad- 60) y el caudal medio diario del día de muestreo en la estación de aforo más cercana... 130

Tabla III.13. Valores de los estadísticos utilizados para la comparación de las masas diarias de sal calculadas con el método regresivo (MS_r) y el método mixto (MS_m) con las masas diarias de referencia obtenidas de la serie de RecorEbro (MS_{RE}) del periodo abril 2004-septiembre 2010. 135

Tabla III.14. Relación de cada uno de los parámetros incluidos en el balance de agua. En gris se macan los parámetros de ajuste y en beige los términos medidos..... 139

Tabla III.15. Estadísticos Z de Mann-Kendall (M-K) y estimador estacional de la pendiente mediana de Kendall (M) de la temperatura media, máxima y mínima mensual y las precipitaciones medias mensuales, para cada mes y el año en conjunto con sus intervalos de confianza 145

Tabla III.16. Estadístico Z de Mann-Kendall (M-K) y estimador estacional de la pendiente mediana de Kendall (M) de la salinidad del agua de riego (SDT), para cada mes y el año en conjunto con sus intervalos de confianza..... 146

Tabla III.17. Escenarios de modelización considerados para los regadíos de la Cuenca del Arba, denominación y códigos utilizados (COD). 146

Tabla III.18. Relación de cambios introducidos para cada uno de los escenarios definidos 147

Tabla III.19. Resultados del proceso de calibración de los parámetros de ajuste del balance de agua para las series de caracterización diferenciando por años secos, medios y húmedos..... 158

Tabla III.20. Resultados del proceso de calibración de las constantes de ajuste del balance de agua para la serie 2000/01-2013/14. 165

Tabla III.21. Resultados del proceso de calibración de las constantes de ajuste del balance de agua para la serie 1981/82-1999/00. 168

Tabla III.22. Resultados del proceso de calibración de las constantes de ajuste del balance de sales para la serie 2000/01-2013/14.. 171

Tabla III.23. Principales variables introducidas en el balance de agua y resultados obtenidos en la serie reciente (2000/01-2013/14). 179

Tabla III.24. Principales salidas del balance de sal de la serie reciente: 2000/01-2013/14. 184

Tabla III.25. Principales salidas del balance de agua de la serie 1981/82-1999/2000.187

Tabla III.26. Principales salidas del balance de agua y sal tomadas como referencia para el Escenario E₀. Promedios anuales de la serie 2000/01-2013/14. 190

Tabla III.27. Principales salidas del balance de agua y sal del Escenario E ₁ : Ampliación de la superficie de riego.	194
Tabla III.28. Principales salidas del balance de agua y sal del Escenario E ₂ : Modernización de los regadíos.	199
Tabla III.29. Principales salidas del balance de agua y sal del Escenario E ₃ : Cambio Climático.	203
Tabla III.30. Principales salidas del balance de agua y sal del Escenario E ₄ : Modernización y ampliación de la superficie de riego.	207
Tabla III.31. Principales salidas del balance de agua y sal del Escenario E ₅ : Ampliación de la superficie de riego y cambio climático.	211
Tabla III.32. Principales salidas del balance de agua y sal del Escenario E ₆ : Modernización y cambio climático.	215
Tabla III.33. Principales salidas del balance de agua y sal del Escenario E ₇ : Ampliación de la superficie de riego, modernización y cambio climático.	219
Tabla III.34. Eficiencias de riego obtenidas en diversas zonas de estudio de la cuenca del Ebro. Se muestran los valores promediados ± la desviación estándar y entre paréntesis el rango de eficiencias obtenidas en cada trabajo.	228
Tabla III.35. Tendencias de los caudales del río Arba en Gallur (Q _m) y de las salidas del canal de Bardenas en Yesa (Q _{CB}).	233
Tabla III.36. Masa de sales exportada por superficie en diferentes áreas y zonas de riego de la cuenca del Ebro.	237
Tabla III.37. Tendencias de los SDT medios mensuales, las masas de sales mensuales (MS _m) obtenido mediante el modelo mixto, los SDT _{Qd} (relación Q/CE), y los SDT _{adj} (SDT _{Qd} -SDT _i) en el Arba en Tauste.	240
 CAPÍTULO IV. Análisis de las tendencias de salinidad en el tramo final del río Ebro	
Tabla IV.1. Procedencia de los datos analizados. Se incluye el origen de los mismos, el mes de inicio de registro de la red de control y la cadencia con la que se miden.	279
Tabla IV.2. Definición de las series de análisis. Se incluye el número de años que comprenden, el mes de inicio y fin de la serie y el número de datos mensuales de CE que contienen.	280
Tabla IV.3. Parámetros de ajuste de la relación CE (dS/m) = a · Q _{t1} ^{b1} · Q _{t2} ^{b2} · Q _{t4} ^{b4} · Q _{t10} ^{b10}	292
Tabla IV.4. Parámetros ajustados (estima, y error estándar (s)) y estadísticos de las ecuaciones de regresión lineal con componente armónica.	298
Tabla IV.5. Promedio anual de SDT e incremento anual estimado (ΔSDT) y valor medio anual previsto para 2027 (SDT ₂₀₂₇) para cada periodo de estudio mediante regresión lineal-armónico.	298
Tabla IV.6. SDT mensuales (mg/l) estimados para el año 2027 e intervalo de confianza (límite superior (LS) y límite inferior (LI) de las estimas individuales, P = 0.95) obtenidos por el método de regresión lineal-armónica.	301

Tabla IV.7. Parámetros del modelo SARIMA ajustado $(1,0,0) \times (0,1,1)_{12}$	302
Tabla IV.8. Valor medio anual de SDT e incremento anual estimado (Δ SDT) y valor medio anual previsto para 2027 (SDT_{2027}) para cada periodo de estudio mediante el modelo ARIMA..	303
Tabla IV.9. SDT mensuales (mg/l) estimados para el 2027 e intervalos de confianza (límite superior (LS) e inferior (LI)) de las estimas ($P = 0.95$) obtenidos por el método ARIMA.	304
Tabla IV.10. Valores estimados y error estándar (s) de los parámetros de la regresión lineal $SDT (mg/l) = a + b \cdot N$ (mes). establecida para cada periodo de estudio. .	305
Tabla IV.11. Valores estimados de los parámetros de la ecuación $SDT (mg/l) = a_k + b_k \cdot N$ y error standard de b_k (s) para cada uno de los meses del año y para los 4 periodos analizados (1973-2012; 1981-2012; 1990-2012 y 2001-2012), con el coeficiente de determinación (R^2) y error estándar de la estima (s) y la estima anual de la tendencia (Δ SDT).....	306
Tabla IV.12. Valor medio anual de SDT con el incremento anual estimado (Δ SDT) y valor medio anual previsto para 2027 (SDT_{2027}) para cada periodo de estudio mediante las regresiones lineales frente al tiempo por meses.....	307
Tabla IV.13. SDT mensuales (mg/l) estimados para el año 2027 e intervalos de confianza (límite superior (LS) e inferior (LI)) de las estimas ($P = 0.95$) obtenidos por el método de regresión lineal por meses..	308
Tabla IV.14. Estadístico Z de Mann-Kendall y estimador estacional de la pendiente (M) de los SDT para cada mes y el año en conjunto con sus intervalos de confianza, $P = 0.95$: límite inferior (LI) y límite superior (LS), para los 4 periodos analizados (1973-2012; 1981-2012; 1990-2012 y 2001-2012).	310
Tabla IV.15. Tendencias estimadas mediante método de Mann-Kendall para series de datos de distinta longitud definidos en el periodo 2000-2012. Se indica el valor del estadístico Z y pendiente anual (mg/l·año) con el límite inferior (LI) y superior (LS) de su intervalo de confianza con $P = 0.95$	311
Tabla IV.16. Promedio anual de SDT e incremento anual estimado (Δ SDT) y valor medio anual previsto para 2027 (SDT_{2027}) para cada periodo de estudio mediante el método de Mann-Kendall.....	312
Tabla IV.17. SDT mensuales (mg/l) estimados para el año 2027 e intervalos de confianza (límite superior (LS) e inferior (LI)) de las estimas ($P = 0.95$) obtenidos por el método de Mann-Kendall.	313
Tabla IV.18. Tendencias sobre SDT_{aj} : Estadístico Z de Mann-Kendall y estimador estacional de la pendiente de Kendall (M) para cada mes y el año en conjunto con sus intervalos de confianza, $P = 0.95$: límite inferior (LI) y límite superior (LS), para los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012).	318
Tabla IV.19. Tendencias sobre SDT_q : Estadístico Z de Mann-Kendall y estimador estacional de la pendiente de Kendall (M) para cada mes y el año en conjunto con sus intervalos de confianza, $P = 0.95$: límite inferior (LI) y límite superior (LS),	

para los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012)..
 319

Tabla IV.20. Caudal medio mensual (Q_m): Estadístico Z de Mann-Kendall y estimador estacional de la pendiente de Kendall (M) para cada mes y el año en conjunto con sus intervalos de confianza, $P = 0.95$: límite inferior (LI) y límite superior (LS), para los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012).
 320

Tabla IV.21. Valores estimados de SDT en el año 2027 para el río Ebro en Tortosa para años de caudales altos (cuantil Q_5), medios (cuantil Q_{50}) y bajos (cuantil Q_{95}) de la serie 1973-2012..... 321

Tabla IV.22. Valor medio de SDT, incremento intrínseco de la salinidad anual (ΔSDT_{aj} mg/l·año) y aumento estimado para 2027 (ΔSDT_{aj} mg/l)..... 323

Tabla IV.23. Incremento de salinidad para 2027 debido a los descensos de caudal (ΔSDT_q) para disminuciones de Q_m (∇Q_{cc}) entre el 2% y el 30%, que presentan distintos escenarios de cambio climático. 324

Tabla IV.24. Aumento de la salinidad estimado para 2027 debido al descenso de caudal previsto del 5% por el cambio climático ($\Delta SDT_{Q_{cc}}$) y debido a la tendencia de la salinidad intrínseca (ΔSDT_{aj}) y predicciones mensuales de SDT (mg/l) para 2027 (SDT_{2027}) con sus intervalos de confianza (límite superior (LS) e inferior (LI)) de las estimas ($P = 0.95$) para los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012). 326

Tabla IV.25. SDT mensuales (mg/l) estimados para el año 2027 (SDT_{27}) como la suma del incremento debido a las reducciones de caudal asociadas al cambio climático (∇Q_{cc}) definidas para cada mes ($\Delta SDT_{Q_{cc}}$) más el incremento de salinidad no dependiente del caudal (ΔSDT_{aj}), para los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012)..... 327

Tabla IV.26. Tendencia anual de SDT (mg/l · año) obtenida con cada uno de los métodos utilizados: Regresión lineal-armónico (RL-Armónico), modelo autorregresivo integrado de medias móviles (ARIMA), Regresión lineal por meses (RL-meses), Mann-Kendall (M-K) y método basado en la regresión caudal-CE ($SDT_{aj}+SDT_q$) para los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012).
 328

Tabla IV.27. Valores medios anuales de SDT observados (Observaciones) y estimados por los distintos métodos utilizados: Regresión lineal-armónico (RL-Armónico), modelo autorregresivo integrado de medias móviles (ARIMA), Regresión lineal por meses (RL-meses), Mann-Kendall (M-K) y método basado en la regresión caudal-CE (promedio de las estimas de CE obtenidas con la ecuación 17) para los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012). 328

Tabla IV.28. Error cuadrático medio (RMSE) o desviación estándar de las diferencias entre los valores observados y los estimados por los distintos métodos, y eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) para cada uno de los métodos utilizados: Regresión lineal-armónico (RL-Armónico), modelo autorregresivo integrado de medias móviles (ARIMA), Regresión lineal por meses (RL-meses), Mann-Kendall (M-K) y método basado en la regresión caudal-CE (Reg. Q-CE). Estadísticos aplicados a los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012) 329

Tabla IV.29. Valores medios anuales de SDT observados (Observaciones) y estimados para el periodo 2008-12 (5 últimos años de las series analizadas) por los distintos métodos: Regresión lineal-armónico (RL-Armónico), modelo autorregresivo integrado de medias móviles (ARIMA), Regresión lineal por meses (RL-meses), Mann-Kendall (M-K) y método basado en la regresión caudal-CE (Reg. Q-CE; promedio de las estimas de CE obtenidas al aplicar la ecuación 17)..... 330

Tabla IV.30. Media anual de SDT para el año 2027 dada por cada método: Regresión lineal-armónico (RL-Armónico), modelo autorregresivo integrado de medias móviles (ARIMA), Regresión lineal por meses (RL-meses), Mann-Kendall (M-K) y método basado en la regresión caudal-CE incluyendo una reducción del caudal del 5% (Reg Q-CE_{cc(5%)}) utilizando los 4 periodos de datos (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012)..... 332

Tabla IV.31. Valores máximo y mínimo de SDT mensual estimada para el año hidrológico 2027 por los distintos métodos utilizando los 4 periodos de datos (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-012): Regresión lineal-armónico (RL-Armónico), modelo autorregresivo integrado de medias móviles (ARIMA), Regresión lineal por meses (RL-meses), Mann-Kendall (M-K) y método basado en la regresión caudal-CE incluyendo una reducción del caudal del 5% (reg Q-CE_{cc5%}). 334

Tabla IV.32. Principales ventajas e inconvenientes que presentan los distintos métodos desarrollados para la estimación de los SDT en este trabajo. 335

CAPÍTULO V. Temporal and longitudinal water temperature analysis in the Ebro River and main tributaries.

Table V.1. Monitoring stations of the Ebro River Basin SWQ network, used in this work with indication of their possible thermal affections 354

Table V.2. Monthly water temperature (T_w) statistics in the 21 selected stations: mean, maximum, minimum temperature (and month of occurrence), and range..... 362

Table V.3. Linear regression equations established between the measured monthly water temperature (T_w) and the air temperature at the time of sampling (T_a) and the natural logarithms of the mean monthly flow (Q_m). 369

Table V.4. Monthly and annual T_w trend (°C/year): LR-H: linear regression method for the monthly trend and Harmonic equation method for the annual trend. M-K: monthly and annual trend from by the seasonal Kendall slope estimator method.. 373

Indice de Figuras

CAPÍTULO II: Statistical behaviour of monthly load estimators

Figure II.1. Location of Arba River basin and monitoring stations.	52
Figure II.2. Relationship between mean daily flow from SFG network and electrical conductivity from R-E network and (b) relationship between electrical conductivity and nitrate obtained from the R-E network for the period 1 April 2004 to 30 September 2010.....	55
Figure II.3. Monthly duration curve of the salt reference load (MS _{ref}) and monthly salt load estimates for the corresponding months obtained by (a) interpolation methods and (b) regression methods.	59
Figure II.4. Monthly duration curve of the nitrate reference load (MN _{ref}) and monthly nitrate load estimates for the corresponding months obtained by the interpolation methods (a) and regression methods (b).	62

CAPÍTULO III: Análisis del regadío y de sus efectos sobre el caudal y la salinidad del río Arba: pasado y futuro del Sistema de Riegos del Canal de Bardenas

Figura III.1. Mapa geológico y administrativo de la Cuenca del Arba (CHE, 2003)...	77
Figura III.2. Aportaciones medias mensuales de la estación del Arba en Gallur (Q _m Gallur), aportaciones de cabecera de los ríos Arba de Riguel, Arba de Luesia y Arba de Biel (Q _m Cabecera), aportaciones en régimen natural del Arba en Tauste (Q _m Natural) y aportaciones del Arba en Tauste con anterioridad a la puesta en funcionamiento del canal de Bardenas (Q _m Tauste 1912-28) junto con las precipitaciones medias de las estaciones meteorológicas dentro del SRCB-Arba (P) y la conductividad eléctrica media mensual de la estación de calidad del Arba en Tauste (CE-Tauste). Serie 1974-2012.....	78
Figura III.3. Ubicación de las estaciones de aforo de caudal y de control de calidad (mencionadas en la Tabla III.1) y de las estaciones meteorológicas cuya información se ha utilizado para la entrada de datos al balance de agua y sal de la cuenca.....	80
Figura III.4. Mapa de las principales infraestructuras de riego Sistema de Riegos del Canal de Bardenas.....	81
Figura III.5. Localización de las Comunidades de Regantes que integran el Sistema de Riegos del Canal de Bardenas.....	83
Figura III.6. Esquema del modelo de balance de agua con las principales variables y parámetros y sus flujos dentro del SRCB-Arba.	87
Figura III.7. Evolución de la superficie de riego en la cuenca del Arba según las diversas fuentes consultadas. Solo se incluye la superficie definida para los municipios de Biota, Ejea de los Caballeros, Erla, Luna, Sádaba y Tauste.	943
Figura III.8. Distribución de los distintos tipos de cultivos de regadío en los municipios de Biota, Ejea, Erla, Luna, Sádaba y Tauste según las Encuestas 1T, incluyendo la superficie estimada como doble cosecha (Serie 1976/77-2013/14).....	95
Figura III.9. Mapa de litologías salinas de la cuenca del Arba.....	99

Figura III.10. Mapa de los principales colectores del SRCB-Arba y de litologías salinas en la cuenca del Arba.	101
Figura III.11. Comparativa de la superficie de riego obtenidas mediante la aplicación de máscaras a las imágenes de satélite (Soula, 2014), con el total de la superficie de riego en la cuenca obtenida por diversas fuentes.	104
Figura III.12. Evolución de los regadíos del SRCB-Arba sobre el mapa de litologías salinas según imágenes satélite (Soula, 2014) y tratamiento con máscara de 5-10%. Años 1972, 1973, 1984 y 1986.	105
Figura III.13. Evolución de los regadíos del SRCB-Arba sobre el mapa de litologías salinas según imágenes satélite (Soula, 2014) y tratamiento con máscara de 5-10%. Años 1989, 1990, 2000 y 2001.	106
Figura III.14. Evolución de los regadíos del SRCB-Arba sobre el mapa de litologías salinas según imágenes satélite (Soula, 2014) y tratamiento con máscara de 5-10%. Años 2002, 2009, 2010 y 2011.	107
Figura III.15. Volumen de agua servido para riego desde el canal de Bardenas (R_f - $hm^3/año$), volumen de agua servido al canal de Bardenas, a la salida del embalse de Yesa (Q_{CB} - $hm^3/año$), necesidades hídricas netas de los cultivos asociados al Canal de Bardenas (NH_n , $hm^3/año$), evapotranspiración de los cultivos (ET_c , $mm/año$) y superficie de riego (ha).	109
Figura III.16. Regresión lineal entre el caudal medio diario de la estación de aforo 60-Arba en Gallur y el de la estación 260-Arba en Tauste para la estación de riego (ER) y para la estación de no riego (ENR) (Serie jun 1990 - sep 2015).	128
Figura III.17. Regresión lineal entre el caudal medio mensual de la estación de aforo 60-Arba en Gallur y el de la estación 260-Arba en Tauste para percentiles de caudal medio y bajo ($P < 80$) (a) y para percentiles de caudal alto ($P > 80$) (b). Serie junio 1990 - septiembre 2015.	129
Figura III.18. Relación entre la conductividad eléctrica (estación de calidad 60) y el caudal medio diario del día de muestreo (estación de aforo 260) del río Arba en Tauste para los periodos, de octubre a mayo y de junio a septiembre.	131
Figura III.19. Esquema de las variables de entrada y cálculos del balance de agua..	138
Figura III.20. Mapa de localización de las zonas incluida en el Plan General de transformación de la zona regable de la segunda parte del canal de Bardenas (Decreto 1352/1973) que quedan por finalizar.	143
Figura III.21. (a) Aportación media anual de caudal (Q_T) y masa de sal (MS_T) de la estación de riego y (b) de no riego y (c) concentración media anual de sal del río Arba (SDT_T) de la estación de riego y (d) de no riego para diferentes combinaciones de eficiencia en el manejo de riego.	149
Figura III.22. Porcentaje del volumen total de riego en el SRCB-Arba aportado por la reutilización y porcentaje de las necesidades hídricas netas totales del SRCB (NH_{nT}) que quedan cubiertas en las diferentes combinaciones de eficiencia en el manejo de riego: eficiencia del riego por inundación en parcela, pérdidas en las redes de distribución (ω , P_{da}) y evaporación de las pérdidas (γ EVP_{Pda}).	152
Figura III.23. Aportación media anual de caudal, masa de sal y concentración media anual de sal del río Arba en la estación de NO riego y de riego para diferentes	

- combinaciones de coeficiente de agotamiento del acuífero (α) y de recarga del acuífero por aguas procedentes de los drenajes del riego (φ). 153
- Figura III.24.** Aportación media anual de caudal, masa de sal y concentración media anual de sal del río Arba en la estación de NO riego y de riego para diferentes combinaciones de infiltración de las precipitaciones ($P_{p_{inf}} = a(P-P_0)^c$), (Chaturvedi, 1936) y diferentes coeficientes de agotamiento del acuífero (α). 154
- Figura III.25.** Aportación media anual de masa de sal y concentración media anual de sal del río Arba para diversos valores de incremento de concentración de sales en los drenajes de riego y escorrentía de las precipitaciones según tipología de suelos (N_0 , N_1 y N_2). 155
- Figura III.26.** Valores de los estadísticos de ajuste y error (NSE, E1, RMSE y MAE), obtenidos en la calibración del balance de agua en años HÚMEDOS y meses de mayor consumo de agua en el riego ER: mayo a agosto - Constantes de ajuste de la eficiencia en el manejo del riego: eficiencia de riego en parcela (EfR_p), pérdidas en las redes de distribución (P_{da} , ω 15% - 25% - 35%) y evaporación de las pérdidas ($EVP_{P_{da}}$ y P_c , γ 25% - 35% - 45%).. 159
- Figura III.27.** Valores de los estadísticos de ajuste y error (NSE, E1, RMSE y MAE), obtenidos en la calibración del balance de agua en años MEDIOS y meses de mayor consumo de agua en el riego ER: mayo a agosto - Constantes de ajuste de la eficiencia en el manejo del riego: eficiencia de riego en parcela (EfR_p), pérdidas en las redes de distribución (P_{da} , ω 15% - 25% - 35%) y evaporación de las pérdidas ($EVP_{P_{da}}$ y P_c , γ 25% - 35% - 45%).. 160
- Figura III.28.** Valores de los estadísticos de ajuste y error (NSE, E1, RMSE y MAE), obtenidos en la calibración del balance de agua en años SECOS y meses de mayor consumo de agua en el riego ER: mayo a agosto - Constantes de ajuste de la eficiencia en el manejo del riego: eficiencia de riego en parcela (EfR_p), pérdidas en las redes de distribución (P_{da} , ω 15% - 25% - 35%) y evaporación de las pérdidas ($EVP_{P_{da}}$ y P_c , γ 25% - 35% - 45%).. 161
- Figura III.29.** Valores de los estadísticos de ajuste y error (NSE, E1, RMSE y MAE), obtenidos en la calibración del balance de agua para la estación de riego (ER) de la serie de años secos, medios y húmedos, aplicando diferentes valores de las constantes de infiltración de las precipitaciones ($R = a(P-P_0)^c$) y coeficientes de agotamiento (α). 162
- Figura III.30.** Valores de los estadísticos de error (NSE, E1 y P-Bias) obtenidos en el ajuste del balance de agua para la serie de años secos, medios y húmedos, aplicando diferentes valores de coeficientes de agotamiento (α) e infiltración de los drenajes del riego (φ). 163
- Figura III.31.** (a) Aportaciones mensuales registradas en la estación de aforo del río Arba en Tauste (Q_m) y sumatorio de salidas de agua del río Arba (Q_T) obtenidas del balance. (b) Diferencias entre valores calculados y valores observados y precipitaciones mensuales recogida sobre la superficie que configura el SRCB. Serie 2000/01-2013/14 166
- Figura III.32.** Relación entre los datos de referencia de aportaciones de agua del río Arba en Tauste (Q_m) y los valores estimados por el modelo de balance de agua (Q_T) para

los meses de la estación de riego (ER) y la de no riego (ENR), serie 2000/01-2013/14.....	167
Figura III.33. (a) Aportaciones mensuales registradas en la estación de aforo del río Arba en Tauste (Q_m) y sumatorio de salidas de agua del río Arba Q_T) obtenidas del balance. (b) Diferencias entre valores calculados y valores observados y precipitaciones mensuales sobre el SRCB. Serie 1981/82-1999/00.	169
Figura III.34. Relación entre los datos de referencia de aportaciones de agua del río Arba en Tauste (Q_m) y los valores estimados por el modelo de balance de agua (Q_T) para los meses de la estación de riego (ER) y la de no riego (ENR), serie 1981/82-1999/00.....	170
Figura III.35. Valores de los estadísticos de error (NSE, E_1 y P-Bias) obtenidos en el ajuste del modelo de balance para la masa de sales de la serie 2000/01-2013/14, aplicando diferentes valores de incremento de concentración de sales en los drenajes de riego según litología regada: (a) litología tipo N_0 , (b) litología tipo N_1 y litología tipo N_2	172
Figura III.36. (a) Relación entre los datos de masas de sal observados (MS_m) y los estimados por el modelo de balance de sales (MS_T) y (b) relación entre la concentración de sales medida en el río Arba en Tauste (SDT_m) y las estimadas por el modelo (SDT_T).....	173
Figura III.37. Masas de sal mensuales exportadas por el río Arba en Tauste (Q_m) y sumatorio de las masas de sal (\sum Salidas) obtenidas del balance (a). Diferencias entre valores calculados y valores observados y precipitaciones mensuales recogida sobre la superficie que configura el SRCB (b).	175
Figura III.38. Concentración media mensual de sales de río Arba en Tauste medida en la red de calidad y restituida a partir del método mixto (SDT_m) y concentración media mensual de sales obtenida a partir del sumatorio de masas de sal y caudales obtenidos por el balance de agua y sal (SDT_T).	176
Figura III.39. Promedio de caudales del río Arba en Tauste para la serie 2000/01-2013/14. Q_m : Aportaciones medias mensuales del río Arba en Tauste (serie de referencia); Q_T : aportaciones medias mensuales del río Arba en Tauste (salida del balance de agua); $Q_{CB-Arba}$: entradas de agua al SRCB procedentes del canal de Bardenas; Q_D : sumatorio de drenajes asociados al SRCB ($Q_D = D_R + D_P + D_{U+I}$)...	180
Figura III.40. Masa de sal media mensual del río Arba en Tauste y concentración de sales (SDT) para la serie 2000/01-2013/14.....	185
Figura III.41. Promedio de caudales del río Arba en Tauste para la serie 1981/82-1999/00.....	188
Figura III.42. Escenario E₁: Caudales, masas de sal y concentración media mensual de sal del río Arba en Tauste tras la ampliación de la superficie de riego.....	195
Figura III.43. Escenario E₂: Caudales, masas de sal y concentración media mensual de sal del río Arba en Tauste tras la modernización de los riegos.....	200
Figura III.44. Escenario E₃: Caudales, masas de sal y concentración media mensual de sal del río Arba en Tauste al aplicar las variables definidas por el cambio climático..	204

Figura III.45. Escenario E₄: Caudales, masas de sal y concentración media mensual de sal del río Arba en Tauste tras la modernización y ampliación de la superficie de riego.	209
Figura III.46. Escenario E₅: Caudales, masas de sal y concentración media mensual de sal del río Arba en Tauste tras la ampliación de la superficie de riego y cambio climático.....	212
Figura III.47. Escenario E₆: Caudales, masas de sal y concentración media mensual de sal del río Arba en Tauste tras la modernización del regadío y el cambio climático.	217
Figura III.48. Escenario E₇: Caudales, masas de sal y concentración media mensual de sal del río Arba en Tauste tras la ampliación de la superficie de riego, la modernización de los riegos actuales y el cambio climático	220
Figura III.49. P: Precipitación anual (mm), Sup: superficie de riego (km ²), Q _{CB-Arba} : aportaciones del canal de Bardenas a la cuenca del Arba (hm ³ /año) y Ef _{R_T} : eficiencia de riego total del SRCB-Arba en el periodo 1981/82-2013/14.....	233
Figura III.50. Promedios anuales y desviación estándar de los principales parámetros del balance de agua bajo los distintos escenarios (serie 2000/01-2013/14).....	248
Figura III.51. Promedios anuales y desviación estándar de los principales parámetros del balance de sales bajo los distintos escenarios (serie 2000/01-2013/14).	249

CAPÍTULO IV. Análisis de las tendencias de salinidad en el tramo final del río Ebro

Figura IV.1. Relación entre sólidos disueltos totales (SDT) y conductividad eléctrica a 25°C (CE) en la estación de Ebro en Tortosa para el periodo 1973-2012. N: Número de observaciones; s: error estándar de la estima.	279
Figura IV.2. Caudal medio mensual en la estación de Ebro en Tortosa para el periodo 1962-2012 (periodo de estudio elegido: octubre 1972 – septiembre 2012).....	282
Figura IV.3. Histograma de los valores de SDT (mg/l), estimados a partir de las observaciones mensuales de CE (dS/m), en la estación de Ebro en Tortosa para el periodo Octubre 1972-Septiembre 2012.	288
Figura IV.4. Componentes de la variable SDT para el año medio: tendencia lineal; armónicos de frecuencias 1 y 2; valor estimado de la variable (Estimas SDT); valor medio de la serie; y valores medios mensuales de SDT (datos del periodo 1973-2012).	296
Figura IV.5. Valores de SDT (mg/l) estimados para el año hidrológico 2027 (SDT ₂₇) por el modelo de regresión lineal-armónico para cada uno de los periodos de estudio.).....	299
Figura IV.6. Valores mensuales de SDT estimados por el modelo de regresión lineal con componente -armónica para el año hidrológico 2027 con el intervalo de confianza correspondiente del valor medio y para estimas puntuales a partir de las mediciones de los años 1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012.....	300
Figura IV.7. Valores de SDT (mg/l) estimados para el año 2027 (SDT ₂₇) por el modelo de autoregresivo (ARIMA) para cada uno de los periodos de estudio. Se incluye los	

promedios de SDT observados para cada uno de los periodos, los valores medios de 1973-2012 y los de los últimos 5 años de registros (2008-12)..... 303

Figura IV.8. Valores mensuales de SDT estimados por el modelo autoregresivo (ARIMA) para el año hidrológico 2027 con el intervalo de confianza correspondiente a partir de las mediciones de los años 1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012. 304

Figura IV.9. Valores de SDT (mg/l) estimados para el 2027 (SDT₂₇) por el método de regresión lineal por meses para los periodos 1973-2012, 1981-2012 y 1990-2012.. 307

Figura IV.10. Valores mensuales de SDT estimados por el método de regresión lineal por meses para el año hidrológico 2027 (estimadas 2026-27) con su intervalo de confianza (P = 0.95) obtenidos a partir de las series de los años 1973-2012, 1981-2012 y 1990-2012. 308

Figura IV.11. Valores de la tendencia estacional de SDT (mg/l·año) obtenida por el método Mann-Kendall para distintos periodos de tiempo a partir del año hidrológico 1999-2000 (series cortas). 312

Figura IV.12. Valores de SDT (mg/l) estimados para el año 2027 (SDT₂₇) por el método de Mann Kendall -Sen para cada uno de los periodos de estudio. Se incluye los valores medios de SDT observados para cada los periodos y el de los últimos 5 años (2008-12)..... 313

Figura IV.13. Valores mensuales de SDT estimados por el método estacional de Mann-Kendall para el año hidrológico 2027 (estimadas 2026-27) con su intervalo de confianza (P = 0.95) obtenidos a partir de las series de los años 1973-2012, 1981-2012 y 1990-2012. 314

Figura IV.14. Sólidos disueltos totales (SDT), sólidos disueltos totales dependientes del caudal (SDT_q), sólidos disueltos totales independientes del caudal (SDT_{aj}), y caudales medios mensuales (Q_m) registrados en la estación del Ebro en Tortosa para los años hidrológicos 1973 a 2012..... 315

Figura IV.15. Tendencias mensuales obtenidas por el análisis de Mann-Kendall para SDT observado en el río Ebro en Tortosa (Δ SDT) y sus dos componentes: dependiente (Δ SDT_q) e independiente del caudal (Δ SDT_{aj}) para el periodo 1973-2012 (izquierda) y 1981-2012 (derecha)..... 316

Figura IV.16. Tendencias mensuales de salinidad de la componente independiente del caudal (Δ SDT_{aj}) y de la componente dependiente del caudal (Δ SDT_q) obtenidos por el método de Mann-Kendall para cada uno de los periodos de estudio 317

Figura IV.17. Distribución mensual de Q_m y de la salinidad (SDT) para los años que definen los cuantiles de caudal del 5% (Q₅) representando años húmedos, 50% (Q₅₀) representando años medios y 95% (Q₉₅) representando años secos. SDT obtenidos a partir de los datos registrados en la estación del Ebro en Tortosa correspondiente a cada cuantil de caudal y valores estimados para el horizonte 2027 (SDT₂₇) para cada cuantil. 322

Figura IV.18. Relación entre el descenso del caudal en porcentaje debido al cambio climático (∇ Q_m) y el incremento medio anual de los SDT dependiente del caudal en el río Ebro en Tortosa (Δ SDT_q). Ajustes a partir de la serie Q_m-CE, 1981-2006. 323

Figura IV.19. Valores de SDT (mg/l) estimados para el 2027 (SDT₂₇) incorporando un descenso de caudal del 5% debido al cambio climático para los 4 periodos analizados (1973-2012; 1981-2012; 1990-2012 y 2001-2012. 324

Figura IV.20. Valores medios mensuales de SDT (mg/l) estimados para cada periodo de estudio por cada uno de los métodos utilizados: Regresión lineal-armónico, modelo autorregresivo integrado de medias móviles, Regresión lineal por meses, Mann-Kendall y método basado en la regresión caudal-CE 329

Figura IV.21. Valores medios mensuales de SDT (mg/l) observados y estimados en el periodo 2008-2012 (5 últimos años de las series analizada) por los distintos métodos: Regresión lineal-armónico, modelo autorregresivo integrado de medias móviles, Regresión lineal por meses, Mann-Kendall y método basado en la regresión caudal-CE 331

Figura IV.22. Estimaciones mensuales de SDT (mg/l) para el año hidrológico 2027, obtenidas por los distintos métodos: Regresión lineal-armónico, modelo autorregresivo integrado de medias móviles, Regresión lineal por meses, Mann Kendall y método basado en la regresión caudal-CE incorporando una reducción de caudales del 5% y proyección de salinidad del cuantil de caudal del 95% (Q₉₅) utilizando los periodos de datos (a) 1973-2012, (b) 1981-2012 y (c) 1990-2012 333

CAPÍTULO V. Temporal and longitudinal water temperature analysis in the Ebro River and main tributaries.

Figure V.1. Map of the Ebro River Basin with the location of the power plants, irrigated areas, main cities, and surface water quality monitoring stations used for this work. 352

Figure V.2. Longitudinal profile of the annual mean T_w and annual range of the monthly water temperature along the Ebro River and main tributaries.. 363

Figure V.3. Monthly T_w estimated with the harmonic equations and monthly flow in the different stations of the Ebro River and main tributaries (Series Oct 75-Sep 08) 367

Figure V.4. Linear regression between annual T_w trends calculated by the M-K method and by the Harmonic equation method (a) and the monthly T_w trends calculated by the Seasonal M-K method and by the monthly linear regression method (b)..... 370

Figure V.5. Profile of the annual trends in water temperature (ΔT_w ; °C/year) along the Ebro River and main tributaries obtained by the Mann-Kendall method (M-K). For the tributaries, the graph only shows the annual trend, not the distance to origin or altitude of the stations. 372

Figure V.6. Longitudinal profile of the mean seasonal ΔT_w (°C/year) along the Ebro River and main tributaries. Results obtained by seasonal Kendall test (M-K). 376

Capítulo I
INTRODUCCIÓN GENERAL

CAPÍTULO I. Introducción General

El análisis de series temporales sobre variables hidrológicas permite identificar y cuantificar los procesos más importantes que interviene en el estado de conservación de los ríos y acuíferos. El análisis de estos datos y de las relaciones existentes entre ellos define cuáles han sido los fenómenos que han operado en las últimas décadas, y con ello, permite establecer las bases para plantear horizontes futuros ante diferentes escenarios de gestión, medidas correctoras, incertidumbre climática, etc. A partir de las observaciones del pasado, podemos entender el presente y en base a ello, hacer una prognosis para el futuro.

Las primeras redes de control en España comenzaron en 1912, cuando de forma sistemática se realizaron lecturas de caudal diario en numerosos ríos (CEDEX, 2019). Las distintas Divisiones Hidráulicas, bajo el mandato de Ministerio de Fomento, instalaron escalas y realizaron aforos en numerosos ríos españoles encaminados al conocimiento del caudal, la realización de proyectos de regulación, y la prevención de avenidas. Se constituyó lo que actualmente se denomina la Red Oficial de Estaciones de Aforo. Desde entonces, el número de estaciones se ha incrementado en toda España y los sistemas de medición han mejorado. A día de hoy, la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) gestiona más de 300 estaciones de aforo en los ríos de la cuenca y buena parte de ellas están automatizadas con lectura y disposición de datos en tiempo real, formando parte de la red SAIH (Sistema Automático de Información Hidrológica). Esta red dispone en la cuenca del Ebro de numerosos puntos de control repartidos entre estaciones de aforo en ríos, embalses, canales, estaciones meteorológicas, telenivómetros y piezómetros.

La toma sistemática de datos de calidad química en los ríos se remonta a 1962, cuando la Dirección General de Obras Hidráulicas comenzó a analizar mensualmente los principales parámetros físico-químicos del agua en 50 estaciones de aforo de los principales ríos españoles de las cuales, 6 se localizaban en el río Ebro y principales tributarios (Gomis y Catalán 1971). Posteriormente, en 1972 se amplía la red a 200 puntos de control, 23 en la cuenca del Ebro, dando comienzo así a la Red Oficial del Ministerio de Obras Públicas, que pasaría a denominarse Red COCA (Red de Control Oficial de la Calidad de las Aguas). Con el tiempo, los puntos de control se han ido ampliando, incorporando nuevos parámetros de medida adaptados a las diferentes normativas sobre calidad de aguas superficiales y subterráneas (Directiva 2000/60/CE; Directiva 91/676/CE; Directiva 2006/11/CE; Directiva 2006/118/CE). Actualmente en la cuenca del Ebro se localizan más de 700 estaciones de control de calidad en ríos, lagos y embalses y numerosos puntos de muestreo de aguas subterráneas que se reparten entre las diversas redes de vigilancia, operativa, referencia, investigación, zonas protegidas, nitratos, tendencias, contaminación puntual, etc. En ellas se analizan un amplio número de parámetros que incluyen además de

parámetros físico-químicos, variables biológicas e hidromorfológicas. Los sistemas de muestreo y análisis de aguas también han mejorado hasta el punto de permitir la realización de medidas físico-químicas y la transmisión de datos en tiempo real, configurando la red SAICA (Red de alerta de calidad de aguas). En la cuenca del Ebro, esta red se compone de 33 puntos de control en los que se analizan parámetros como pH, conductividad, amonio, turbidez o temperatura cada 15 minutos.

Toda esta información recogida en las redes de control, no sólo permite evaluar el estado actual de los ríos y acuíferos de la cuenca, sino también analizar su evolución.

Algunos parámetros, como la salinidad del agua, muestran tendencias muy marcadas en numerosos ríos de la cuenca. Los sólidos disueltos totales (SDT) de ríos como el Arba, Ega, Jalón o Ebro en Zaragoza han aumentado en más de 10 mg/l al año en el periodo del 1975 al 2004 (CHE-CITA, 2007.).

Otros parámetros como el nitrato, presenta en numerosas ocasiones valores muy por encima de los límites establecidos por la Directiva Europea de Nitrato (Directiva 91/676/CEE) como es el caso del río Arba, el Clamor Amarga, el barranco de La Violada o La Valcuerna (CHE-CITA, 2011) y buena parte de los ríos del Ebro en los que se han analizado tendencias de este tipo de contaminante presentan incrementos significativos (CHE-CITA, 2007). Ríos como el Arba, Bayas, Tirón y Ega muestran en las últimas estaciones de salida al Ebro incrementos de la concentración de nitrato de más de 5 mg/l al año (1975-2004) (CHE-CITA, 2007).

En los diferentes informes anuales de la red de control de plaguicidas (CHE, 2019) se observan valores elevados de este tipo de contaminantes en varios ríos de la cuenca del Ebro que soportan una intensa actividad agraria, como es el caso del río Arba, Clamor Amarga, Flumen, La Violada, Alcanadre y Cinca. En lo referente a sustancias prioritarias y preferentes, algunos ríos en zonas industrializadas de la cuenca, superan de forma reiterada la concentración máxima admisible de algunos de estos contaminantes (Directiva 2008/105/CE; Real Decreto 817/2015) como es el caso del Huerva, Gállego, Zadorra o el bajo Ebro (CHE, 2018).

Otros parámetros físico-químicos como pueden ser el pH (CHE, 2012) o la temperatura (Prats et al., 2010) también presentan tendencias importantes con valores cada vez más altos en algunos tramos del Ebro y otros tributarios como el Aragón, Jalón, Segre o Cinca (Lorenzo-González et al., 2014).

Son muchos los factores que contribuyen al deterioro de la calidad del agua entre los que se encuentran los cambios en los usos del suelo. En España las mayores transformaciones en los usos del suelo corresponden a la agricultura. En este país se destina a tierras de labor una superficie de 17 millones de hectáreas (34% de su superficie) de las cuales, 3,8 M corresponden

a regadío (MAPA, 2018). Si bien en los últimos años la superficie de los cultivos de secano ha disminuido, la destinada al riego ha incrementado. Según los datos del Plan Hidrológico del Ebro (CHE, 2016) la superficie de riego en esta cuenca es de unos 0,9 M de hectáreas lo que corresponde al 12% de su superficie de aportación, con una tasa de incremento en los últimos años de 4000 ha/año (INE, 2009).

Asimismo, también han aumentado las áreas urbanas e industriales en detrimento de las zonas rurales, y se han abandonado y reforestado las cabeceras de algunas de las grandes cuencas (López-Moreno et al., 2011). Entre las consecuencias de estos cambios se encuentra el descenso de los caudales (Lorenzo-Lacruz et al., 2012) que hace más sensible al medio receptor a la hora de asimilar o diluir los contaminantes procedentes de los retornos de riego y de vertidos urbanos e industriales.

Otro de los factores a tener en cuenta es el cambio climático que también supone una alteración en el comportamiento y calidad de los ríos. El cambio climático afecta a la temperatura del agua (EEA, 2012) así como a la intensidad (López-Moreno y García Ruiz, 2004) tipo y cantidad de precipitaciones. En los últimos años se ha reducido el efecto de la retención nival en las principales cordilleras de la península entre las que se encuentran los Pirineos (MAGRAMA, 2008). Otro de los problemas asociados al cambio climático es la incertidumbre que incorpora y que dificulta las estimaciones para el futuro. Si bien el Plan Hidrológico del Ebro (PHE, 2015) establece una reducción del 5% de las aportaciones de agua en régimen natural debido al cambio climático, los distintos estudios y modelos abarcan rangos de reducción más amplios, entre un 2 y un 19 % para el 2040 (MAGRAMA 2010).

Para poder establecer medidas correctoras que puedan paliar o minimizar el impacto de estas actividades sobre la calidad de las masas de agua es necesario realizar un análisis causa-efecto que determine que agentes son los que intervienen y cómo éstos pueden llegar a alterar el estado natural de los ríos. Sin embargo, esto no resulta sencillo. Para definir el efecto de los regadíos sobre la calidad del agua son muchos los factores que intervienen y algunos de ellos con efectos contrapuestos. La puesta en riego incrementa el volumen de los retornos de riego, mientras que la modernización de los regadíos con sistemas de riego más eficientes, disminuye estos retornos (Jiménez-Aguirre et al., 2014). En estos casos, un uso más eficiente del agua disminuye la masa de contaminantes exportada, pero incrementa su concentración. Otros factores como el cambio climático, el incremento de la demanda de agua en otros sectores (urbano, industrial), la regulación de los ríos o los cambios en los usos de suelo no solo en relación al regadío, también interfieren en la calidad del medio receptor, lo que dificulta aún más establecer este tipo de análisis.

Es por tanto necesario desarrollar y emplear metodologías sólidas capaces de representar la realidad observada, corroborada por los cambios registrados en las redes de control y que, además, sean capaces de reproducir o simular escenarios futuros, teniendo en cuenta todas estas variables.

Con esta Tesis se quiere dar respuesta a parte de estas incertidumbres, analizar las tendencias de algunos de los contaminantes de la cuenca del Ebro y tratar de identificar cuáles son las afecciones que mayor cambio introducen, como repercuten sobre la calidad y el caudal de los ríos y en base a estas relaciones, establecer diferentes escenarios a futuro. Se plantean escenarios futuros basados en la experiencia y datación del pasado.

Estructura y objetivos

Esta Tesis se estructura en 4 capítulos independientes, que comprenden desde trabajos más detallados cuyo principal objetivo es el desarrollo y contraste de metodologías de cálculo, hasta los trabajos más amplios que abarcan la totalidad de la cuenca del Ebro en los que se analizan tendencias de caudal, sales y temperatura y su relación con la actividad humana. La memoria se complementa con una introducción general y finaliza con unas conclusiones generales.

Así la estructura de la tesis es la siguiente:

Capítulo 1. Introducción.

Capítulo 2 Statistical behaviour of monthly load estimators.

Capítulo 3. Análisis del regadío y de sus efectos sobre el caudal y la salinidad del río Arba: pasado y futuro del Sistema de Riegos del Canal de Bardenas.

Capítulo 4. Análisis de las tendencias de salinidad del tramo final del río Ebro.

Capítulo 5. Temporal and longitudinal water temperature analysis in the Ebro River and main tributaries.

Capítulo 6. Conclusiones Generales

Los principales objetivos de esta Tesis Doctoral son:

1. Desarrollo, contraste y aplicación de metodologías de estudio de series temporales aplicadas a parámetros hidrológicos:

- En el **Capítulo 2** se definen y contrastan cinco metodologías de cálculo de masas de sal y nitrato exportadas por el río Arba.
- En el **Capítulo 3** se desarrolla una nueva metodología de cálculo de masas mensuales de sal, basada en los resultados del capítulo anterior y en la respuesta de los cambios de

salinidad a partir de la descomposición del hidrograma de caudales medios diarios del río Arba.

- En el **Capítulo 3** se implementa y calibra un modelo hidrosalino en la cuenca del Arba basado en balances mensuales de agua y sal que definan la relación existente entre el regadío de la cuenca y los caudales y salinidad observados en el río.
- En el **Capítulo 4** se aplican y contrastan cuatro metodologías distintas para el análisis de tendencias de la salinidad del río Ebro en la última estación de control de calidad antes de su desembocadura en el Mediterráneo.
- En el **Capítulo 5** se aplican y contrastan dos metodologías distintas para el análisis de las tendencias de la temperatura del agua a lo largo del río Ebro y sus tributarios.

2. Identificación de afecciones derivadas de la actividad humana y su relación sobre las variaciones de caudal y calidad observadas en los ríos:

- En el **Capítulo 3** se analiza la relación existente entre el regadío de la cuenca del Arba y los caudales y salinidad del río a lo largo de una serie de más de 30 años. Se caracteriza el volumen y la salinidad los retornos de riego en un Sistema de más de 60.000 ha.
- En el **Capítulo 5** se analiza como las principales afecciones a la temperatura del agua de los ríos: embalses, vertidos térmicos, regadío, etc., afectan a la temperatura media anual, mensual, amplitud térmica y tendencias del agua del río Ebro y principales tributarios desde cabecera hasta desembocadura.

3. Prognosis bajo diferentes escenarios:

- En el **Capítulo 3** se calcula el caudal, y la masa y concentración de sales del río Arba bajo diferentes escenarios que incluyen la ampliación de la superficie de riego, la modernización del regadío y el cambio climático.
- En el **Capítulo 4** a partir de los valores de tendencias de salinidad obtenidas en las diferentes series de estudio, se calcula la salinidad del río Ebro en Tortosa para el año 2027 incorporando valores de disminución del recurso debidos al cambio climático.

Entre otros objetivos también se encuentra la puesta en valor del esfuerzo que ha supuesto la toma de datos en las redes de control por parte de la Confederación Hidrográfica del Ebro durante tantos años. La disposición de datos antiguos y de series suficientemente completas y largas en el tiempo son de gran valor; son pocos los puntos y parámetros de control disponibles y reflejan el estado y evolución de los cursos de agua de la cuenca bajo diferentes procesos de intensificación del riego, desarrollo industrial, incremento de las zonas urbanas, etc.

Referencias

- CEDEX, 2019. Anuario de aforos, años 2016-2017. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), disponible en: <https://ceh.cedex.es/anuarioaforos/default.asp>
- CHE, 2019. Informe anual de la Red de Control de Plaguicidas, años 2015-2019. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE), disponible en: <http://www.chebro.es/contenido.visualizar.do?idContenido=28045&idMenu=4106>
- CHE, 2018. Informe anual de la Red de Control de Sustancias Peligrosas, años 2015-2018. Confederación Hidrográfica del Ebro, disponible en: <http://www.chebro.es/contenido.visualizar.do?idContenido=28045&idMenu=4106>
- CHE, 2016. Plan Hidrológico de la Demarcación del Ebro 2015-2021 aprobado por Real Decreto 1/2016, de 8 de enero. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE).
- CHE, 2012. Evolución del pH y de la temperatura del agua en los ríos de la Cuenca del Ebro. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE), disponible en: <http://www.chebro.es/directorio.visualizar.do?idDirectorio=2361&idMenu=3360>
- CHE-CITA, 2011. Evaluación del impacto medioambiental de las actividades agrarias en cinco sistemas de riego de la Cuenca del Ebro, informe final del convenio de colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA) para los años 2009-2010, 252 p.
- CHE-CITA, 2007. Control de los retornos de las actividades agrarias de la Cuenca del Ebro: evaluación de las tendencias de la calidad del agua, control experimental de los retornos y propuesta de red de control, informe final del convenio de colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA) del año 2006, 285 p.
- EEA, 2012. Climate change, impacts and vulnerability in Europe, Report No12/2012. European Environmental Agency (EEA), disponible en: <http://www.eea.europa.eu/publications/climate-impacts-and-vulnerability-2012/>
- Gomis Gomis C. y J. Catalán Lafuente, 1971. Estudio químico hidrológico del río Ebro y alguno de sus afluentes. Sección de Química y Biología del Agua, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC).
- INE, 2009. Censo Agrario, años 1982, 1989, 1999 y 2009. Instituto Nacional de Estadísticas (INE), disponible en: http://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/categoria.htm?c=Estadistica_P&cid=1254735727106
- Jiménez-Aguirre, M.T, D. Isidoro and R. Barros, 2014. Effect of irrigation modernization on water and nitrogen use efficiency. Geophysical Research Abstracts. Vol. 16, EGU2014-775, 2014. EGU General Assembly 2014
- López-Moreno, J.I., S.M. Vicente-Serrano, E. Moran-Tejeda, J. Zabalza, J. Lorenzo-Lacruz and J.M. García Ruiz, 2011. Impact of climate evolution and land use changes on water yield in the Ebro Basin. Hydrology and Earth System Sciences, 15: 311-322.

- López-Moreno, J.I. and J.M García Ruiz, 2004. Influence of snow accumulation and snowmelt processes on the distribution on streamflow in the central Spanish Pyrennes. *Hydrological Sciences- Journal*, 49: 787-802.
- Lorenzo-González, M. A, D. Quilez and D. Isidoro, 2014. Trend analysis of river water temperatures in the Ebro River Basin. European Geosciences Union, General Assembly. Viena 30 de abril de 2014.
- Lorenzo-Lacruz, J., S.M. Vicente-Serrano, J.I. López-Moreno, E. Morán-Tejada and J. Zabalza, 2012. Recent trends in Iberian streamflow (1945-2005). *Journal of Hydrology* 414-415: 463-475.
- MAPA, 2018. Encuesta sobre Superficies y Rendimientos Cultivos (ESYRCE). Ministerio de Agricultura. Pesca y Alimentación (MAPA), disponible en:
<https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/esyrce/>
- MAGRAMA, 2010. Estudio de los impactos del cambio climático en los recursos hídricos y las masas de agua. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MAGRAMA) and Centro de Estudios de Experimentación de Obras Públicas (CEDEX).
- MAGRAMA, 2008. Datos sobre la nieve y los glaciares en las cordilleras españolas, Programa ERHIN (1984-2008). Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España.
- Prats, J., R. Val, J. Armengol and J. Dolz, 2010. Temporal variability in the thermal regime of the lower Ebro River (Spain) and alteration due to anthropogenic factors. *Journal of Hydrology* 387: 105-118.

Capítulo II
**STATISTICAL BEHAVIOUR OF MONTHLY
LOAD ESTIMATORS**

Lorenzo-González M.A. Quílez D., Isidoro D. 2013. *Statistical Behavior of Monthly Load Estimators*. Transactions of the ASABE. 56(6): 1387-1396.

CAPÍTULO II. Statistical behaviour of monthly load estimators

II. 1. Introduction

The European Water Framework Directive (WFD) (EU, 2000) aims to protect and enhance the status of aquatic ecosystems, prevent further deterioration, and promote sustainable water use based on long-term protection of available water resources. According to the WFD, member states will implement the necessary measures to prevent deterioration of the status of water bodies to reach a good ecological status of European water bodies by 2015. New basin hydrologic plans are required to collect and maintain information on the type and magnitude of the significant anthropogenic pressures to which the surface water bodies in each river basin district are subject. These pressures include diffuse agricultural pollution, with identification of long-term anthropogenic trends in pollutant concentrations and the response of the identified trends to the correction measures applied.

A complete assessment of the effects of agricultural drainage on water quality must focus on pollutant loads in addition to pollutant concentrations, as it is the mass of pollutants that will degrade the quality of the receiving water bodies (Lecina et al., 2010), as recognized by the total maximum daily load (TMDL) approach used in the U.S. and elsewhere (Elshorbagy et al., 2005). In the Ebro River basin (northeast Spain), salt and nitrate loadings have been identified among the main water pollution problems induced by agriculture (Isidoro and Aragüés, 2007). In the last 30 years, the salt and nitrate concentrations have apparently increased in the Ebro River basin as a result of both a concentration increase per se and a generalized flow decrease (CHE, 2007), whereas the salt and nitrate loads have remained constant or decreased slightly (CHE, 2011a). These trends may result, among other factors, from the increase in irrigated surface in the last 40 years and on-going changes in irrigation systems (especially the shift from traditional surface irrigation to pressurized systems) that may be affecting the salt and nitrogen concentration and loads in the basin through irrigation return flows. The study of the historic evolution of salt and nitrate loads in the Ebro basin rivers along with the evolution of irrigated surface, characteristics of the irrigated soils, crops, types of irrigation, and water withdrawals may shed light on the effect of irrigation on water quality and thus may help to establish strategies to comply with the objectives of the WFD.

Using routine long-term water quality records has proven useful to identify potential pollution drivers and to establish annual river loads (Burt et al., 2009; Littlewood et al., 1998), but some care must be taken when interpreting those results due to changes in the monitoring schemes and data quality (Littlewood et al., 1998) and the inherent difficulties in calculating mass loads from sparse concentration measurements (Verhoff et al., 1980; Whitfield, 1982; Swistock et al., 1997).

The Ebro River Basin Authority (CHE) started a systematic sampling of water quality with monthly frequency in October 1961 with six control points. In 2012, the different CHE quality control networks included more than 497 monitoring points (CHEa, 2013). Most of these networks just collect grab samples monthly, while flows are recorded at higher frequency and normally provided on a daily basis (CEDEX, 2013; CHEb, 2013). This low sampling frequency may introduce some uncertainty in the calculation of monthly loads, as the grab sample concentrations are assigned to extended periods with measured flows (Kronvang and Bruhn, 1996; Smart et al., 1999). In 2004, the CHE initiated the Irrigation Return Flow Control Network (RecoR-Ebro, or the R-E network) that analyzes the electrical conductivity (EC) and nitrate (NO_3) concentrations of daily grab samples at five locations throughout the basin. The Arba River at Tauste was the first control point in this network. The Arba River collects the drainage outflow of the Bardenas Irrigation District with more than 62,000 ha irrigated upstream of the control point at Tauste. The daily information collected at this station since 2004 provides an excellent data source to evaluate uncertainty of load estimation from routine long-term data series based on grab samples recorded by CHE with monthly frequency. The daily information collected at this station since 2004 provides an excellent data source to evaluate uncertainty of load estimation from routine long-term data series based on grab samples recorded by CHE with monthly frequency.

This article is meant to provide the basis for the study of long-term relationships between land use changes (especially related to irrigation, the dominant water use in the basin) and water quality in the Ebro River basin by providing reliable methods to establish the salt and nitrate loads in the basin rivers from the long-term, monthly records gathered by CHE.

To that end, this article focuses on a comparison of the monthly salt and nitrate loads in the Arba River at Tauste, obtained by five different estimation methods using data from the Surface Water Quality Control (SWQ) network (with monthly sampling frequency), with the monthly loads obtained from integration of the daily records of the R-E network (regarded as the most reliable estimation available and used as reference monthly loads) in the period with data for both series (April 2004 to September 2010). This comparison will allow identification of the best estimation method (or methods) for monthly loads based on the rote monthly series of the SWQ network (from the five methods tested).

The next step for future works is to apply these methods to obtain the monthly long-term salt and nitrogen loads (from 1973 onward) in the Arba River and to identify the relationship between changing land use and irrigation practices in the Arba River basin with those salt and nitrate loads in the long term. A further step will involve studying the applicability of these estimation methods

to other rivers in the Ebro River basin. If feasible, this approach will add value to the huge amounts of information collected by CHE during the last 50 years.

II. 2. Material and Methods

The Arba River is a left-margin tributary of the Ebro River with a surface area of 220,000 ha and an irrigated surface above 62,000 ha (Bardenas Irrigation Scheme, Figure II.1). Irrigation water is diverted from the Yesa Reservoir in the Aragón River through the Bardenas Canal. This irrigation water has low salt ($EC = 0.33$ dS/m) and nitrate (2 mg/l) concentrations based on averages of samples from the Yesa Reservoir (1980 to 2012).

The soils, developed over glacial and quaternary alluvial deposits, are relatively shallow and very permeable. These soils overlie tertiary deposits of low permeability composed of clays, marls, and sandstone, with some saline and gypsum-rich strata. These materials are considered the main natural source of salt loads in the basin (Causapé et al., 2004). The basin has a Mediterranean climate, characterized by mean annual precipitation of 400 to 500 mm, higher in spring and fall, and mean average temperature between 13°C and 14°C. In the natural flow regime, the average flow has been estimated as 176 Mm³/year (1940-2005) (CHE, 2011b), with a peak between January and April and minimum values from July to September (CHE, 2005). Irrigation return flows have affected the natural regime (according to the Streamflow Gauging network, the current flow at the mouth of the river is 287 Mm³/year (1973-2005) (CHE, 2011b), shifting the maximum flows to the summer months and the minimum flows to fall-winter periods (CHE, 2005).

The Bardenas Irrigation Scheme started operations in 1960. The irrigated surface has increased since then, with changes in distribution canals, average plot sizes, crop distribution, and in the last years, with changes from surface irrigation methods to pressure systems (sprinkler and pivots). All these changes are supposed to affect the salt and nitrate loads draining to the Arba River.

The data for this study have been taken from four different networks controlled by CHE for the Arba River at Tauste (Figure II.1; Table II.1):

RecoR-Ebro (R-E): Monitoring station, Arba at Tauste. Data series of electrical conductivity (EC , dS/m 25°C) and nitrate concentration (NO_3 , mg/l) of daily grab samples taken at 12:00 noon for the period April 2004 to September 2010.

Surface Water Quality Control (SWQ): Monitoring point 60, Arba at Tauste, with data from October 1974. This network provides data on electrical conductivity (EC_{swq} , dS/m 25°C)

and nitrate concentration ($\text{NO}_{3\text{swq}}$, mg/l) from monthly grab samples and flow at the moment of sampling (Q_{swq} , m^3/s) for the period April 2004 to September 2010 (CHE, 2013a).

Streamflow Gauging (SFG): Monitoring point 260, Arba at Tauste, with data from June 1990. This network provides average daily streamflow (Q_d , m^3/s) for the period April 2004 to September 2010 (CEDEX, 2013).

Automatic Hydrological Information System (SAIH): Monitoring point A-260, Arba at Tauste. This network provides streamflow (Q_q , m^3/s) for every 15 min since September 2003. The information collected in SAIH has been used to restore incomplete streamflow records in the SWQ network and to provide the streamflow at the time of sampling for R-E concentrations for the period April 2004 to September 2010 (CHE, 2013b).

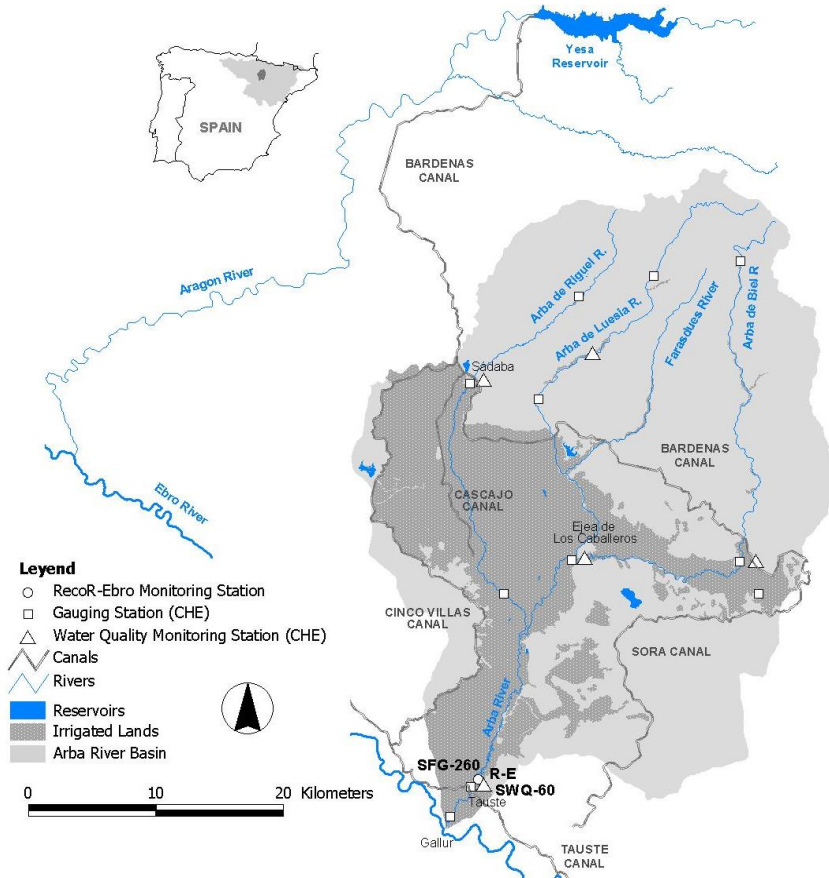


Figure II.1. Location of Arba River basin and monitoring stations.

The R-E network provides information to calculate daily salt and nitrate loads exported through the Arba River from April 2004 to September 2010, while the SWQ network data can be used to generate monthly load estimates for that period. Five methods for monthly load estimation based on the routine SWQ data were tested versus the monthly estimates obtained by integration

of the daily records of the R-E network to assess their ability to reproduce the more precise data obtained from daily observations.

Table II.1. Monitoring networks used in this study including station name, parameters used (EC = electrical conductivity, NO₃ = nitrate concentration, and Q = flow), frequency of measurement, operation starting date, and statistics for the variables used in this study (N = number of data in the series, Max. = maximum, Min. = minimum, and SD = standard deviation).

Network	Station	Data	Frequency	Starting date	Statistics (1 April 2004 to 30 September 2010)					
					N	Mean	Max	Min	Median	SD
R-E	Arba at Tauste	EC	Once a day	April 2004	2147	2.8	7.5	0.7	2.6	1.3
		NO ₃			2134	38.8	94	2	39	14.1
SWQ	60 Arba at Tauste	ECswq	Once a month	October 1974	67	2.6	5.2	0.9	2.5	1.0
		NO ₃ swq			52	35.9	65.1	10.3	36.3	12.5
		Qswq			31	9.2	28.6	2.6	7.0	6.2
SFG	260 Arba at Tauste	Q _d	Once a day	June 1990	2237	6.3	111	0.8	5.0	6.6
SAIH	A-260 Arba at Tauste	Qq	Every 15 minutes	September 2003	56*	6.3	17.6	1.2	5.2	3.5

* Number of data from the SAIH network used to complete missing Q data in this work.

2.1. Estimation of salt and nitrate loads

For all data series, electrical conductivity (EC, dS/m) was converted to salt concentration, i.e., total dissolved solids (TDS, mg/l), using a conversion factor of 733.6 obtained by linear regression of all available TDS data, calculated as the sum of major ion concentrations (Cl, SO₄, HCO₃, Ca, Mg, and Na), in the SWQ network on the EC (1975 to 2010) (Eq. [1]):

$$TDS = 733.6 \cdot EC \quad n=52, R^2 = 0.96, p < 0.05 \quad [1]$$

The reference monthly salt (MS_{ref}) and nitrate (MN_{ref}) loads were calculated as the sum for each month of the daily loads obtained as the product of salt (TDS) or nitrate concentration from the R-E records and mean daily flow (Q_d) from the SFG network for the same day (and the appropriate unit conversion factors):

$$MS_{ref} = \sum_{month} Q_d \cdot TDS(EC) \quad MN_{ref} = \sum_{month} Q_d \cdot NO_3 \quad [2]$$

Five methods for the estimation of salt (MS) and nitrate (MN) monthly loads were evaluated (Table II.2). The first three are interpolation methods that directly use the EC_{swq} and NO_{3swq} measured once a month in the SWQ network, while the last two methods are based on the empirical relationships established between EC or NO₃ and mean daily flow (Q_d) (regression methods).

Table II.2. Summary of the five estimation methods for monthly salt (MS) and monthly nitrate (N) loads, including abbreviations and equations used for each method and characteristic, data frequency, and network of origin of the flow and concentration data.

Method	Interpolation Methods						Regression Methods			
	MS _i	MN _i	MS _{id}	MN _{id}	MS _{im}	MN _{im}	MS _{rd}	MN _{rd}	MS _{rm}	MN _{rm}
Eq.	[3]	[3]	[4]	[4]	[5]	[5]	[8]	[8]	[9]	[9]
Flow	Q _{swq} Flow at the moment of sampling		Q _d Mean daily flow in the sampling day		Q _m Mean monthly flow		Q _d Mean daily flow		Q _m Mean monthly flow	
Network	SWQ/SAIH		SFG		SFG		SFG		SFG	
Concentration	TDS _{swq}	NO _{3swq}	TDS _{swq}	NO _{3swq}	TDS _{swq}	NO _{3swq}	TDS (Q _d)	NO ₃ (EC(Q _d))	TDS (Q _m)	NO ₃ (EC (Q _m))
	One measurement per month		One measurement per month		One measurement per month		Daily regression estimates (Eq. [6 and 7] applied to Q _d)		Monthly regression estimate (Eq. [6&7] applied to Q _m)	
Network	SWQ*		SWQ*		SWQ*		-		-	

* Additional EC and NO₃ records were drafted from the R-E series for every month without information available in the SWQ network.

A. Interpolation methods:

Method 1: Monthly salt and nitrate loads (MS_i and MN_i) calculated as the product of TDS_{swq} or nitrate concentration (NO_{3swq}) and flow at the moment of sampling (Q_{swq}):

$$MS_i = Q_{swq} \cdot TDS_{swq}(EC_{swq}) \quad MN_i = Q_{swq} \cdot NO_{3swq} \quad [3]$$

Method 2: Monthly salt and nitrate loads (MS_{id} and MN_{id}) calculated as the product of TDS_{swq} or nitrate concentration (NO_{3swq}) from the SWQ network and mean daily flow of the sampling date (Q_d) taken from SFG network:

$$MS_{id} = Q_d \cdot TDS_{swq}(EC_{swq}) \quad MN_{id} = Q_d \cdot NO_{3swq} \quad [4]$$

Method 3: Monthly salt and nitrate loads (MS_{im} and MN_{im}) calculated as the product of TDS_{swq} or nitrate concentration (NO_{3swq}) from the SWQ network and mean monthly flow of the corresponding month (Q_m) taken from SFG network:

$$MS_{im} = Q_m \cdot TDS_{swq}(EC_{swq}) \quad MN_{im} = Q_m \cdot NO_{3swq} \quad [5]$$

The missing flow data at the moment of sampling in the SWQ network were completed from the 15 min records in the SAIH network at the corresponding sampling hours (for method 1). Some missing daily flow data in the SFG network were also completed with information from the SAIH network (for method 2).

The EC and nitrate concentration series from the SWQ network (used for methods 1, 2, and 3) had numerous missing data. More complete EC and NO₃ concentrations series were obtained using information taken from the R-E data series for the same sampling day. Loads estimated

from the original data series (SWQ network) and the completed series (with one sample per month retrieved from the R-E network) were analyzed separately (Table II.4 and II.5).

B. Regression methods:

The data series of the R-E network (April 2004 to September 2010) was used to establish the regression relationships of EC and NO₃ concentration on the corresponding mean daily flows (Q_d). The model used to relate EC to mean daily flow was selected from Hall (1970, 1971) (Eq. [6], Figure II.2a) and allows for EC estimates ranging from a minimum EC corresponding to high flow events dominated by surface runoff (estimated as 0.92 dS/m) to a maximum EC corresponding to low base-flow conditions (estimated as 6.37 dS/m), thus preventing EC estimates unrealistically too high or too low for extreme flow events.

$$EC = \frac{(6.37 - 0.92)}{1 + 0.22 \bullet Q_d^{1/0.69}} + 0.92 \quad n=2236, R^2 =0.73, p<0.05 \quad [6]$$

There was no clear relationship between nitrate concentration and streamflow. However, a significant relationship was established between nitrate concentration and EC (Eq [7]; Figure II.2b). Thus, the regression estimates of nitrate concentration were obtained from the EC using Eq. [7] applied to the EC estimates obtained in turn by regression on Q_d (Eq. [6]):

$$NO_3 = 13.23 + 27.70Ln EC \quad n=2114, R^2 =0.77, p<0.05 \quad [7]$$

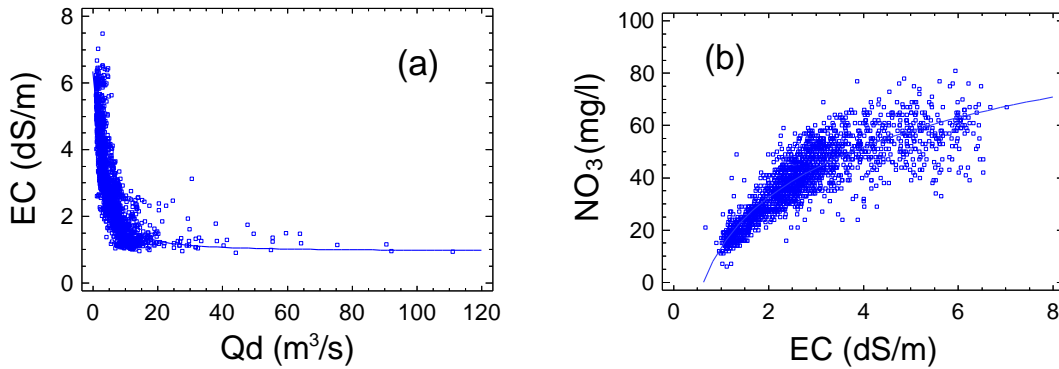


Figure II.2. Relationship between mean daily flow from SFG network and electrical conductivity from R-E network and (b) relationship between electrical conductivity and nitrate obtained from the R-E network for the period 1 April 2004 to 30 September 2010.

The resulting regression methods were defined as:

Method 4: Monthly salt (MS_{rd}) and nitrate loads (MN_{rd}) calculated as the sum for each month of the daily loads which were obtained as the product of salt concentration obtained from daily flow using Eq [6], or nitrate concentration estimated from daily flow using Eq. [6] and [7], and mean daily flow (Q_d):

$$MSrd = \sum_{month} Q_d \cdot TDS(EC(Q_d)) \quad MNrd = \sum_{month} Q_d \cdot NO_3(EC(Q_d)) \quad [8]$$

Method 5: Monthly salt (MS_{rm}) and nitrate loads (MN_{rm}) calculated as the product of salt concentration obtained from monthly flow using Eq [6] or nitrate concentration estimated from monthly flow using Eq. [6] and [7], and mean monthly flow (Q_m):

$$MSrm = Q_m \cdot TDS(EC(Q_m)) \quad MNrm = Q_m \cdot NO_3(EC(Q_m)) \quad [9]$$

2.2. Statistical analysis

The coefficient of determination (R^2) of the linear regression between salt and nitrate load estimates and reference loads was used to analyze the strength of the relationship between reference and estimated loads. In addition, the agreement between salt and nitrate load estimates and reference loads was evaluated using the following indexes (Table II.3): Mean Bias (MB), Root Mean Square Error (RMSE), Mean Absolute Error (MAE), Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) and Nash-Sutcliffe Efficiency Modified (E1).

The mean bias is the average of the differences between reference and estimated loads, and measures the average tendency of the estimated values to be larger or smaller than the reference data (Moriassi et al., 2007). RMSE is the standard deviation of the differences between reference and estimated loads and can be used to assess the significance of the observed bias. MAE is the mean absolute value of the differences between reference and estimated loads. RMSE and MAE are among the best overall measures of method performance, although MAE is less sensitive to extreme values than RMSE (Willmott, 1982). The NSE is a normalized statistic that determines the relative magnitude of the residual variance (noise) compared to the measured data variance (information) (Nash and Sutcliffe, 1970). The NSE ranges between $-\infty$ and 1, with $NSE = 1$ indicating a perfect fit. NSE values between 0 and 1 are generally viewed as acceptable levels of performance, whereas $NSE \leq 0$ indicate that the mean reference value is a better predictor than the calculated value, pointing to an unacceptable performance of the estimator (Moriassi et al., 2007). The NSE and the coefficient of determination of the regression between the estimates and reference loads (R^2) are quite sensitive to outliers. For this reason, a modification of the NSE (E1) that uses the absolute value of the differences instead of the squared differences was used as well (Legates and McCabe, 1999). As with the NSE, $E1=1.0$ indicates a perfect model (no errors), and $E1 < 0.0$ indicates an unacceptable performance of the indicator.

Table II.3. Indexes used to compare reference loads and estimated loads: Y_i^{ref} = reference value for month “i”, Y_i^{est} = estimated value for month “i”, Y_m^{ref} = mean of reference loads, N = total number of monthly observations available for comparison.

Mean Bias	Root Mean Square Error	Mean Absolute Error
$MB = \frac{\sum_{i=1}^N (Y_i^{ref} - Y_i^{est})}{N}$	$RMSE = \left[\frac{\sum_{i=1}^N (Y_i^{ref} - Y_i^{est})^2}{N} \right]^{0,5}$	$MAE = \left[\frac{\sum_{i=1}^N Y_i^{ref} - Y_i^{est} }{N} \right]$
Nash-Sutcliffe Efficiency	Nash-Sutcliffe Efficiency Modified	
$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^N (Y_i^{ref} - Y_i^{est})^2}{\sum_{i=1}^N (Y_i^{ref} - Y_m^{ref})^2} \right]$	$E1 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N Y_i^{ref} - Y_i^{est} }{\sum_{i=1}^N Y_i^{ref} - Y_m^{ref} }$	

II. 3. Results and discussion

The methods that better matched the reference loads were those based on EC and nitrate concentrations estimated from daily (MS_{rd} and MN_{rd}) or monthly (MS_{rm} and MN_{rm}) flows by regression. Their values of MAE and RMSE were smaller than those obtained by the other methods. This can be expected in locations with strong relationships of flow and concentration because flow has a higher influence on load estimates than concentration (as its range of variation is normally much higher). For that reason, too, estimates based on regression of salt and nitrate concentration from mean daily flow (MS_{rd} and MN_{rd}) performed slightly better than those based on monthly flow (MS_{rm} and MN_{rm}), and the regression estimates were better for salts (more strongly linked to flow) than for nitrate (Tables II.4 and II.5).

The mean bias was not significantly different from zero (t-test, $p > 0.05$) for any of the five estimation methods, so the average monthly load (for the whole period) could be estimated by any method, the percent biases always being lower than 8% in absolute value for salt load estimates (Table II.4) and nitrate load estimates (Table II.5). However, the errors of the estimates were very different for the five methods.

For the salt loads, the RMSE for M_{Si} ($\approx 11,500$ Mg per month) was more than twice that of MS_{rd} and MS_{rm} ($\approx 5,000$ Mg per month), while M_{Sid} (RMSE $\approx 6,400$ Mg per month) and MS_{im} (RMSE $\approx 8,500$ Mg per month) performed somewhat better than MS_i (Table II.4). The same behavior was observed for the MAE and with the range of the differences between estimates and reference loads (maximum and minimum values, Table II.4). The higher NSE for the regression

based estimates (MS_{rd} and MS_{rm}) points to these two methods as the best salt load estimators (Table II.4). The regression-based estimates along with MS_{im} and MS_{id} , presented high R^2 values ($R^2 > 0.5$), although only the regression based estimates showed a close agreement to reference values, as shown by their high NSE (Table II.4).

The E1 also showed better values for the regression methods ($E1 \approx 0.33$) than for the interpolation methods MS_{id} ($E1 \approx 0.29$) and MS_{im} ($E1 \approx 0.10$), being negative for MS_i . In addition, the absolute deviations from the reference loads (maximum and minimum differences, Table II.4 and Figure II.3) were much higher for the interpolation method MS_{im} (maximum $\approx 36,000$ Mg per month) than for MS_{id} ($\approx 25,000$ Mg per month) and almost as high as those of the less reliable method MS_i ($\approx 40,000$ Mg per month), while the regression methods showed much lower absolute deviations ($\approx 17,000$ Mg per month).

Table II.4. Statistical parameters and agreement indexes for the five estimation methods of salt loads: N= Number of data, RMSE= Root Mean Square Error, MAE= Mean Absolute Error, Max = Maximum difference, Min = Minimum difference, % Bias= Percent bias over the mean reference load, NSE= Nash-Sutcliffe efficiency, E1= Nash-Sutcliffe efficiency modified, and R^2 = Coefficient of determination of the linear regression between estimates and reference loads.

	MS_i		MS_{id}		MS_{im}		MS_{rd}	MS_{rm}
	SWQ ⁽¹⁾	R-E ⁽²⁾	SWQ	R-E	SWQ	R-E		
	Mg/month							
N	47	55	55	64	55	64	64	64
Mean Bias	20.4	191	-1842	-1890	1497	1256	-133	245
RMSE	11747	11424	6543	6292	8810	8348	4983	5074
MAE	7745	7710	4225	4076	5318	5079	3664	3777
MAX	39889	39889	18702	18702	35970	35970	7603	7592
MIN	-23445	-23445	-24594	-24594	-9919	-9919	-16942	-16954
	Non- dimensional							
% Bias	0.1%	0.7%	-7.2%	-7.5%	5.8%	5%	-0.5%	1%
NSE	-1.451	-1.535	0.335	0.322	-0.206	-0.193	0.575	0.559
E1	-0.404	-0.486	0.287	0.269	0.103	0.089	0.343	0.322
R^2	0.07 ^{NS}	0.02 ^{NS}	0.508 ^{***}	0.507 ^{***}	0.592 ^{***}	0.583 ^{***}	0.576 ^{***}	0.560 ^{***}

(1) SWQ records (2) SWQ records completed with the R-E series

NS= Not significant ($P > 0.05$). ***= Significant at the 0.001 probability levels.

For the salt loads, none of the statistical indices improved clearly when the more complete R-E data series were used to complete the sparse data in the SWQ network (Table II.4).

Figure II.3 compares the monthly reference load duration curve with the five estimates for the same months. The regression methods (Figure II.3b) showed a better fit to the references loads than the interpolation methods (Figure II.3a). Despite their good fit, the regression methods underestimated the reference loads for the high loads ($P < 10\%$) and remained consistently above

them for the range $P= 55\%$ to 90% . One solution for the underestimation for high loads could be the use of EC- Q_d relationships specific to given quantile ranges of Q_d , instead of a unique EC- Q_d relationship.

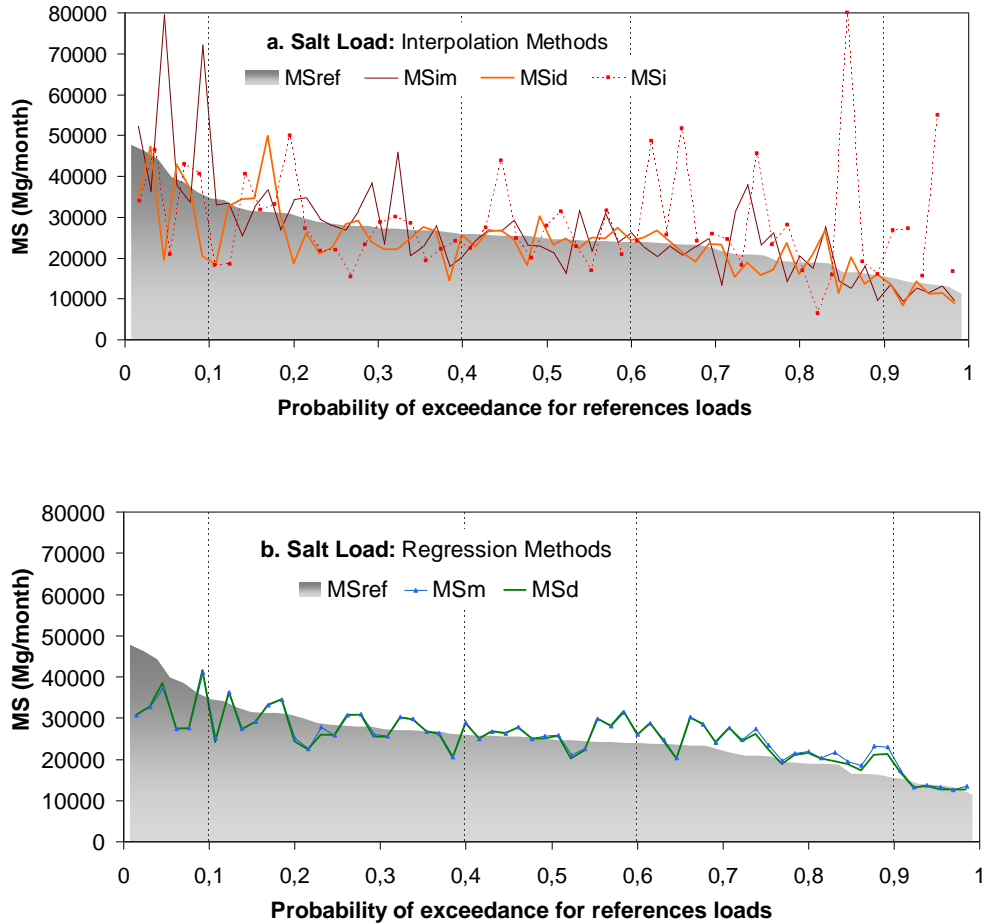


Figure II.3. Monthly duration curve of the salt reference load (MS_{ref}) and monthly salt load estimates for the corresponding months obtained by (a) interpolation methods and (b) regression methods.

The interpolation methods showed higher dispersion, especially for low reference loads for method MS_i (differences higher than 100%). In general, the deviations from the reference loads for methods MS_{im} and MS_{id} were higher for the very high loads ($P < 10\%$) (Figure II.3a).

For the nitrate load estimators, the RMSE (≈ 31 Mg NNO_3 per month) and MAE (≈ 21 Mg $N-NO_3$ per month) for the regression methods (MN_{rd} and MN_{rm}) were nearly half those of MN_i (RMSE ≈ 55 Mg $N-NO_3$ per month and MAE ≈ 33 Mg $N-NO_3$ per month), while the methods based on SWQ concentration records and daily (MN_{id}) or monthly (MN_{im}) flows resulted in RMSE (≈ 30 Mg $N-NO_3$ per month) and MAE (≈ 20 Mg $N-NO_3$ per month) almost as low as the regression methods (Table II.5).

Unlike salt loads, the performance indices for nitrate loads normally improved when the more complete data from the R-E network were used to complete the SWQ series. The NSE increased from 0.259 and 0.236, respectively, in the MN_{id} and MN_{im} methods with the SWQ data series alone to 0.574 and 0.540, respectively, with the completed series, but method MN_i did not improve enough to achieve positive NSE. When completed with the R-E data, the MN_{id} and MN_{im} methods showed even higher NSE (0.57 and 0.54, respectively) than the regression methods (0.54 for MN_{rd} and 0.50 for MN_{rm}). The same behavior was observed for R² and E1, with somewhat higher values for the interpolation methods MN_{id} and MN_{im} (R²= 0.66 and 0.70; E1 = 0.38 and 0.33, respectively) than for the regression methods (R²= 0.54 and 0.51; E1 = 0.35 and 0.30 for MN_{rd} and MN_{rm}, respectively) (Table II.5). The reason for this is that nitrate is essentially unrelated to flow (unlike salinity), so a more complete sampling (like the one based on R-E) will better capture the variability induced by climate and agronomy practices.

Table II.5. Statistical parameters and agreement indexes for the five estimation methods of nitrate loads: N= Number of data, RMSE= Root Mean Square Error, MAE= Mean Absolute Error, Max.= Maximum difference, Min.= Minimum difference, % Bias= Percent bias over the mean reference load, NSE= Nash-Sutcliffe efficiency, E1= Nash-Sutcliffe efficiency modified, and R²= Coefficient of determination of the linear regression between estimates and reference loads.

	MN _i		MN _{id}		MN _{im}		MN _{rd}	MN _{rm}
	SWQ ⁽¹⁾	R-E ⁽²⁾	SWQ	R-E	SWQ	R-E		
Mg N-NO₃/month								
N	35	55	42	63	42	63	63	63
Mean Bias	4.0	6.6	-7.1	-8.3	5.9	4.1	1.5	5.4
RMSE	52.0	58.8	29.7	30.0	30.2	31.2	31.5	32.6
MAE	31.0	35.4	20.1	19.5	22.5	21.2	20.6	22.2
MAX	196.2	234.0	53.9	53.9	86.4	127.2	67.4	75.5
MIN	-125.3	-125.3	-129.4	-129.4	-58.3	-59.1	-109.8	-106.6
Non- dimensional								
% Bias	3.4%	5.4%	-6.6%	-7.1%	5.5%	3.5%	1.3%	4.6%
NSE	-2.345	-0.811	0.259	0.574	0.236	0.540	0.538	0.496
E1	-0.554	-0.180	0.223	0.379	0.127	0.327	0.350	0.295
R²	0.042 ^{NS}	0.185 ^{**}	0.489 ^{***}	0.655 ^{***}	0.640 ^{***}	0.691 ^{***}	0.539 ^{***}	0.511 ^{***}

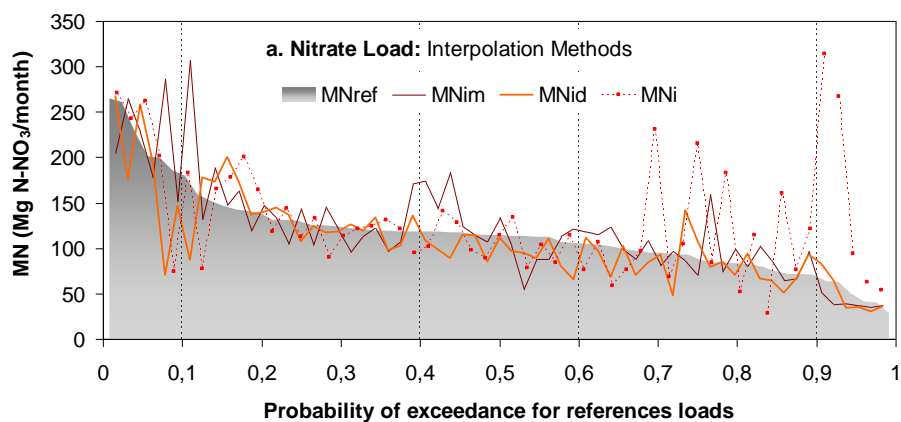
⁽¹⁾ SWQ records ⁽²⁾ SWQ records completed with the R-E series

NS= Not significant (P>0.05). *, **, ***= Significant at the 0.05, 0.01 and 0.001 probability levels, respectively.

Interpolation methods MN_{id} and MN_{im} fitted just as well as the regression methods except for the higher reference loads (P < 15%), where the differences with reference loads were up to 50% (Figure II.4). The MN_i method showed the highest differences with the reference loads, especially for the lowest loads (differences greater than 200%, Figure II.4a). On the other hand, regression methods MN_d and MN_m, with a good fit (NSE ≈ 0.5), showed differences with the reference loads of around 20%, but with an apparent tendency to remain above these for low loads (P < 55%) that should be analyzed.

Among the interpolation methods, the simplest methods (MS_i and MN_i , based only on a grab sample concentrations and the observed flow at the moment of sampling), resulted in load estimates unacceptable by the NSE and E1 criteria (NSE and $E1 < 0$), both with data from the SWQ network or with the series completed with the R-E network. Generally, these series had more missing data and presented higher extreme (absolute) values (Figures II.3a and II.4a). The highest errors for these methods took place when the flow or concentration at the moment of sampling did not represent the average behavior for the month. The coefficients of determination for these methods were also very low and not significant (Tables II.4 and II.5).

The interpolation methods that use mean daily flow of the sampling date (MS_{id} and MN_{id}) showed somewhat better results in terms of NSE and E1 than the methods using mean monthly flow (MS_{im} and MN_{im}). MS_{im} was unacceptable in terms of NSE (<0) although acceptable in terms of E1, the reason for this being that E1 is less sensitive to extreme values than NSE. The months with the highest flows (with $P < 15\%$ in Figures II.3a and II.4a) in the Arba River corresponded to months with huge runoff events lasting for a few days and followed (and preceded) by longer periods of lower flow. For these months, sampling on a low-flow day has a higher probability than sampling on a peak-flow day. The more frequent low-flow sampling dates will present generally higher concentrations, which will yield overestimates of the monthly loads when multiplied by the higher-than-average mean monthly flow (MS_{im} and MN_{im}) (Figures II.3a and II.4a). On the contrary, methods MS_{id} and MN_{id} resulted in underestimates for these months, as the daily flows of the sampling date were lower than the monthly average (Figures II.3a and II.4a). For these months, the regression methods MS_{rd} and MN_{rd} should yield better results; however, Figures II.3b and II.4b point to an underestimation for the highest loads (which could be fixed by using EC- Q_d specific to different ranges of Q_d , as proposed above).



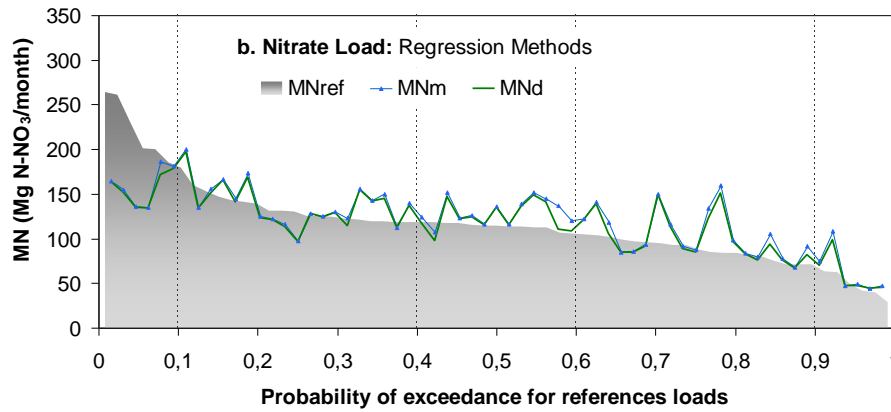


Figure II.4. Monthly duration curve of the nitrate reference load (MN_{ref}) and monthly nitrate load estimates for the corresponding months obtained by the interpolation methods (a) and regression methods (b).

In general, the load estimators based in regression showed lower dispersion around the reference loads than the methods based on instantly measured concentrations. Using load estimates to assess long-term changes or trends and relate them to changes in basin management practices requires that each individual estimate is as close to the real (reference) value as possible. For this purpose, the estimates should have low RMSE and MAE and especially high NSE and E1, rather than only showing negligible bias. In this regard, only the regression-based estimators for salt (MS_{rd} and MS_{rm}) and nitrogen (MN_{rd} and MN_{rm}) loads, along with the nitrate estimates MN_{id} and MN_{im} (only when a complete data record is available) have been proven to fulfill this condition, although only for a short period of time (six years).

II. 4. Conclusions

The estimates of salt loads based on the calculation of salt concentrations (regression methods) from flow measurements, either mean daily (MS_{rd}) or monthly (MS_{rm}) flows, were best able to represent the variability of salt loads with time. These methods only need flow data and the relationship between flow and salt concentration. Two important factors to consider in the future are the strength of the flow/concentration relationship and its stability with time. Changes in variables such as the irrigated surface, irrigation methods, or crop patterns can affect that relationship.

For nitrate loads, the method using nitrate concentrations from monthly grab samples and mean monthly flow (MN_{im}) had a good agreement with reference loads, particularly when more complete data retrieved from the R-E network (with more complete records) were used. This fact indicates that monthly random nitrate concentrations from grab samples are representative measures of monthly values. The nitrate loads based on nitrate concentrations from monthly grab

samples and mean daily flow (MN_{id}) were also acceptable. Thus, a sampling strategy involving flow measurement during one day and a single analysis of nitrate concentration on that day would permit the evaluation of nitrate loads at points without permanent gauging and sampling stations. This methodology should be analyzed in more detail. The regression methods based on daily or monthly flows were also acceptable for the estimation of nitrate loads (MN_{rd} , MN_{rm}), despite the lack of a clear direct relationship between NO_3 concentration and flow.

For the Arba River, the regression methods are deemed more adequate to estimate salt (MS_{rd} , MS_{rm}) and nitrate (MN_{rd} , MN_{rm}) loads. However, the application of these methods to other rivers in the Ebro basin with different behavior (i.e., flow/concentration relationships) requires a specific analysis of their behavior. For nitrate loads, the acceptable performance of methods MN_{id} and MN_{im} suggests that these methods could be used for other stations, provided that the available records are complete enough.

References

- Burt, T. P., N. J. K. Howden, F. Worrall and M. J. Whelan, 2009. Long-term monitoring of river water nitrate: how much data do we need? *Journal of Environmental Monitoring*. 12(1): 71-79.
- Causapé, J., L. Auqué, M^a J. Gimeno, J. Mandado, D. Quílez and R. Aragües, 2004. Irrigation effects on the salinity of the Arba and Riguel rivers (Spain): Present diagnosis and expected evolution using geochemical models. *Environmental Geology* 45(5): 703-715.
- CEDEX, 2013. Anuario de aforos 2008-2009. Madrid, Spain: Center for Public Works Studies and Experimentation. Available at: <http://hercules.cedex.es/anuarioaforos/default.asp>. Accessed January 2013.
- CHE, 2013a. Resultados analíticos (físico-químicos) de las aguas superficiales. Ebro River Basin Authority (CHE). Available at www.chebro.es. Accessed January 2013.
- CHE, 2013b. Automatic Hydrological Information System network (SAIH), Ebro River Basin Authority. Available at <http://chebro.net/saihebro/index.php>. Accessed January 2013.
- CHE, 2011a. Asistencia técnica a la Confederación Hidrográfica del Ebro para el análisis de tendencias de masas exportadas en la Cuenca del Ebro. CHE 2009-PH-07-1. Zaragoza, Spain: Ebro River Basin Authority.
- CHE, 2011b. Propuesta de proyecto de Plan Hidrológico de la Cuenca del Ebro 2010-2015. Zaragoza, Spain: Ebro River Basin Authority.
- CHE, 2007 Control de los retornos de las actividades agrarias de la Cuenca del Ebro: Evaluación de las tendencias de la calidad del agua, control experimental de los retornos y propuesta de red de control. Final report of the collaboration protocol between Ebro River Basin Authority (CHE) and Agrifood Research and Technology Centre of Aragón (CITA-DGA) in 2006. Zaragoza, Spain.
- CHE, 2005. Informe 2005 sobre la aplicación de la Directiva Marco del Agua en la Cuenca del Ebro. Zaragoza, Spain: Ebro River Basin Authority (CHE).
- Elshorbagy, A., R. S. V. Teegavarapu, and L. Ormsbee, 2005. Total maximum daily load (TMDL) approach to surface water quality management: concepts, issues, and applications. *Canadian Journal of Civil Engineering* 32(2): 442-448
- EU, 2000. Directive 2000/60/CE of the European Parliament and of the Council establishing a framework for community action in the field of water pollution. *Official Journal L327*, 22/12/2000, pp. 1-72.
- Hall, F. R., 1970. Dissolved Solids-Discharge Relationships. 1 Mixing Models. *Water Resources Research*. 6(3): 845-850
- Hall, F. R., 1971. Dissolved Solids-Discharge Relationships. 2 Applications to Field Data. *Water Resources Research* 7(3): 591-601.

- Isidoro, D. and R. Aragüés, 2007. River Water Quality and Irrigated Agriculture in the Ebro Basin: An Overview. *Water Resources Development* 23(1): 91–106.
- Kronvang, B., and A. J. Bruhn, 1996. Choice of sampling strategy and estimation method for calculating nitrogen and phosphorus transport in small lowland streams. *Hydrological Processes*. 10(11): 1483- 1501.
- Lecina, S., D. Isidoro, E. Playán, and R. Aragüés, 2010. Irrigation Modernization in Spain: Effects on Water Quantity and Quality—A Conceptual Approach. *Water Resources Development* 26(2): 265–282.
- Legates, D. R. and G. J. McCabe, 1999. Evaluating the use of “goodness-of-fit” measure in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research* 35(1): 233–241
- Littlewood, J. G., C. D. Watts and J. M. Custance, 1998. Systematic application of United Kingdom river flow and quality databases for estimating annual river mass loads (1975-1994). *Science of the Total Environment* 210/211: 21-40
- Moriasi, D.N., J. G. Arnold, M. W. Van Liew, R. L. Binger, R.D. Harmel and T. L. Veith, 2007. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* ISSN 0001-2351: 885-900.
- Nash, J. E., and J. V. Sutcliffe, 1970. River flow forecasting through conceptual models: Part 1. A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10(3): 282-290
- Smart, T. S., D. J. Hirst, and D. A. Elston, 1999. Methods for estimating loads transported by rivers. *Hydrological Earth System Science*. 3(2): 295-303.
- Swistock, B. R., P. J. Edwards, F. Wood, and D. R. Dewalle., 1997. Comparison of methods for calculating annual solute exports from six forested Appalachian watersheds. *Hydrological Processes*. 11(7): 655-669.
- Verhoff, F. H., S. M. Yaksich, and D. A. Melfi., 1980. River nutrient and chemical transport estimation. *Journal of the Environmental Engineering Division ASCE* 106(3): 591-607.
- Whitfield, P. H., 1982. Selecting a method for estimating substance loadings. *Water Resources Bulletin* 18(2): 203-210.
- Willmott, C.J., 1982. Some comments on the evaluation of model performance. *Bulletin of the American Meteorological Society* 63(11):1309-1313.

Capítulo III
ANÁLISIS DEL REGADÍO Y DE SUS
EFFECTOS SOBRE EL CAUDAL Y LA
SALINIDAD DEL RÍO ARBA: PASADO Y
FUTURO DEL SISTEMA DE RIEGOS DEL
CANAL DE BARDENAS

CAPÍTULO III. Análisis del regadío y de sus efectos sobre el caudal y la salinidad del río Arba: pasado y futuro del Sistema de Riegos del Canal de Bardenas

III. 1. Introducción

Según datos de la UNESCO, la población mundial ha aumentado desde los años 50 en más de 4.000 millones de habitantes y se estima que para el año 2050, se supere la cifra de los 9.000 millones de habitantes.

Bajo este contexto, la agricultura de regadío es un recurso indispensable para el sostenimiento de la población. Permite incrementar la producción por superficie de cultivo, así como la introducción de nuevas especies adaptadas a unas condiciones climáticas determinadas y a un mercado en continuo cambio. El trigo y la cebada, que representa el 27% de las tierras de labor en España, gracias al riego incrementan su producción de media en un 49 y 64% respectivamente (MAPA, 2018a). Otros cereales de regadío como es el maíz o el arroz, constituyen el 18% de la producción total de grano en este país, con una superficie de ocupación de tan solo un 2% (MAPA, 2018a).

La agricultura a pesar de que supone menos del 2,6% de PIB de España (INE, 2018), es un vector de vertebración del territorio y un sector estratégico para la sostenibilidad del país. El regadío además permite incrementar la riqueza de muchas comarcas, favorece el desarrollo del tejido industrial y constituye un modelo de inversión en la medida que incrementa el precio del suelo rústico y la rentabilidad de los cultivos.

Por otro lado, la agricultura es responsable de los mayores cambios que se producen en los usos del suelo. En España, se destina a tierras de labor unos 17 millones de hectáreas, el 34% de su superficie (MAPA, 2018a). Si bien en algunas zonas, la superficie agrícola ha disminuido debido al movimiento poblacional de las zonas rurales hacia las grandes urbes (\downarrow 51.000 ha/año, 2002-2019; MAPA, 2018b) el regadío se ha incrementado progresivamente. Según los datos del informe ESYRCE (MAPA, 2018b), en España hay cerca de 3,8 millones de hectáreas de regadío, que corresponde al 22 % de la superficie total dedicada a tierras de labor.

En la cuenca del Ebro, desde el origen de los primeros grandes sistemas de riego y colonización (Canal de Tauste, Canal de Urgel, Canal de Aragón y Cataluña, Canal de Monegros, o Canal de Bardenas) la superficie de riego se ha ido incrementando en una tasa de unas 4.000 ha/año (1982-2009) (INE, 2009) hasta alcanzar la cifra de 0,9 millones de hectáreas actuales (CHE, 2020a), lo que corresponde al 11% de su cuenca de aportación. Además, se espera que en los próximos años esta cifra aumente; dado que son numerosos los proyectos de transformación que ya están

aprobados. Así se encuentran por ejemplo el Plan Estratégico del Bajo Ebro Aragonés (Ley 10/1997, de 17 de noviembre), los Regadíos Sociales (Decreto 43/2003 de 25 de febrero) o algunos de los sectores incluidos en el Plan Nacional de Regadíos (PNR)-Horizonte 2008 (Real Decreto 329/2002 de 5 de abril), que están sin concluir.

El regadío es uno de los mayores consumidores de agua. Actualmente en la cuenca del Ebro se estima de media una demanda de agua para el riego de 7.623 hm³/año, el 90% de la demanda total de usos consuntivos, frente a unas aportaciones medias en régimen natural de 14.623 hm³/año (CHE, 2016). La prognosis que hace el Organismo de Cuenca para los próximos años es que la demanda de agua para riego supere los 9.700 hm³/año, un aumento del 21% (CHE, 2016).

Un gran número de ríos españoles muestran una tendencia anual de disminución de los caudales (Lorenzo-Lacruz et al., 2011). El incremento de la superficie de riego, que implica un aumento del consumo de agua, puede ser el origen de las tendencias observadas. Sin embargo, existen otros factores que contribuyen a disminuir el caudal de los ríos como puede ser el abandono de las tierras de cultivo en cabecera y su posterior reforestación (López-Moreno et al., 2011), un incremento de la población y las áreas urbanas o del sector turístico (Lana-Renault et al., 2020) o el cambio climático (CEDEX, 2010; López-Moreno et al., 2014; Samper et al., 2007). Esta amplia variedad de causas, dificulta la identificación del origen y la proporción de cambio que introduce cada una de ellas en las tendencias observadas.

A su vez, el incremento de la regulación para suplir las demandas en los meses de estiaje también genera una modificación en el régimen hídrico de los ríos. Se observa en buena parte de los ríos regulados de España una disminución de los caudales en invierno y primavera y un incremento en los meses de verano (Lorenzo-Lacruz et al., 2011).

La merma de los caudales no solo supone un problema de sostenibilidad ambiental o una limitación en los usos por falta de recurso, sino también reduce la capacidad de los ríos para diluir la carga contaminante (Herrero et al., 2018; Diamantini et al., 2018).

El regadío constituye una de las principales fuentes de contaminación difusa. Los retornos de riego aportan cantidades elevadas de nutrientes que afectan a las aguas superficiales y subterráneas, llegando a limitar su posterior uso o generando problemas de eutrofización en lagos, embalses y aguas costeras (Mateo-Sagasta et al., 2018, Romaní et al., 2010). Además, el regadío es un elemento de erosión, incrementa la turbidez y carga de sedimentos de los ríos, así como moviliza grandes cantidades de sales que contribuyen a la salinización de suelos (Daliakopoulos et al., 2016). Los retornos de riegos con elevada salinidad pueden afectar a los cursos de agua superficiales y subterráneos, receptores de estos drenajes, aumentando la concentración de sales hasta alcanzar

niveles no tolerables por las plantas y animales, reduciendo su uso para el consumo humano, industrial o el riego (Mateo-Sagasta et al., 2018).

La composición litológica salina de la Depresión del Ebro, junto con un clima semi-árido, hacen que el tramo medio y final del río Ebro posea de forma natural un alto contenido en sales (Alberto, 1984). A su vez el regadío en esta zona favorece el incremento de la salinidad: el agua de riego moviliza una mayor cantidad de sales por lavado del suelo, los retornos de riego suelen ser de 4 a 10 veces más salinos que el agua de riego (Mateo-Sagasta et al., 2018); regadíos sobre acuíferos de elevada salinidad favorecen el ascenso del nivel freático y con ello el incremento de sales en los retornos de riego; la aplicación de fertilizantes, a veces en exceso, aumenta la salinidad de los flujos de escorrentía y percolación (Mateo-Sagasta et al., 2018).

Son numerosos los ejemplos en los que la salinidad de los ríos ha aumentado como consecuencia del desarrollo de la agricultura, como es el caso de la cuenca de Murray-Darling en Australia (Biggs et al., 2013; Jolly et al., 2001) o los ríos Colorado (Leib and Baugch, 2007) y Arkansas (Burkhalter et al., 2005) en USA. En la cuenca del Ebro también se observa un incremento de los sólidos disueltos totales (SDT) en su tramo medio y bajo, así como en numerosos tributarios; observándose tendencias más marcadas (>8%) en cuencas que soportan amplias superficies de riego como el Arba, Ega, Cinca o Jalón (CHE-CITA, 2007).

Bajo este contexto, el regadío en este nuevo siglo, no solo debe plantearse como una solución para satisfacer las necesidades de una población en aumento, sino que también es preciso que sea un regadío más eficiente, capaz de producir más en menor espacio, con un menor consumo de recursos y menor volumen de retornos. Un riego que sea capaz de adaptarse a los nuevos retos, como es el cambio climático, la pérdida de suelo o la limitación en la disponibilidad de agua y a su vez, que sea un modelo de sostenimiento ambiental y social del territorio.

La Política Agraria Común (PAC) va encaminada hacia estos aspectos: producción de alimentos, desarrollo de las comunidades rurales y protección de la naturaleza y la biodiversidad. En la última reforma, (EC, 2018) entre los objetivos generales se encuentra la intensificación del cuidado del medio ambiente y la acción por el clima, de modo que la agricultura contribuya a alcanzar los objetivos climáticos y medioambientales de la Unión Europea.

La mejora en la gestión del agua es una solución para disminuir las afecciones producidas por los regadíos (Quemada et al., 2013). En este sentido, la modernización del regadío es una posible solución dado que mejora la gestión de los recursos, limita las pérdidas en las redes de distribución y permite aplicar el riego y abonado adaptado a las necesidades de los cultivos, lo que genera un menor retorno; y se exporta una menor cantidad de sales y nutrientes por superficie de riego (Jiménez-Aguirre, 2017).

A partir de la entrada en vigor del Plan Nacional de Regadíos H-2008 (Real Decreto 329/2002 de 5 de abril) se han modernizado en España más de 500.000 ha, lo que ha supuesto una inversión de 1.925 millones de euros, de los cuales el 22% corresponde a fondos europeos y aportaciones de las Comunidades Autónomas (Zapata y Lorenzo, 2020). En la cuenca del Ebro, también se han realizado numerosas actuaciones de modernización del riego. En la actualidad el 54,2 % de la superficie se riega mediante sistemas presurizados y se estima que en los próximos años este porcentaje se incremente a un ritmo de 7.000 ha/año (CHE, 2020a).

Sin embargo, la modernización también tiene aspectos negativos. Produce un descenso de los caudales de drenaje generando unos retornos de riego más concentrados en sales y contaminantes derivados de la agricultura (nitrato, fósforo, pesticidas, herbicidas, etc.). Si la capacidad de dilución del medio receptor es baja, es decir ríos que se alimentan fundamentalmente de retornos de riego en los meses de estiaje, se puede llegar a alcanzar concentraciones elevadas de contaminantes por encima de los límites establecidos por la normativa vigente (Directiva de nitratos 91/676/CEE, Directiva Marco del Agua 2000/60/CE, Directiva de protección de aguas subterráneas 2006/118/CE, Directiva sobre sustancias peligrosas 2006/11/CE). Además, la transformación a riego presurizado lleva consigo frecuentemente un cambio en los patrones de cultivo hacia cultivos con mayores necesidades hídricas, de modo que el consumo de agua no siempre se ve reducido.

El Informe del Tribunal de Cuentas Europeo del 2014 (ECA, 2014) sobre la transversalidad entre la PAC y la política del agua europea (recogida en la Directiva Marco del Agua 2000/60/EC) constata que, si bien los programas de ayuda han tenido hasta la fecha un impacto positivo en favor de los objetivos políticos de mejorar la cantidad y calidad del agua, reconoce que los sistemas de supervisión y evaluación directamente vinculados a la PAC no facilitan una información completa sobre las presiones ejercidas en el agua por las actividades agrícolas, necesaria para la elaboración de políticas. Los auditores también concluyen que no existen conocimientos suficientes, a escala de las instituciones de la UE y de los Estados miembros, de las presiones a las que se ve sometida el agua por las actividades agrícolas, ni de la forma en que evolucionan dichas presiones.

Es por tanto necesario ahondar en la mejora del conocimiento de la causalidad entre la actividad agraria y sus efectos sobre las masas de agua continentales y la repercusión de las medidas de corrección auspiciadas desde la normativa europea.

En este sentido, la cuenca del Arba es un buen ejemplo de cómo la evolución del regadío ha podido repercutir sobre los ríos de la cuenca del Ebro por diversos motivos:

- Se trata de una de las subcuencas del Ebro con una mayor superficie de riego por cuenca de aportación, más del 29%.

- El principal Sistema de riego de la cuenca, el Canal de Bardenas (SRCB), poseen más de 60 años de historia, en los cuales se han realizado progresivas ampliaciones de su superficie de riego y se han introducido numerosas mejoras en la gestión de sus recursos que implican cambios sobre la cantidad y calidad de los retornos de riego (Lecina et al, 2005; Causapé, 2009a; García-Garizábal, 2010)

- La mayor parte del agua de riego procede de la regulación de otra cuenca, la del Aragón. Los drenajes asociados al SRCB provienen en su mayoría de aportaciones externas a la cuenca, lo que modifica el régimen hídrico natural del este río (Isidoro, 2010).

- Las estaciones de aforo y calidad disponen de series con más de 40 años de registro lo que permite analizar tendencias (CHE-CITA, 2007) e identificar relaciones con la superficie de riego (Isidoro, 2010).

- En esta cuenca se localizan litologías salinas cuyo lavado debido a las precipitaciones y el riego constituyen un importante aporte de sales al río Ebro (Causapé et al., 2004a). Aunque se trata de una de las cuencas más pequeñas y de menor recurso de la margen izquierda del Ebro, se estima que el 9,12% de las sales que lleva el río Ebro en Zaragoza corresponde a los aportes del río Arba (Alberto y Lebrón, 1984).

- Tiene en marcha varios proyectos de ampliación de la superficie de riego para concluir el *Plan General de Transformación de la Zona Regable de la Segunda Parte del Canal de las Bardenas* (Decreto 1352/1973, de 10 de mayo), así como de modernización y transformación a riego presurizado de buena parte de la superficie actual de riego por inundación (*Plan Director de Modernización de los Riegos de Bardenas*). Estos cambios van a suponer modificaciones en los caudales y la salinidad del río.

Son muchos los trabajos que se han llevado a cabo en la cuenca del Arba desde el inicio de los regadíos del canal de Bardenas. Algunos de estos trabajos se centran en la gestión del regadío, haciendo hincapié en las obras de transformación y ampliación de la superficie de riego, su relación con los volúmenes de agua servida y las necesidades de los cultivos (De los Ríos, 1984; Bolea, 1986; Germán Zubero, 2010; Isidoro et al., 2002; Lecina et al., 2005; Causapé, 2009a), en otros se plantean escenarios de modernización y ampliación de la superficie de riego (Lecina et al., 2005; Causapé, 2008; Causapé, 2006b) y otros se centran en los aspectos más humanos y sociales que supuso la transformación del campo y los procesos de colonización de mediados del siglo XX (De los Ríos, 1966; Sabio Alcutén, 2010).

Se han realizado en este sistema de riegos varias Tesis Doctorales donde se recogen trabajos más detallados de cartografía y caracterización de suelos (Basso, 1994; Martínez-Beltrán, 1978), estudios de cantidad y calidad de los retornos de riego tanto a nivel de parcela como de comunidad de regantes o sub-cuenca (Basso, 1994; Causapé, 2002; García-Garizábal, 2010; Abrahao, 2010; Merchán, 2015) así como análisis y modelos económicos (Uku, 2003).

La Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) ha llevado a cabo numerosos trabajos sobre el impacto de la actividad agrícola en la calidad de los ríos de algunas de las cuencas y subcuencas en las cuales existe un importante desarrollo del regadío. Dentro de estos trabajos se incluye la cuenca del Arba, con la realización de numerosos balances de agua, sal y nitrato (CHE-CITA, 2006, 2007, 2009, 2011, 2013), análisis de la composición química de las aguas (CHE-CITA, 2006; CHE, 1985) y análisis de tendencias de concentración de SDT y NO₃ (CHE-CITA, 2007).

La mayor parte de estos trabajos son sectoriales, no contemplan de forma generalizada la totalidad del regadío dentro de la cuenca, ni la interrelación entre todas las comunidades de regantes y sectores de riego, así como su evolución en series largas de tiempo. Se centran en años concretos sin continuidad y en sectores que poseen su propia casuística de modo que no siempre son representativos de la realidad de todo el sistema. No aportan una visión general de la evolución del regadío.

La mejora en el conocimiento de un sistema de riego para establecer medidas de mejora se debe plantear desde un modelo más amplio, a nivel de cuenca o de sistema de riego que incorpore todas las variables que intervienen en su funcionamiento, así como la relación que existe entre ellas. A su vez la identificación de las afecciones del riego debe de estar basada en la respuesta de los ríos a los distintos cambios de superficie de riego, mejoras en la gestión del agua, patrones de cultivo, disponibilidad de agua, clima etc., que tan solo pueden ser contemplados si se estudian series suficientemente largas de tiempo (Sato et al., 2007; Barros et al., 2011a).

En este trabajo, se pretende dar una visión general de la evolución de los riegos basada en el conocimiento e interrelación de los factores que determinan el caudal y salinidad del río Arba. Se analizan parámetros a pequeña escala, como la eficiencia de riego y litología en parcela a factores más amplios como el volumen y salinidad de los drenajes y su reutilización. La herramienta que se emplea de base es un modelo de balance de agua y sal mensual desarrollado sobre los datos de una serie de más de 30 años. Esto permite identificar el peso que cada variable tiene en el funcionamiento del sistema de riego, conocimiento indispensable para la caracterización del regadío (Burt et al., 1997).

En este modelo de balance se ajustan una serie de parámetros de calibración para representar adecuadamente el caudal y la salinidad de río observados en los distintos meses y años. Una vez

calibrado el modelo hidrosalino, éste permite simular la respuesta del río a diferentes escenarios o cambios dentro del propio sistema. Entre esos cambios posibles, se analizan en este trabajo la modernización del regadío como base para la mejora de la gestión del riego, la ampliación de la superficie de riego contemplada en el Plan Nacional de Regadíos y la reducción estimada de caudal definida por el cambio climático. El modelo de la cuenca del Arba se ha desarrollado íntegramente en hojas de cálculo (Excel) en las que se han implementado las ecuaciones que ligan los flujos de agua y sales considerados en la cuenca. Esas hojas de cálculo se han utilizado para realizar el análisis de sensibilidad previo y para ajustar los valores de los parámetros más sensibles (mediante un proceso de tanteo y aproximación sucesiva, siempre manteniendo los parámetros dentro de los valores de referencia conocidos del sistema), así como para obtener posteriormente las proyecciones de futuro de los distintos escenarios.

Los objetivos de este trabajo son:

- Cuantificar mediante balances de agua y sal el volumen de agua y sales exportado por los drenajes del Sistema de Riegos del Canal de Bardenas.
- Determinar la contribución relativa de los diferentes procesos que intervienen en el Sistema.
- Elaboración, análisis de sensibilidad y ajuste de un modelo hidrosalino basado en el balance de agua y sales que defina el funcionamiento de los riegos de este sistema y su influencia sobre la calidad del río Arba desde los años 80.
- Analizar las respuestas del río a distintos escenarios de ampliación de la superficie de riego, modernización y cambio climático.

III. 2. Materiales y Métodos

2.1. Descripción de la Cuenca del Arba

La cuenca del Arba se localiza en la margen izquierda del Ebro en su tramo medio, entre las cuencas del río Aragón al oeste y Gállego al este. Posee una superficie de aportación de 217.200 ha desde la Sierra de San Lorenzo al norte hasta su desembocadura en el Ebro a la altura de la localidad de Gallur. Los principales ríos que configuran su cabecera corresponden, al Arba de Biel, Arba de Luesia y Arba de Riguel.

Geológicamente la cuenca se puede dividir en dos grandes dominios. En el extremo norte se sitúan las estribaciones más meridionales del Pirineo definidas por el Terciario marino compuesto por calizas y margas del Eoceno y en el tramo medio-bajo se localizan materiales detríticos del Terciario que configuran el relleno de la Depresión del Ebro (areniscas, arcillas, limos junto con yesos y calizas lacustres del Mioceno) (Figura III.1). Los materiales cuaternarios cubren buena parte de la zona media e inferior de la cuenca constituidos fundamentalmente por depósitos de glaciares y aluviales (gravas, arenas y arcillas) (Figura III.1). Hidrogeológicamente, son los cuaternarios los únicos materiales que configuran los acuíferos más relevantes de la cuenca. En este sentido cabe destacar los depósitos de glaciares de Miralbueno y Miraflores con espesores que varían entre 30 m al norte a 3 m al sur (ITGE, 1985) compuestos por gravas con matriz arcillosa o cemento carbonatado y los aluviales del Riguel que pueden alcanzar de forma puntual espesores en torno a los 20 m, compuestos por gravas, arenas y arcillas (IGME, 2007).

La precipitación media anual de la cuenca es de 550 mm con máximos al norte, superiores a 890 mm registrados de media en Biel y mínimos en desembocadura cercanos a los 360 mm. Las mayores precipitaciones se registran en los meses de primavera y otoño alcanzándose los máximos en el mes de octubre con una media anual de más de 115 mm en Biel y mínimos en agosto con menos de 20 mm/mes en Tauste (DGA, 2012, Serie 1974-2012). La temperatura media anual también varía de norte a sur. En cabecera la media se sitúa en torno a los 11,6°C con mínimos en enero por debajo de los 4°C mientras que al sur, la media anual se sitúa en 14,5°C con máximos por encima de 24°C en el mes de julio (DGA, 2012, Serie 1974-2012).

El recurso en régimen natural de la cuenca del Arba se estima en 147 hm³/año (CHE, 2013, Serie 1974-2012) con mínimos en el mes de julio, por debajo de 2 hm³/mes y máximos en enero de 21,6 hm³/mes. Sin embargo, el promedio anual aforado en la última estación de control de la cuenca antes de desembocadura (60-Arba en Gallur), es de 255 hm³/año, siendo el mes de mayo el que registra el mayor volumen de agua (31,6 hm³/mes) frente a los mínimos que se registran en noviembre (14,4 hm³/mes) (Serie 1974/2012) (Figura III.2). Las entradas procedentes de los ríos

de cabecera, Arba de Luesia, Arba de Biel y Riguel aguas arriba del Canal de Bardenas, que representan en superficie el 40% de la cuenca de aportación, es de unos 43 hm³/año (el 17% del caudal registrado en desembocadura), con caudales máximos entre enero y abril, y mínimos en los meses de estiaje, de julio a octubre (Figura III.2). Este incremento de volumen de agua y cambio en el hidrograma con caudales elevados en los meses de verano (Figura III.2) se debe a una importante entrada de agua procedente de los retornos de riego de la cuenca.

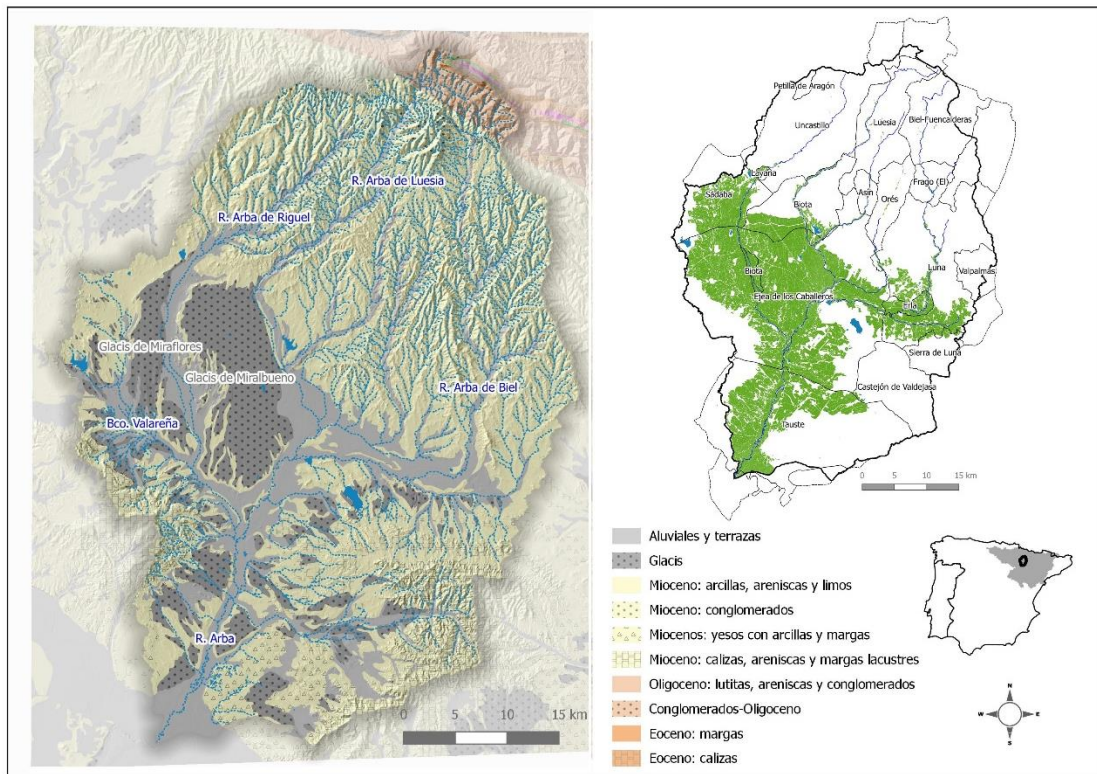


Figura III.1. Mapa geológico y administrativo de la Cuenca del Arba (CHE, 2003).

La Confederación Hidrográfica del Ebro (MITECO, 2017) dispone de once estaciones de aforo dispuestas en los principales ríos de la cuenca de los cuales se han seleccionado para este trabajo tres estaciones situadas en los tributarios de cabecera, Arba de Biel (187 - Erla), Arba de Luesia (155 - Biota) y Arba de Riguel (186 - Sádaba), todas ellas situadas aguas arriba del Canal de Bardenas y dos estaciones localizadas en el último tramo del río Arba con anterioridad a su desembocadura en el Ebro, 60 - Arba en Gallur y 260 - Arba en Tauste (Figura III.3, Tabla III.1).

Además, en esta cuenca se dispone de ocho estaciones de control de calidad físico-química en aguas superficiales (CHE, 2021), de las cuales se han seleccionado para este trabajo, tres estaciones de cabecera, en los ríos Arba de Luesia (703-Malpica), Arba de Biel (537-Luna), y Arba de Riguel (1277-Sádaba), con registros desde 1993 y una estación en el río Arba antes de su desembocadura en el río Ebro (60-Arba en Tauste), con registros desde 1974. Se han empleado también las

estaciones de control de calidad del agua servido por el Canal de Bardenas correspondiente con la estación 560C del Canal de Bardenas y la 101 del río Aragón en Yesa (Tabla III.1, Figura III.3). La frecuencia de toma de datos de todas ellas fue mensual. Además, en el periodo 2004-2010 estuvo instalada una estación de control de calidad del río Arba en Tauste, perteneciente a la red RecoREbro con toma de muestras diarias.

En cuanto a las aguas subterráneas, también se emplearon datos de calidad química obtenidos de las redes de control que gestiona el Organismo de Cuenca (CHE, 2021) en los acuíferos cuaternarios de la cuenca: dos puntos de control situados en los sasos y once puntos de control en aluviales (Tabla III.1). A diferencia de las aguas superficiales, las aguas subterráneas no disponen de series de medidas tan completas, se dispone de datos desde el 2003 y la cadencia es anual o semestral.

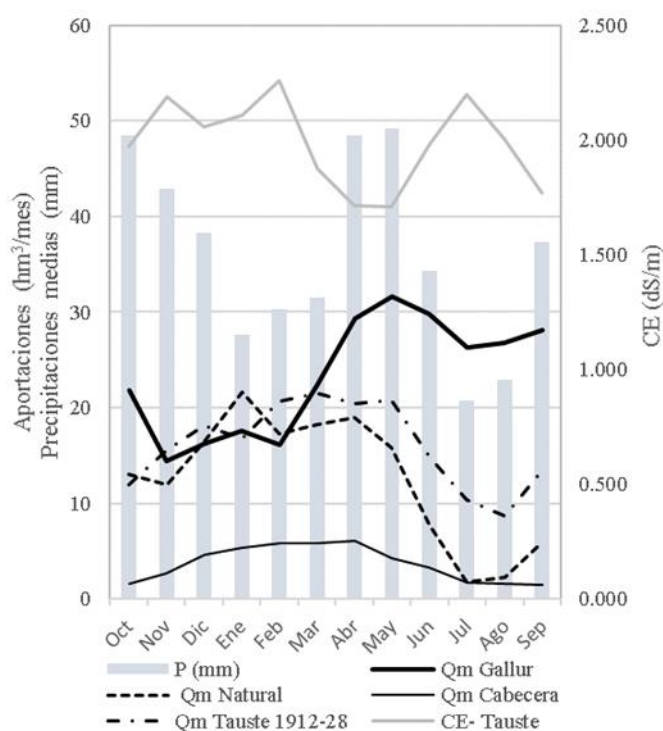


Figura III.2. Aportaciones medias mensuales de la estación del Arba en Gallur (Q_m Gallur), aportaciones de cabecera de los ríos Arba de Riguel, Arba de Luesia y Arba de Biel (Q_m Cabecera), aportaciones en régimen natural del Arba en Tauste (Q_m Natural) y aportaciones del Arba en Tauste con anterioridad a la puesta en funcionamiento del canal de Bardenas (Q_m Tauste 1912-28) junto con las precipitaciones medias de las estaciones meteorológicas dentro del SRCB_{Arba} (P) y la conductividad eléctrica media mensual de la estación de calidad del Arba en Tauste (CE-Tauste). Serie 1974-2012.

La composición química de las aguas de esta cuenca varía de bicarbonatada cálcica en cabecera con una conductividad eléctrica (CE a 25°C) comprendida entre 0,34 y 0,94 dS/m a aguas mixtas (Na-Ca-Mg-Cl-SO₄-HCO₃) en su tramo final donde la CE alcanza de media 2,00 dS/m (serie 1974-2012). La mayor concentración de sales en la estación de desembocadura coincide con los meses

de menor caudal, de noviembre a febrero, así como los principales meses de riego (de junio a agosto). Las concentraciones más bajas de sales corresponden a los meses de primavera, de marzo a mayo, coincidiendo con los meses de mayor caudal (Figura III.2). En cuanto a la composición química de las aguas subterráneas, también varía de carbonatada cálcica en los acuíferos aluviales y sasos situados más al norte con CE comprendida entre 0,50 y 0,90 dS/m, a aguas mixtas con dominio de la componente cálcica y sódica. Los valores medios de CE en los acuíferos del tramo medio y bajo del Arba se sitúan por encima de 2,00 dS/m, alcanzando las máximas concentraciones (>3,00 dS/m) en los aluviales asociados al barranco de Valareña y en la confluencia de los ríos Arba de Luesia y Arba de Riguel (Figura III.3).

Tabla III.1. Estaciones de aforo de caudal y de control físico-químico en ríos y canales de riego gestionadas por la Confederación Hidrográfica del Ebro dentro de la cuenca del Arba y empleadas para la entrada de datos al balance.

Estación	Tipo	Inicio registros	Registro
Estaciones con aforo de caudal			
60 - Arba en Gallur	Río	Oct 1973	Caudal medio diario
260 - Arba en Tauste	Río	Jul 1990	Caudal medio diario
155 - A. Luesia en Biota	Río	Abr 1968	Caudal medio diario
186 - A. Riguel en Sádaba	Río	Mar 1976	Caudal medio diario
187 - A. Biel en Erla	Río	Oct 1978	Caudal medio diario
407 - Canal de Bardenas	Canal de riego	Jun 1959	Caudal medio diario
Estaciones de control de calidad en aguas superficiales			
101 - Aragón en Yesa	Embalse	Oct 1972	CE 1 dato/mes
560 - C. Bardenas	Canal de riego	Dic 2004	CE 1 dato/mes
60 - Arba en Tauste	Río	Oct 1974	CE 1 dato/mes
703 - A. Luesia en Malpica	Río	Sep 1993	CE 1 dato/mes
537 - A. Biel en Luna	Río	Jun 1993	CE 1 dato/mes
1277 - A. Riguel en Sádaba	Río	Jul 2005	CE 1 dato/mes
RecoREbro Arba en Tauste	Río	Abr 2004→Sep 2010	CE 1 dato/día
Estaciones de control de calidad en aguas subterráneas			
261130002 Fuente de Sádaba	Aluvial	Mar 2003	CE 1 dato/año
261170004 Lagunazo	Sasos	Jun 2010	CE 4 datos
261170005 Val Riberaños	Aluvial	Oct 2010	CE 1 dato
261170006 Caserío El Bayo	Aluvial	Jun 2010	CE 1 dato/6 meses
261180008 Ejea MMA	Sasos	Jun 2010	CE 1 dato/6 meses
261240022 Las Quemadas	Aluvial	Jun 2010	CE 1 dato/6 meses
261280009 Añesa	Aluvial	Jun 2010	CE 1 dato/6 meses
261370001 Las Viñuelas	Aluvial	May 2002	CE 1 dato/6 meses
261370048 Tauste MMA	Aluvial	Jun 2010	CE 4 datos
271210001 La Bañera	Aluvial	May 2002	CE 1 dato/6 meses
271210021 Fuente de los Pozos	Aluvial	Mar 2003	CE 3 datos
271210047 Pozo SAAR	Saso	May 2002	CE 1 dato/año
271210052 Paul de Rivas	Aluvial	Jun 2010	CE 1 dato/6 meses
271210053 Facemos	Aluvial	Oct 2010	CE 1 dato

(*) CE: Conductividad eléctrica

Las sales que exportan en los ríos de esta cuenca proceden en su mayoría del lavado de las litologías salinas presentes en la cuenca (Causapé et al., 2004a). En el tramo medio-bajo afloran areniscas y limos terciarios con presencia de formaciones cloruradas como cloruro de sodio (halita), cloruro de calcio o magnesio, así como otras formaciones sulfatadas como sulfato de calcio (yeso) o sulfato de sodio (glauberita) (Martínez-Beltrán, 1978). El lavado de las sales del suelo debido a las precipitaciones y al riego aporta sales a los drenajes en estas zonas salinas.

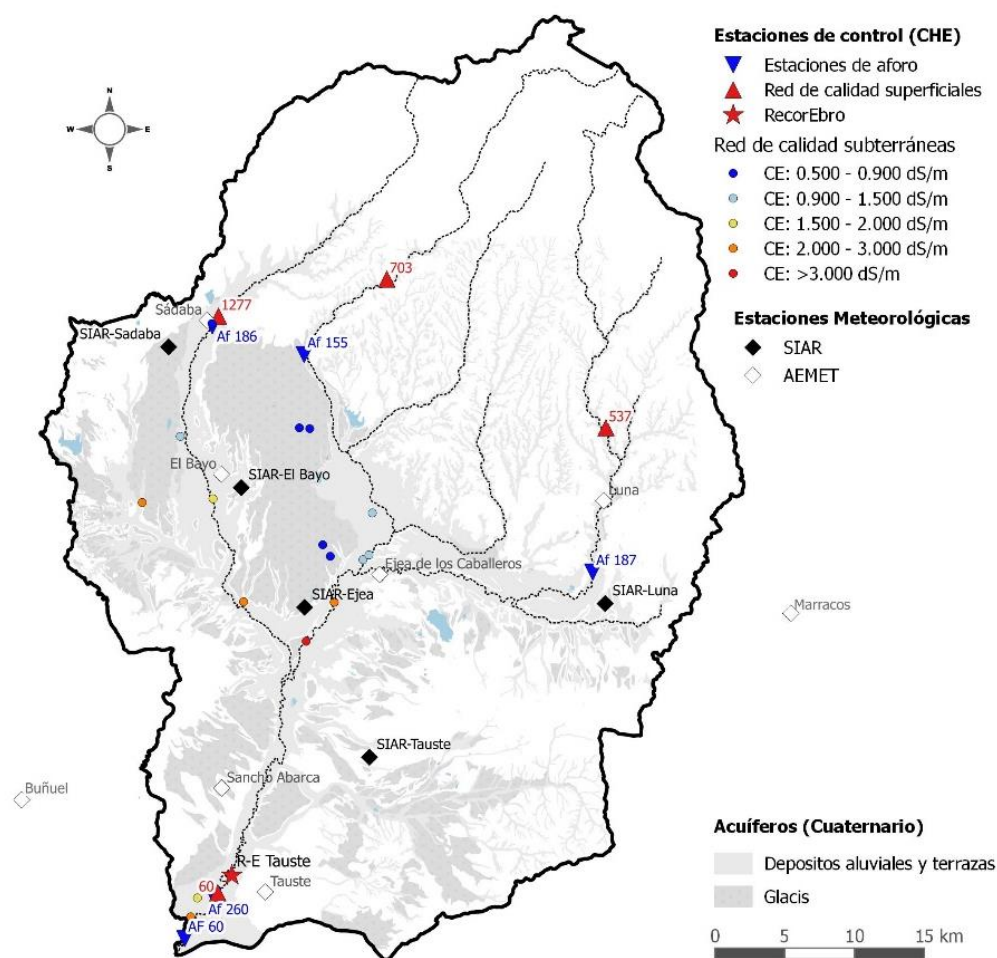


Figura III.3. Ubicación de las estaciones de aforo de caudal y de control de calidad (mencionadas en la Tabla III.1) y de las estaciones meteorológicas cuya información se ha utilizado para la entrada de datos al balance de agua y sal de la cuenca.

2.1.1. El regadío de la Cuenca

La Cuenca del Arba se riega a través de dos sistemas de riego, el Canal de Bardenas y el Canal de Tauste. Los regadíos asociados al canal de Bardenas se encuentran en el tramo medio y bajo de la Cuenca y actualmente ocupan una superficie de 63.400 ha (CHE, 2017) en los términos municipales de Biota, Luna, Ejea de los Caballeros, Erla, Sádaba y Tauste. Estos riegos se abastecen con agua del río Aragón a través del Canal de Bardenas con toma en el embalse de Yesa, además de complementarse algunas de las comunidades de riego con aguas procedentes del río Arba (Figura III.4).

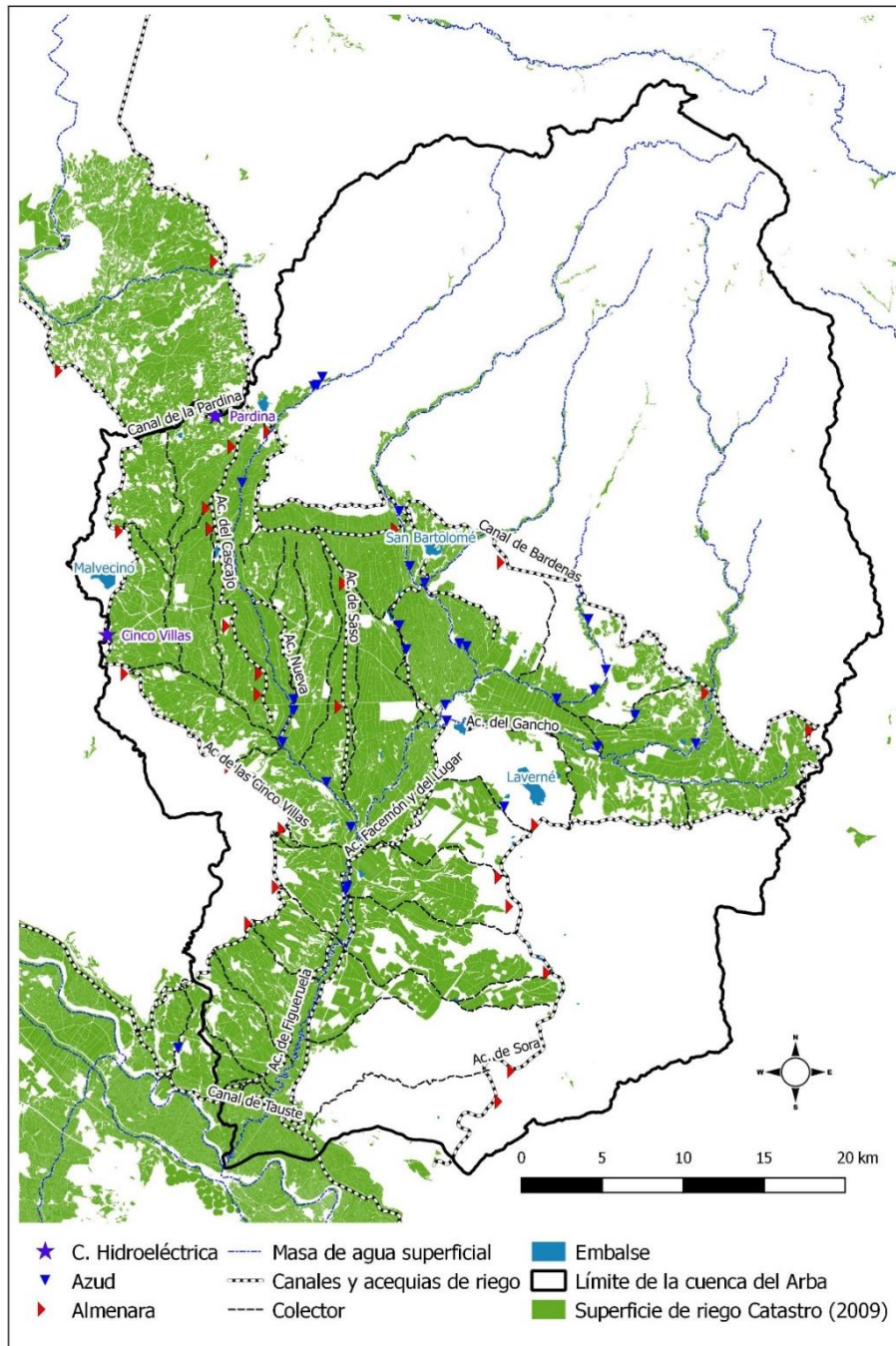


Figura III.4. Mapa de las principales infraestructuras de riego Sistema de Riegos del Canal de Bardenas.

En el extremo sur de la cuenca, se localizan también los riegos del Canal de Tauste (Figura III.4). Este sistema riega con aguas del río Ebro una superficie de 3.175 ha dentro de la cuenca del Arba, en el municipio de Tauste. Dado que este sistema se sitúa aguas abajo de la estación de control de calidad del Arba en Tauste, así como de la estación de aforo 260 del Arba en Tauste las superficies que lo componen no se han tenido en cuenta dentro de los cálculos del balance de agua y sal realizados en este trabajo.

Los regadíos del Sistema de Riegos del Canal de Bardenas se gestionan a partir de 23 Comunidades de Base (CCRR), que a su vez se distribuyen en 62 sectores de riego. En la Cuenca del Arba se incluyen, 15 CCRR y 47 sectores (Tabla III.2). El principal eje de abastecimiento del Sistema es el Canal de Bardenas con capacidad para 52 m³/s en origen y 41,55 m³/s en término (Blázquez Herrero, 2009). La longitud total de este canal es de 111 km desde su nacimiento en Yesa hasta finalizar en la acequia de Sora. A su vez, el Sistema dispone de 6 canales y acequias principales que distribuyen el agua hasta las tomas de abastecimiento de las Comunidades de Base. Dentro de la cuenca del Arba se encuentra el Canal de la Pardina, límite entre la cuenca del río Aragón y Arba, la Acequia de las Cinco Villas principal eje por la vertiente oeste de la cuenca, la Acequia de Sora eje de la vertiente este y las Acequias del Saso y los Cascajos que distribuyen el agua por los Sasos de Miralbueno y Miraflores (Figura III.4).

La principal infraestructura de regulación de este Sistema corresponde al embalse de Yesa (447 hm³) en funcionamiento desde abril de 1959. Además, dispone de varios embalses y balsas laterales donde, por capacidad, cabe destacar dentro de la cuenca del Arba el embalse de Laverné (37,8 hm³) que regula el canal de Sora, activo desde 2010, el embalse de Malvecino (7,3 hm³) que regula la acequia de las Cinco Villas inaugurado en 2004, y el embalse de San Bartolomé (6 hm³) que se llena con aguas procedentes del río Arba de Luesia y del canal de Bardenas, activo con anterioridad a la puesta en funcionamiento de este Sistema (Figura III.4).

Dentro de la cuenca del Arba existen dos centrales hidroeléctricas que aprovechan los saltos de los principales canales del Sistema (Figura III.4). La Central de La Pardina es la más antigua, activa desde mayo del 1996 y la Central de las Cinco Villas activa desde mayo de 1999 (CGCB, 1999). La puesta en marcha de las centrales hidroeléctricas se realiza cuando es necesario soltar agua de los embalses, de modo que el agua desembalsada es aprovechada para la producción de energía eléctrica para posteriormente desaguarse por las almenaras de los barrancos de la margen derecha de la cuenca. En los meses de riego, estos desagües se realizan por las acequias de las Comunidades de Base lo que reintroduce de nuevo el agua turbinada para abastecer a los regadíos (CHE-Sádaba, 2017).

El Canal de Bardenas también sirve agua a varios núcleos de población, industrias y granjas. Cerca de 55.000 habitantes se abastecen de agua del canal de los que 30.000 se localizan dentro de la cuenca del Arba, fundamentalmente en los núcleos de Ejea y Tauste. Además, este sistema abastece desde el año 2008 a la localidad de Zaragoza con volúmenes derivados hasta el embalse de La Loteta, que pueden llegar a alcanzar los 90 hm³/año (CHE-Sádaba, 2017).

Tabla III.2. Comunidades de Regantes de sistema de riego del canal de Bardenas incluidas dentro de la cuenca del Arba. Se define la superficie de riego para la campaña 2016/17 (CHE-Sádaba, 2017) así como el sistema de riego (CR-V, 2010) y la fecha de inicio de registro de volumen de agua servida (CHE-Sádaba, 2017).

Plan de Transf.	CCRR	Inicio del riego	Superficie 2016/17	Sistema de Riego			Planes de modernización	
				Inud	Asp	Got		
Regadíos tradicionales	Las Vegas	Anteriores al SRCB	5536 ha	99%	1%	0%		
	Huertas Altas		1809 ha	100%	0%	0%		
	Riguel		660 ha	100%	0%	0%		
	El Bayo		376 ha	100%	0%	0%		
Bardenas I	CR-IV	1960/62	7376 ha	95%	5%	0%	2002 M. Saso de Ejea (550 ha) 2010 M. Saso de Biota (1216 ha)	
	CR-V	1959/60	15773 ha	86%	12%	2%		
	CR-VI	1970/71	6380 ha	100%	0%	0%		
	CR-VII	1970/71	6310 ha	100%	0%	0%		
	CR-VIII	1981/82	968 ha	100%	0%	0%		
	Bardenas II	C-IX Valdebiel y Turruquiel	1986/87	2618 ha	91%	9%		0%
		C-IX Sasillo de Ejea y Erla	2010/11	1285 ha	91%	9%		0%
		CR-X	1987/88	4302 ha	57%	42%		1%
		CR-XI	1999/00	8819 ha	0%	100%		0%
		S Bartolomé	1988/89	770 ha	95%	5%		0%
		Santía	1996/97	382 ha	100%	0%		0%
Total				63364 ha	78%	21%	1%	

2.1.2. Evolución de los riegos del Sistema de Riegos del Canal de Bardenas en la Cuenca del Arba (SRCB-Arba)

Desde el inicio de la primera campaña de riego en 1959/60, donde se servía agua a 9.632 ha (CHE-Sádaba, 2013), la superficie de riego de este Sistema ha ido creciendo progresivamente. Las sucesivas obras de puesta en riego se han articulado a partir de dos Planes Generales de Transformación. El primero, Bardenas I, cubría el sector occidental de la cuenca desde el Arba de Riguel al Arba de Luesia (Figura III.5), lo que corresponde a los riegos que gestionan las CCRR- IV, V, VI, VII y VIII además de incorporar los regadíos tradicionales del Riguel, El Bayo, Huertas Altas y Las Vegas. En 1975 se finalizó la acequia de las Cinco Villas (Germán, 2010) uno de los principales ejes de abastecimiento de Bardenas I, lo que supuso para la cuenca del Arba en esas fechas una superficie de más de 26.200 ha (CHE-Sádaba, 2013). Desde entonces esa cifra se ha

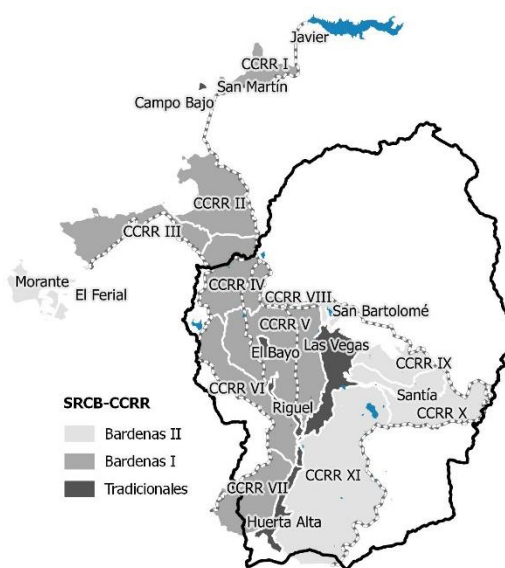


Figura III.5. Localización de las Comunidades de Regantes que integran el Sistema de Riegos del Canal de Bardenas

duplicado hasta alcanzar unas 45.200 ha (CHE-Sádaba, 2017) que se riegan actualmente en la cuenca del Arba incluidas dentro el Plan Bardenas I.

Por otro lado, en 1973, se aprobó el “Plan General de Transformación de la Zona Regable de la Segunda Parte del Canal de las Bardenas” (Bardenas II) (Bolea, 1986). Este Plan incluía la construcción de la acequia de Sora y la puesta en riego de la margen izquierda del Arba, desde el Arba de Luesia hasta el Arba de Riguel, lo que corresponde a los riegos gestionados por las CCRR-IX, X y XII, San Bartolomé y Santía (Figura III.5). Actualmente las obras de transformación de Bardenas II están inconclusas y solo cubren una superficie de 18.200 ha de las 27.000 ha inicialmente planificadas (Bolea, 1986). Su llevada a término se incorpora dentro del Programa de Medidas del Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro (CHE, 2016).

El riego en el SRCB-Arba se realiza fundamentalmente por gravedad, tan solo el 22% de la superficie corresponde a riego presurizado (Tabla III.2). Estos riegos se localizan en su mayoría en Bardenas II, en los sectores de última ampliación, en los cuales la transformación a regadío se diseña mediante sistemas de riego presurizado (aspersión y en menor medida goteo). Por otro lado, en los regadíos más antiguos de Bardenas I, se han llevado a cabo varios Planes parciales de modernización, durante los años 2002-2011, que han transformado a sistemas de aspersión (pívots y coberturas) y goteo unas 1800 ha de la CR-V, en el Saso de Miralbueno. El Plan Hidrológico del Ebro (CHE, 2016) también incorpora como medida de mejora la modernización de todos los regadíos de Bardenas I y II (*Plan Director de Modernización de los Regadíos de Bardenas*), lo que supondría la transformación a riego presurizado de unas 45.000 ha.

2.2. Modelización del sistema: balance de agua y sales

El objetivo del balance de agua y sales es la caracterización de los retornos de riego, de modo que sea posible definir la relación entre el desarrollo del regadío en la cuenca del Arba y el volumen de agua y sales registrada en la estación de control de salida del Sistema. Para ello es necesario descomponer y cuantificar cada uno de los componentes que componen el sistema: las entradas de agua y sal debidas a las precipitaciones y el riego, su interrelación dentro del propio sistema, y los flujos de salida que finalmente llegan al río Arba, para posteriormente alcanzar el río Ebro.

No se trata de un balance al uso, en el que el volumen de agua y sales medido en las distintas estaciones de control se incorpora como una variable del balance, sino que se calculan las distintas componentes que configuran el caudal y la masa de sal que drenan hacia el río, bajo unas premisas de cuantificación que se ajusten lo máximo a la realidad observadas en trabajos llevados a cabo dentro de esta zona o en zonas de similares características. El sumatorio de las diferentes componentes en las que se ha configurado el sistema se compara con el valor medido en la estación

de control en la desembocadura del Arba, y la diferencia (error de cierre del balance) va a indicar de forma general la calidad en la cuantificación de las distintas componentes.

El balance se ha realizado sobre una serie de 40 años (1973/74-2013/14) por cada uno de los 12 meses del año. La zona de estudio comprende desde el canal de Bardenas que marca el límite Norte del Sistema hasta la estación de calidad del Arba en Tauste e incluye toda la superficie de aportación de la cuenca aguas abajo del canal, la superficie de regadío, los secanos y la vegetación natural, con una superficie de 133.118 ha. No se han incluido dentro de la zona de estudio, los riegos asociados al canal de Tauste localizados en el extremo meridional de la cuenca, debido a que sus drenajes se recogen aguas abajo de la estación de control del Arba en Tauste, así como los regadíos tradicionales localizados en cabecera, por encima del Canal de las Bardenas cuyos retornos quedan cuantificados en las entradas de cabecera de los ríos.

En la Figura III.6 se describe cada una de las variables que se han definido dentro del balance y su funcionamiento interrelación dentro del modelo. Los pasos que se han seguido para su realización son los siguientes:

- El agua y masa de sales que entra en la cuenca procedente del Canal de Bardenas ($Q_{CB-Arba}$), se distribuye entre el volumen de agua servida para el riego (R_f), para el abastecimiento urbano e industrial (Q_{u+i}), las salidas en las almenaras (P_a) y las pérdidas en los grandes canales (P_c). No toda el agua servida para riego llega al suelo de las parcelas, pues una parte se pierde en las redes de distribución (P_{da}). Parte de estas pérdidas son evapotranspiradas gracias a la vegetación natural existente en los canales y acequias de riego entre otros (EVP_{Pda}), y otra se infiltra o se recoge en los sistemas de drenaje (D_{Pda}). Por otro lado, el agua que llega a las parcelas (R_p), se reparte entre los distintos sistemas de riego y litologías, en los que se divide el $SR_{CB-Arba}$. Una vez en parcela una fracción se evapora (ET_{R1}) y otra constituye los drenajes de riego (D_{R1}).
- No toda el agua que termina en los drenajes, proveniente tanto del drenaje del riego en parcela como los de las pérdidas en las redes de distribución, termina saliendo del Sistema, pues una parte de ella se utiliza de nuevo para dar un segundo riego, constituyendo el volumen de agua reutilizada (RU). Sin embargo, en algunos meses las necesidades hídricas de los cultivos son superiores al agua de riego del canal (R_f) y al volumen de agua disponible para la reutilización (RU) meses en los que el agua reutilizada se complementa con agua derivada del río (Q_{Com}). Todos estos volúmenes de riego se distribuyen nuevamente entre los distintos sistemas de riego y litologías y una parte se convierte en evapotranspiración de los cultivos (ET_{RU}) y otra en drenaje (D_{R2})

- En el último tramo del río Arba se localizan las viejas CCRR que se abastecen íntegramente del río (CCRR tradicionales). El volumen de agua que se sirve a estas CCRR (R_v) lo configuran los aportes de los ríos en cabecera del sistema (Q_{cab}) y los drenajes recogidos por el río procedentes del riego de los tramos superiores. Al igual que en los riegos con aguas del canal, una parte del agua se pierde en las redes de distribución (P_{dav}) y otra parte llega a parcela y es evapotranspirada por los cultivos (ET_{R3}) o pasa a formar parte de los drenajes de riego (D_{R3}).
- Otra de las entradas al sistema corresponde a las precipitaciones. Estas entradas se reparten entre el volumen de agua evapotranspirada por los cultivos (P_{ef}), la infiltración y recarga los acuíferos ($P_{p_{aq}}$) y la escorrentía directa que es recogida en los barrancos y ríos de la cuenca (Q_{esc}).
- Las descargas directas del canal (P_a) y los vertidos urbanos e industriales (D_{u+i}) vierten directamente a los colectores y desagües superficiales, mientras que el resto de los drenajes (D_{R1} , D_{R2} , D_{R3} y $D_{Pda+Pdav}$) se distribuye en una parte que se infiltra y recarga el acuífero, y otra que es drenada directamente por la red de desagües y colectores de riego para finalmente llegar al río. El volumen de agua que llega al acuífero (R_{aq}), que incorpora también la infiltración de las precipitaciones, termina vertiendo al río (D_{aq}), pero con cierto retardo que queda definido a partir del coeficiente de agotamiento del acuífero.

También se tiene en cuenta en el balance, un pequeño volumen de agua de salida del Sistema que complementa los riegos pertenecientes al caudal de Tauste.

De este modo, los flujos al río Arba se obtienen como la suma del volumen de agua servida por el canal de Bardenas y no evaporada o transpirada, que incluye los retornos de riego, las pérdidas en los grandes canales y las redes de distribución, las descargas en las almenaras, los vertidos de las depuradoras, junto con el agua de entrada por los ríos en cabecera no derivada para el riego, la descarga del acuífero, la escorrentía directa, menos el volumen de agua que se deriva para completar el riego del canal de Tauste.

La suma de estos flujos y de las masas de sales asociadas (Q_T y MS_T) [Ec. 1 y 2] deberán ser iguales a los caudales y masas de sal registrados en la estación 260 del Arba en Tauste (Q_m y MS_m). Y la concentración de sales (TDS_T) se obtendría como el cociente de la masa de sales (MS_T) y el caudal (Q_T) [Ec. 3] y deberá ser igual a la registrada por las redes de calidad en esa misma estación del río (SDT_m).

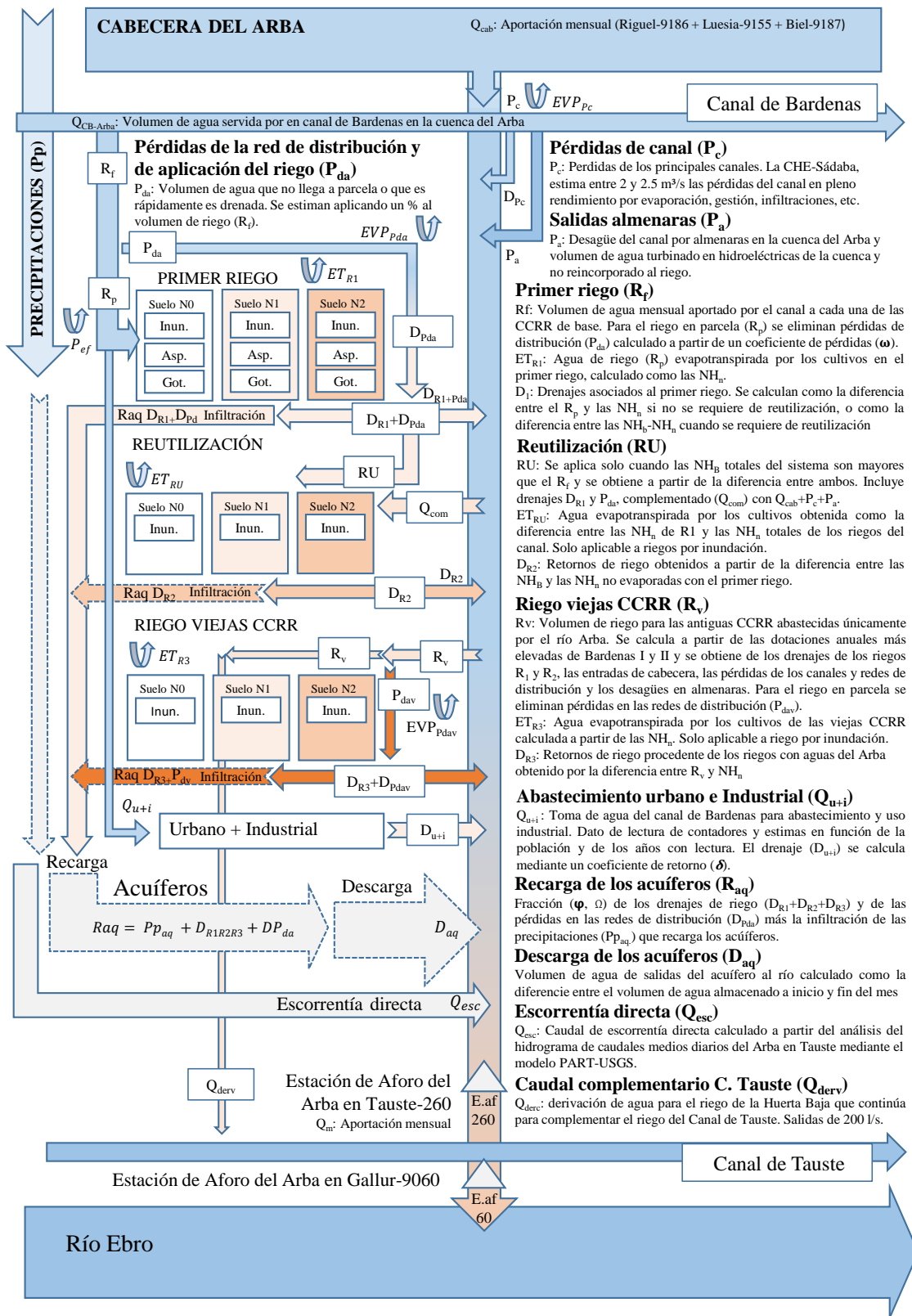


Figura III.6. Esquema del modelo de balance de agua con las principales variables y parámetros y sus flujos dentro del SRCB.Arba.

No se incluye en el modelo las posibles entradas por transferencias subterráneas de otras cuencas o de acuíferos desde fuera de la zona de estudio, ni tampoco las salidas del Aluvial del Arba al Aluvial del Ebro. La mayor parte de esta zona está delimitada por materiales terciarios poco permeables de modo que el flujo de agua procedente de estos materiales no debería ser elevado. Tan solo podría ser importante la salida desde los aluviales del Arba al Ebro en una franja de unos 2000 m de anchura y un espesor variable de entre 18 y 13 m con un nivel freático medio de 4,3 m (CHE, 2018). Tampoco se incluyen las entradas de los barrancos secundarios de cabecera situados entre los ríos Arba de Riguel, Arba de Luesia y Arba de Biel. Se trata de cuencas de baja superficie de aportación, sin regadíos y cuyos cauces apenas llevan aguas salvo en episodios importantes de precipitaciones (río Farasdués, Bco. de Valdegarrero o río de Turruquiel).

$$[\text{Ec. 1}] \quad Q_T = Q_{D_SRCBArba} + Q_{esc} + D_{aq} + Q_{cab_o} - Q_{deriv}$$

Q_T : Aportaciones mensuales del río Arba en Tauste, calculada como el sumatorio de los caudales de drenaje definidos en el balance de agua (hm^3/mes).

$Q_{D_SRCB_Arba}$ (directas): Caudales de drenaje directos sobre el río Arba asociados al $SRCB_Arba$ (no incluye el volumen de agua infiltrado en los acuíferos). Se compone de los drenajes y pérdidas en las redes de distribución, los drenajes de los usos urbanos e industriales, las salidas en almenaras y las salidas de las pérdidas de canales todos ellos tras el consumo en reutilización y tomas del río para las viejas CCRR (hm^3/mes).

Q_{esc} : Caudal de escorrentía (hm^3/mes).

D_{aq} : Descargas de los acuíferos (hm^3/mes).

Q_{cab} : Caudal de cabecera tras consumo de las viejas CCRR y complementario para la reutilización (hm^3/mes).

Q_{deriv} : Caudal derivado del río Arba para complementar el riego del canal de Tauste (hm^3/mes).

$$[\text{Ec. 2}] \quad MS_T = MS_{D_SRCBArba(directas)} + MS_{esc} + MSD_{aq} + MS_{cab} - MS_{deriv}$$

MS_T = Masa total de sales del río Arba en Tauste, calculada como el sumatorio de los distintos drenajes definidos en el balance de sal (T/mes).

$MS_{D_SRCB_Arba}$ (directas): masas de sales aportadas directamente al río Arba asociadas a los drenajes del $SRCB_Arba$. Incluye las pérdidas en las redes de distribución no infiltrados en el acuífero, las salidas de los usos urbanos e industriales y las salidas en almenaras y en las pérdidas de canales todos ellos tras el consumo en reutilización y tomas del río para las viejas CCRR (T/mes).

MS_{esc} : Masa de sal procedente del lavado de la lluvia por escorrentía directa (T/mes).

MS_{aq} : Descargas de los acuíferos (T/mes).

MS_{cab} : Masa de sales procedente de la entrada de los tributarios de cabecera tras consumo de las viejas CCRR y complementario para la reutilización (T/mes).

MS_{deriv} : Masa de sales derivada del río Arba para complementar el riego del canal de Tauste (T/mes).

$$[\text{Ec. 3}] \quad SDT_T = \frac{MS_T}{Q_T}$$

SDT_T : salinidad media mensual obtenida de las salidas del balance de sal y agua (mg/l).

MS_T : Masa total de sales del río Arba en Tauste, calculada como el sumatorio de los distintos drenajes definidos en el balance de sal (T/mes)

Q_T : Aportaciones mensuales del río Arba en Tauste, calculadas como el sumatorio de los distintos drenajes definidos en el balance de agua (hm^3/mes).

Las **Entradas** de agua y sal del balance cuantificadas han sido:

- Volumen de entrada por los ríos de cabecera (Q_{cab} , MS_{cab}).
- Precipitaciones (Pp)
- Entradas de agua y sal en la cuenca procedentes del canal de Bardenas (QCB-Arba y MSCB-Arba) definidos a partir de:
 - Volumen de agua y masa de sal servida para riego (R_f , MSR)
 - Volumen de agua y masa de sal servida para abastecimiento urbano e industrial (Q_{u+i} , MS_{u+i}).
 - Desagües en almenaras (P_a , MSP_a) por gestión del sistema y turbinaje en las hidroeléctricas.
 - Pérdidas de los grandes canales (P_c , MSP_c) por filtración y gestión del agua.

Salidas de agua y sal del balance consideradas en el modelo:

- Evapotranspiración de los cultivos del agua procedente de la lluvia y el agua de riego (ET_{R1} , ET_{RU} y ET_{R3}).
- Evaporación de las pérdidas en los canales y redes de distribución (EVP_{Pa} y EVP_{Pda}) que incluye la evapotranspiración de la vegetación freatofítica.
- Derivación de agua (y sales asociadas) para complementar los riegos del Canal de Tauste (Q_{deriv} ; MS_{deriv}). Corresponde a la traída de la CR de Huerta Alta en el último tramo de la acequia de Cintura. Esta acequia conecta con los riegos del Canal de Tauste tras regar la Comunidad de Regantes de la Huerta Alta, donde parte de sus sobrantes (no retornos de riego) continúan fuera del Sistema, aguas abajo de la estación de Aforo de Tauste (260).
- Salida de agua del Sistema recogidas en la última estación de aforo del Arba en Tauste (Q_T , MS_T) y que comprende tal como se ha descrito en el balance (Figura III.6):

- Escorrentía de las precipitaciones (Q_{esc} ; MS_{esc})
- Descarga subterránea (D_{aq} ; MS_{aq})
- Drenajes de riego (D_{R1} , D_{R2} y D_{R3} ; MS_{DR1} , MS_{DR2} y MS_{DR3}) con descarga directa en el río tras derivaciones para reutilización y tomas de agua del río para riego
- Drenajes de las pérdidas en las redes de distribución (D_{Pda} y D_{Pdav} ; MS_{DPd} y MS_{DPdv}) con descarga directa en el río, tras derivaciones para reutilización y tomas de agua del río para riego.
- Salidas de los sistemas de depuración y vertidos asociados al abastecimiento urbano e industrial (D_{u+i} ; MS_{Du+i})
- Pérdidas de los grandes canales (D_{Pc} ; MS_{DPc}) tras evaporación, evapotranspiración de la vegetación natural y consumo para reutilización y viejas CCRR.
- Salidas en las almenaras (P_a ; MS_{Pa}), tras las detracciones para consumo de las viejas CCRR y reutilización.
- Volumen de agua y masa de sal procedente de cabecera tras las derivaciones para reutilización y riego de las viejas CCRR (Q_{cab_o} ; MS_{cab_o}).

Además de las variables anteriores, el modelo incluye variables y parámetros internos que definen los flujos de agua y sal dentro del sistema y que han sido ajustadas en el proceso de calibración del balance. Estos parámetros se pueden agrupar en tres grandes grupos:

Eficiencia general de los riegos que incluye las pérdidas en las redes de distribución (P_{da}), calculadas a partir de un porcentaje de pérdidas (ω), la evaporación de las pérdidas (EVP_{Pc} y EVP_{Pd}), que se establece a partir del coeficiente de consumo de las pérdidas (γ) y la eficiencia del riego en parcela (EfR_p) que determinan en su conjunto la cantidad y calidad de los retornos de riego. Se detallan en el apartado 2.3.9

Recarga y descarga de los acuíferos. Para evaluar la descarga desde los acuíferos al río se ha evaluado la infiltración del agua en el suelo procedente de las precipitaciones (a , c P_{p0}), la fracción que se infiltra procedente de los retornos de riego (ϕ) y de las pérdidas en las redes de distribución (Ω) y la descarga de los acuíferos al río que se establece a partir del coeficiente de agotamiento (α). Se detalla en el apartado 2.3.13

Aportes de sal según litología. Los flujos que drenan hacia el río presentan diferente concentración salina dependiendo de la salinidad de las zonas por las que fluyen. Por ello se ha incorporado un coeficiente que depende de la salinidad de los suelos y litologías por las que discurre el agua (C_{DRNi}). Se detalla en el apartado 2.3.10.

Las metodologías utilizadas en la cuantificación y estimación de las distintas variables que conforman el modelo de balance se explican en el siguiente apartado.

2.3. Cuantificación de las variables y parámetros del balance

La serie de datos de entrada al balance comprende los años hidrológicos desde 1973/74 hasta 2013/14 en los que existe disponibilidad de datos de caudal medio diario en la estación de aforo del Arba en Gallur (hasta 1990) y Tauste (desde 1990) así como datos de calidad físico-química en la estación 60 del Arba en Tauste.

2.3.1. Variables meteorológicas

Las variables meteorológicas son la base para el cálculo de la evapotranspiración de los cultivos y el aporte de agua por las precipitaciones. Para la caracterización de las variables meteorológicas se han empleado dos redes de control, las estaciones de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), recogidas en el Atlas Climático de Aragón (DGA, 2012) con datos desde los años 50, y las estaciones del Sistema de Información Agroclimática para el Regadío (Red SIAR; MAPAMA, 2017) con datos desde septiembre de 2003 (Tabla III.3, Figura III.3).

Se han recogido los datos de temperaturas media mensual (T , °C), temperatura máxima (T_{\max} , °C) y mínima (T_{\min} , °C) media mensual, y precipitación mensual (P_p , l/m²). El periodo de datos de precipitación y temperatura se indica en la Tabla III.3. Las series de datos eran en muchos casos incompletas y se restituyeron a partir de las lecturas de las estaciones cercanas con un mayor coeficiente de correlación (R^2) y con el registro de datos más completo, tomando siempre como referencia los registros de la red SIAR (Tabla III.3).

Tabla III.3. Estaciones meteorológicas y registro de datos empleados. Se incluye las estaciones de referencia utilizadas para el completado de las series (Ajuste Est. de ref.) y el valor de coeficiente de correlación obtenido en el ajuste de la precipitación media mensual ($R^2 P_p$) y de la temperatura ($R^2 T$).

RED	Estación	Registro Pp		Registro T		Ajuste Est. de ref.	R ² Pp	R ² T
		Inicio	Fin	Inicio	Fin			
AEMET	9330-Sádaba	Oct-73	Dic-12	Ene-03	Dic-12	9331F-El Bayo	-	0.9919
AEMET	9321B-Ejea	Oct-73	Dic-12	Ene-88	Dic-12	9331F-El Bayo	-	0.9873
AEMET	9324B-Luna	Oct-73	Dic-12	Ene-88	Dic-12	9481-Marracos	-	0.9933
AEMET	9331F-El Bayo	Oct-73	Dic-12	Oct-73	Dic-12	-	-	-
AEMET	9336C-Tauste	Ene-03	Dic-12	-	-	9305-Buñuel	0.8061	-
AEMET	9335K-S. Abarca	-	-	Ene-88	Dic-12	9305-Buñuel	-	0.9869
SIAR	Z07-Sádaba	Oct-03	Sep-14	Nov-03	Sep-14	9330-Sádaba	0.9119	0.9952
SIAR	Z06-Ejea	Oct-03	Sep-14	Nov-03	Sep-14	9321B-Ejea	0.9426	0.9913
SIAR	Z08-Luna	Oct-03	Sep-14	Nov-03	Sep-14	9324B-Luna	0.7782	0.9948
SIAR	Z20-El Bayo	Jun-05	Sep-14	Jun-05	Sep-14	9331F-El Bayo	0.9072	0.9555
SIAR	Z21-Tauste	Jul-05	Sep-14	Jun-05	Sep-14	9336C-Tauste	0.8893	0.9779

Estos datos se emplearon para calcular las necesidades hídricas de los cultivos en regadío, cálculos que se realizaron a nivel municipal (datos de cultivos obtenidos de las Encuestas 1T), tomando como referencia la estación más representativa de la zona regada de cada municipio (Tabla III.4):

Tabla III.4. Estaciones meteorológicas de referencia para cada uno de los municipios del SRCB-Arba

Municipio	Estación meteorológica	
	AEMET	SIAR
Biota	9330-Sádaba	Z07-Sádaba
Ejea de los Caballeros	9331F-El Bayo	Z20-El Bayo
Erla	9321B-Ejea	Z06-Ejea
Luna	9324B-Luna	Z08-Luna
Sádaba	9330-Sádaba	Z07-Sádaba
Tauste	9336C-Tauste	Z21-Tauste

Y también se emplean para el cálculo de la recarga de los acuíferos por infiltración de las precipitaciones aplicando los valores promediados de todas las estaciones meteorológicas seleccionadas.

2.3.2. Caudal y masa de sales aportada por los tributarios de cabecera

Los caudales medios mensuales de entrada al sistema procedentes de los tributarios de cabecera (Q_{cab}) se han obtenido a partir de las estaciones de aforo 186 del Arba de Riguel en Sádaba, 187 del Arba de Biel en Erla y 155 del Arba de Luesia en Biota (Figura III.3) (MITECO, 2017). Tan solo la estación 155-Arba de Luesia posee un registro completo desde 1968 (Tabla III.1), para las otras dos estaciones se restituyeron los datos de caudal medio mensual de los primeros años mediante regresión lineal ajustadas sobre la serie del Arba de Luesia en Biota. En ambas regresiones se verificó que $R^2 > 0.5$ (Tabla III.5).

Tabla III.5. Estaciones y meses con valor de caudal medio mensual restituido. Se indica la serie y la estación de referencia, así como el ajuste R^2 de la regresión lineal empleada.

Estación	Estación de referencia	Dato restituido	Meses restituidos	Serie de ajuste	Ajuste R^2
187-Arba de Biel	155-Arba de Luesia	Q_m	Oct 73-Sep 78	Oct 78-Sep 15	0.745
186-Arba de Riguel	155-Arba de Luesia	Q_m	Oct 73- Mar 76	Mar 76- jul 78	0.694

Por otro lado, los datos de salinidad (CE) se han tomado de las estaciones de calidad de aguas superficiales de la CHE situadas en cabecera de la cuenca. Estas estaciones presentan unas series muy incompletas; los primeros muestreos comienzan en septiembre de 1993 y no siempre disponen de registro mensual. Para poder calcular la cantidad de sales de entrada en el Sistema procedente

de los tributarios de cabecera, a todos aquellos meses sin lectura de CE, se le aplicó el promedio de la CE obtenida en ese mes en toda la serie con registro.

Finalmente, para obtener el valor de la concentración de sales, se emplearon las ecuaciones de conversión de CE a sólidos disueltos totales (SDT) que se indican en la Tabla III.6.

Tabla III.6. Número de datos CE (N), con los valores medio (Med), máximo (Max), mínimo (Min), y coeficiente de variación (CV) y la ecuación de conversión de CE a sólidos disueltos totales (SDT) en cada una de las estaciones utilizadas en el balance de sales.

Estación	Num Datos	CE Med	CE Max	CE Min	CE CV	Ecuación	Fuente
1277 A. Riguel-Sádaba	30	0,635	1,381	0,301	0,491	SDT = -1+769·CE	CITA-DGA 2006
703 A. Luesia-Malpica	247	0,439	0,876	0,256	0,186	SDT = 74+639·CE	CITA-DGA 2006
537 A. Biel-Luna	194	0,477	0,797	0,324	0,143	SDT = -31+819·CE	CITA-DGA 2006
60 Arba-Tauste	2594	1,978	7,480	0,522	0,464	SDT = 733,6·CE	Lorenzo-González et al. 2013
560 Canal Bardenas 101 Yesa	522	0,321	0,518	0,181	0,150	SDT=117,5+476,8·CE	CITA-DGA 2009

La masa mensual de sales se calculó como el producto de la concentración de sales observada en el mes (SDT) por las aportaciones mensuales (Q_m) de dicho mes (Método MS_{im} , Lorenzo-González et al., 2013) [Ec. 4.].

$$[Ec. 4.] \quad MS_{im} = Q_m \cdot SDT(CE_i)$$

Q_m : aportaciones mensuales (hm³/mes)

SDT(CE_i): concentración de sales (mg/l) obtenido de la conversión de la conductividad eléctrica en sólidos disueltos totales [Tablas X y 7). El dato de CE corresponde a la medida instantánea con frecuencia mensual de CE en cada una de las estaciones.

2.3.3. Superficie de riego

Se dispone de varias fuentes de información sobre la superficie de riego dentro de la zona de estudio (Tabla III.7).

La serie que abarca mayor número de años corresponde a la aportada por el Servicio Tercero de Explotación de Sádaba de la CHE (CHE-Sádaba, 2013), en la que se recoge la superficie regable desde el inicio de la explotación del Sistema en 1960 hasta 2017. En ella se define, en base a la facturación de este Organismo, la superficie que progresivamente se ha ido incorporando al riego, sin que se indiquen las hectáreas realmente regadas. Por otro lado, en cuanto a datos más completos por tipo y superficie de cultivo se encuentran los obtenidos por la Declaración de la PAC (DGA, 2017b) y las Encuestas 1T (DGA, 2017a). De la primera hay registro de la superficie total regada desde 1999/00 y de la segunda, más completa, desde 1976/77. Son datos a nivel municipal lo que incluye la superficie de riegos asociada al canal de Tauste y los riegos tradicionales fuera del SRCB.

Finalmente, la única información de la que se dispone con base cartográfica corresponde a la superficie definida por el SIG-PAC (DGA, 2017c), serie muy corta en cuanto a años, y la obtenida por teledetección por Soula (2014). Esta última, aunque completa en cuanto a periodo de tiempo (1971/72-2011/12), solo presenta imágenes de 13 años (Soula, 2014) y los valores de la superficie regada quedan muy por debajo del resto de fuentes de información (Figura III.7).

Tabla III.7. Comparativa de las diversas fuentes de información consultadas sobre superficie regada/regable en la cuenca del Arba.

Fuente	Ventajas	Inconvenientes
Censo Agrario (INE, 2009) Serie: 1981/82-2008/09 Información: cada 10 años	- Dato de superficie por tipo de cultivo - Dato de sistema de riego - Superficie regada	- Pocos años - Dato a nivel municipal - Sin cartografía
Encuestas 1T (DGA, 2017a) Serie: 1976/77-Actualidad Información: anual	- Dato de superficie por tipo de cultivo - Superficie regada - Serie completa en cuanto años y registros	- Dato a nivel municipal - Sin cartografía - Algunos años con sobrestimación de la superficie
PAC (DGA, 2017b) Serie: 1999/00 - Actualidad Información: anual	- Dato de superficie por tipo de cultivo - Superficie regada	- Dato a nivel municipal - Sin cartografía - Serie incompleta
SIG-PAC (DGA, 2017c) Serie: 2005/06 - Actualidad Información: anual	- Información con base cartográfica - Superficie regada	- Serie incompleta
Bibliografía (De los Ríos, 1984) Serie: 1972/73-1979/80 Información: anual	- Datos antiguos - Solo regadío en el SRCB _{-Arba}	- Superficie regable - Sin cartografía
CHE- Sádaba (CHE-Sádaba, 2013) Serie: 1959/60 - Actualidad Información: anual	- Datos antiguos - Solo regadío en el SRCB _{-Arba} - Serie completa	- Superficie regable - Sin cartografía
Teledetección (Soula, 2014) Serie: 1971/72 - 2011/12 Información: mes/año	- Información real con base cartográfica - Amplio periodo de estudio - Superficie regada	- No se define tipo de cultivo - Sin representación de los regadíos de invierno - Varios años sin cartografía

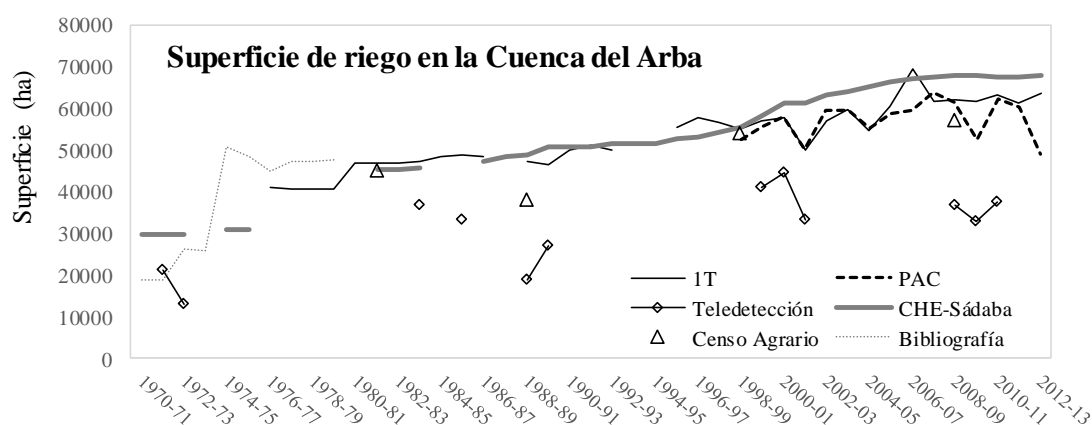


Figura III.7. Evolución de la superficie de riego en la cuenca del Arba según las diversas fuentes consultadas. Solo se incluye la superficie definida para los municipios de Biota, Ejea de los Caballeros, Erla, Luna, Sádaba y Tauste. La información aportada por la CHE (CHE-Sádaba) se ha ampliado para abarcar la superficie municipal de riego fuera del SRCB_{-Arba}.

La serie de base empleada corresponde a la de las Encuestas 1T. Es la serie más completa en cuanto a años y disgrega la información por tipos de cultivo. Se seleccionaron los municipios de Biota, Ejea de los Caballeros, Erla, Luna, Sádaba y Tauste. Fue necesario completar algunos años de la serie con la superficie de facturación aportada por la CHE-Sádaba (CHE-Sádaba, 2013), de información registrada en fuentes bibliográficas (De los Ríos, 1984) y de las Declaraciones de la PAC (DGA, 2017b). De la superficie se eliminaron las superficies no pertenecientes al SRCB_{-Arba} y se fueron incorporando progresivamente las viejas huertas de la margen izquierda del Arba en la medida que las obras de transformación avanzaban. El tipo de riego (inundación, aspersión y goteo) se obtuvo del Censo Agrario. Debido a que el Censo Agrario se realiza cada 10 años, para los años entre censos se aplicó el porcentaje de cada tipo de riego considerando los distintos procesos de modernización, incorporación de las últimas CCRR y el tipo de cultivo.

Tipo de Cultivos

Los principales cultivos de la zona de estudio, corresponden con los cereales de invierno (trigo y cebada) junto con el maíz que dominan sobre todo en los primeros años de la serie de estudio. Posteriormente, a mediados de los años 90, el maíz disminuye a favor de las forrajeras, constituyendo actualmente uno de los cultivos más representativos de la cuenca (Figura III.8). La superficie destinada a leñosos y hortícolas es pequeña, salvo periodos muy concretos para el caso de los hortícolas (Figura III.8). El cultivo de arroz se mantiene ocupando una superficie más o menos constante desde los años 90, con una menor superficie en los años de baja disposición de agua para el riego (Figura III.8). Y finalmente, el girasol, si bien a comienzo de los años 90 fue uno de los cultivos con mayor representación dentro de la cuenca del Arba, desde el año 2000, es muy poca la superficie que se destina a este cultivo.

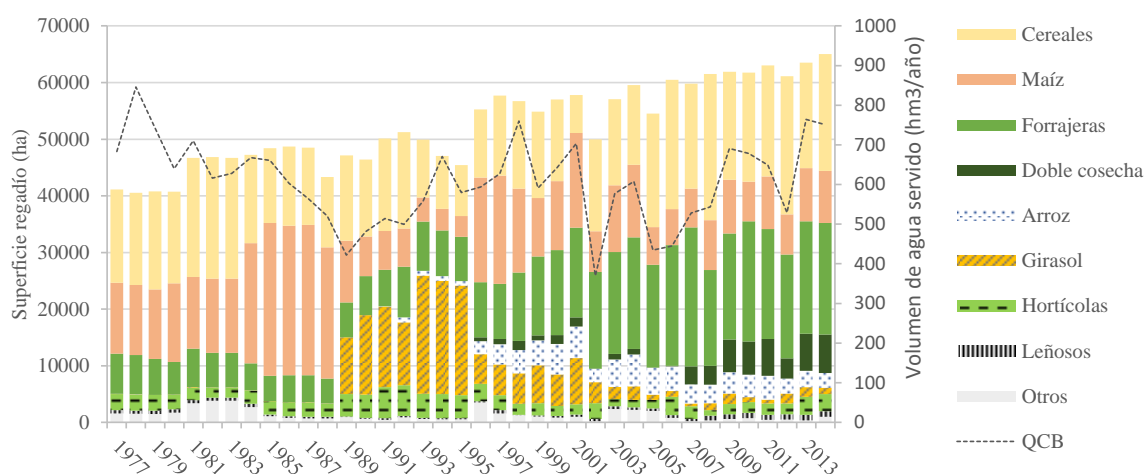


Figura III.8. Distribución de los distintos tipos de cultivos de regadío en los municipios de Biota, Ejea, Erla, Luna, Sádaba y Tauste según las Encuestas 1T, incluyendo la superficie estimada como doble cosecha (Serie 1976/77-2013/14). Se incluye el volumen de agua anual servido por el Canal de Bardenas a todo el SRCB (QCB, hm³/año).

Dobles cosechas

El uso de las dobles cosechas en el regadío es una práctica cada vez más habitual en la cuenca del Ebro debido entre otras cosas, al incremento de la superficie de riego presurizado gracias a los procesos de modernización que permiten una mayor optimización de los recursos de agua (Jiménez-Aguirre, 2017). Al igual que en otros grandes sistemas de riego de la cuenca, en el SRCB-Arba las dobles cosechas es también una práctica cada vez más habitual. Esta práctica se centra fundamentalmente en los riegos por aspersión y su extensión viene determinada por la cantidad de agua disponible a principio de temporada en el embalse de Yesa: en los años con una elevada disponibilidad de agua se comprueba un aumento de la superficie de riego con doble cosecha (información aportada por los técnicos del Canal de Bardenas) mientras que en los años en los que las disponibilidades de agua son más bajas, no se permite la siembra del cultivo de primavera.

El cálculo de las NH_n para los cultivos de estas superficies no es sencillo: no existe una fuente de información que concrete que superficie/tipo de cultivo se implanta con doble cosecha (salvo los últimos años de la Declaración de la PAC) a lo que hay que añadir que tanto los coeficientes de cultivo (K_c) como las fechas entre siembra y cosecha son distintos a los definidos para los cultivos anuales.

En las fuentes sobre distribución de cultivos consultadas (DGA, 2017a; DGA, 2017b), solo se hace referencia a un solo cultivo que suele corresponder con el primero de ellos. Si se calcula las NH_n haciendo solo referencia al indicado por las fuentes, los meses de primavera quedarían bien definidos pero los de máximo consumo, julio y agosto quedarían infra estimados.

La experiencia muestra que son varias las combinaciones de cultivo que se pueden dar dentro de las dobles cosechas (cebada-maíz, veza-maíz, ray grass-maíz, cebada-sorgo, guisante-maíz, cebada-girasol, etc.). Sin embargo, las encuestas realizadas por el CITA a los agricultores del SRCB-Arba y de otros sistemas de riego de la cuenca del Ebro con similares características (La Violada y Alcanadre; CHE-CITA, 2011, 2013, 2017), responden en su mayoría y de forma promediada a una primera cosecha de cebada con siembra en la primera semana de noviembre y cosecha a principios de junio, y una segunda cosecha de maíz, con siembra a mediados de junio y cosecha en los primeros días de diciembre.

Para el cálculo de las NH_n de las dobles cosechas dentro del SRCB-Arba se aplicaron las mismas fórmulas que los cultivos anuales, adaptando el K_c de la cebada y el maíz a los periodos fenológicos en función de las fechas de siembra y cosecha definidas en las encuestas. Y la superficie destinada a doble cosecha se calculó a partir de las salidas del canal de Bardenas y la información también recogida en dichas encuestas (CHE-CITA, 2011, 2013, 2017):

- Años húmedos, percentil del canal <40%, se considera como doble cosecha el 50 % de la superficie por aspersión.
- Años medios, percentil del canal 40-80%, se considera como doble cosecha el 20 % de la superficie por aspersión.
- Años secos, percentil del canal >80% se considera como doble cosecha el 1% de la superficie por aspersión.

La superficie de doble cosecha solo se aplicó a los últimos años de la serie, en el periodo 1996-2014. Hay que añadir que la superficie de riego con aspersión dentro del Sistema es baja, de modo que tan solo se incluye como doble cosecha un máximo del 11% del total de la superficie (Figura III.15), correspondiente a años con un volumen elevado de agua servida por el canal y a partir del año 2009, donde los planes de modernización llevados a cabo en el Sistema incrementan la superficie de riego por aspersión. Algunos de los trabajos realizados dentro de este Sistema muestran porcentajes muy elevados de superficies de dobles cultivos de hasta un 24% (Barranco de Lerma) en zonas de riego presurizado (Abrahamo, 2010). En otras zonas de riego por aspersión y pívot como en la CR de Lasesa (Riegos del Alto Aragón) se documenta un 26% de superficie de dobles cultivos (Andrés y Cuchi, 2014a) o en la CR de Almodóvar con riego por aspersión se alcanza el 20% (Jiménez-Aguirre, 2017).

2.3.4. Mapa de litologías salinas

La disolución de las sales del suelo por el agua de riego y las precipitaciones es una de las principales fuentes de salinidad en el río Arba. Para poder cuantificar esta contribución es necesario conocer el nivel salino de los sustratos de la Cuenca. No existe una cartografía de suelos detallada que cubra toda la superficie del SRCB_{Arba} que permita definir las características del sustrato sobre el que se desarrolla el regadío. Por ello, se optó como base para la caracterización de los suelos la cartografía geológica de menor escala y mayor extensión disponible en la zona y que corresponde al mapa geológico escala 1:50.000 del Instituto Geológico y Minero de España, Hojas 208, 245, 246, 283, 284, 321 y 322 (IGME, 1977-2009). A partir de esta cartografía de base, se configuró un nuevo mapa litológico en el que se muestra las formaciones susceptibles de aportar sales a los ríos de la cuenca (Figura III.9).

Su elaboración consistió en la selección y clasificación de todas aquellas litologías que incluyen en su composición algún componente sulfatado o clorurado, principalmente yesos y halita. Se trata de una cuenca donde la formación de lagos interiores durante el Terciario y su progresiva evaporación, favoreció la acumulación de sedimentos evaporíticos ricos en sulfatos y cloruros. Se puede observar de norte a sur un progresivo incremento de la componente salina desde las

formaciones más terrígenas al norte donde el yeso está presente de forma esporádica hasta formaciones fundamentalmente salinas situadas al sur, en el eje de Ebro.

Las litologías seleccionadas se clasificaron en 5 grupos diferentes en función de su composición. Su caracterización depende del grado de detalle de las distintas Hojas, procurando en todo momento dar continuidad a las formaciones en todo el mapa.

1. Formaciones cuya composición litológica principal es yeso, halita y otras litologías salinas. Se limitan a los afloramientos salinos situados al sur, en el término municipal de Tauste e incluye:

- Yeso tabular-nodular con calcisiltitas y sales. Formación con dominio de yeso tabular y de niveles de calcisiltitas sobre los niveles margosos con presencia de yeso nodular y de niveles de halita (Hojas 321 y 322).

2. Formaciones cuya composición litológica principal es yeso y/o otras formas sulfatadas. Composición litológica similar a la anterior, pero sin presencia de halita e incluye:

- Yesos con calcisiltitas y margas. Yesos tabulares, entre los que se intercalan niveles de margas y calcisiltitas de delgado espesor (Hojas 321 y 322).

3. Formaciones de litologías no salinas que incluyen niveles de yeso o yeso nodular y sal. Afloramientos también terciarios, situados en el sector más meridional de la cuenca, encontramos:

- Alternancia de margas y yesos. Sucesión de margas, margocalizas y calcisiltitas con yeso nodular y yeso tabular. (Hoja 322 y 284).

- Arcillas rojas con yeso nodular y arcillas rojas con canales de gipsiarenitas. Las arcillas presentan niveles de limos yesíferos además de nódulos de yeso. Hacia el sur puede presentar también pseudormorfos de sal de 20 – 40 cm (Hoja 322).

- Arcillas calcáreas, y limos con calizas arcillosas y capas de areniscas y limolitas eventuales. Las Areniscas contienen abundante yeso y las arcillas y limos presentan finas hiladas de yeso fibroso (Hoja 321)

- Arcillas y margas grises con abundantes niveles de yeso. Estos yesos pueden presentarse en forma de nódulos y de forma ocasional laminados (Hoja 283).

4. Formaciones de litologías no salinas con niveles esporádicos de yeso. Estas formaciones cubren buena parte del tramo medio de la cuenca, al sur de Ejea de los Caballeros y se encuentra formadas por:

- Alternancia de margas con calizas margosas y tablas de caliza con presencia ocasional de nódulos de yeso. (Hojas 284 y 322)

- Margas, areniscas, arcillas y tablas de caliza que presentan de forma esporádica nódulos de yeso. Las areniscas también presentan cemento calcáreo y yesífero (Hojas 283 y 284)

5. Formaciones donde el yeso es poco representativo y se presenta en zonas muy localizadas. Corresponde al tramo central de la cuenca, al norte de Ejea de los Caballeros. A este grupo pertenece:

- Paleocanales de areniscas y arcillas. Formaciones terrígenas con presencia de algunas láminas de yeso fibroso secundario y cemento yesífero (Hojas 245, 246 y 284).

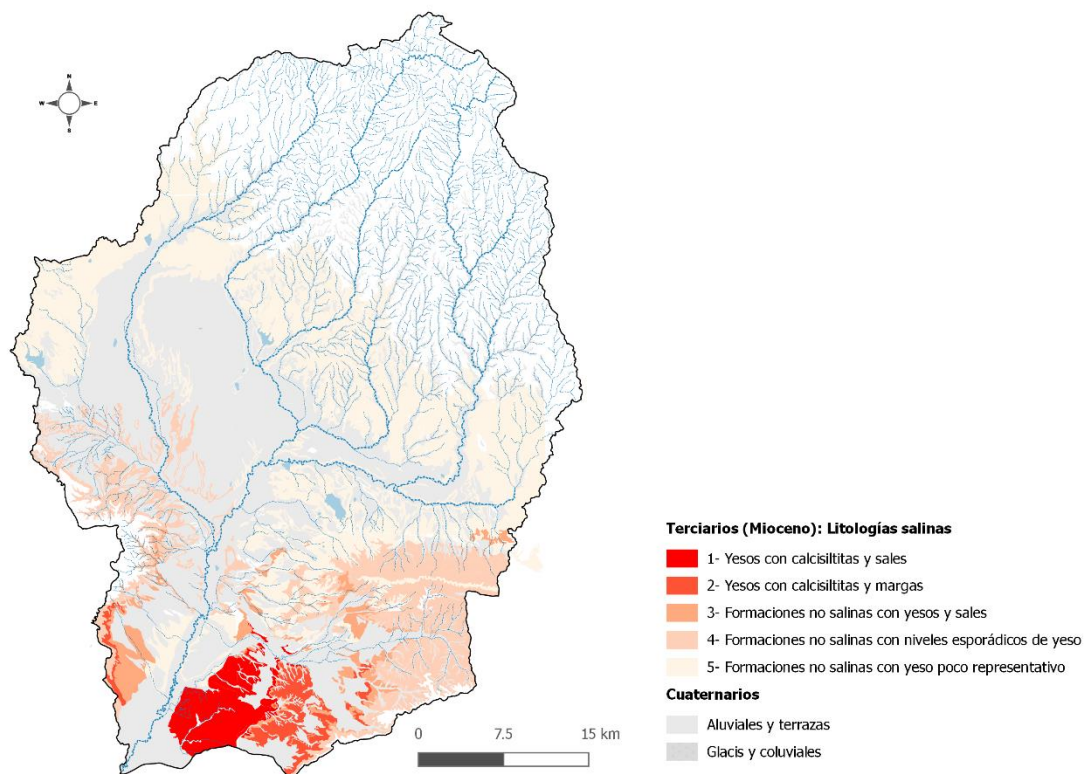


Figura III.9. Mapa de litologías salinas de la cuenca del Arba.

Hay que tener en cuenta que existen en la cuenca ciertas zonas y procesos susceptibles de aportar sales al medio y que no quedan bien definidos dentro de la cartografía litológica:

- Aportes de sal de los acuíferos con formaciones subyacentes ricas en sales. La infiltración del agua en los acuíferos y su contacto con el basamento salino incrementa la salinidad de las aguas subterráneas y con ello la de sus descargas a los ríos. Se trata fundamentalmente de zonas de aluviales y glacis al sur de la cuenca cartografiados como no salinos, pero con unas aguas subterráneas ricas en sales tal y como muestran las redes de control de calidad en estos acuíferos.

- La continua erosión de las formaciones salinas y su posterior sedimentación en condiciones más salinas (la concentración de sales incrementa con la evaporación del agua durante el proceso

de transporte y sedimentación) favorece la formación de depósitos aluviales y coluviales ricos en sales con concentraciones incluso mayores que las de las principales formaciones terciarias salinas (Martínez-Beltrán, 1978) y sin embargo, estas formaciones se definen como cuaternarios y por tanto son clasificadas como no salinas.

- No se tiene en cuenta los procesos de salinización de suelos. Con la entrada de los regadíos en los años 60 el balance de agua en el suelo cambió; actualmente el aporte de agua es mayor que la evapotranspiración de los cultivos de modo que una importante cantidad de sales procedentes del lavado de los retornos de riego se infiltra en el subsuelo. En aquellas zonas donde no existe un buen drenaje, el agua subterránea rica en sales y próximo a superficie, asciende por capilaridad generando un proceso secundario de salinización. (Martínez-Beltrán, 1978).

2.3.5. Caracterización de la superficie de riego según la litología salina sobre la que se sitúan

Para poder caracterizar la calidad de los drenajes de riego es necesario definir qué tipo de suelo se está regando. En la cuenca del Arba y para la serie de estudio, esto supone una dificultad añadida en la medida que la superficie de riego se ha ido incrementando paulatinamente incorporando no solo riegos sobre las superficies no salinas como los sasos y aluviales, sino también sobre suelos terciarios cuyos retornos de riego movilizan gran cantidad sales. A partir de los datos de facturación sabemos la superficie que anualmente se incorporó al riego, pero no las hectáreas realmente regadas y dónde se localizan.

Para identificar las zonas con distintos niveles de salinidad del suelo se empleó como base el mapa de litologías salinas. Los cinco grupos de litologías definidos inicialmente se reagruparon en tres:

- N₂: Zonas salinas, con importantes aportes de sales en los retornos de riego y cuya composición es fundamentalmente yeso y sales más solubles (Grupos 1 y 2). En los drenajes de estas zonas se han medido valores de concentración de sales elevados por encima de 5.000 mg/l (CE= 6,8 dS/m), con promedios entre 3.000 y 4.000 mg/l (CE= 4 - 5,5 dS/m), por encima de la solubilidad del yeso (Tabla III.8; Figura III.11). Dentro de este grupo se localizan algunos de los barrancos de la margen izquierda y derecha del Arba situados más al sur (CCRR VII y XI) (Figura III.10).
- N₁: Zonas medianamente salinas, con niveles de yesos y otras formaciones sulfatadas (Grupos 3 y 4). En estas zonas las concentraciones de sales de los drenajes son muy variadas, de entre 1.000 y 3.000 mg/l (CE= 1,4 - 3,3 dS/m), en torno a la solubilidad del yeso (Tabla III.8). El barranco de Valareña, así como algunos otros barrancos situados en la margen derecha del Arba, son algunas de las zonas donde buena parte de su área de

aportación y riegos se localizan sobre estas formaciones (Figura III.10). El barranco de Lerma tributario por la margen izquierda del Arba, con drenajes también provenientes de litologías N₁ (Figura III.10) ha sido monitorizado diariamente con una serie de CE de más 10 años. Para esta zona de riegos fundamentalmente presurizados se obtienen valores promediados de 3,3 dS/m lo equivale a 2.400 mg/l de SDT con máximos en torno a 3.500 mg/l (CE=4,7 dS/m) (cuantil 5%) y mínimos de 1.700 mg/l (CE=2,3 dS/m) (cuantil 95%) (Tabla III.8).

- N₀: Zonas no salinas o con bajo incremento de salinidad de las aguas de retorno de riego (Grupo 5 y resto de litologías). Corresponden a los cuaternarios u otras formaciones terciarias donde el yeso se presenta de forma esporádica y donde la concentración de sales de los retornos de riego no es elevada, de entre 300 y 800 mg/l (0,4 - 1,2 dS/m) (Tabla III.8; Figura III.10).

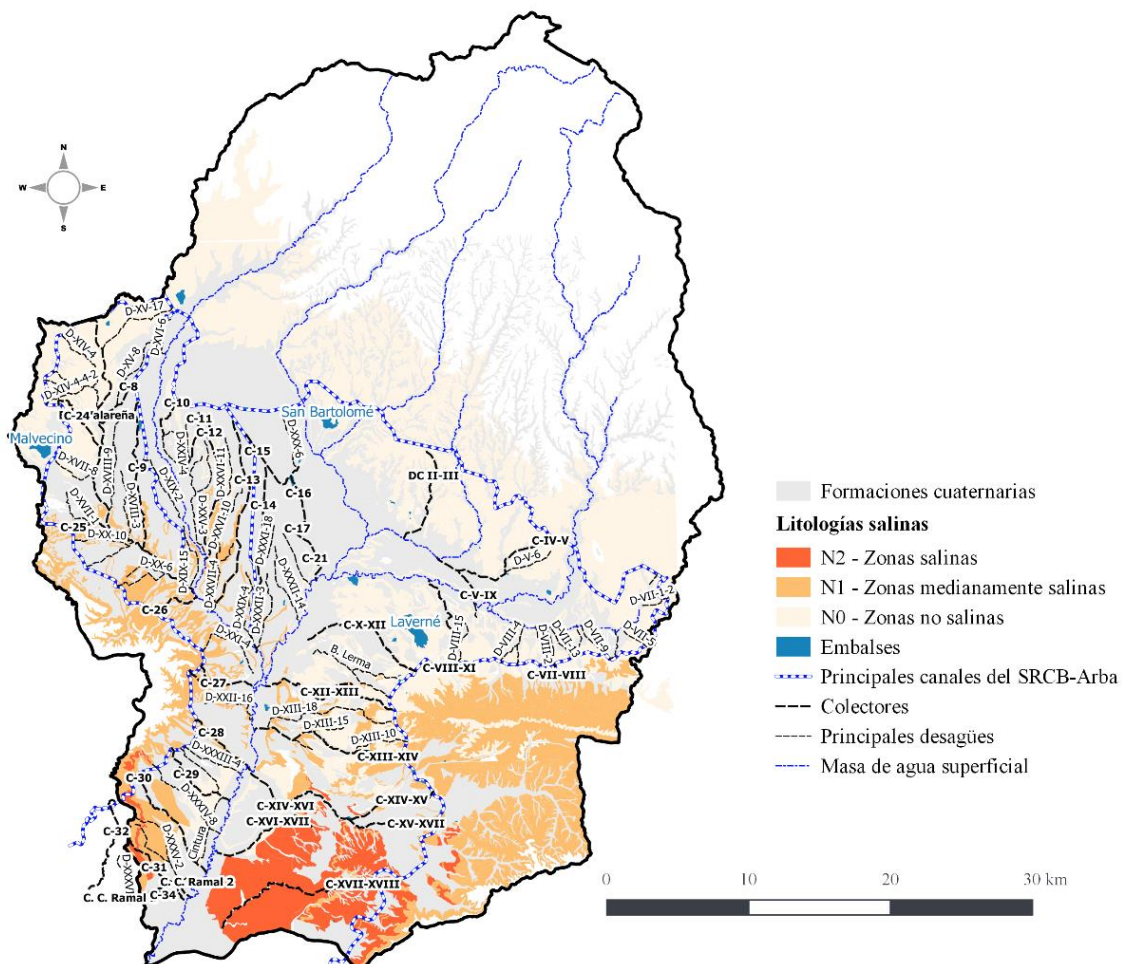


Figura III.101. Mapa de los principales colectores del SRCB-Arba y de litologías salinas en la cuenca del Arba.

Tabla III.8. Valores de CE medidos en los drenajes en la Cuenca del Arba y obtenidos de diferentes trabajos llevados a cabo dentro de la cuenca. ENR indica estación de no riego (oct-mar) y ER indica estación de riego (abr-sept). La zona de drenaje indica la litología del área de drenaje del punto de muestreo.

Autor - Año	Zona de drenaje	Fecha	Mues	Desg	CE (dS/m)		
					Med	Max	Min
Sasos (N₀- Riegos inundación)							
Basso 1994	Saso de Miralbueno ¹	ENR		5	0,78	1,12	0,51
Basso 1994	Saso de Miralbueno ¹	ER		5	0,75	1,21	0,50
Isidoro et al., 2002	Saso de Miralbueno ²	10/99-03/00 ENR	69	12	0,70	1,05	0,47
Isidoro et al., 2002	Saso de Miralbueno ²	04/00-09/00 ER	94	12	0,65	0,91	0,37
Causapé et al. 2004a	Saso de Miralbueno	27/06/00	1	1	0,89	-	-
Isidoro et al., 2002	S. Miralbueno+aluvial ³	10/99-03/00 ENR	48	8	0,96	1,76	0,54
Isidoro et al., 2002	S. Miralbueno+aluvial ³	04/00-09/00 ER	63	8	0,74	1,45	0,37
Isidoro et al., 2002	Saso de Miraflores ⁴	10/99-03/00 ENR	36	6	1,20	1,81	0,62
Isidoro et al., 2002	Saso de Miraflores ⁴	04/00-09/00 ER	48	6	0,94	1,43	0,39
Isidoro et al., 2002	S. Miraflores+aluvial ⁵	10/99-03/00 ENR	30	5	1,26	1,96	0,46
Isidoro et al., 2002	S. Miraflores+aluvial ⁵	04/00-09/00 ER	35	5	0,83	1,36	0,38
Aluvial del Riguel (N₀- Riegos inundación)							
Isidoro et al., 2002	Aluviales de Riguel ⁶	10/99-03/00 ENR	12	2	0,96	1,41	0,57
Isidoro et al., 2002	Aluviales de Riguel ⁶	04/00-09/00 ER	16	2	0,96	1,94	0,71
Bco. Valareña (N₀+N₁- Riegos inundación)							
Basso, 1994	Aluviales+Terciarios	10/90-03/93 ENR		1	2,05	3,17	0,76
Basso, 1994	Aluviales+Terciarios	6/90-09/92 ER		1	1,61	3,20	0,76
Isidoro et al., 2002	Aluviales+Terciarios	10/99-03/00 ENR	6	1	2,03	2,83	1,06
Isidoro et al., 2002	Aluviales+Terciarios	04/00-09/00 ER	8	1	1,20	1,44	0,70
Causapé et al., 2004a	Aluviales+Terciarios	27/06/00	1	1	1,27	-	-
Bco. Lerma (N₀+N₁- Riegos presurizados)							
CITA	Glacis+Terciarios	2005-2016 ENR	1.241	1	3,27	4,54**	2,34*
CITA	Glacis+Terciarios	2005-2016 ER	1.317	1	3,36	4,94**	2,26*
Abrahamo 2010	Glacis+Terciarios	2004-2008	240	4	3,80	9,60	1,0
Margen derecha tramo medio Arba (N₀+N₁-Riegos inundación)							
Basso, 1994	Glacis laterales ⁷	ENR 10/90-03/93		1	2,27	2,68	0,58
Basso, 1994	Glacis laterales ⁷	ER 06/90-09/92		1	2,21	2,82	0,58
Basso, 1994	Glacis laterales ⁸	ENR 10/90-03/93		1	5,92	9,25	0,65
Basso, 1994	Glacis laterales ⁸	ER 06/90-09/92		1	5,01	9,84	0,65
Lasanta et al., 2001	Glacis laterales	06/99-09/00	18	1	3,54	-	-
Margen derecha tramo bajo del Arba (N₁+N₂-Riegos inundación)							
Basso, 1994	Glacis laterales ⁹	ENR 10/90-03/93		3	2,91	6,55	1,43
Basso, 1994	Glacis laterales ⁹	ER 6/90-09/92		3	2,81	6,69	1,23
(N₁+N₂-Riegos inundación + presurizado)							
Basso, 1994	Glacis laterales ¹⁰	ENR 10/90-03/93		2	4,56	6,41	1,50
Basso, 1994	Glacis laterales ¹⁰	ER 06/90-09/92		2	4,31	7,20	1,50
Margen derecha tramo bajo del Arba (N₀- Riegos inundación)							
Basso, 1994	Aluviales ¹¹	ENR 10/90-03/93		1	1,09	1,49	0,57
Basso, 1994	Aluviales ¹¹	ER 6/90-09/92		1	1,05	1,68	0,57
Río Arba en Tauste							
Red Calidad CHE	Cuenca del Arba	ENR 10/74-02/15	217	1	2,07	3,56**	0,96*
Red Calidad CHE	Cuenca del Arba	ER 04/75-09/15	242	1	1,90	3,38**	0,89*
Basso, 1994	Cuenca del Arba	ENR 10/90-03/93	29	1	2,07	3,81	0,63
Basso, 1994	Cuenca del Arba	ER 04/91-09/92	23	1	1,55	2,46	1,09
RecoREbro CHE	Cuenca del Arba	ENR 10/04-03/10	1.005	1	3,04	5,39**	1,18*
RecoREbro CHE	Cuenca del Arba	ER 04/04-09/10	1.142	1	2,62	5,51**	1,19*

*Cuantil 95 de las muestras de agua; ** Cuantil 5 de las muestras de agua; ⁽¹⁾ Promedio de CE de los desagües: C-11, C-12, C-13, -14 y C-21; ⁽²⁾ Promedio de CE de los desagües: C-21, D-XXXII-8, D-XXXII-14, D-XXXII-3-1, C-14-A, C-13-B, D-XXVIII-5, D-XXVIII-7 D-XXX-4, D-XXX-6, D-XXX-1 y D-XXX-3; ⁽³⁾ Promedio de CE de los desagües: D-XXXII-3, C-14, D-XXIX-4, C-13, C-13-A, D-XXVII-4, D-XXVI-10 y D-XXVI-4; ⁽⁴⁾ Promedio de CE de los desagües: D-XIX-11, D-XIX-7, C-9-A, D-XIX-6, D-XIX-2 y D-XIX-2-2; ⁽⁵⁾ Promedio de CE de los desagües: D-XIX-13, D-XIX-5, C-9, D-XVIII-3 y D-XVIII-9; ⁽⁶⁾ Promedio de CE de los desagües: C-11 y C-11-A; ⁽⁷⁾ Promedio de CE del desagüe: C-28; ⁽⁸⁾ Promedio de CE del desagüe: C-27; ⁽⁹⁾ Promedio de CE de los desagües: C-31, D-XXXIV-8 y D-XXXIII-4; ⁽¹⁰⁾ Promedio de CE de los desagües: C-29 y C-30; ⁽¹¹⁾ Promedio de CE del desagüe: C-34.

Para caracterizar la salinidad de los suelos en la superficie regable, se empleó la superficie obtenida por teledetección (Soula, 2014), aplicando diferentes máscaras de recorte y ampliación, obtenidos de las coberturas SIG-PAC.

El análisis de imágenes de satélite es una buena herramienta para definir y ubicar las áreas regadas en series antiguas en las que no se dispone de información. Sin embargo, hay que tener en cuenta que esta herramienta tiene ciertas limitaciones. El grado de detalle de las imágenes antiguas es pequeño de modo que los píxeles abarcan amplias superficies con numerosas parcelas, caminos e infraestructuras etc., que en función del valor promediado pueden quedar definidos o no, como regadío. Por otro lado, la teledetección permite cuantificar correctamente la superficie de riego, pero sólo de los cultivos con un índice de vegetación NDVI alto en los meses de verano (Soula, 2014), los cultivos de invierno en regadío son más difíciles de detectar y en la cuenca del Arba, para algunos años, pueden representar cerca del 50 % del total de la superficie cultivada en el regadío.

Estas limitaciones en el uso de la teledetección se procuraron solventar mediante la combinación y tratamiento de imágenes de satélite con máscaras de coberturas actuales obtenidas del SIG-PAC 2010 y 2017 (DGA, 2017c). La primera (SIG-PAC, 2010) definiría toda la superficie de riego del SRCB-Arba con anterioridad a la modernización del Monte del Saso de Biota (1.216 ha de pivots) y la segunda (SIG-PAC, 2017) tras las obras de modernización. Bajo esta premisa, se entiende que la estructura de las parcelas se ha mantenido con el tiempo, y que una vez las parcelas se han transformado a riego, no ha habido ningún otro cambio en los usos del suelo.

Las imágenes de satélite ya tratadas se obtuvieron de los trabajos de Soula (2014). Son imágenes tipo ráster con celdas de 30 m que definen a partir del análisis del NDVI, que zonas se mantienen verdes y cuales no para la fecha del registro de la imagen. Sobre el ráster-NDVI se superpuso la máscara de riegos SIG-PAC de modo que quedaran correctamente delimitadas las parcelas de regadío, indicando la CCRR a la que pertenecen y municipio. Para establecer el número de parcelas y superficie regada en cada año se aplicaron distintos porcentajes de ocupación de la superficie definida como riego por teledetección sobre las parcelas de riego del SIG-PAC, hasta obtener valores de superficie totales ajustados a los definidos para cada municipio/CCRR por las distintas fuentes consultadas (Figura III.7). El mejor ajuste correspondió a una máscara de selección de parcela de amplio rango, de entre el 5 y el 10 % de la superficie de ocupación (Figura III.11). Las diferencias entre las superficies obtenida por el tratamiento de imágenes satélites y las fuentes consultadas quedaron en todos los casos por debajo del 8%, salvo para los años 80 donde las diferencias fueron elevadas, entre el 10-25%. Se debe indicar que los años con mayor error, 1988/89

y 1989/90, fueron años especialmente secos (percentil de agua servida por el canal del 96% y 89% y percentil de lluvia del 91% y 76% respectivamente).

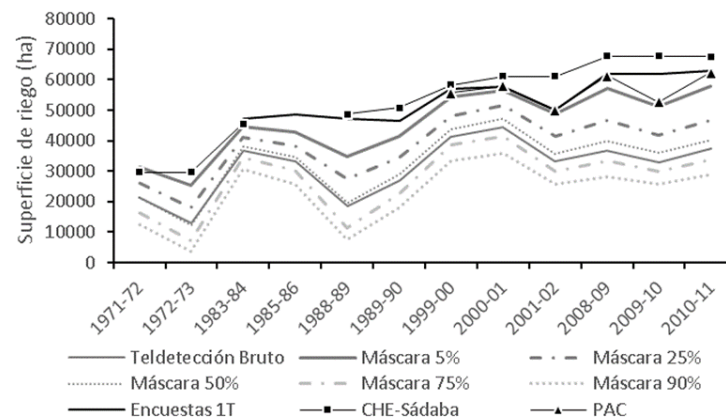


Figura III.11. Comparativa de la superficie de riego obtenidas mediante la aplicación de máscaras a las imágenes de satélite (Soula, 2014), con el total de la superficie de riego en la cuenca obtenida por diversas fuentes.

Finalmente, para caracterizar la salinidad de la superficie de riego, se solaparon las parcelas definidas como riego para cada uno de los años en los que se disponía de imagen satélite con el mapa de litologías salinas (Figuras 12, 13 y 14). La información final obtenida corresponde al porcentaje anual de tipología salina (N_0 , N_1 y N_2) para cada una de las CCRR de base, así como para la totalidad del Sistema. Los años sin información se resolvieron a partir de los datos de años anteriores y posteriores con registro, teniendo en cuenta el año de incorporación y ampliación de las CCRR de base.

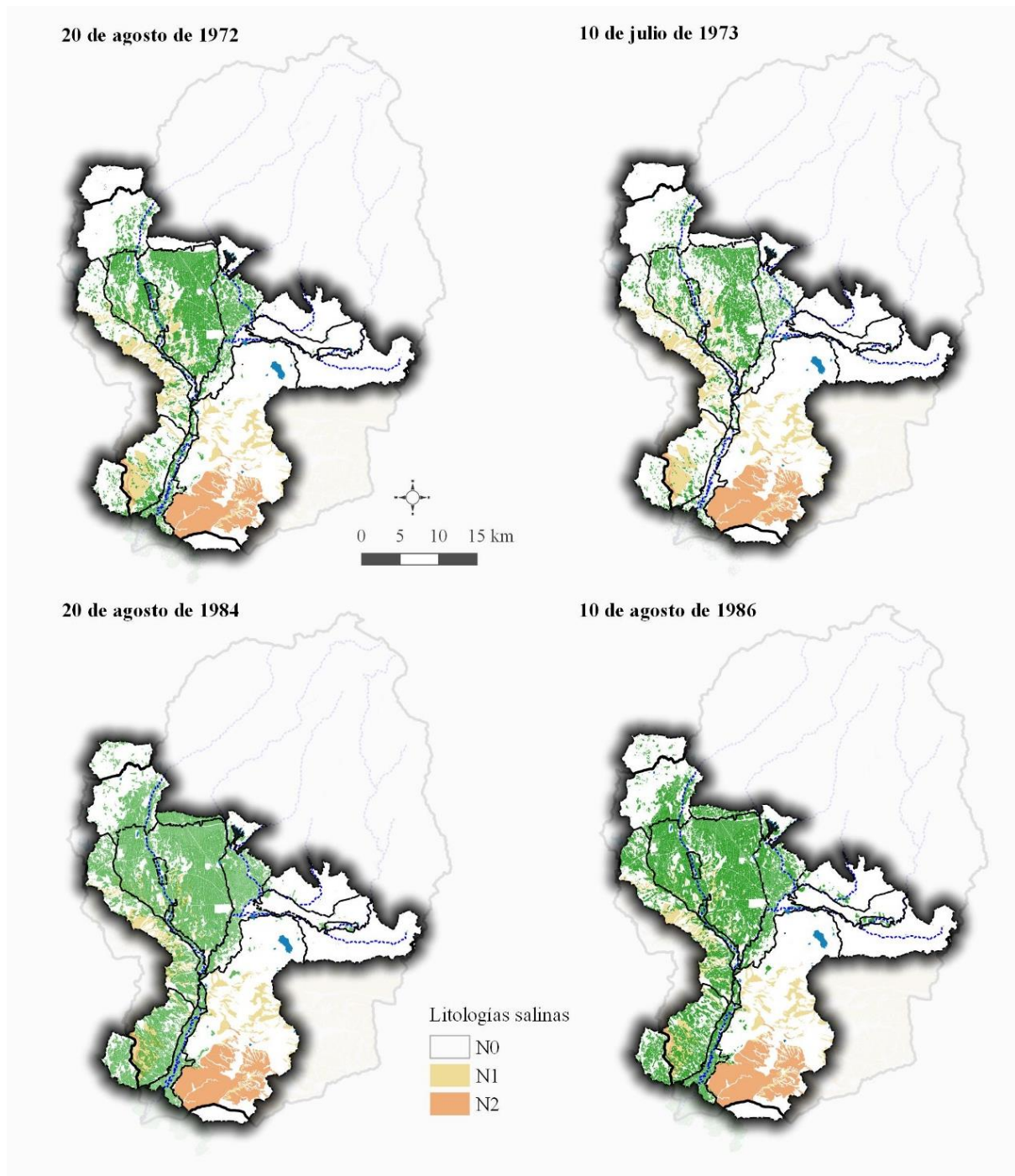


Figura III.12. Evolución de los regadíos del SRCB_{Arba} sobre el mapa de litologías salinas según imágenes satélite (Soula, 2014) y tratamiento con máscara de 5-10%. Años 1972, 1973, 1984 y 1986.

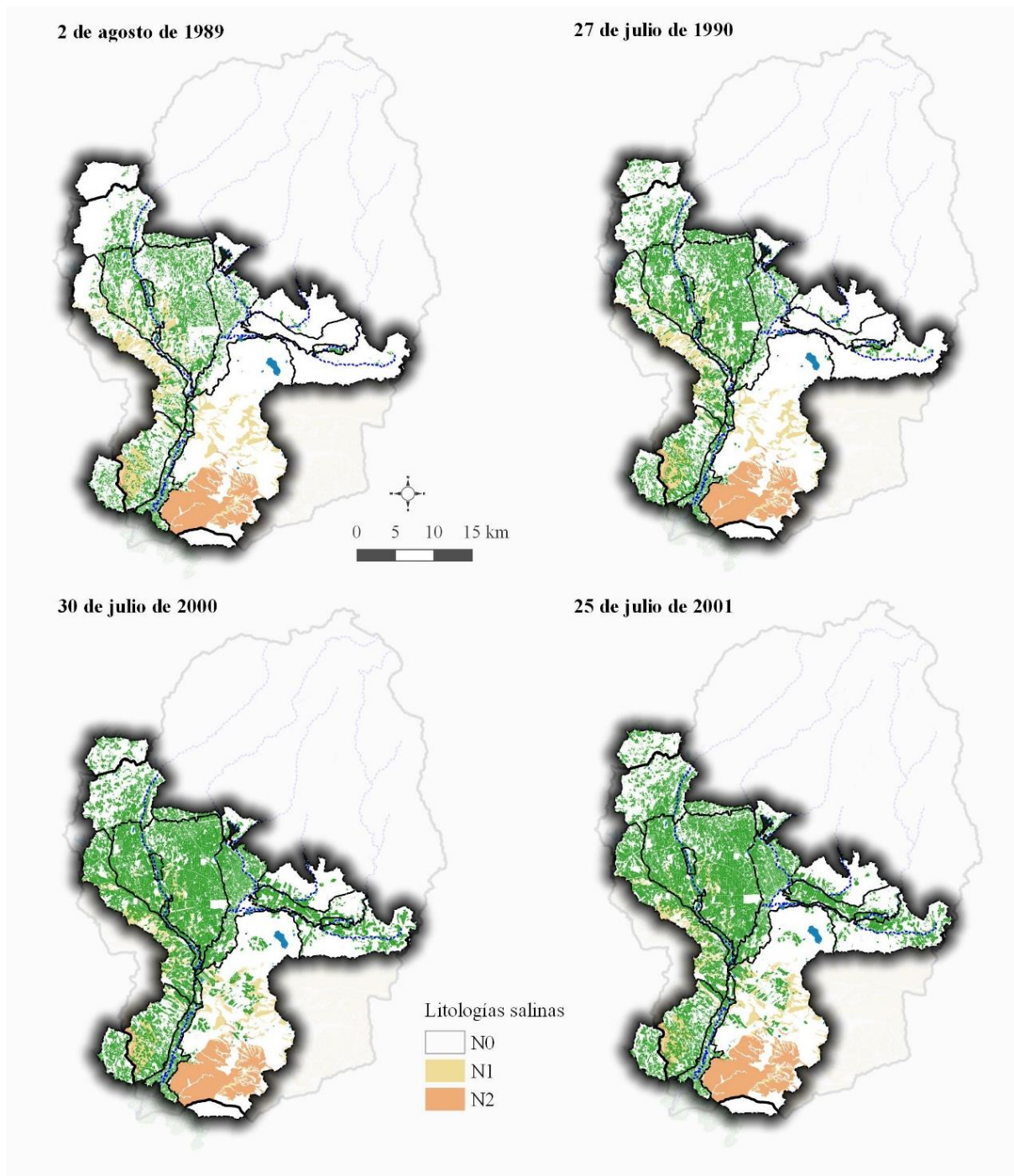


Figura III.13. Evolución de los regadíos del SRCB_{Arba} sobre el mapa de litologías salinas según imágenes satélite (Soula, 2014) y tratamiento con máscara de 5-10%. Años 1989, 1990, 2000 y 2001.

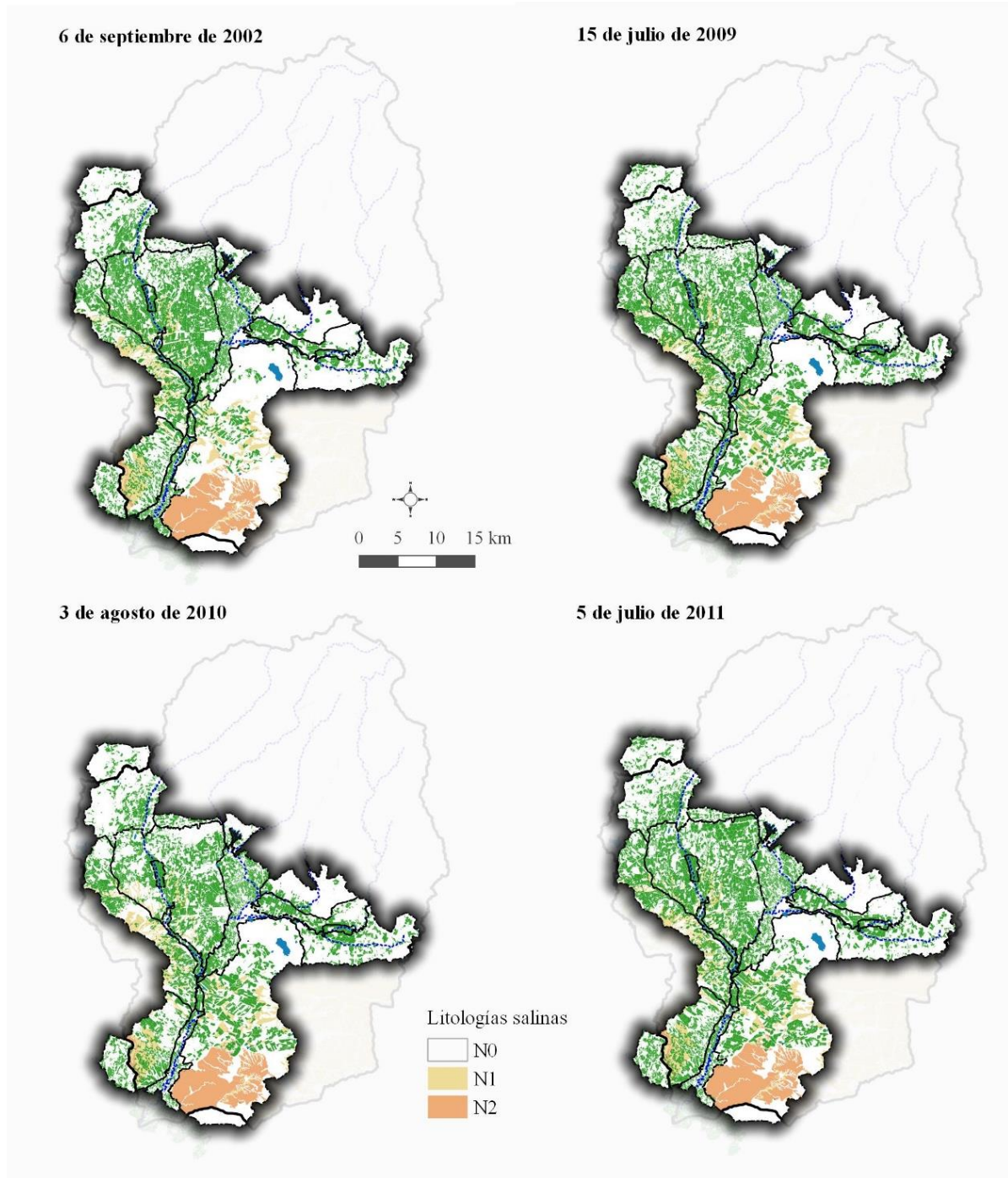


Figura III.14. Evolución de los regadíos del SRCB_{Arba} sobre el mapa de litologías salinas según imágenes satélite (Soula, 2014) y tratamiento con máscara de 5-10%. Años 2002, 2009, 2010 y 2011.

2.3.6. Volumen de agua servida por el Canal de Bardenas

El volumen de agua servida por el canal para los distintos usos del sistema se obtuvo de los datos aportados por el Servicio Tercero de Explotación de Sádaba de la CHE (CHE-Sádaba). Si bien los datos de los últimos años (CHE-Sádaba, 2017) son completos y detallados en cuanto a información y volumen de agua servida (campañas 2004/05- 2013/14), para el resto de la serie hay campañas en las que no existe información (1976/77-1980/81 y 1984/85-1986/87) y otras en las que los datos son anuales y/o están calculados a partir de dotaciones.

Los datos recogidos fueron los siguientes:

- Volumen de agua mensual servida para riego y cuantificada para cada CCRR de base (R_f hm³/mes) (Figura III.15). Se trata del volumen de agua medido en los principales puntos de toma del Sistema lo que incluye el volumen de riego servido en parcela y las pérdidas en las redes de distribución. Los datos desde 1987/88 hasta 2013/14 están cuantificados mensualmente, sin embargo, los registros de los años anteriores sólo dan volúmenes anuales. El dato mensual para estos años se obtuvo mediante el prorrateo del volumen anual proporcionalmente a las NH mensuales de cada campaña de riego.
- Volumen de agua mensual para abastecimiento urbano obtenido a partir de los datos de facturación (Q_{u+i} - hm³/mes). Para años sin dato de facturación (1974-1980 y 1985-2001) se aplicó a los datos censales de población, el máximo volumen de agua por habitante y día registrado en la serie de volumen de agua facturado para cada localidad. En aquellos años en la que solo se disponía de facturación anual, el reparto mensual de agua se calculó aplicando al volumen anual el prorrateo obtenido de las lecturas del núcleo de Ejea de los Caballeros, por ser el de mayor consumo de agua de la cuenca.
- Salidas en almenaras (P_a hm³/mes) que incluyen el volumen de agua turbinado en las hidroeléctricas (Q_{elec}) con información desde la campaña de riego 1997/98 y los desagües a las almenaras debidos a la gestión del Sistema (Q_{alm}) con información desde la campaña de riego 2000/01 [Ec. 5.]. Para los primeros años la información se obtuvo a partir del volumen total servido por el Canal de Bardenas en Yesa (Q_{CB}) menos el volumen de agua conocido ($R_f + Q_{u+i} + P_c + Q_{elec}$), lo que incluye las salidas del canal hacia las cuencas del Aragón (Q_{arag}) y Arba [Ec.6.]. Dado que no todas las salidas directas de las almenaras (Q_{alm}) se realizan en la Cuenca del Arba, a esta diferencia se le aplicó un porcentaje del 72%. Este dato se obtiene del reparto de agua entre ambas cuencas que varía entre un 70-85% para abastecer a la cuenca del Arba y un 30-15% que se destina a la cuenca del Aragón (sin contabilizar las salidas al embalse de La Loteta -Río Ebro).

$$[Ec. 5.] \quad P_a = Q_{alm} + Q_{elec}$$

$$[Ec. 6.] \quad Q_{alm} = Q_{CB} - (Q_{arag} + R_f + Q_{u+i} + Q_{elec} + P_c)$$

Q_{alm} : Volumen de agua desaguado en las almenaras sin contabilizar las debidas a las hidroeléctricas (hm^3/mes).

Q_{CB} : Caudal de salida del canal de Bardenas en Yesa (hm^3/mes).

Q_{arag} : Volumen de agua servido por el canal en la cuenca del río Aragón e incluye el agua de hidroeléctricas, urbano e industrial y riegos (hm^3/mes).

R_f : Volumen de agua servido por el canal para el riego de las CCRR de la cuenca del Arba (hm^3/mes).

Q_{u+i} : Volumen de agua para abastecimiento urbano e industrial (hm^3/mes).

Q_{elec} : Volumen de agua turbinado por las hidroeléctricas de la cuenca del Arba (hm^3/mes).

P_c : Pérdidas de agua de los principales canales(hm^3/mes).

- Pérdidas en los grandes canales (P_c , hm^3/mes). Corresponde al volumen de agua que se pierde por pérdidas o evaporación en los principales canales que controla la Confederación Hidrográfica del Ebro. Esta variable depende de muchos factores como el estado de las canales de riego, su calado, el caudal, etc. Es un volumen de agua que no es servido a las acequias y redes secundarias de modo que no es facturado. Se desconoce su cuantía, sin embargo, el Servicio Tercero de Explotación de Sádaba estima este valor entre 2 y 2.5 m^3/s en pleno rendimiento (CHE-Sádaba, 2017).

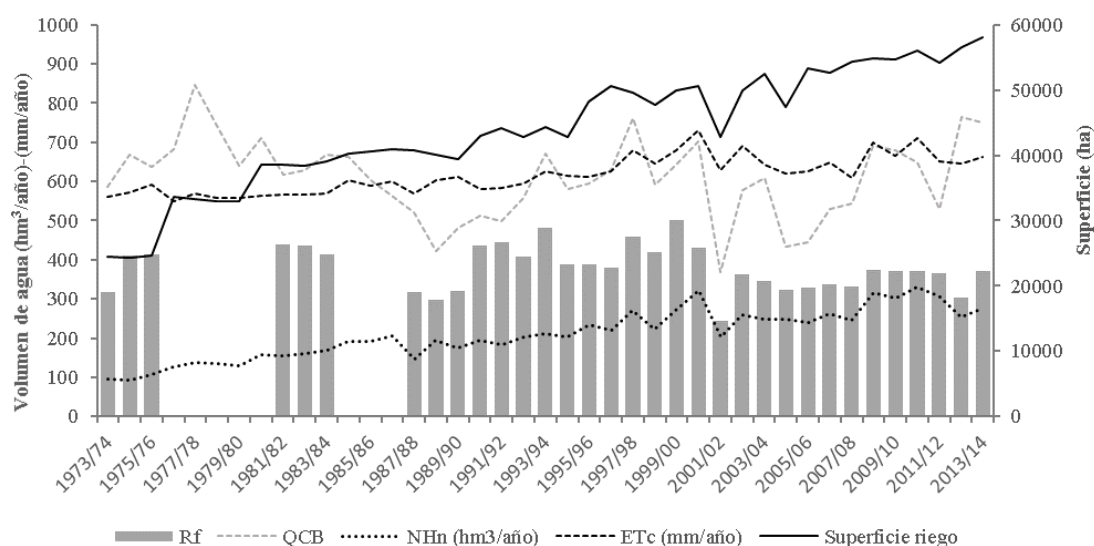


Figura III.15. Volumen de agua servido para riego desde el canal de Bardenas (R_f - $hm^3/año$), volumen de agua servido al canal de Bardenas, a la salida del embalse de Yesa (Q_{CB} - $hm^3/año$), necesidades hídricas netas de los cultivos asociados al Canal de Bardenas (NH_n , $hm^3/año$), evapotranspiración de los cultivos (ET_c , $mm/año$) y superficie de riego (ha). No se incluyen ni la superficie ni las NH_n de las CCRR que se abastecen directamente del río Arba.

Para caracterizar la calidad del agua servida por el canal se tomaron valores de CE de la estación del Aragón en Yesa (101) completados con la estación del Canal de Bardenas (560). Para obtener el valor de la concentración de sales, se utilizaron las ecuaciones de conversión de CE a sólidos disueltos totales (SDT) que se indican en la Tabla III.5.

La Masa mensual de sales se calculó como el producto de la concentración de sales observada en el mes (SDT_{CB}) por las aportaciones mensuales (Q_m) de dicho mes [Ec.4.].

2.3.7. Regadíos con agua del río Arba y con aguas reutilizadas

Las antiguas CCRR de Riguel y Huertas Altas, salvo años excepcionales, se abastecen directamente del río Arba. Su caudal de derivación no está cuantificado, son tomas desde viejos azudes distribuidos por el río Arba algunos de ellos anteriores a la puesta en funcionamiento del $SRCB_{Arba}$.

La toma de agua para riego de estas CCRR (Riego Viejas, R_v) se calculó a partir de la superficie regable (CHE-Sádaba, 2013) aplicando la dotación máxima definida por el R_f para cada una de la CCRR de base que se abastecen con aguas del canal. Estas viejas CCRR presentan un manejo tradicional del regadío, de modo que su demanda de agua debe asimilarse más a las CCRR más viejas y con una mayor dotación (CCRR- V, VI y VII: dotación media $\sim 9.000 \text{ m}^3/\text{ha}$ y año, periodo 1997/98-2013/14) que a las nuevas CCRR con sistemas más modernos de riego y menores dotaciones (CCRR- IX, X, XII, San Bartolomé y Santía $\sim 5.500 \text{ m}^3/\text{ha}$ y año, periodo 1997/98-2013/14).

A su vez, en este sistema hay que tener en cuenta que parte del volumen de agua servida proviene de la **reutilización** de los retornos de riego. El $SRCB_{Arba}$ lleva realizando numerosas obras para facilitar la reutilización de estos drenajes y dispone de varias balsas como son la del Bolaso ($0,9 \text{ hm}^3$) y Moncayuelo ($0,3 \text{ hm}^3$) que se rellenan con retornos de riego y suponen otra herramienta de gestión para ajustar el aporte de agua a las demandas (Lecina et al., 2005). Estas obras de reutilización se llevan realizando desde 1989, cuando comenzaron a aparecer problemas de abastecimiento en la red, y finalizaron en la CR-V en el 2003.

Esta práctica no sólo se viene aplicando a lo largo de los años, sino que también su ampliación y mejora se potencia como un posible ahorro del consumo de agua del $SRCB_{Arba}$. Dentro de las medidas que se establecen en el Plan Hidrológico del Ebro (CHE, 2016), se incluyen la “*Propuesta de reutilización interna de aguas de la Comunidad General de Regantes de Bardenas*”.

En el balance de agua, la reutilización no es tratada como una variable fija de entrada, sino que se ajusta mensualmente a partir de las necesidades hídricas de los cultivos y el volumen de agua aportado al riego (ver más detalle en sección 2.3.9). Se trata de una variable interna más del balance,

que se obtiene a partir de su ajuste y calibración y corresponde al volumen de agua de los retornos de riego que se introducen de nuevo en el Sistema ya sea directamente para el riego de la Comunidad V como para completar el riego de las Comunidades de ribera que se abastecen del Canal y del río (CCRR El Bayo y Las Vegas). No incluye las comunidades de regantes que se abastecen íntegramente del río que se tratan de forma independiente (CCRR Riguel y Huertas Altas).

La salinidad del agua de riego de estas CCRR está vinculada al volumen y calidad de los retornos de riego de los regadíos situados aguas arriba, así como del resto de entradas de agua y sales del Sistema. Dado que no existen datos de salinidad en las principales tomas de estas comunidades de cola, ni tampoco de los drenajes que abastecen estas reutilizaciones, los SDT se han calculado dentro del propio balance, a partir del caudal y la masa de sales de las estaciones de cabecera y del volumen y masa de sales de los retornos de riego de las CCRR con aguas del canal.

2.3.8. Evapotranspiración de los cultivos y necesidades hídricas del regadío

La evapotranspiración de los cultivos (ET_c) de los regadíos de la zona de estudio asociados al SRCB-Arba se estimó utilizando la metodología FAO (FAO, 2006). Esta metodología estima la evapotranspiración de un cultivo en condiciones idóneas no sometido a ningún tipo de estrés biótico o abiótico.

La ET_c , depende de la evapotranspiración de referencia (ET_0) y de un coeficiente de cultivo (K_c) específico para cada cultivo y área geográfica [Ec. 7.]

$$[Ec. 7.] \quad ET_c = ET_0 * K_c$$

ET_0 : evapotranspiración de referencia (mm)

K_c : coeficiente de cultivo

La evapotranspiración de referencia (ET_0), es la ET para el cultivo de referencia (cultivo de hierba en unas condiciones definidas de mantenimiento), representa la demanda evaporativa de la atmósfera y se puede calcular como función de datos climáticos como radiación solar, humedad relativa o velocidad del viento (FAO, 2006). Para la serie de estudio no se dispone de información meteorológica exhaustiva de modo que para el cálculo de la ET_0 fue necesario aplicar una metodología sencilla, como la de Hargreaves (Hargreaves y Samani, 1985) que sólo requiere datos de temperatura, media mensual [Ec. 8.] y [Ec. 9]:

$$[Ec. 8.] \quad ET_0 = 0,0135(T_{med} + 17,78)R_s$$

donde T_{med} es la temperatura media del mes (°C) y R_s la radiación solar calculada a partir de la siguiente fórmula:

$$[\text{Ec. 9.}] \quad R_s = R_0 * K_T * \sqrt{(T_{\max} - T_{\min})}$$

donde R_0 es la radiación solar extraterrestre (mm), calculada como el promedio mensual de la radiación solar extraterrestre (Latitud 42° N; FAO, 2006), K_T es el coeficiente aplicado a regiones del interior, $K_T = 0,162$ (Samani, 2000), T_{\max} es la temperatura máxima media mensual (°C) y T_{\min} la temperatura mínima media mensual (°C).

Los coeficientes de cultivo (K_c) así como las fechas de siembra y cosecha se obtuvieron de los estudios llevados a cabo sobre el cálculo de las necesidades de riego en las comarcas de Ejea, Sádaba y Tauste (CHE-CSIC, 2004) y de las Cinco Villas por Martínez-Cob et al. (1998). En estos trabajos se recoge el K_c mensual y el periodo fenológico de los cultivos más extendidos y de mayor representación de estas comarcas. Para el resto, se aplican valores de K_c de áreas climáticas con similares características (CHE-CSIC, 2004), también los definidos por la FAO para la región mediterránea (FAO, 2006) y a falta de una mayor información, de otros cultivos con similares requerimientos de agua y estado fenológico.

Las NH_n definen la cantidad de agua que los cultivos requieren para su correcto desarrollo y se calcula como la diferencia entre la evapotranspiración de los cultivos (ET_c) y la precipitación efectiva (P_{ef}), [Ec. 10.].

$$[\text{Ec. 10.}] \quad NH_n = ET_c - P_{ef}$$

ET_c : evapotranspiración de los cultivos (mm)

P_{ef} : precipitación efectiva (mm)

La precipitación efectiva (P_{ef}) es la parte de la precipitación que se infiltra en el suelo y se calculó a partir del método del Servicio de Conservación de Suelos del Ministerio de Agricultura de los EE.UU. descrito en Cuenca (1989) y aplicado para el cálculo de las NH llevados a cabo en el SRCB-Arba (CHE-CSIC, 2004; Martínez-Cob et al., 1998) [Ec. 11.].

$$[\text{Ec. 11.}] \quad P_{ef} = F_{ct} (1,252474P^{0,82416} - 2,9335224) 10^{0,000955ET_c}$$

P : precipitación total mensual (mm)

ET_c : evapotranspiración de cultivo mensual (mm)

F_{ct} : función correctora para un déficit de humedad en el suelo diferente de 75 mm

$$[\text{Ec. 12.}] \quad F_{ct} = 0,53 + 0,0116D - 8,94E - 5D^2 + 2,32E - 7D^3$$

Las necesidades hídricas netas (NH_n) se calcularon por municipios utilizando la precipitación y temperatura de las estaciones climáticas de las redes SIAR y AEMET más representativas de cada municipio.

Una vez definidas las NH_n mensuales de cada uno de los cultivos (mm), los valores fueron multiplicado por las hectáreas definidas en las Encuestas IT para obtener los requerimientos totales de agua del Sistema de riego (hm^3/mes).

El cálculo de la NH_n para cada cultivo se realizó de forma separada para riego por aspersión, goteo e inundación dentro de cada municipio. Esta diferenciación es necesaria debido a que las eficiencias de riego y el drenaje son diferentes dependiendo del sistema de riego. No todos los cultivos permiten el uso de determinados sistemas de riego y el incremento en la eficiencia mediante el empleo de sistemas presurizados, favorece la implantación de cultivos más rentables como el maíz, la alfalfa y las dobles cosechas frente a otros cultivos menos productivos y de menores NH_n .

El sistema de riego definido para cada cultivo por municipio se realizó aplicando un orden de prioridad:

- Para el riego por goteo, se aplica prioridad en frutales, posteriormente en olivo, luego hortícolas y finalmente en viña.
- Para el riego por aspersión, se priorizan las dobles cosechas, posteriormente el maíz, la alfalfa y otras forrajeras, leguminosas, industriales y el resto de superficie por aspersión se reparte entre trigo y cebada.
- Y el riego por inundación quedó definido por el resto de hectáreas de riego no cubiertas por goteo y aspersión

De esta manera, la superficie que ocupa cada sistema de riego en cada municipio se fue rellanado con la superficie definida para cada tipo de cultivo según su orden de prioridad hasta completar el total de superficie de riego. A partir de estas superficies se obtuvieron unas NH_n municipales (hm^3/mes) para los cultivos regados por inundación, otras específicas para los riegos por aspersión y otras para goteo.

Finalmente, las NH_n asociadas a los riegos por inundación se dividieron en NH_n asociadas al canal de Bardenas (NH_{n-CB}), las regadas con agua del río Arba (NH_{n-v}), y las localizadas en el municipio de Tauste pertenecientes al Canal de Tauste, estas últimas eliminadas del balance. Se entiende que los riegos tradicionales son más precarios que los asociados al Canal de Bardenas, de modo que el 100% del riego presurizado se consideró incluido en la superficie regada por el Canal de Bardenas. La suma de todas ellas, sin contar las asociadas al Canal de Tauste se han venido a definir como necesidades hídricas netas totales (NH_{n-T})

2.3.9. Eficiencia de riego y cálculo de los retornos de riego

La eficiencia general del Sistema de riego (EfR_T) se define a partir de las pérdidas en las redes de distribución (P_{da} y P_{dav}), la eficiencia del riego en parcela (EfR_p) y la reutilización. Se entiende como EfR_T , a la relación entre el volumen total de agua evapotranspirada anualmente por todos los cultivos, sin incluir la P_{ef} , y el volumen de agua servida para el riego de todo el Sistema [Ec. 13.].

$$[Ec. 13.] \quad EfR_T = \frac{ET_T}{R_f + R_v}$$

ET_T : evaporación anual del total de cultivos asociados a $SRCB_{Arba}$ ($hm^3/año$).

$R_f + R_v$: volumen de agua de riego en bruto procedente del canal de Bardenas y de las tomas del río ($hm^3/año$).

Las pérdidas en las redes de distribución (P_{da} y P_{dav}) se calcularon a partir de un coeficiente de pérdidas (ω) aplicado al riego facturado (R_f) y al volumen de agua de riego servido por el río Arba y tributarios (R_v) [Ec.14.]. Su ajuste en el proceso de calibración se realiza distinguiendo entre años húmedos, medios y secos, estación de riego y no riego, así como para las series de años 1973/74-1999/2000 y 2000/01-2013/14. El cálculo de esta variable permite definir la cantidad de agua de riego que llega a parcela (R_p) [Ec. 15.]. Representa el agua que se pierde en las acequias de riego al no estar revestidas o entubadas, o por encontrarse en mal estado, así como las descargas de cola de acequias o las escorrentías directas de riego en parcela.

La diferenciación entre años iniciales (1973/74-1990/2000) y finales (2000/01-2013/14) de la serie permite reflejar las sucesivas mejoras que se han ido introduciendo progresivamente en los sistemas de transporte de agua (revestimiento de canales y acequias, instalación de compuertas, etc.) por parte de las comunidades de base. La diferenciación por tipología de año (húmedo, medio o seco) incorpora la posibilidad de mejorar la eficiencia de la gestión del agua de riego, en especial en los años secos, en los que existe un menor volumen de agua por las acequias lo que rebaja las pérdidas presumiblemente, porque un manejo más cuidadoso reduce las descargas de cola de las acequias. El modelo de balance permite aplicar diferentes coeficientes de pérdidas a los riegos abastecidos por el canal (R_f) y a los riegos abastecidos por agua del río Arba (R_v).

$$[Ec. 14.] \quad P_{da} = \omega * (R_f)$$

$$P_{dav} = \omega * (R_v)$$

$$[Ec. 15.] \quad R_p = (1 - \omega) * R_f \quad R_{pv} = (1 - \omega) * R_v$$

P_{da} : Volumen de pérdidas en las redes de distribución (hm^3/mes)

ω : coeficiente de pérdidas, se permite aplicar diferentes coeficientes para los riegos con agua del canal (R_f) y los abastecidos con aguas del río (R_v)

R_f : Salida de agua para riego en las principales tomas de agua del Canal de Bardenas (hm^3/mes)

R_v : Salida de agua del río Arba y tributarios para abastecimiento de las viejas CCRR (hm³/mes).

R_p y R_{pv} : Volumen de agua aplicada en parcela (hm³/mes).

Parte de estas pérdidas no retornan de nuevo al Sistema puesto que quedan retenidas en el suelo y en la zona vadosa para posteriormente ser evaporadas. Se trata de un volumen de agua que no puede volver a ser empleado para el riego en reutilización, ni en derivaciones del río. Esta evaporación es introducida como un nuevo parámetro de salida de agua del Sistema que se ha venido a denominar evaporación de las pérdidas (EVP_{Pda} o EVP_{Pdav}) y se obtiene a partir de un coeficiente de consumo (γ), que se ajusta en la calibración, aplicado al volumen definido por las pérdidas en las redes de distribución (P_{da} ; P_{dav}) más las pérdidas de los grandes canales (P_c) [Ec. 16.]. No se aplica a las salidas en almenaras e hidroeléctricas (P_a) dado que ésta se realiza directamente sobre el curso de los principales ejes de descarga de la cuenca.

$$[Ec. 16.] \quad EVP_{Pc, Pda \text{ y } Pdav} = \gamma * (P_c + P_{da} + P_{dav})$$

$EVP_{Pc, Pda}$ y P_{dav} : Evaporación de las pérdidas en las redes de distribución y la evaporación de las pérdidas de los grandes canales (hm³/mes).

γ : coeficiente de evaporación o consumo de las pérdidas

P_c : Volumen de agua mensual calculado como pérdidas en los grandes canales del Sistema (hm³/mes).

P_{da} y P_{dav} : Volumen de agua mensual calculado como pérdidas en las redes de distribución (hm³/mes).

Finalmente, los drenajes de las pérdidas (D_{Pc} , D_{Pda} y D_{Pdav}) corresponden al volumen de agua provenientes de las pérdidas en las redes de distribución de agua que alcanzan los acuíferos ($R_{aqPc, Pda, Pdav}$) o llega directamente a los ríos (D_{P1} , D_{P2} y D_{P3}) y se calcula como la diferencia entre el volumen obtenido para las pérdidas y su evaporación [Ec. 17.]

$$[Ec. 17.] \quad D_{Pc, Pda \text{ y } Pdv} = (P_c + P_{da} + P_{dav}) - (EVP_{Pd} + EVP_{Pda} + EVP_{Pdav})$$

$D_{Pc, Pda, Pdav}$: drenajes procedentes de las pérdidas en las redes de distribución, así como de los principales canales (hm³/mes).

EVP_{Pc} y P_{da} : Evaporación de las pérdidas en las redes de distribución y de las pérdidas de los grandes canales (hm³/mes).

P_c : Volumen de agua mensual calculado como pérdidas en los grandes canales del Sistema (hm³/mes).

P_{da} y P_{dav} : Volumen de agua mensual calculado como pérdidas en las redes de distribución (hm³/mes).

La eficiencia de riego en parcela (EfR_p) se define como el porcentaje de agua que los cultivos evapotranspiran, frente al volumen total de agua aplicado en parcela. Este valor depende del manejo del agua de riego, de las características de los suelos y de los factores climáticos. Dentro del modelo

de balance corresponde a un parámetro de ajuste en la calibración que se ha obtenido diferenciando años húmedos, medios y secos, la serie de años empleada (1973/74-1999/2000 y 2000/01-2013/14) y el sistema de riego (aspersión, goteo e inundación), así como valores distintos para los meses de la estación de no riego y la estación de riego diferenciando dentro de este último, los meses de inicio y fin de la estación y los meses de mayor consumo (mayo, junio, julio y agosto).

En este balance, como primera aproximación, no se consideró una diferenciación EfR_p por tipos de suelos (aluviales, sasos y terciarios), siendo que esto es un factor relevante para los riegos por inundación. Esta simplificación se justifica por la dificultad que su incorporación añade a los cálculos del balance.

La diferenciación en la aplicación de EfR_p intenta reflejar los distintos manejos del agua según los estados fenológicos de los cultivos, las sueltas de agua para bajar la salinidad del suelo en los meses anteriores a los periodos de siembra (riegos de huebra), la mejora en la gestión del agua en parcela en los años de poca disponibilidad, los diversos trabajos de nivelación de parcela y de mejoras introducidas en el riego en parcela o la disponibilidad de sistemas de suministro de agua bajo demanda, entre otros muchos. Estas diferenciaciones se aplican solo al riego por inundación.

A partir de la eficiencia de riego se calcula las necesidades hídricas brutas (NH_B) [Ec. 18.].

$$[Ec. 18.]. \quad NH_B = \frac{NH_n}{EfR_p}$$

NH_B : necesidades hídricas brutas en parcela, volumen de agua que se debe aplicar a los cultivos en función de la eficiencia del riego (hm^3/mes).

NH_n : necesidades hídricas de los cultivos (hm^3/mes), se trata de forma separada las NH_{n-CB} que se abastecen de agua del canal, de las NH_{n-v} que se abastecen del río.

EfR_p : eficiencia de riego en parcela

Y a partir de las NH_B se calcula la reutilización de los retornos de riego (RU) dentro del balance (sección 1.3.7). Esta variable no se incorpora como una variable de calibración, sino como un ajuste propio del Sistema dentro de los cálculos del balance. Su cálculo se realiza a partir del volumen de agua de riego disponible en parcela (R_p) y las necesidades hídricas brutas de los cultivos asociados al Canal de Bardenas (NH_{B-CB}) (no aplicable al R_v): si el riego en parcela para el mes cubre suficientemente las NH_{B-CB} de los cultivos se entiende que no es necesario reintroducir más agua al Sistema y la $RU=0$, si por el contrario las NH_{B-CB} quedan por debajo del agua disponible en parcela se introduce agua en el Sistema hasta cubrir las necesidades hídricas de los cultivos:

$$[Ec. 19.]. \quad \begin{aligned} \text{Si } R_p > NH_{B-CB} &\rightarrow RU=0 \\ \text{Si } R_p < NH_{B-CB} &\rightarrow RU = NH_{B-CB} - R_p \end{aligned}$$

En este sentido, la reutilización varía en función de las pérdidas en las redes de distribución, que determina la cantidad de agua disponible en parcela, y de la eficiencia de riego en parcela (EfR_p) que define las necesidades hídricas brutas de los cultivos. Solo se aplica reutilización a los riegos por inundación. El agua disponible para la reutilización corresponde a los drenajes del primer riego, los drenajes de las pérdidas de distribución y de forma complementaria (Q_{com}) a las tomas del río que comprenden las entradas de cabecera más las pérdidas en los grandes canales y las salidas de las almenaras.

Debemos diferenciar dentro del balance, las CCRR viejas que se abastecen únicamente de agua de río (R_v) cuyos retornos se calculan de forma separada (CCRR Riguel y Huertas Bajas), de las CCRR que tienen un uso combinado con agua del canal más agua de los tributarios del Arba (El Bayo y Las Vegas), cuya captación de agua dentro del balance estaría complementada con la reutilización, además de los riegos que se abastecen gracias a las obras de reutilización llevadas a cabo dentro del Sistema.

Con la incorporación de esta variable no se entendería un riego deficitario salvo que el volumen de agua necesario para la reutilización fuera mayor que el agua disponible.

Los drenajes procedentes del riego con aguas del canal (D_{R1} y D_{R2}) se calculan en función de la cantidad de agua aportada en parcela y las necesidades hídricas netas definidas para cada uno de los sistemas de riego, calculadas de forma separada. Se aplican los siguientes criterios:

(1) Para el riego por inundación, si se aporta suficiente agua en parcela (R_p) para cubrir las NH_B de las CCRR abastecidas con agua del canal (NH_{B-CB}), los drenajes (D_{R1}) corresponden a la diferencia entre el R_p y las NH_{n-CB} . De este modo, la $ET_{R1}=NH_{n-CB}$ totales de los riegos por inundación.

(2) Si por el contrario no hay suficiente agua en parcela ($RU>0$), los drenajes de los riegos por inundación se calculan a partir de la diferencia entre las NH_{B-CB} que pueden quedar cubiertas por el agua del primer riego (R_p) y la evapotranspiración de los cultivos, calculados éstos a partir de la eficiencia de riego en parcela. En este caso el modelo de balance reincorpora los drenajes del primer riego (D_{R1}), las pérdidas en las redes de distribución (P_{da}), junto con tomas del río si fuera necesario (Q_{com}), para realizar un segundo riego (RU). Este riego con aguas reutilizadas genera un segundo drenaje (D_{R2}), que se calcula como la diferencia entre el volumen de agua derivada para la reutilización y las NH_{n-CB} correspondientes a los riegos por inundación que pueden quedar cubiertas en función de la eficiencia de riego en parcela y el agua disponible.

$$\text{Si } R_p > NH_{B-CB} \rightarrow D_{R1} = R_p - NH_{n-CB} \quad [\text{Ec. 20.}]$$

$$\text{Si } R_p < NH_{B-CB} \rightarrow D_{R1} = R_p(1 - EfR_p)$$

$$RU \rightarrow D_{R2} = RU(1 - EfR_p)$$

(3) Finalmente, los drenajes de los riegos por goteo y aspersión se calculan siguiendo el criterio (1), sin que se contemple para éstos el riego con aguas reutilizadas. Para estos sistemas de riego se aplican eficiencias en parcela constantes de 85% y 90% respectivamente.

Los drenajes asociados a las viejas CCRR (D_{R3}) se calculan de forma independiente aplicando los siguientes criterios:

(1) si el volumen de agua para los riegos de las viejas CCRR (R_v) es menor que las NH_{B-v} y hay suficiente caudal en el río ($R_v < D_{R1} + D_{Pda} - RU + D_{R2} + Q_{cab} + P_a$), los drenajes corresponden a la diferencia entre el agua servida en parcela ($R_v - P_{dav}$) menos las NH_{n-v} .

(2) Si por el contrario no hay suficiente agua en el río, el riego en parcela corresponde al caudal disponible ($D_{R1} + D_{Pda} - RU + D_{R2} + Q_{cab} + P_a$) menos las pérdidas en las redes de distribución (P_{dav}). Los drenajes se calculan como la diferencia entre el riego en parcela y las NH_{n-v} que pueden quedar cubiertas con ese volumen de agua. En este caso los drenajes son inversamente proporcionales a la EfR_p .

(3) Y finalmente, si el R_{pv} es menor que las NH_{B-v} y hay suficiente agua para suplir las NH_{B-v} , el riego en parcela corresponde a las NH_{B-v} y los drenajes a la diferencia entre las NH_{B-v} y las NH_{n-v} .

(1) Si $R_{pv} > NH_{B-v}$ y [Ec. 21.]

$$R_v < D_{R1} + D_{Pda} - RU + D_{R2} + Q_{cab} + P_a \rightarrow D_{R3} = R_{pv} - NH_{n-v}$$

(2) Si $R_v > D_{R1} + D_{Pda} - RU + D_{R2} + Q_{cab} + P_a \rightarrow R_{pv} = (D_{R2} + D_{Pda} - RU + D_{R2} + Q_{com}) - P_{dav} \rightarrow D_{R3} = R_{pv}(1 - EfR_p)$

(3) Si $R_{pv} < NH_{B-v}$ y

$$R_v < D_{R1} + D_{Pda} - RU + D_{R2} + Q_{cab} + P_a \rightarrow D_{R3} = NH_{B-v} - NH_{n-v}$$

Todos estos drenajes (D_{R1} , D_{R2} y D_{R3}) se descomponen en un volumen de agua que es drenado directamente por los desagües y colectores hasta llegar al río (D_1 , D_2 y D_3) o se infiltra siendo parte importante de la recarga de los acuíferos (R_{aq}).

2.3.10. Masa de sales de las aguas de drenaje

Dentro de los retornos de riego podemos definir dos componentes de salinidad distintos; uno es función de la concentración salina del agua de riego, que se incrementa con la evapotranspiración de los cultivos (efecto evapoconcentración), y otro que deriva de la disolución de las sales presentes en el suelo y subsuelo (efecto aporte), y que depende de la composición litológica y salinidad de la superficie regada.

La evapotranspiración del agua de riego produce un incremento de la concentración de sales en los retornos en función de la eficiencia del riego, así los retornos procedentes de zonas con elevada

eficiencia de riego son de menor cuantía en cuanto a volumen de agua, pero de mayor concentración de sales que aquellos procedentes de zonas con baja eficiencia de riego. Este aumento de la concentración de sales de los drenajes del sistema debido a la evapoconcentración se ha calculado dentro del balance asumiendo que se mantiene el balance entre las sales de entrada ($SDT_{CB} \cdot R_p$) y de salida ($SDT_D \cdot D_R$) [Ec. 22.]:

$$[Ec. 22.] \quad SDT_{DR1} = \frac{R_p * SDT_{CB}}{D_R}$$

SDT_{DR1} : concentración de sales (mg/l) de los drenajes de riego calculados de forma independiente para los riegos por inundación, aspersión y goteo correspondientes a los riegos con aguas del canal (no RU).

R_p : volumen de agua (hm³/mes) servido para el riego en parcela.

SDT_{CB} : concentración de sales en el agua de riego (mg/l), medido en el canal de Bardenas.

D_R : drenajes de los riegos (hm³/mes).

Por otro lado, el aumento debido al efecto aporte, se calcula sumando a la concentración de sales debida a la evapoconcentración del agua de riego, un término de salinidad constante, que depende del tipo de litología definido en el Apartado 2.3.5 (CD_{RN0} , CD_{RN1} y CD_{RN2}) [Ec. 23, 24 y 25].

$$[Ec. 23] \quad SDT_{DRN0} = \frac{R_p * SDT_{CB}}{D_R} + CD_{RN0}$$

$$[Ec. 24] \quad SDT_{DRN1} = \frac{R_p * SDT_{CB}}{D_R} + CD_{RN1}$$

$$[Ec. 25.] \quad SDT_{DRN2} = \frac{R_p * SDT_{CB}}{D_R} + CD_{RN2}$$

$SDT_{N0, N1, N2}$: concentración de sales (mg/l) de los drenajes de riego sobre litologías N_0 , N_1 y N_2 .

R_p : volumen de agua (hm³/mes) servido para el riego en parcela.

SDT_{CB} : concentración de sales en el agua de riego (mg/l), medido en el canal de Bardenas.

D_R : drenajes de los riegos (hm³/mes).

$CD_{RN0, RN1, RN2}$: Incremento de la concentración de sales (mg/l) debido al lavado y disolución de sales de los riegos sobre litologías N_0 , N_1 y N_2 .

La masa de sales de los drenajes resultante, corresponde al volumen de agua que genera cada sistema de riego en cada una de las litologías por la concentración de sales específica [Ec. 26, 27 y 28]. Este volumen de drenaje (N_0 , N_1 y N_2) se establece en función del porcentaje de ocupación de los riegos dentro de cada una de las litologías y definidos a partir de teledetección.

[Ec. 26.]

$$MS_{N0} = \%SupN0 \left(\left(D_{inun} * \left(\frac{R_{inun} * SDT_{CB}}{D_{inun}} + CD_{RN0} \right) \right) + \left(D_{got} * \left(\frac{R_{got} * SDT_{CB}}{D_{got}} + CD_{RN0} \right) \right) + \left(D_{asp} * \left(\frac{R_{asp} * SDT_{CB}}{D_{asp}} + CD_{RN0} \right) \right) \right)$$

[Ec. 27.]

$$MS_{N1} = \%SupN1 \left(\left(D_{inun} * \left(\frac{R_{inun} * SDT_{CB}}{D_{inun}} + CD_{RN1} \right) \right) + \left(D_{got} * \left(\frac{R_{got} * SDT_{CB}}{D_{got}} + CD_{RN1} \right) \right) + \left(D_{asp} * \left(\frac{R_{asp} * SDT_{CB}}{D_{asp}} + CD_{RN1} \right) \right) \right)$$

[Ec. 28.]

$$MS_{N2} = \%SupN2 \left(\left(D_{inun} * \left(\frac{R_{inun} * SDT_{CB}}{D_{inun}} + CD_{RN2} \right) \right) + \left(D_{got} * \left(\frac{R_{got} * SDT_{CB}}{D_{got}} + CD_{RN2} \right) \right) + \left(D_{asp} * \left(\frac{R_{asp} * SDT_{CB}}{D_{asp}} + CD_{RN2} \right) \right) \right)$$

N_0, N_1, N_2 : Masa de sales exportada por los riegos del SRCB-Arba (T/mes) calculada para cada tipo de litología (N_0, N_1 y N_2)

$D_{inun, got, asp}$: Drenajes de riego asociados a cada sistema de riego (hm^3/mes)

$R_{inun, asp, got}$: volumen de agua servida para cada sistema de riego (hm^3/mes).

SDT_{CB} : concentración de sales en el agua de riego (mg/l), medido en el canal de Bardenas.

$CD_{RN0, N1, N2}$: Incremento de la concentración de sales (mg/l) debido al lavado y disolución de sales sobre litologías N_0, N_1 y N_2 .

Estas mismas fórmulas se emplearon para determinar la concentración (SDT_{Pc} y SDT_{Pda} y Pdv) y masa de sales exportada (MS_{Pda} y $Pdav$ y MS_{Pc}) debidas a las pérdidas en las redes de distribución y principales canales de riego, aplicando el mismo porcentaje de superficie de ocupación N_0, N_1 y N_2 que el definido para los riegos.

Finalmente indicar, que para los riegos con agua reutilizada, la concentración del agua de riego correspondió a la de los drenajes que la componen, ponderada por el volumen de agua que aporta cada uno de los componentes de la RU [Ec. 29.]: drenajes del primer riego y pérdidas en las redes de distribución de los riegos con aguas del canal ($D_{R1}, MS_{DR1}, D_{Pda}$ y M_{DPda}) cuando los drenajes del riego son suficiente para completar la RU; y salidas de las almenaras (P_a, MS_{Pda}), entradas procedentes de los tributarios de cabecera (Q_{cab} y MS_{cab}) y pérdidas en los grandes canales (D_{Pc} y MS_{Pc}) cuando es necesario introducir Q_{com} . La masa de sales y concentración de los retornos asociados a los riegos con aguas reutilizadas (R^2) se calcularon de igual manera que la empleada para los otros riegos [Ec. 22-28] aplicando la misma proporción de superficies N_0, N_1 y N_2 de R_1 .

$$[Ec. 29.] \quad SDT_{RU} = \frac{MS_{DR1} + MS_{Pda} + MS_{cab} + MS_{Pa} + MS_{Pc}}{D_{R1} + D_{Pda} + Q_{cab} + P_a + D_{Pc}}$$

2.3.11. Vertidos urbanos e industriales

Los drenajes urbanos e industriales (D_{u+i}) se calculan a partir de un coeficiente de consumo de agua urbano e industrial (δ) [Ec. 30.] que se aplica de forma constante a todos los años de la serie sin diferenciar por meses ni población abastecida. El volumen de agua destinada a este uso, así como la posible variación de su consumo con el tiempo y estación es pequeño en comparación al destinado al riego, en este sentido no es necesario definir variables más detalladas.

$$\text{[Ec. 30.]} \quad D_{u+i} = (1 - \delta) * Q_{u+i}$$

D_{u+i} : Salidas de agua al río procedente de los efluentes urbanos e industriales (hm^3/mes)

δ : coeficiente de consumo del agua urbano e industrial

Q_{u+i} : Volumen de agua mensual servido para abastecimiento urbano e industrial (hm^3/mes)

2.3.12. Escorrentía de las precipitaciones

El cálculo de los caudales de escorrentía (Q_{esc}) aplicables a las precipitaciones se ha llevado a cabo a partir del análisis del hidrograma de caudales medios diarios realizado por el programa PART del Servicio Geológico de EE.UU. (USGS, 2016). A partir del análisis del hidrograma este programa determina que componente constituye el caudal de base y se ajusta a una misma curva de recesión, para posteriormente aplicar de forma lineal el valor de la descarga subterránea en días posteriores, durante los procesos de escorrentía superficial. La escorrentía superficial quedaría determinada como la diferencia entre el caudal medio diario aforado en el río y el que define el modelo como caudal de base. A diferencia de otros métodos que utilizan el análisis de las precipitaciones en días precedentes, este método se basa en el análisis de los caudales de recesión en días precedentes (Rutledge, 1998).

La escorrentía superficial (Q_{esc}) generada en la zona de estudio (SRCB-Arba) se determinó como la diferencia de las escorrentías calculadas por el modelo PART en las estaciones de aforo de cabecera y las definidas por el mismo modelo en la estación de aforo del Arba en Tauste.

Hay que tener en cuenta que el resultado de esta metodología de cálculo es más estable o fiable cuando se aplica en cuencas no reguladas sin importantes tomas de agua (Rutledge, 1998). Sin embargo, se optó por su aplicación en la cuenca del Arba tan solo para determinar los caudales de escorrentía, dado que el resto de metodologías basadas en modelos de precipitación-escorrentía probados generaban elevados errores de cierre del balance. El posible error de aplicación de este modelo en la zona de estudio reside en la sobrestimación del caudal de escorrentía en los meses de riego, al definir como escorrentía superficial el incremento de caudal debido a los retornos de riego, y los picos de caudal derivados de sueltas bruscas de agua desde las almenaras del Sistema.

Por otro lado, la masa de sales procedente de la escorrentía directa (MS_{esc}) se calculó aplicando a los caudales definidos como escorrentía (Q_{esc}) un valor de concentración de sales (CPp_{Ni}) ajustado para cada tipología dentro del porcentaje de ocupación que cada una de ellas presenta dentro del $SRCB_{Arba}$ [Ec. 31.].

$$[Ec. 31.] MS_{esc} = \%Sup_{N0}(Q_{esc} * CPp_{N0}) + \%Sup_{N1}(Q_{esc} * CPp_{N1}) + \%Sup_{N2}(Q_{esc} * CPp_{N2})$$

$MS_{N1, N2, N3}$: Masa de sales de entrada al Arba procedente del lavado de los suelos de la escorrentía directa (T/mes) calculada para cada tipo de litología (N1, N2 y N3)

$\%Sup_{N1, N2, N3}$: porcentaje de superficie de ocupación de cada tipo de litología (N0, N1 y N2) dentro del $SRCB_{Arba}$.

$CPp_{N0, N1, N2}$: Incremento de la concentración de sales (mg/l) debido al lavado y disolución de sales sobre litologías N0, N1 y N2.

Esta metodología de cálculo de la masa de sal de las escorrentías, permite ajustar correctamente el balance en los meses de la ER, sin embargo en los meses de la ENR esta metodología subestima los resultados. Por ello se optó para estos meses emplear una ecuación de regresión que relaciona la masa de sal en la escorrentía (MS_{esc}) con el sumatorio de masas de sal exportada por el río Arba conocidas [Ec. 32.].

$$MS_{esc} = 1052,3 (MS_m - MS_{cab} - MS_{\Sigma DR} + MS_{Pda+Pdav} - MS_{u+i} - MS_{Pc} - MS_{Pa}) + 5706,9 \quad [Ec. 32.]$$

$$R^2 = 0,8594; n=106 \text{ (Serie oct. 2000 – sep. 2014)}$$

2.3.13. Infiltración, recarga y descarga de los acuíferos

Se entiende como infiltración al proceso por el cual el agua penetra en el suelo a través de la superficie de la tierra y es retenida por ella o alcanza un nivel acuífero incrementando el volumen acumulado anteriormente (Custodio y Llamas, 1983), produciendo lo que se denomina recarga. La mayor parte de esta recarga procede de la infiltración del agua de lluvia y de los retornos de riego en las zonas de regadío.

Dentro del balance, la recarga debida a las precipitaciones se obtiene a partir de una modificación de la fórmula de Chaturvedi (1973) [Ec.33.]. Esta fórmula se desarrolló a partir de un estudio que relacionaba la recarga obtenida de las observaciones del nivel freático y las precipitaciones anuales en la cuenca del río Yamuna (India) y se emplea en numerosos estudios todos ellos en zonas con elevadas precipitaciones (Natarajan et al., 2018; Imoke and Nicholas, 2014; Saghravant et al., 2013).

Dado que se trata de una metodología desarrollada sobre zonas lluviosas si se aplicara sobre el $SRCB_{Arba}$ sin modificar las constantes que determinan la recarga de las precipitaciones se podría incurrir en la subestimación de la evaporación del agua en el suelo, lo que daría errores de infiltración importantes en los meses de estiaje y en especial en los años secos al tratarse de una

zona caracterizada por las bajas precipitaciones y las altas temperaturas. Es por este motivo, que la fórmula de Chaturvedi se emplea, pero modificando las constantes de infiltración, cuyo valor se obtiene a partir de la calibración del balance [Ec. 34.].

$$[Ec.33.] Pp_{inf} = 2(Pp - 15)^{0.4}$$

Pp_{inf} : recarga de las precipitaciones (pulgadas)

Pp : precipitaciones (pulgadas)

Este ajuste se realizó de forma independiente para años húmedos, medios y secos, para la estación de riego y no riego.

$$[Ec. 34.] Pp_{inf} = a(Pp - Pp_0)^c$$

Pp_{inf} : recarga mensual de las precipitaciones (mm)

Pp_0 : precipitación mínima a partir de la cual comienza a infiltrarse agua en el acuífero (mm)

Pp : precipitación mensual en el SRCB_{-Arba}. Valores promediados de todas las estaciones meteorológicas dentro del Sistema (mm).

a : constante de calibración aplicando un factor de corrección de unidades. Varía entre 0,75 y 2,5

c : contante de calibración que determina el volumen de agua que infiltra en el acuífero, valores entre 0,3 y 0,5.

Por otro lado, el cálculo de la recarga debida a los retornos de riego ($D_{R1-3} + D_{Pda-Pdav}$) se simplificó aplicando un coeficiente de infiltración (Ω) a los drenajes de las pérdidas de distribución y otro los drenajes del riego en parcela (φ), con valores de ajuste específicos para años húmedos, medios y secos.

Finalmente, la recarga total mensual del acuífero (R_{aq}) se calculó como la suma de la recarga de las precipitaciones más la correspondiente a la fracción de los drenajes de riego y pérdidas en las redes de distribución [Ec. 35.].

$$[Ec. 35.] R_{aq} = \varphi(D_{R1} + D_{R2} + D_{R3}) + \Omega(D_{Pda} + D_{Pdav}) + Pp_{inf}$$

R_{aq} : recarga mensual de agua en el acuífero (hm³/mes).

φ : coeficiente de infiltración de los drenajes de riego

Ω : coeficiente de infiltración de las pérdidas en las redes de distribución

$D_{R1} + D_{R2} + D_{R3}$: drenajes del riego en parcela asociados al SRCB_{-Arba} calculados como la suma de los drenajes del primer riego (D_1), los drenajes derivados la reutilización (D_2) y los drenajes asociados a los riegos con aguas del río Arba y tributarios (D_3) (hm³/mes).

D_{Pda} y D_{Pdav} : drenajes de las perdidas en las redes de distribución.

Pp_{inf} : infiltración del agua de lluvia obtenida a partir de la fórmula de Chaturvedi modificada (hm³/mes).

Las descargas del acuífero (D_{aq}) se calcularon como la diferencia entre el volumen de agua a inicio del mes (V_0), y el volumen a final del mes (V_f) [Ec. 36.] determinándose este último, a partir de la fórmula de Maillet [Ec. 37.], donde el caudal de descarga se expresa en función del coeficiente de agotamiento (α) y el tiempo (t).

$$\text{[Ec. 36.]} \quad D_{aq} = V_0 - V_f$$

D_{aq} : Descargas del acuífero al río (hm^3/mes)

V_0 : volumen de agua almacenado en el acuífero a principio de mes (hm^3)

V_f : volumen de agua almacenado en el acuífero a finales de mes (hm^3)

$$\text{[Ec. 37.]} \quad V_f = \frac{V_0}{e^{\alpha t}}$$

V_0 : volumen acumulado el primer día del mes (h^3/s)

V_f : volumen de agua a finales del (m^3/s)

α : coeficiente de agotamiento (días^{-1}),

El coeficiente de agotamiento varía en función de las características del acuífero, así acuíferos muy permeables presentan un coeficiente α muy alto, cuya recarga y vaciado se realiza rápidamente, mientras que valores bajos de α , corresponde a acuíferos más inerciales y constantes cuyo vaciado es mucho más lento.

A pesar de que la composición y características hidrogeológicas de la zona de estudio es diferente según las formaciones litológicas y acuíferos, los cálculos se simplificaron tratando toda la superficie como un solo acuífero. Esta “simplificación” está justificada por el hecho de que todos los acuíferos considerados son de la misma tipología, formados por tapices cuaternarios de respuesta hidrológica rápida. Ello hace que los tiempos de tránsito promedio previsible son del orden de magnitud o inferiores a la duración de la estación de riego.

Se desconoce el comportamiento de todo el Sistema en cuanto a su coeficiente de agotamiento (α), de modo que esta variable se incorpora dentro del balance como un parámetro de ajuste único para todos los acuíferos del $\text{SRCB}_{\text{Arba}}$, con valores de ajuste diferenciando por años húmedos, medios y secos entendiendo a priori un comportamiento distinto en años de elevada disponibilidad de agua de riego y lluvias y consecuentemente de recarga del acuífero, que en años de baja disponibilidad y limitada recarga del acuífero.

Para la evaluación de la masa de sales aportada por los acuíferos se han tenido en cuenta los dos mecanismos de ingreso del agua en el medio subterráneo tratados de forma independiente: la recarga de las precipitaciones y los excedentes de riego. Ambas componentes interactúan con el subsuelo para alcanzar su salinidad según equilibrios químicos de disolución y precipitación de compleja simulación. Para abordar el análisis de una forma más simplificada, se considera que esta salinidad está registrada en las mediciones de los retornos de riego y, en el caso de las precipitaciones, en los datos de salinidad obtenidos de las redes de control de aguas subterráneas.

Mediante este enfoque, se ha calculado la masa de sales que llegan al río aplicando las mismas ecuaciones que para las descargas de agua [Ec. 35, 36 y 37].

Los datos de conductividad eléctrica de las aguas subterráneas aplicada a la infiltración de las precipitaciones se obtuvieron de los puntos de control de calidad de las aguas subterráneas operadas por la CHE en la cuenca del Arba. Solo se dispone de información a partir de 2003, con series también discontinuas en tiempo y datos. Para poder calcular la salinidad de las descargas subterráneas de toda la serie, se calcularon valores promediados mensuales de CE, específicos para cada uno de los acuíferos definidos dentro del SRCB_{-Arba} (Tabla III.9). Se aplicó un factor de conversión CE-STD por acuífero obtenido de los trabajos llevados a cabo en los principales retornos de riego del Sistema (Basso 1994) y aplicado en función del rango de conductividad y la zona de drenaje (Tabla III.9).

Tabla III.1. Principales acuíferos cuaternarios definidos dentro del Sistema de Riegos del Canal de Bardenas. Se indica el porcentaje de superficie que representan dentro del total de superficie de acuífero del Sistema, así como el número de muestreos disponibles, los valores medios, máximos y mínimos de CE registrados en la red de calidad CHE y el factor de conversión SDT-CE empleado (Basso 1994).

Acuífero	%Sup	Num datos	CE			SDT=a+b·CE		R ²
			Med	Max	Min	a	b	
Aluv de Luesia-Alto	26,0%	45	0.966	0.750	1.160	-20.51	592.50	0,953
Aluv de Luesia-Bajo	23,1%	16	3.493	2.047	4.604	-282.41	727.81	0,976
Aluv Riguel-S. Miraflores	6,2%	5	1.138	1.053	1.220	-26.22	581.32	0,981
Aluv Riguel-Medio	9,5%	15	1.576	1.318	3.480	-26.22	581.32	0,981
Aluv Riguel-Bajo	4,7%	35	2.874	1.884	4.567	-196.34	676.41	0,878
Aluv Riguel-Valareña	9,1%	1	2.400	-	-	-26.22	581.32	0,981
Saso de Miralbueno	21,4%	13	0.882	0.512	0.888	-20.51	592.50	0,953

Esta masa de sales se calcula aplicando al volumen de agua mensual infiltrada, los SDT_{aq} medios mensuales específicos para cada uno de los acuíferos que configuran el Sistema Bardenas, prorrateado en función de la superficie de alimentación de cada uno de ellos.

$$[Ec. 38] \quad MS_{InfPP} = Pp_{inf} * SDT_{aq}$$

MS_{infpp}: Masa de sales de las descargas del acuífero al río (T/mes).

Pp_{inf}: infiltración mensual de las precipitaciones (hm³/mes).

SDT_{aq}: Concentración de sales calculada a partir de la CE medida por las redes de calidad de aguas subterráneas para cada acuífero y prorrateada en función del área de recarga de cada uno de ellos (mg/l)

2.3.14. Caudal y salinidad en el punto de control de salida del Sistema

En desembocadura del Arba se dispone de dos estaciones de aforo, la 60- Arba en Gallur y la 260- Arba en Tauste, situadas a 2,5 km y 8,1 km de distancia respectivamente de la salida del Arba al Ebro.

La estación de Gallur presenta la serie de caudales más completa, con inicio en septiembre de 1973. Sin embargo, esta estación presenta cierta problemática que limita su uso para los cálculos del balance:

- En épocas de crecidas del río Ebro las medidas de caudal, que están basadas en la altura del nivel de agua en la estación de control, no son válidas porque el nivel del río Arba en el punto de control en Gallur está afectado por el nivel de agua del río Ebro.
- La serie es discontinua, con algunos meses sin lectura (14 meses).
- La estación se sitúa aguas abajo del canal de Tauste y hay ciertas variables asociadas a este Sistema de riego que afectan al caudal aforado en esta estación y que se desconocen como es el caso del agua de riego servida por el canal de Tauste cuyos drenajes se recogen en el río Arba por encima de la estación, o las salidas no cuantificadas del canal de Tauste al río Arba en el rebosadero de la almenara de Las Trabas.
- La estación de la red de control de calidad (CHE) y de RecoREbro en el tramo final del Arba se sitúan por encima del canal de Tauste, cercanos a la estación de aforo 260-Arba en Tauste (Figura III.3).

Por ello se decidió tomar como punto de referencia para definir la zona de estudio el punto donde se ubica la estación de control del Arba en Tauste.

En la estación de aforos 260-Arba en Tauste, se tiene recogida información del caudal medio diario con anterioridad a la puesta en funcionamiento del SRCB-Arba, de enero de 1913 a diciembre de 1929. Posteriormente, en julio de 1990 se retomó la lectura de caudal del Arba en esta estación, por lo que no dispone de registro de caudal dentro del periodo de estudio, de octubre 1973 a junio 1990. Por ello se procedió a la restitución del caudal medio diario y caudal medio mensual de la estación 260-Arba en Tauste mediante regresión lineal entre esta estación y la estación de aforo 60-Arba en Gallur, con ajuste para el periodo junio 1990 a septiembre 2015.

Dada las problemáticas observadas en la estación de Gallur, previo al ajuste y restitución de la serie de caudales, se llevó a cabo una depuración de los caudales medios diarios (Q_d) y mensuales (Q_m) de la estación 60-Arba en Gallur aplicando los siguientes criterios:

- Se eliminaron todos aquellos datos de la serie de Q_d en la estación 60-Arba en Gallur que pudieran estar afectados por las avenidas del Ebro. Corresponde a los días en los que se observa un importante incremento de caudal en la estación de aforo 2-Ebro en Castejón (altura > 5 m, $Q_d > 840 \text{ m}^3/\text{s}$) y al mismo tiempo una crecida en la estación 60-Arba en Gallur que sin embargo no se observa en la estación 60-Arba en Tauste. Estos registros se eliminaron tanto para el establecimiento de la regresión lineal (que se explican más adelante) como para la restitución del caudal en 60-Arba en Tauste.
- Se excluyeron de la serie de ajuste de la regresión (Jun 90-Sep 15), los datos de Q_d y Q_m con lecturas superiores en 260-Arba en Tauste que en 60-Arba en Gallur (diferencia superior al >10%). No existen tomas de agua importantes entre ambas estaciones y la distancia entre ellas (~5,5 km) no es tan elevada como para justificar un desfase sustancial entre caudales. En líneas generales el caudal en Gallur debería ser o similar o superior al de Tauste dado que la cuenca de aportación es mayor y existen en este tramo aportes de agua al río derivados de los riegos del canal de Tauste.

Para la restitución de las series se aplicaron dos modelos regresivos distintos, uno para caudales medios diarios (Q_d) y otra para caudales medios mensuales (Q_m):

1. Para Q_d se establecieron dos modelos de regresión lineal, una para los meses de la estación de no riego (octubre a marzo) y otra para los meses de la estación de riego (abril a septiembre). Existe una clara diferenciación entre ambos periodos, el primero definido por las precipitaciones recogidas en la cuenca, y el segundo por los regadíos asociados al canal de Bardenas. Esto hace prever un comportamiento distinto de los caudales en ambos periodos, así como también una variación de la relación existente entre el caudal en ambas estaciones (Tabla III.10, Figura III.16). La serie de caudales medios diarios de septiembre de 1973 a junio de 1990 generada por esta metodología, se empleó para el cálculo de los caudales de escorrentía de la precipitación y la masa de sal diaria exportada por la cuenca.
2. Para Q_m se establecieron también dos modelos de regresión lineal, una para caudales altos, mayores que el percentil 80% (>P80) y otra para caudales medios y bajos, menores que el percentil 80% (<P80) referenciados a la estación de aforo 260-Arba en Tauste (Tabla III.10, Figura III.17). La mejora que introduce esta metodología frente a la regresión conjunta de todos los datos es un mejor ajuste y determinación de los meses con registro de caudal alto (Tabla III.10). La serie de caudales medios mensuales generada por esta metodología, desde septiembre de 1973 a junio 1990, se empleó para la realización del balance de agua mensual.

Para evaluar la bondad del ajuste de las regresiones utilizadas en la restitución de los caudales diarios y mensuales en la estación 260-Arba en Tauste se calcularon los aportes medios mensuales en la serie original, y en las restituidas (1990-2015). Se observa un sesgo alto (casi del 25%) para el caso de los Q_d de percentiles elevados ($P > 80\%$), que se reduce utilizando la regresión estratificada en Q_m al 2,5% (Tabla III.11). El error cuadrático medio desciende de 9,6 hm³/mes para la restitución a partir de datos diarios por ER/ENR a 7,5 hm³/mes en la restitución por estratos utilizando Q_m . Los resultados para la restitución de caudales medios-bajos, mostraron sesgos y errores más bajos en ambos métodos de restitución ($P\text{-BIAS} < 5\%$ y $ECM \leq 3$ hm³/año), con mejores resultados al aplicar regresiones por estratos de Q_m (Tabla III.11).

Tabla III.10. Parámetros de las ecuaciones ($y = a + b x$) ajustadas para la restitución de los caudales del Arba en Tauste (y) para el periodo de octubre 1973 a mayo 1990 a partir de los caudales del Arba en Gallur (x). Se calcula de forma separada para los caudales medios diarios (Q_d , m³s⁻¹) en las estaciones de riego (ER) y no riego (ENR) y para los caudales medios mensuales (Q_m , m³/s) para los caudales altos (> P80) y medios-bajos (<P80). Se indica el número de datos restituidos (NDR) y el número de datos utilizados en las regresiones (N), así como el porcentaje que representan respecto a los datos disponibles de caudal en 60-Arba en Gallur y el número de datos de caudal restituidos.

Dato	Serie	NDR	N	a	b	R ²	a	b	R ²
				ENR			ER		
Q_d	Jun 90-Sep 15	6047	5571 (64%)	0,660	0,710	0,908	1,909	0,588	0,804

Dato	Serie	NDR	N	a	b	R ²	a	b	R ²
				> P80			< P80		
Q_m	Jun 90-Sep 15	197	237 (90%)	1,175	-10,347	0,826	0,860	-0,323	0,855

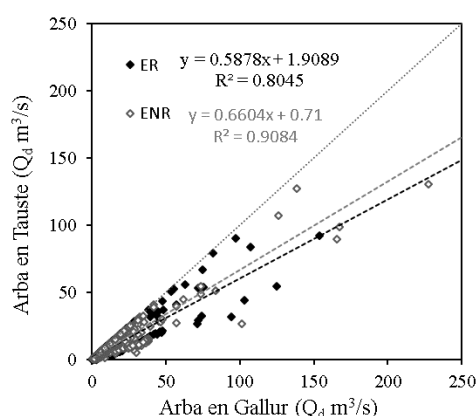


Figura III.2. Regresión lineal entre el caudal medio diario de la estación de aforo 60-Arba en Gallur y el de la estación 260-Arba en Tauste para la estación de riego (ER) y para la estación de no riego (ENR) (Serie jun 1990 - sep 2015).

Para el cálculo de la masa de sales circulando por la estación del Arba en Tauste se han utilizado los datos de salinidad (CE) recogidos en las redes de calidad de la CHE, estación 60 del Arba en Tauste y la estación de RecoREbro de Tauste (Tabla III.1, Figura III.3). Para obtener el valor de la concentración de sales, se han utilizado las ecuaciones de conversión de CE a sólidos disueltos totales (SDT) que se indican en la Tabla III.6.

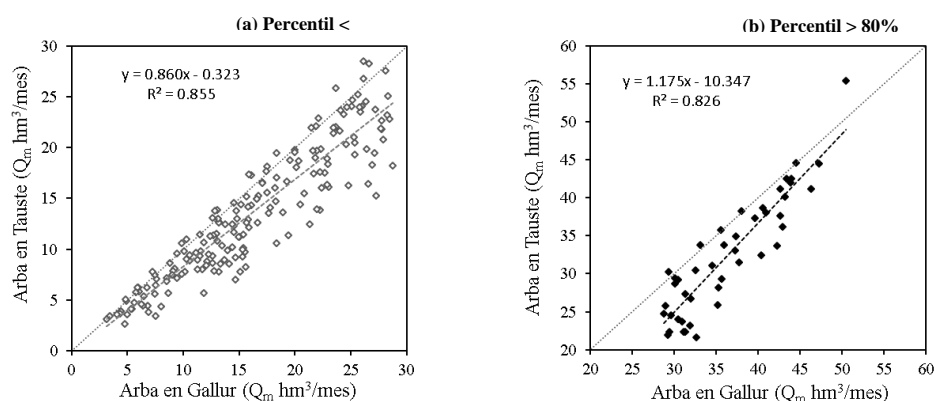


Figura III.17. Regresión lineal entre el caudal medio mensual de la estación de aforo 60-Arba en Gallur y el de la estación 260-Arba en Tauste para percentiles de caudal medio y bajo ($P < 80$) (a) y para percentiles de caudal alto ($P > 80\%$) (b). Serie junio 1990 - septiembre 2015.

Tabla III.11. Análisis de errores de las distintas metodologías empleadas para la restitución de caudales en la estación de aforo 260 Arba en Tauste. Serie de ajuste junio 1990- septiembre 2015. Se incluye el error cuadrático medio (ECM) y el sesgo de los resultados (P-Bias) diferenciando para caudales medios mensuales en la estación 260-Arba en Tauste por encima del percentil 80% ($P > 80$) y por debajo del percentil 80% ($P < 80$).

Método	Jn 90-Sp 15		P>80%		P<80%		
	Promedio (hm³/mes)	Promedio (hm³/mes)	ECM (hm³/mes)	P-BIAS	Promedio (hm³/mes)	ECM (hm³/mes)	P-BIAS
Observados Q_m 260-Tauste	17,4	37.3	-	-	14.2	-	-
Regresión lineal Q_d ER/ENR	15,7	28.5	9,6	23,6%	13.7	3,1	3,4%
Regresión por estratos de Q_m	17.0	36.4	7,5	2,5%	13.9	2,9	2,0%

Para el cálculo de las masas de sales se compararon dos métodos, un método regresivo y un método mixto:

Método regresivo (MS_r): Este método se basa en la relación existente entre el caudal y la concentración de sales. En muchos ríos, en particular en los de elevada salinidad como es el caso del Arba en Tauste, se observa que existe una relación inversa y significativa entre el caudal y la concentración de sales; cuando el caudal aumenta, la concentración de sales disminuye (Hall, 1970). Mediante este método se modeliza la relación existente entre Q -CE, y la masa de sales diaria

(MS_d) corresponde al producto del caudal medio diario (Q_d) por la concentración de sales obtenida de la relación Q-CE (CE_{Qd}).

La relación Q-CE se establece mediante la Ec. 39 (Hall, 1970; Hall 1971). Esta ecuación se ajustó utilizando la serie de datos de CE (CE_i) de la red de calidad de la CHE en la estación 60 - Arba en Tauste, y la del caudal medio diario del día de muestreo en la estación de aforo más cercana al punto de muestreo (estación de aforo 260-Arba en Tauste). El ajuste se realizó separadamente para los periodos octubre-mayo y junio-septiembre, ya que presentan un comportamiento diferenciado (Tabla III.12, Figura III.18). En el periodo de junio a septiembre el caudal del Arba está muy modificado y corresponde fundamentalmente a los retornos de riego de Bardenas, siendo éste un aporte de agua externo (Canal de Bardenas). El ajuste se realizó con la serie de datos del periodo de octubre de 1974 a septiembre de 2015.

$$[\text{Ec. 39.}] \quad CE_{Qd} = \frac{(S-C_o)}{1+B \cdot Q_d^{1/n}} + C_o$$

CE: Conductividad eléctrica del río (dS/m -25°C)

Q_d: Caudal medio diario del día de muestreo de CE (hm³/día)

S: Constante que representa el valor máximo de CE en el río.

B: Constante de regresión

C_o: Constante que representa el valor mínimo de CE en el río.

n: Constante de regresión

Tabla III.12. Valor de los parámetros de ajuste de la ecuación $CE_{Qd} = \frac{(S-C_o)}{1+B \cdot Q_d^{1/n}} + C_o$ (Hall, 1970; Hall,1971) a la serie de conductividad eléctrica medida en el Arba en Tauste (estación de calidad- 60) y el caudal medio diario del día de muestreo en la estación de aforo más cercana (E.Af. 260) para la serie oct. 1974 – sep. 2015, para los periodos de octubre a mayo y de junio a septiembre (** indica p< 0.001), junto con el coeficiente de determinación (R²) y el error absoluto medio (MAE).

Parámetro	Octubre-Mayo	Junio-Septiembre
Nº de Datos	290	166
S	3.757***	4.633***
C _o	0.804***	0.874***
B	5.212***	5.967***
n	0.695***	0.674***
R ²	0.520	0.784
MAE	0.438	0.267

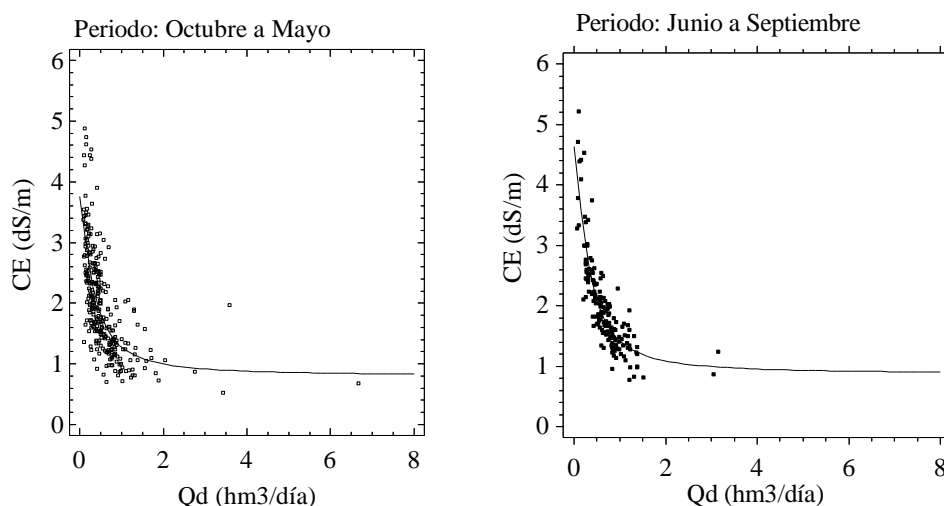


Figura III.18. Relación entre la conductividad eléctrica (estación de calidad 60) y el caudal medio diario del día de muestreo (estación de aforo 260) del río Arba en Tauste para los periodos, de octubre a mayo y de junio a septiembre. La línea corresponde a la ecuación ajustada para cada uno de los periodos. Serie: oct. 1974 - sep. 2015.

Finalmente, la masa diaria de sal se obtiene como el producto del caudal medio diario por la concentración de sales obtenida de la relación Q-CE y la masa mensual de sal como la suma de las masas de sal de cada uno de los días del mes [Ec.40.]

$$[Ec. 40.] \quad MS_r = \sum Q_d \cdot SDT(CE_{Q_d})$$

Q_d : es la aportación diaria (hm³/día)

$SDT(CE_{Q_d})$: concentración de sales (mg/l) obtenido de la conversión de la conductividad eléctrica en sólidos disueltos totales (Tabla III.5). El dato de CE_{Q_d} corresponde al obtenido de la regresión Q-CE [Tabla III.12].

Método mixto (MS_m): Este método es una combinación del método de regresión definido en el apartado anterior, y métodos de interpolación. El método de regresión, permite reconstruir series de salinidad de forma detallada de modo que la variabilidad de la salinidad de los ríos debida a las variaciones de caudal puede quedar bien definida. Sin embargo, su aplicación en series muy prolongadas en el tiempo plantea ciertas cuestiones que es necesario tener en cuenta. En primer lugar: la relación Q-CE puede cambiar con el tiempo y no siempre se dispone de los datos necesarios para un re-ajuste de la misma, por ello la evolución de las sales en estos casos puede quedar muy vinculada a la evolución de los caudales, lo que no permite analizar variaciones debidas a variables ajenas al caudal. En series con tendencias significativas del caudal y salinidad, la aplicación de una relación constante en el tiempo Q-CE definiría con detalle los valores del tramo medio de la serie, pero no definiría bien los valores de los extremos de la serie; así en el caso de

tendencias de descenso en el caudal, los primeros años quedarían sobreestimados y los últimos años de la serie, subestimados.

Por otro lado, los métodos de interpolación calculan la masa mensual de sales como el producto de la concentración de sales registrada en las estaciones de calidad, en este caso un dato por mes, por los caudales obtenidos en las estaciones de aforo. Para su aplicación, estos métodos requieren de una serie con muchas medidas de CE o con una baja variabilidad mensual. Es un método que da valores reales pero centrados en el momento de muestreo, de modo que las posibles variaciones diarias a lo largo del mes no quedan bien reflejadas.

En la cuenca del Arba se observa la existencia de variaciones de salinidad importantes. Por un lado, existe un incremento mensual de la concentración de sales con el tiempo, muy vinculado a las tendencias de descenso de caudal y los cambios en los usos del suelo que podrían quedar bien reflejadas en el cálculo de masas al aplicar métodos de interpolación, además de otra variación diaria de concentración de sales definida por los cambios diarios de caudal, que podría quedar bien definida mediante el método regresivo. El uso combinado de ambas metodologías permitiría minimizar los errores derivados de la aplicación de cada uno de ellos de forma separada.

El cálculo de las masas de sal mensuales mediante el método mixto, se establece a partir de la disponibilidad de datos (observaciones de CE_i o CE_{Qd} diarias) y del análisis del hidrograma. Los criterios de aplicación se obtuvieron a partir de un análisis de las observaciones diarias de caudal y su reflejo en las variaciones de CE registrado en la red de muestreo diario de RecoREbro.

Los criterios aplicados fueron los siguientes:

1. Los días en los que se dispone de observación de CE (CE_i) en las redes de calidad (CHE y RecoREbro) y bibliografía (Basso, 1994) se aplica el valor de las observaciones para el cálculo de las masas de sal diarias. Para el resto se rellena a partir del análisis del hidrograma, los valores de CE obtenidos por regresión y los valores de CE observados en días cercanos.
2. Dentro de una misma curva del hidrograma (fase de recesión), si se dispone de observaciones de CE y el valor obtenido por regresión (CE_{Qd}) para ese mismo día es similar en más de un 90% al observado, se aplica CE_{Qd} a todos los días anteriores y posteriores al muestreo dentro de la misma curva. Se entiende que el ajuste de la relación Q/CE se encuentra dentro del mismo rango de magnitud que el observado en el río (diferencias menores al 10%) y por tanto se puede extrapolar al resto de días.

3. Si el valor de CE_{Qd} difiere en más de un 90% al CE_i , y el muestreo se ha realizado dentro de la fase de recesión, es decir, el análisis del hidrograma indica que más del 90% del caudal diario corresponde a caudal de base (programa PART, USGS, 2017), se aplica el valor de las observaciones (CE_i) a todos aquellos días anteriores y posteriores al del muestreo, pero siempre dentro de la misma curva de agotamiento. La concentración de sales de las aguas subterráneas es más constante que la de aguas superficiales, por ello si se establece como componente principal del caudal del río, la de origen subterráneo, la concentración de sales se mantendrá más o menos constante en el tiempo, aunque varíe, lo hará en menor proporción que la variabilidad que impone el modelo regresivo a partir del caudal diario.
4. Para todos aquellos datos de CE_i similares en lapsos cortos de tiempo, y sin variaciones de caudal relevantes, se extrapolan los datos observados a todos los días del intervalo.
5. En días con caudales de escorrentía altos, es decir, más del 10% del caudal que pasa por el río corresponde a caudal de escorrentía (análisis del hidrograma a partir del programa PART, (USGS, 2017),) se aplica el mismo valor de CE medida (CE_i) a los días anteriores en los que no hay observaciones y se han registrado mayores caudales que el del día de medida, siempre y cuando el valor obtenido por regresión sea mayor que el observado, y siempre y cuando estos días se localicen en la misma curva de descenso. La relación entre Q-CE indica que a mayor caudal menor concentración de sales. Si el valor de CE obtenido por regresión está en otro orden de magnitud, no se puede aplicar a mayores caudales concentraciones más altas que las propiamente registradas por las redes.
6. Si una misma curva del hidrograma (recesión – agotamiento) no hay dato de observaciones de CE_i se aplica sistemáticamente a toda la curva el dato obtenido mediante regresión CE_{Qd}
7. Si no existen observaciones ni criterios para aplicar valores de CE_i , y a modo de completar lo máximo posible la serie de datos, se aplican los valores regresivos (CE_{Qd}) para el cálculo de las masas diarias de sal.

Mediante el método mixto se rellenó la serie de datos con valores de CE_i en el 32% del total de la serie diaria (1973/74-2013/14) y el resto respondió a valores obtenidos mediante regresión (CE_{Qd}).

Finalmente, el valor de la masa mensual de sales se calculó como el sumatorio de las masas de sales diarias del mes, calculadas a partir del producto del caudal medio diario por la concentración de sales (SDT_{CE_i} o $SDT_{CE_{Qd}}$) establecida para cada día [Ec. 41.].

$$[Ec. 41.] \quad MS_m = \sum Q_d \cdot SDT(CE_{i/Q_d})$$

Q_d : son las aportaciones diarias ($hm^3/día$)

$SDT(CE_i/Q_d)$: concentración de sales (mg/l) obtenido de la conversión de la conductividad eléctrica en sólidos disueltos totales (Tabla III.5). El dato de CE corresponde al obtenido aplicando la regresión Q-CE [Ec. 10.] o la medida diaria de CE tomada de las redes de control de calidad química en el río Arba.

Para definir la mejora del método mixto frente al regresivo, se utilizó como referencia la serie de masa de sal diaria (MS_{RE}) calculada a partir de los datos de Q_d y CE_i –RecorEbro (serie abril 2004-septiembre 2010) y se comparó con las masas diarias de sal obtenidas con el método regresivo y con el método mixto, aplicando para este último solo datos CE_i de la red de calidad de la CHE. Para valorar la adecuación de los dos métodos de estimación se calcularon los estadísticos: Sesgo porcentual (P-Bias), Error Cuadrático Medio (RMSE), RMSE estandarizado (RSR), error absoluto medio (MAE), Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) y Nash-Sutcliffe Efficiency Modified (E1) definidos en el Capítulo 2.

El análisis de errores muestra que los dos métodos son similares con alguna mejora para el método mixto que aporta un menor error al resultado (Tabla III.13). El promedio de toda la serie obtenido por el método regresivo es algo más bajo que el con método mixto y ambos métodos dan valores medios inferiores a los de la serie de referencia, presentando un sesgo elevado de 17% (mixto) y 21% (regresivo). Esto se debe a que ambos métodos aplican valores regresivos de CE_{Qd} en distinta proporción (MS_m 69 % y MS_r 100%), calculados con una relación Q-CE de toda la serie de datos (1974-2015). De este modo en los años más cercanos al final, como es el caso de la serie de referencia, los dos métodos subestiman los resultados. En cuanto a los estadísticos que definen la bondad del ajuste, se observa una clara diferencia entre los dos métodos. Siendo mucho mejores para el método mixto de casi un punto en el estadístico más exigente (Lorenzo-González et al., 2013), E1: 0.344 frente a 0.252. Esto nos indica claramente que es el método mixto es el que se ajusta mejor a las variaciones diarias de masas de sal y es por ello que es el que se emplea para el cálculo de las masas de sal exportadas por el Arba para la serie 1973/74-2013/14.

Tabla III.2. Valores de los estadísticos utilizados para la comparación de las masas diarias de sal calculadas con el método regresivo (MS_r) y el método mixto (MS_m) con las masas diarias de referencia obtenidas de la serie de RecorEbro (MS_{RE}) del periodo abril 2004-septiembre 2010.

T/día	MS_{RE}	MS_m	MS_r
Promedio=	884 T/día	737 T/día	695 T/día
PBias=	-	17%	21%
RSR=	-	0.549	0.560
MAE=	-	191 T/día	221 T/día
Error Medio=	-	148 T/día	190 T/día
RMSE=	-	301 T/día	307 T/día
R^2 =	-	0.709	0.699
NSE=	-	0.698	0.686
E1=	-	0.354	0.252

La metodología podría mejorarse ajustando relaciones Q-CE por tramos de años, separando los periodos en los que se haya observado cambios que puedan modificar la relación Q-CE: incremento de la superficie de riego en zonas salinas, la modernización de amplios sectores de riego, la mejora en los sistemas de distribución y gestión del agua, etc. Para la serie completa, el hecho de incorporar las observaciones diarias de CE de la estación de RecorREbro, en el Arba en Tauste, hace más estable los resultados, sobre todo para los últimos años de la serie donde existe una mayor información.

2.4. Ajuste del modelo de balance de agua y sal

El ajuste del balance de agua y sales consistió en minimizar la diferencia entre la suma de todos los aportes de agua y sales al río Arba, establecida mensualmente, y los caudales y masas de sales mensuales observados en el río Arba, modificando para ello los parámetros del modelo hasta conseguir el mejor ajuste posible. Este ajuste se realizó en dos fases: (1) Inicialmente se llevó a cabo un análisis de sensibilidad del modelo con el fin de determinar las variables o parámetros más sensibles, es decir aquellos que tienen una mayor influencia sobre las variables de salida y el error; y (2) posteriormente se calibró el modelo, ajustando en primer lugar los parámetros que presentaron mayor sensibilidad.

Los parámetros más sensibles que inicialmente se ajustaron, correspondieron con los relacionados con la eficiencia en el manejo del riego: eficiencia en parcela para riegos por inundación diferenciando entre los riegos abastecidos por el Canal de Bardenas de los abastecidos por el río Arba (EfR_p), pérdidas en las redes de distribución (ω) y consumo (evapotranspiración) de las mismas (γ); seguidos de las constantes de ajuste que definen el funcionamiento del acuífero: recarga de los drenajes de riego (ϕ) y de las pérdidas en las redes de distribución y manejo del

riego (Ω), recarga de las precipitaciones (P_0 , a y c) y coeficiente de agotamiento (α); y finalmente, una vez que se minimizaron los errores en los caudales, se procedió a minimizar el error en la masa de sales ajustando los valores a las constantes de salinidad en los retornos de riego (CDR_{Ni}) y escorrentía directa (CPp_{Ni}).

Dentro del proceso de calibración, se observó cómo ciertas variables ajustaban de forma distinta en función de la cantidad de agua servida por el canal y las precipitaciones medias registradas en el $SRCB_{Arba}$. Esto forzó a la realización de la calibración del balance de agua para tres tipos diferentes de años: húmedos (percentil anual de salidas de Yesa y precipitaciones medias anuales $<20\%$), medios y secos (percentil anual de salidas de Yesa y precipitaciones medias anuales $>20\%$). Se generaron diversas series a partir de su tipología y se trataron de forma independiente.

Una vez se obtuvieron las constantes de calibración que presentaban un menor error para los años secos, medios y húmedos, se procedió a un segundo ajuste de toda la serie diferenciando entre los años más recientes (serie 2000/01-2013/14) y los más antiguos (serie 1981/82-1999/00). Ambas series se trataron de forma independiente, dado que a lo largo de los años se han sucedido en el $SRCB_{Arba}$ diversas actuaciones de mejora que implican una modificación en las constantes de calibración. Los parámetros de salinidad en los retornos de riego asociados a las distintas litologías se ajustaron para el conjunto de años y tipo de los mismos.

Los estadísticos empleados para determinar la bondad de cierre del balance fueron los estadísticos de error RMSE, P-BIAS, MAE, ECM, y estadísticos de bondad de ajuste R^2 , NSE y E-1 (definidos en el Capítulo 1). Los valores los parámetros ajustados en la calibración, se establecieron dentro de los rangos de variación observados en trabajos realizados dentro de la cuenca del Arba u otras áreas con similares características.

Las ecuaciones de ajuste se describen en el apartado 2.2. [Ec. 1, 2 y 3] y las variables a minimizar son:

$$[\text{Ec. 41.}] \quad \sum_{i=1}^{41} \sum_{j=1}^{12} (Q_{tij} - Q_{mij}) = \text{Minimo},$$

donde Q_{ij} es el valor estimado por el modelo del caudal medio del mes j del año i y Q_{mij} es el valor cuantificado en la estación de Arba en Tauste para el caudal medio del mes j del año i

$$[\text{Ec. 42.}] \quad \sum_{i=1}^{41} \sum_{j=1}^{12} (MS_{tij} - MS_{mij}) = \text{Minimo},$$

donde MS_{ij} es el valor estimado por el modelo para la masa de sales del mes j del año i y MS_{mij} es el valor cuantificado en la estación de Arba en Tauste para la masa de sales del mes j del año i

$$[\text{Ec. 43.}] \quad \sum_{i=1}^{41} \sum_{j=1}^{12} (SDT_{tij} - SDT_{mij}) = \text{Minimo},$$

donde SDT_{ij} es el valor estimado por el modelo para la concentración de sales del mes j del año i y SDT_{mij} es el valor cuantificado en la estación de Arba en Tauste para la concentración de sales del mes j del año i

En la Figura III.19 y Tabla 14 se muestra un esquema del funcionamiento del balance de agua, y de todos los términos que lo componen, así como la relación existente entre ellos.

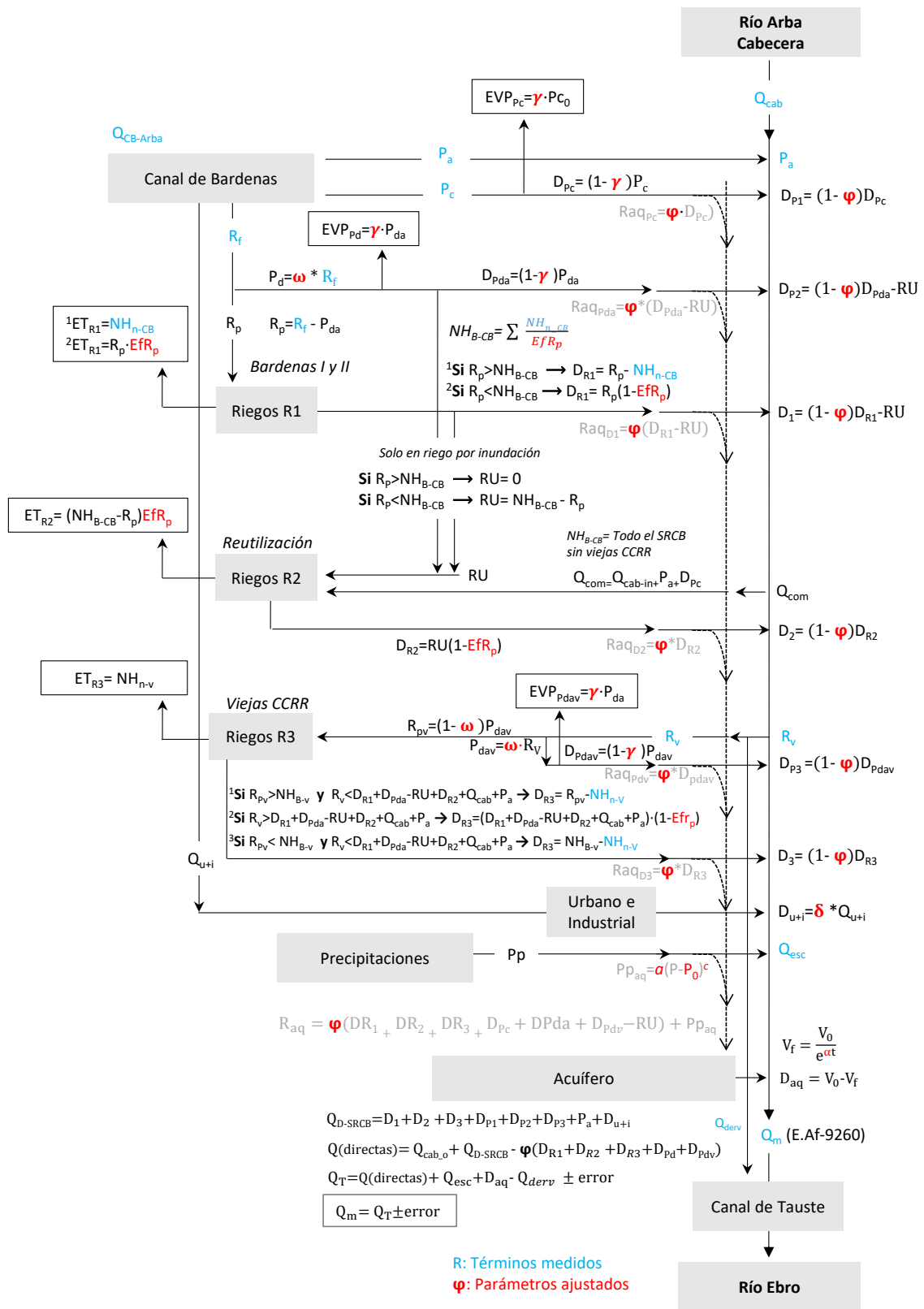


Figura III.193. Esquema de las variables de entrada y cálculos del balance de agua

Tabla III.14. Relación de cada uno de los parámetros incluidos en el balance de agua. En gris se macan los parámetros de ajuste y en beige los términos medidos

Q_{CB-Arba}	Agua de entrada al SRCB en la cuenca del Arba procedente del Canal de Bardenas
Q_{cab}	Caudal de entrada en el Sistema de Riegos del Canal de Bardenas (SRCB-Arba) procedente de los tributarios de cabecera del Arba
Q_{cab_o}	Caudal de salida del agua procedente de cabecera del Arba tras las tomas para riego de las viejas CCRR y las tomas complementarias para la reutilización
P_a	Descargas en almenaras, hidroeléctricas y otras salidas directas al río de los principales canales de riego
P_c	Pérdidas en los grandes canales
R_f	Riego facturado, volumen de agua servida por el canal de Bardenas para el riego de Bardenas I y II en la cuenca del Arba
R_v	Volumen de agua derivado del río Arba para el riego de las viejas CCRR que se abastecen íntegramente con agua del río
ω	Porcentaje de pérdidas en las redes de distribución
γ	Coefficiente de evaporación de las pérdidas de canal y redes de distribución
P_{da}	Pérdidas en las redes de distribución de los riegos de Bardenas I y II (R ₁) abastecidos con agua del canal
P_{dav}	Pérdidas en las redes de distribución de los regadíos (R ₃) abastecidos con agua del río (viejas CCRR en el último tramo del Arba)
EVP_{Pc}	Evaporación de las pérdidas de agua en los canales
EVP_{Pda y Pdav}	Evaporación de las pérdidas de agua en las redes de distribución de los riegos con agua del canal (P _{da}) y los riegos con aguas del río Arba (P _{dav}).
D_{Pc}	Drenajes de las pérdidas de los canales, volumen de agua que llega al río o recarga el acuífero
D_{Pda}	Drenajes de las pérdidas de las redes de distribución de los riegos con agua del canal, volumen de agua que llega al río o recarga el acuífero
D_{Pdav}	Drenajes de las pérdidas de las redes de distribución de los riegos con agua del río, volumen de agua que llega al río o recarga el acuífero
D_{p1, p2, p3}	Drenajes de las pérdidas de los grandes canales (P ₁), redes de distribución de los riegos con aguas del canal (P ₂) y pérdidas en las redes de distribución de los riegos que se abastecen con agua del río (P ₃) y que llegan directamente al río
Riegos R1	Riegos abastecidos con R _f , salidas directas del canal para riego
Riegos R2	Riegos abastecidos con agua reutilizada.
Riegos R3	Riego de las viejas CCRR que se abastecen íntegramente con agua del río
R_p	Volumen de agua de riego (R _f) que llega a la parcela tras pérdidas en las redes de distribución
R_{pv}	Volumen de agua de riego traído del río para regar las viejas CCRR (R _v) que llega a la parcela tras pérdidas en las redes de distribución
RU	Volumen de agua reutilizado procedente de los drenajes de los riegos R1 y pérdidas en las redes de distribución. Se complementa con tomas del río
Q_{com}	Caudal derivado del río para complementar la reutilización o R2. Agua de cabecera más pérdidas en canales y salidas de almenaras
NH_{n-CB}	Necesidades hídricas netas. Calculadas a partir de la superficie y tipo de cultivos. Riegos con aguas del canal
NH_{B-CB}	Necesidades hídricas brutas. Calculadas a partir de las NH _n y la E _{fR_p} . Riegos con aguas del canal

Análisis del regadío y de sus efectos sobre el caudal y la salinidad del río Arba: pasado y futuro del Sistema de Riegos del Canal de Bardenas

NH_{n-v}	<i>Necesidades hídricas netas de las viejas CCRR que se abastecen íntegramente de agua del río. Calculadas a partir de la superficie y tipo de cultivos.</i>
NH_{B-v}	<i>Necesidades hídricas brutas de las viejas CCRR. Calculadas a partir de las NH_n y la Efr_p. Riegos con agua del río</i>
NH_{n-T}	<i>Necesidades hídricas netas totales del SRCB-Arba. Suma de las NH_n de los riegos con agua del canal más los riegos con agua del río Arba.</i>
ET_{R1, R2 y R3}	<i>Evapotranspiración de los cultivos asociados a cada riego (R₁, R₂ y R₃)</i>
Efr_p	<i>Eficiencia de riego en parcela. Porcentaje entre el volumen de agua servida en parcela y la evapotranspiración de los cultivos</i>
DR_{1, R2 y R3}	<i>Drenajes de los riegos directos del canal (R₁), los que emplean aguas reutilizadas (R₂) y los que se abastecen del río (R₃)</i>
D_{1,2 y 3}	<i>Drenajes de cada uno de los riegos (R₁, R₂ y R₃) que llega directamente al río por los desagües del Sistema</i>
Q_{u+i}	<i>Volumen de agua servido por el canal para abastecimiento urbano e industrial</i>
D_{u+i}	<i>Salidas de las estaciones depuradoras de agua de la cuenca</i>
δ	<i>Consumo de agua urbana e industrial</i>
Q_{esc}	<i>Caudal de escorrentía. Calculado a la salida del Sistema a partir de análisis del hidrograma de caudal medio diario del río Arba en Tauste (E.af 2060) menos el calculado en las estaciones de aforo de cabecera</i>
R_{aq}	<i>Recarga del acuífero</i>
φ	<i>Porcentaje de las pérdidas en los drenajes de riego que se infiltran y recargan el acuífero</i>
Ω	<i>Porcentaje de las pérdidas de las redes de distribución que se infiltran y recargan el acuífero</i>
R_{aq} DR₁, DR₂ y DR₃	<i>Drenajes de riego que se infiltran y recargan el acuífero procedentes de los diferentes riegos</i>
R_{aq} Pc, Pda y Pdav	<i>Pérdidas en las redes de distribución que se infiltran y recargan el acuífero</i>
Pp	<i>Precipitaciones recogidas en la zona de estudio</i>
Pp_{aq}	<i>Volumen de agua procedente de las precipitaciones que se infiltra y recarga el acuífero</i>
a, c y Pp₀	<i>Constantes de infiltración de lluvia</i>
V₀	<i>Volumen de agua en el acuífero a comienzo de mes</i>
V_f	<i>Volumen de agua en el acuífero a finales del mes</i>
D_{aq}	<i>Salidas del acuífero al río</i>
QD-SRCB-Arba	<i>Sumatorio de drenajes asociados al SRCB-Arba</i>
Q_{deriv}	<i>Caudal complementarios al canal de Tauste que no queda cuantificado en la estación de aforo del Arba en Tauste</i>
Q (directas)	<i>Aportaciones de cabecera más sumatorio de drenajes asociados al SRCB-Arba que sale directamente por los desagües del Sistema y que no se infiltra en el acuífero</i>
Q_m	<i>Aportaciones medias mensuales del río Arba registradas en la estación de aforos 9260 del Arba en Tauste</i>
Q_T	<i>Aportaciones medias mensuales del río Arba obtenidas del sumatorio de salidas del balance de agua</i>

2.5. Escenarios

Una vez ajustado el modelo se han planteado diferentes escenarios de futuro, para establecer el comportamiento del caudal y la masa de sales en el punto de control del Arba en Tauste. Se ha considerado en esta simulación (1) la ampliación de la superficie de riego, (2) la modernización de los riegos actuales y (3) las prognosis de cambio climático definidos por el Plan Hidrológico del Ebro (CHE, 2016).

Cada uno de los escenarios definidos se han aplicado sobre una serie real de años (2000/01-2013/14) y no sobre años hipotéticos, dado que cada año muestra diferentes casuísticas (meteorológicas, patrones de cultivo, disponibilidad de agua en Yesa, superficie de riego, etc.) con comportamientos diferentes. La aplicación de los escenarios en años concretos debe representar de forma más realista el comportamiento del Sistema. Se seleccionó la serie de años más actual y con un mejor ajuste en la calibración, 2000/01-2013/14, cuyos valores se han utilizado para definir el escenario de referencia o Escenario 0 (escenario sin cambios). Sobre este Escenario 0 se han introducido los cambios asociados a cada uno de los escenarios simulados.

Los escenarios simulados han sido:

1.- Ampliación de la superficie de riego.

Dentro de las ampliaciones de la superficie de riego definidas en el Sistema Bardenas por el Plan Hidrológico del Ebro (CHE, 2016), se encuentra la llevada a término del “*Plan General de Transformación de la Zona Regable de la Segunda Parte del Canal de las Bardenas* (Decreto 1352/1973, de 10 de mayo)”: ZIN Bardenas II -Sectores X, XI, XVII, XVIII (6.616 ha) y ZIN Bardenas II -Sectores II, III y IV (3.401 ha), y los nuevos regadíos dependientes del embalse de Biota (1.000 ha), vinculados a la construcción y puesta en funcionamiento de dicho embalse en el río Arba de Luesia. Este embalse, con capacidad para 10 hm³, se proyecta aguas arriba del SRCB_{-Arba} y se destinará para satisfacer las demandas de riego actuales y futuras de la cuenca y posibilitar la modernización de regadíos por debajo de la cota 500 msnm (CCRR n° VIII y n° V), entre otros. Se ha incorporado a este escenario toda la ampliación considerada en el plan de transformación, con excepción de los regadíos del embalse de Biota por encontrarse aguas arriba del SRCB_{-Arba} (Figura III.20).

La incorporación de estos nuevos regadíos (10.071 ha) al modelo se realizó asumiendo un sistema de riego presurizado, aplicando los mismos porcentajes de riego por aspersión y goteo que en 2020 (83% aspersión y 17% goteo).

El tipo de litología sobre la que se localizan estos nuevos regadíos se obtuvo a partir del “*Mapa de Planes de Nuevos Regadíos de las CCAA a incluir en el Plan de Cuenca*” aportado por la CHE

y el mapa de litologías salinas. Los porcentajes de superficies N_0 , N_1 y N_2 obtenidos de la superposición de los mapas se aplicaron a la ampliación de la superficie de riego definidas por el Plan Hidrológico del Ebro.

Las dotaciones de agua para estos nuevos riegos, viene recogida dentro de la normativa del Plan Hidrológico del Ebro (Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, Anejo XII, Apéndice 8.6. Dotaciones brutas de los grandes sistemas regables), en el que se establece un volumen de agua de $9.121 \text{ hm}^3/\text{ha}$ y año a servir por el Canal de Bardenas. Sin embargo, para el cálculo del agua de riego de las nuevas superficies, se consideró la aplicación de las dotaciones medias por riego facturado anualmente (R_f) dado que el volumen de agua servido responde más a la prognosis de gestión anual del Sistema que varía considerablemente entre años húmedos medios y secos que al volumen total de agua de concesión del Sistema.

Para establecer la superficie realmente regada por año, se aplicó la relación entre superficie regable y superficie regada definidas por las CCRR para cada uno de los años de la serie.

A su vez se incrementaron las NH de los cultivos, aplicando las necesidades hídricas medias por hectárea obtenidas para cada mes y año en la serie de referencia en función del sistema de riego, a la superficie de nueva de ampliación. Dentro de este Escenario, no se contempló un cambio en el manejo y gestión del agua, y se mantuvieron las eficiencias de riego aplicadas a los sistemas presurizados establecidas en el balance de referencia (serie 2000/01-2013/14). Tampoco se aplicaron porcentajes de pérdidas en las redes de distribución en la superficie destinada a los nuevos regadíos.

2.- Modernización del regadío.

El *Plan Director de Modernización de los Riegos de Bardenas* se incluye dentro del Programa de Medidas del Plan Hidrológico del Ebro (CHE, 2016). En él se contempla la transformación a riego presurizado de 47.722 ha dentro de la zona aragonesa de Bardenas I, lo que incluye la totalidad de los riegos de la Cuenca del Arba: CCRR III-CCR VIII, SAT Ansó (El Bayo), Riguel, Huerta Altas (Tauste), Las Vegas y San Bartolomé. Dentro de estos Planes se contempla el mantenimiento de un pequeño porcentaje de riegos por superficie para los suelos salino-sódicos destinados en su mayor parte a la producción de arroz (DGA, 2016).

El Escenario de modernización que se contempla dentro de este trabajo incluye la transformación a riego presurizado del 93% de la superficie actual de riego por inundación, manteniendo el 7 % sin modernizar, que corresponde a la media de la superficie de riego de arroz en la cuenca para el periodo 2001-2014.

El reparto entre riego por goteo y aspersión se realizó de la misma manera que el establecido para la ampliación de la superficie de riego, 83% aspersión y 17% goteo.

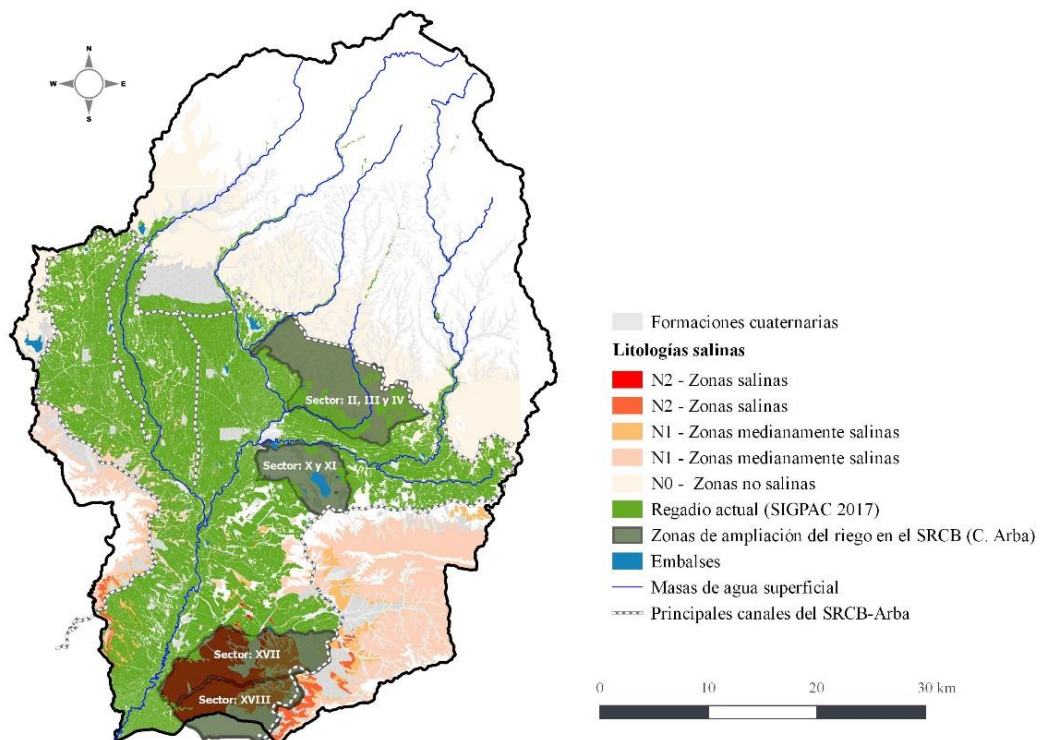


Figura III.20. Mapa de localización de las zonas incluida en el Plan General de transformación de la zona regable de la segunda parte del canal de Bardenas (Decreto 1352/1973) que quedan por finalizar.

A su vez se establece un valor de las pérdidas en las redes de distribución y canales de riego fijo para todo el Sistema del 12%, entendiéndose que la presurización del riego, así como la entubación de las redes de distribución generan menos pérdidas que las viejas acequias a cielo abierto. Sin embargo, se aplica un porcentaje alto debido a las pérdidas por evaporación y arrastre (PEA), calculadas en la zona entre un 8 y un 16,7 % del volumen de agua servida para el riego (localidad de Santa Anastasia, Martínez-Cob et al., 2005).

Se recalculan las NH_n a partir del promedio mensual de NH_n por superficie obtenidas en los riegos presurizados actuales y se aplican a toda la superficie del Escenario de modernización (manteniendo el mismo patrón de cultivo actual en riegos presurizados). Esto es así para todas aquellas CCR que se abastecen del canal, sin embargo, para aquellas que lo hacen con tomas del río Arba se mantiene el mismo patrón de cultivos definido para los riegos por inundación. Estos riegos, dado que dependen de los drenajes del Canal y de los recursos del Arba cuenca sin regulación, son más deficitarios y por tanto sus cultivos deben tener una menor demanda de agua.

El volumen de agua de riego servida anualmente por el canal (R_f) se distribuye mensualmente adaptándose a las nuevas NH_n de los riegos presurizados. Se mantiene en la misma cuantía el resto de salidas (descargas de almenaras, funcionamiento de hidroeléctricas, abastecimiento urbano, etc.). A su vez, el volumen servido para el riego, en especial, en los meses de julio y agosto, no podrá sobrepasar el volumen máximo servido por el canal más el volumen de regulación total de la cuenca. Se entiende con esto, que el canal tiene ciertas limitaciones en cuanto a su capacidad, de modo que no se pueda aportar más agua de Yesa del que se está aportando actualmente.

3.- Cambio climático

Dentro de los escenarios de cambio climático se modificaron tres de las variables de entrada: la disminución del recurso, el incremento de las necesidades hídricas los cultivos y la disminución de la calidad del agua de riego. El primero se obtiene de los trabajos llevados a cabo por el CEDEX (CEDEX, 2010) en los que se determina la variación de los recursos en régimen natural debida al cambio climático y recogida en el Plan Hidrológico del Ebro (CHE, 2016) para el cálculo de las aportaciones medias mensuales en régimen natural. En estos trabajos se obtiene como porcentaje de disminución de la aportación natural para el periodo 2011-2040 con respecto al periodo 1940-2005 de un **5%** aplicado de forma generalizada a la totalidad de la cuenca del Ebro.

Este mismo porcentaje de disminución es el que se aplica dentro de los escenarios de cambio climático al volumen de agua de esorrentía (Q_{esc}), a la entrada de las precipitaciones en los acuíferos ($P_{p_{inf}}$), a la entrada de agua por cabecera (Q_{cab}) y al volumen de agua servida por el Canal de Bardenas. No se contempla en este Escenario el recrecimiento de Yesa. Se consideró una gestión del embalse similar a la observada en los últimos 14 años, pero con una disminución de las entradas en un 5% y por tanto una menor disponibilidad de recurso para el riego.

Los cambios en las necesidades hídricas (NH_n), se obtuvieron a partir del análisis de tendencias mensuales de la temperatura media, máxima y mínima y precipitaciones de la serie 1975-2014. El método para evaluar las tendencias mensuales fue el de Mann-Kendall (Tabla III.15). Se recalcularon los valores de ET_0 y P_{ef} de los meses para los que se habían obtenido tendencias significativas utilizando los valores estimados, manteniendo el mismo patrón de cultivos, pero con valores adaptados a las tendencias observadas y aplicadas al año 2033.

Finalmente se incorporó también dentro del Escenario de cambio climático el incremento de salinidad en el agua de riego, acorde con los resultados del análisis de tendencia de este parámetro observados en el canal de Bardenas en la serie 1975-2014 (Tabla III.16), incrementos aplicados al año 2033.

En la Tabla 17, se hace una relación de todos los Escenarios planteados en este trabajo, y en la Tabla 18, las diferentes modificaciones que incluye cada Escenario.

Tabla III.15. Estadísticos Z de Mann-Kendall (M-K) y estimador estacional de la pendiente mediana de Kendall (M) de la temperatura media, máxima y mínima mensual y las precipitaciones medias mensuales, para cada mes y el año en conjunto con sus intervalos de confianza [P = 0.95: límite inferior (LI) y límite superior (LS)]. Se presentan en negrita las medianas y los límites de sus intervalos de confianza (P = 0.95) significativas con P < 0.05. Promedio entre estaciones con series completas sin restitución de dato (Serie 1975-2014).

	Temperatura media (°C)				Temperatura máxima (°C)			
	Estadístico (M-K)	Pendiente mediana (mg/l-año)			Estadístico (M-K)	Pendiente mediana (mg/l-año)		
	Z	M	LI	LS	Z	M	LI	LS
Oct	1,65	0,038	-0,01	0,09	1,173	0,034	-0,02	0,10
Nov	1,58	0,032	-0,01	0,07	0,690	0,017	-0,03	0,06
Dic	-0,08	-0,001	-0,05	0,05	-0,242	-0,004	-0,05	0,04
Ene	0,70	0,013	-0,03	0,06	0,189	0,002	-0,05	0,05
Feb	-0,39	-0,011	-0,06	0,04	-0,465	-0,008	-0,08	0,06
Mar	1,65	0,028	-0,01	0,08	0,641	0,026	-0,04	0,09
Abr	3,07	0,058	0,02	0,10	1,936	0,058	0,00	0,11
May	3,05	0,072	0,03	0,12	2,313	0,072	0,01	0,13
Jun	2,55	0,063	0,01	0,11	2,263	0,070	0,01	0,13
Jul	0,25	0,006	-0,03	0,05	0,013	0,000	-0,05	0,05
Ago	2,01	0,040	0,00	0,08	1,421	0,041	-0,01	0,09
Sep	0,35	0,009	-0,03	0,05	-0,515	-0,012	-0,06	0,04
Anual	4,75	0,029	0,02	0,04	2,727	0,021	0,00	0,04
	Temperatura mínima (°C)				Precipitaciones medias (mm)			
	Estadístico (M-K)	Pendiente mediana (mg/l-año)			Estadístico (M-K)	Pendiente mediana (mg/l-año)		
	Z	M	LI	LS	Z	M	LI	LS
Oct	2,250	0,048	0,01	0,09	0,919	0,424	-0,69	1,75
Nov	2,371	0,055	0,01	0,10	0,097	0,047	-0,88	0,87
Dic	0,000	0,001	-0,05	0,06	-1,778	-0,643	-1,40	0,05
Ene	1,031	0,027	-0,02	0,08	-0,226	-0,076	-0,83	0,53
Feb	-0,314	-0,007	-0,05	0,04	-2,439	-0,868	-1,43	-0,19
Mar	2,238	0,042	0,01	0,07	-0,075	-0,022	-0,62	0,62
Abr	3,621	0,060	0,03	0,10	0,503	0,192	-0,63	0,99
May	3,935	0,075	0,04	0,10	-1,496	-0,627	-1,53	0,20
Jun	3,357	0,062	0,03	0,09	-0,264	-0,096	-0,81	0,56
Jul	0,453	0,010	-0,02	0,05	-1,710	-0,287	-0,70	0,07
Ago	2,716	0,042	0,01	0,08	-1,182	-0,279	-0,86	0,18
Sep	1,144	0,023	-0,02	0,06	0,578	0,194	-0,48	1,05
Anual	6,601	0,040	0,03	0,05	-2,041	-0,191	-0,38	-0,01

Tabla III.16. Estadístico Z de Mann-Kendall (M-K) y estimador estacional de la pendiente mediana de Kendall (M) de la salinidad del agua de riego (SDT_{CB}), para cada mes y el año en conjunto con sus intervalos de confianza [$P = 0.95$: límite inferior (LI) y límite superior (LS)]. Se presentan en negrita las medianas y los límites de sus intervalos de confianza ($P = 0.95$) significativas con $P < 0.05$ (Serie 1975-2014).

	SDT_{CB} Canal de Bardenas (mg/l)			
	Estadístico (M-K)	Pendiente mediana (mg/l·año)		
	Z	M	LI	LS
Oct	3.68	1.141	0.740	1.540
Nov	2.96	0.857	0.370	1.240
Dic	3.13	1.132	0.430	1.640
Ene	3.64	1.058	0.600	1.610
Feb	3.28	1.008	0.500	1.720
Mar	3.46	0.869	0.410	1.260
Abr	5.17	1.233	0.870	1.560
May	4.98	1.300	0.960	1.630
Jun	4.15	1.013	0.650	1.380
Jul	4.55	0.973	0.660	1.290
Ago	4.38	0.959	0.640	1.340
Sep	3.98	1.002	0.610	1.460
Anual	13.72	1.043	0.930	1.160

Tabla III.17. Escenarios de modelización considerados para los regadíos de la Cuenca del Arba, denominación y códigos utilizados (COD).

	Variable	COD
E ₀	Serie de Referencia	0
E ₁	Ampliación de la superficie de riego	AM
E ₂	Modernización	MO
E ₃	Cambio climático	CC
E ₄	Ampliación + Modernización	AM+MO
E ₅	Ampliación + Cambio climático	AM+CC
E ₆	Modernización + Cambio climático	MO+CC
E ₇	Ampliación + Modernización + Cambio climático	AM+MO+CC

Tabla III.18. Relación de cambios introducidos para cada uno de los escenarios definidos

	E1: Ampliación	E2: Modernización	E3: CC	E4: Ampl + Mod	E5: Ampl + CC	E6: Mod + CC	E7: Ampl + Mod + CC
Q _{CB}	↑dot (nuevos riegos)	Sin cambios	↓5%	↑dot (nuevos riegos)	↑dot (nuevos riegos) +↓5%	↓5%	↑dot (nuevos riegos) +↓5%
SDT _{CB}	Sin cambios	Sin cambios	SDT tend	Sin cambios	SDT tend	SDT tend	SDT tend
Q _{cab}	Sin cambios	Sin cambios	↓5%	Sin cambios	↓5%	↓5%	↓5%
SDT _{cab} (*)	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios
P _p	Sin cambios	Sin cambios	↓5%	Sin cambios	↓5%	↓5%	↓5%
T	Sin cambios	Sin cambios	T tend	Sin cambios	T tend	T tend	T tend
Q _{esc}	Sin cambios	Sin cambios	↓5%	Sin cambios	↓5%	↓5%	↓5%
R _r	↑dot (nuevos riegos)	Mismo vol. anual Nueva distribución	↓5%	↑dot (nuevos riegos) Nueva distribución	↑dot (nuevos riegos) +↓5%	↓5% Nueva distribución	↑dot (nuevos riegos) ↓5% Nueva distribución
Q _{u-i}	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios
P _a	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios
P _c	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios	Sin cambios
P _{da}	Sin cambios	↓hasta el 5%	Sin cambios	↓hasta el 5%	Sin cambios	↓hasta el 5%	↓hasta el 5%
NHn _{mun}	Sin cambios	Reajuste (a partir de m ³ /ha)	T tend ↑ y P ↓5%	Reajuste (a partir de m ³ /ha)	T tend ↑ y P ↓5%	Reajuste +T tend ↑ y P ↓5%	Reajuste + T tend ↑ y P ↓5%
NHn _{asp}	↑NHn (nuevos riegos)	Reajuste (a partir de m ³ /ha)	T tend ↑ y P ↓5%	Reajuste + ↑NHn (nuevos riegos)	T tend ↑ y P ↓5% + ↑NHn (nuevos riegos)	Reajuste +T tend ↑ y P ↓5%	↑NHn (nuevos riegos) + Reajuste + T tend ↑ y P ↓5%
NHn _{got}	↑NHn (nuevos riegos)	Reajuste NHn (a partir de m ³ /ha)	T tend ↑ y P ↓5%	Reajuste + ↑NHn (nuevos riegos)	T tend ↑ y P ↓5% + ↑NHn (nuevos riegos)	Reajuste +T tend ↑ y P ↓5%	↑NHn (nuevos riegos) + Reajuste + T tend ↑ y P ↓5%
NHn _v	Sin cambios	Reajuste NHn (a partir de m ³ /ha)	T tend ↑ y P ↓5%	Reajuste (a partir de m ³ /ha)	T tend ↑ y P ↓5%	Reajuste +T tend ↑ y P ↓5%	Reajuste +M-K tend y P ↓5%
Sup. de riego	↑Ampliación	Sin cambios	Sin cambios	↑Ampliación	↑Ampliación	Sin cambios	↑Ampliación
Sistema de riego	Dato de los últimos años	Nueva distribución	Dato de los últimos años	Nueva distribución	Dato de los últimos años	Nueva distribución	Nueva distribución
Salinidad suelo	Ajuste nuevos riegos	Sin cambios	Sin cambios	Ajuste nuevos riegos	Ajuste nuevos riegos	Sin cambios	Ajuste nuevos riegos

SDT_{cab} (*): No se han obtenido tendencias significativas.

III. 3. Resultados

3.1. Análisis de sensibilidad del modelo de balance

El análisis de sensibilidad del balance permite identificar la magnitud en el cambio de la respuesta del modelo frente al cambio en ciertos parámetros del mismo, permitiendo así identificar los parámetros que pueden llevar a una mayor incertidumbre en la capacidad predictiva del modelo. Un buen ajuste de estos parámetros dentro de unos rangos considerados como aceptables viene a indicar si el modelo conceptual es correcto o si, por el contrario, existen entradas o salidas insuficientemente caracterizadas.

3.1.1. Eficiencia en el manejo de riego

La respuesta del modelo en cuanto a caudal y la concentración y masa de sales en el punto de salida es muy sensible a la eficiencia en el manejo del riego y como es previsible, esta respuesta es muy importante en la estación de riego y muy pequeña en la estación de no riego (Figuras III.19).

Como ya se ha señalado más arriba (Apartado 2.3.9), la única eficiencia que se ha utilizado para la calibración es la de los riegos por inundación, la eficiencia del riego por aspersión se ha mantenido fija en un 85% y la del riego por goteo en un 90%.

Durante la estación de riego se observa una importante disminución del volumen de agua (calculado por el modelo como suma de todas las contribuciones, Q_T) para los valores más bajos de la eficiencia de riego en parcela, con una respuesta lineal y en torno a un valor del 60% esta curva comienza a estabilizarse (Figura III.21a). Esto nos indica que nuestro modelo libera mucha agua al medio con eficiencias bajas y que, por encima de cierto umbral, por mucho que incrementemos la eficiencia de riego, las descargas no responden de forma proporcional. Hay que añadir que, por encima de este umbral, las diferencias en el volumen de los drenajes quedan marcadas por las pérdidas en las redes de distribución y su evaporación; cuanto mayor es el porcentaje de pérdidas en las redes de distribución (ω) y mayor el porcentaje de evaporación de las mismas (γ), menores son las salidas de agua del Arba. El efecto de la fracción de agua de las pérdidas evaporadas (γ) sobre la cantidad de agua de salida (Q_T) es más pronunciado que el de las pérdidas en las redes de distribución (ω), porque el agua perdida en las redes se utiliza después a través de la reutilización (RU), mientras que las pérdidas por evaporación resultan en una disminución neta del caudal de retorno (Figura III.21a).

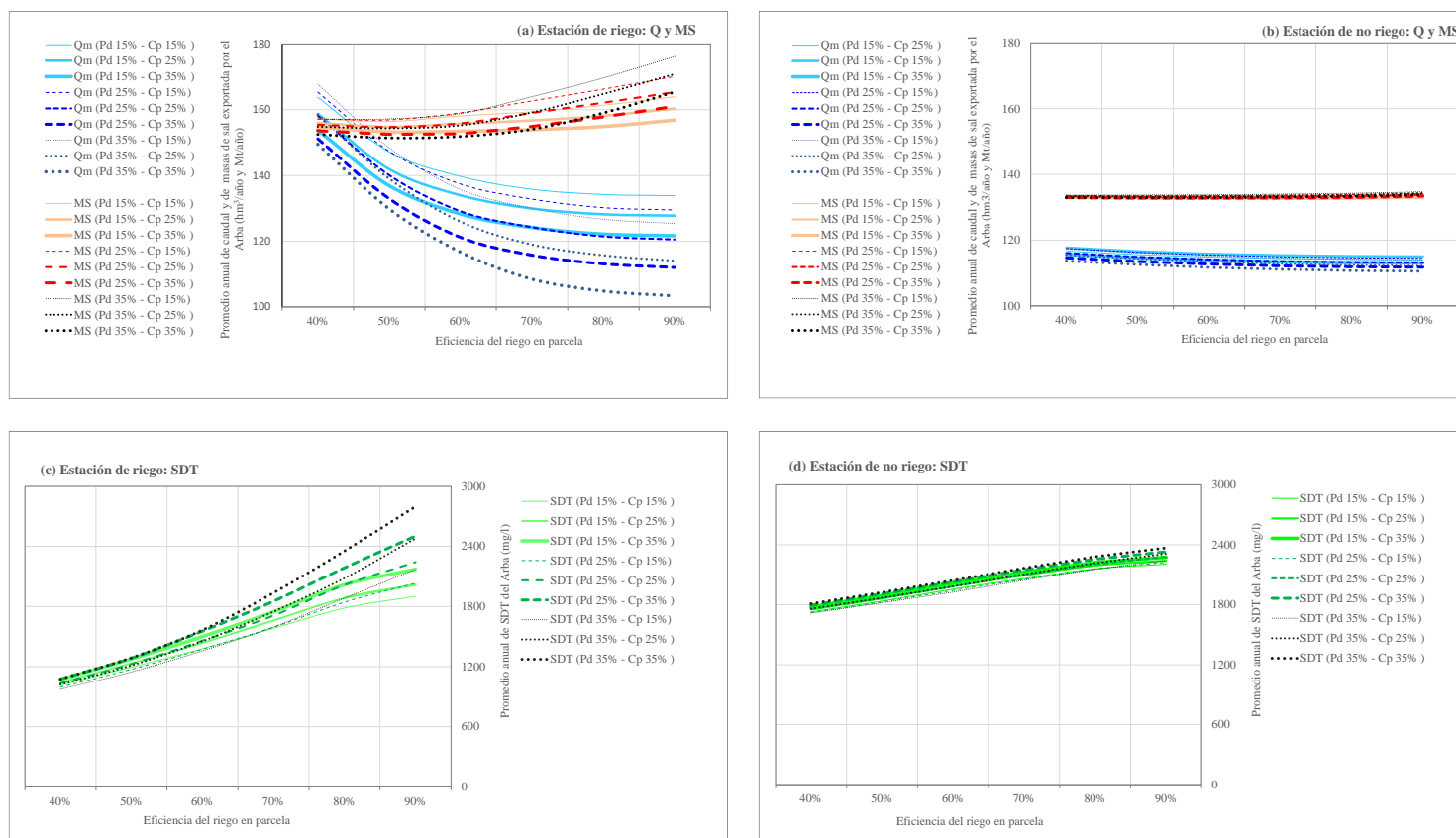


Figura III.21. (a) Aportación media anual de caudal (Q_T) y masa de sal (MS_T) de la estación de riego y (b) de no riego y (c) concentración media anual de sal del río Arba (SDT_T) de la estación de riego y (d) de no riego para diferentes combinaciones de eficiencia en el manejo de riego: eficiencia del riego por inundación en parcela, porcentaje de las pérdidas en las redes de distribución (ωP_{da}) y evaporación de las pérdidas (γEVP_{da}).

Este comportamiento también afecta a la cantidad de agua que es necesario reutilizar (reutilización, RU) y las necesidades hídricas (NH) que quedan cubiertas por el agua servida por el canal (Figura III.22). A mayores pérdidas de distribución (ω), mayor es el volumen de agua disponible para reutilización y, de hecho, mayor es la reutilización (RU) lo que resulta en un aprovechamiento mejor del agua en su conjunto y así el volumen de salida Q_T disminuye cuando aumenta ω (Figura III.21a). Se trata de un efecto del procedimiento utilizado en el modelo para la introducción de la RU, de haber utilizado volúmenes de RU reales (medidos en el sistema, datos que no existen) los resultados podrían ser algo diferentes: posiblemente, la RU real no alcanzara los niveles propuestos en el modelo (que reutiliza en cada mes toda el agua disponible para ser reutilizada) y las NH del conjunto del sistema no quedarían cubiertas.

Si se incrementa la eficiencia de riego en parcela, es menor el volumen de agua que se requiere para el riego y, por tanto, es menor la reutilización. Por el contrario, si la eficiencia en parcela es más baja y hay muchas pérdidas en las redes de distribución, el volumen de agua servido por el canal (R_i) no es suficiente para satisfacer las NH de los cultivos, y el modelo reintroduce los retornos de riego (RU) hasta poder completar la totalidad de las NH de todo el Sistema. Tal y como muestra la Figura III.22, este comportamiento es prácticamente lineal, cuanto mayor es la eficiencia de riego menor es el porcentaje de la reutilización, con diferentes valores marcados por el porcentaje de pérdidas en las redes de distribución (ω).

En este sentido, el modelo que se plantea no impone limitaciones en el volumen derivado para RU salvo, que los cultivos no lo requieran o no haya suficiente recurso. Para un mismo valor de eficiencia de riego en parcela (EfR_p) del 60%, y mismo porcentaje de evaporación de las P_{da} (γ) del 15 %, encontramos que P_{da} del 15, 25 y 35% suponen una reutilización del 34, 42 y 49% y unas NH_n que quedan cubiertas en el 96, 95 y 94% respectivamente (Figura III.22).

El análisis de sensibilidad indica que, para cualquiera de los valores de eficiencia de riego en parcela, el balance requiere de RU, y que por encima de eficiencias del 65%, más del 95% de las necesidades hídricas obtenidas para la serie utilizada en el análisis de sensibilidad del balance, (2000/01-2013/14) quedan cubiertas siempre con contribución de esta RU (Figura III.22). Este análisis de sensibilidad de modelo pone de manifiesto que, si los drenajes no se volvieran a reintroducir en el Sistema, con diferentes tomas a lo largo del río y captación en los sistemas de drenaje, los riegos serían deficitarios, y no podría regarse la totalidad de la superficie con los cultivos de la serie utilizada en el análisis. También define un modelo que cuanto mayor es la eficiencia del riego, menores son los drenajes del Sistema y por tanto menores los caudales que se registran en el río. Se muestra un modelo en el que la mejora en la eficiencia de riego, no refleja

una disminución en el consumo del agua, sino una disminución en el segundo y tercer uso del agua.

La masa de sal de los drenajes y su efecto en el río Arba, tiene un comportamiento totalmente distinto. Cuando el porcentaje de pérdidas de agua en las redes de distribución (ω) es bajo, el incremento en la eficiencia de riego apenas produce un incremento en las masas de sales exportadas, con una variación marcada por el consumo de las mismas ($\omega=15\%$, Figura III.21a). El descenso de la masa exportada por hectárea de riego con eficiencia alta, se ve compensado con un segundo riego y tercer riego (R_v) con aguas más salinas que aumentan ligeramente la masa de sales exportada.

Por otro lado, para porcentajes de pérdidas en las redes de distribución más elevadas ($\omega=35\%$, Figura III.21a), se observa un incremento más marcado de la masa de sal de los drenajes en la medida que se va incrementando la eficiencia de riego en parcela. De nuevo, las pérdidas elevadas en las redes de distribución suponen un descenso de las necesidades hídricas que quedan cubiertas por el agua servida por el canal, de modo que el modelo se ve obligado a incrementar la reutilización, pero esta vez el riego se realiza con un agua procedente de los drenajes que van más concentrados en sales que las aguas del canal.

Con respecto a la concentración de las sales en el río Arba en la estación de riego (SDT - Figura III.21c), sí que se observa una respuesta aproximadamente lineal, con un incremento en la concentración de sales en la medida que se incrementa la eficiencia en el riego. Además, cuanto mayor es el porcentaje de las pérdidas en las redes de distribución (ω) y su evaporación (γ), mayores son los incrementos de salinidad.

En la estación de no riego, dado que la mayor parte de los cultivos concentran sus necesidades hídricas en los meses de la estación de riego, el volumen de los drenajes es bajo. Un aumento en la eficiencia de riego conduce en el modelo a un descenso pequeño de los caudales y a un incremento de la masa de sales de los drenajes (Figura III.21b). Sin embargo, el aumento de la eficiencia del riego sí que se ve reflejada en un aumento de la concentración de sales (Figura III.21d). En un principio el drenaje de los riegos en los meses de la estación de no riego, dado que son pequeños, no deberían repercutir tanto en calidad del río Arba, salvo por la implicación del acuífero dentro del modelo. No obstante, debemos adelantar, que si bien los ajustes del modelo y los estadísticos de error son buenos para la estación de riego, no lo son tanto para la estación de no riego, lo que se debe previsiblemente a una falta de caracterización de la calidad de la escorrentía superficial en estos meses.

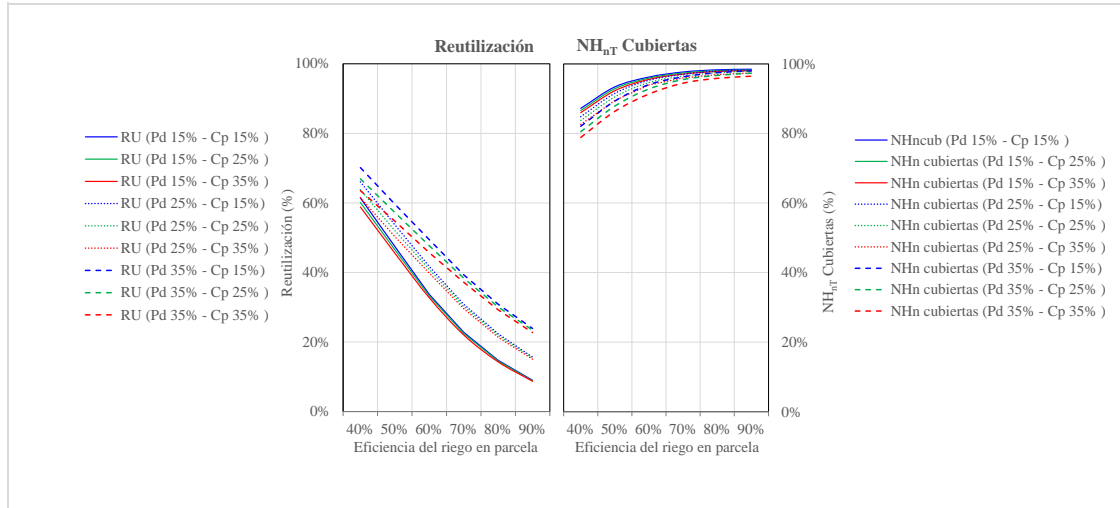


Figura III.22. Porcentaje del volumen total de riego en el SRCB-Arba aportado por la reutilización y porcentaje de las necesidades hídricas netas totales del SRCB (NH_{nT}) que quedan cubiertas en las diferentes combinaciones de eficiencia en el manejo de riego: eficiencia del riego por inundación en parcela, pérdidas en las redes de distribución (ω , P_{da}) y evaporación de las pérdidas (γ EVP_{Pda}).

3.1.2. Volumen de agua y masa de sal de entrada y salida del acuífero

En el análisis de sensibilidad realizado sobre los parámetros de coeficientes de agotamiento (α) y de recarga de los drenajes del riego (ϕ) se observa que mientras que en la estación de riego la disminución del coeficiente de agotamiento genera una disminución del caudal y la masa de sales del río Arba, en la estación de no riego ocurre lo contrario, se incrementa, siendo en ambos casos mayor este descenso o incremento cuanto mayor es la infiltración de los drenajes (Figura III.23).

La mayor parte de la infiltración procedente del regadío se producen en la estación de riego, de modo que una disminución en el coeficiente de agotamiento, desplaza parte de las descargas de los meses de la estación de riego a la de no riego. De este modo en los meses posteriores a la campaña de riego se siguen descargando parte de las infiltraciones de los drenajes de los últimos meses de la campaña de riego, y este volumen es mayor cuanto menor es su coeficiente de agotamiento (descargas más lentas) y mayor la capacidad de infiltración del agua de drenaje.

Debemos añadir que si las variaciones en la eficiencia del manejo del riego generan grandes cambios en el caudal y la masa de sal del río Arba (Figura III.21), los cambios no son tan altos en respuesta a los parámetros que definen la descarga del acuífero. El balance anual se cierra sin pérdidas ni ganancias, es decir, todo el agua que entra en el acuífero termina saliendo, de este modo los promedios anuales de la estación de riego y de no riego varían poco, y lo hacen uno a expensas del otro. En este sentido tan solo se observan cambios entre los promedios de una y otra

estación en coeficientes de agotamiento menores de 0.025 (coeficiente de recesión de más de 40 días) y para infiltraciones de los drenajes de más del 50%.

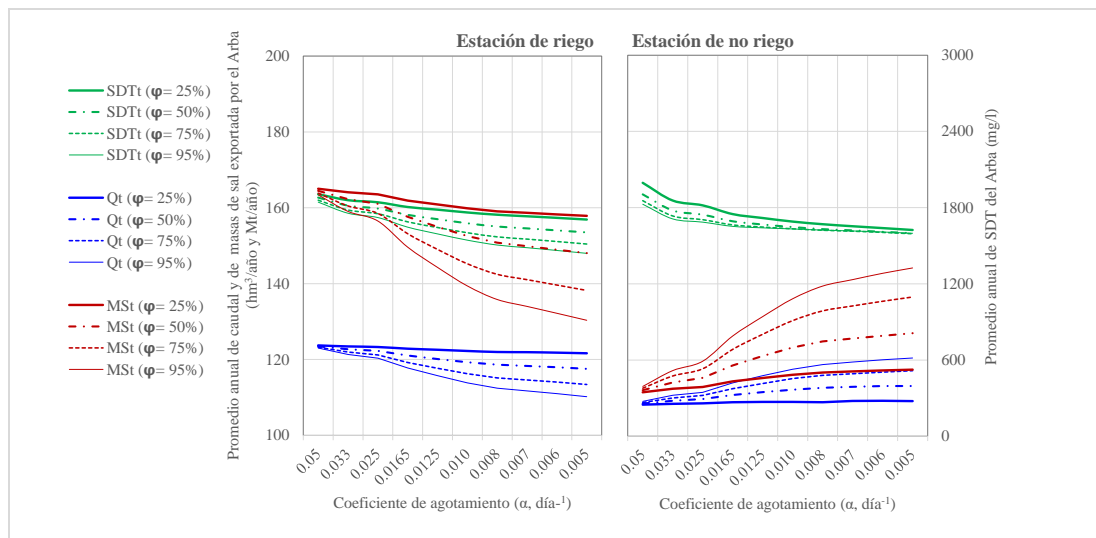


Figura III.23. Aportación media anual de caudal, masa de sal y concentración media anual de sal del río Arba en la **estación de NO riego y de riego** para diferentes combinaciones de coeficiente de agotamiento del acuífero (α) y de recarga del acuífero por aguas procedentes de los drenajes del riego (φ).

La concentración media de sales del río Arba se observa que disminuye en la ER y en la ENR, conforme aumenta la recarga procedente de los drenajes y disminuye el coeficiente de agotamiento (Figura III.23).

Hay que tener en cuenta que, si se ha simplificado el comportamiento de los acuíferos con respecto a los caudales de recarga y descarga, también se ha hecho con el tratamiento de las masas de sal. Los procesos que intervienen en el transporte de solutos en los acuíferos son por lo general muy complejos de parametrizar: coeficientes de dispersión hidrodinámica, dispersividad y coeficientes de retardo, si existen procesos de adsorción/desorción, etc.

Por ello se ha supuesto que el transporte de la masa de sal que ingresa en el acuífero procedente de los riegos es conservativo, es decir, no presenta retardos con respecto a los caudales, lo que viene a representar una dispersión hidrodinámica poco significativa.

De forma natural los acuíferos lentos, tienen una mayor salinidad de sus descargas puesto que el agua se encuentra mayor tiempo en contacto con las rocas y esto facilita su disolución. De este modo una disminución del coeficiente de agotamiento (con una descarga más lenta), debería incrementar la salinidad del río Arba. Sin embargo, en este modelo disminuyen. El aumento del coeficiente de agotamiento permite acumular más agua y masa de sales en la estación de riego, la cual se mantiene en el modelo con una concentración de sales constante, para luego ser descargada

en la estación de no riego, generado un efecto de dilución en los SDT, siendo mayor cuanto más agua se infiltra en el acuífero (Figura III.23).

Por otro lado, la respuesta del Río Arba a las precipitaciones es más importante para variaciones en las constantes de recarga por lluvia a y c ($P_{p_{inf}} = a(P-P_0)^c$), que para los diferentes coeficientes de agotamiento (α) analizados (Figura III.24). Se observa que incrementos de las constantes de infiltración hasta alcanzar los valores definidos por la bibliografía para zonas húmedas ($a = 2$; $P_0 = 381$ mm $c = 0,4$), pueden incurrir en un aumento en los aportes de agua anuales y masas de sal del río Arba de hasta un 24 %.

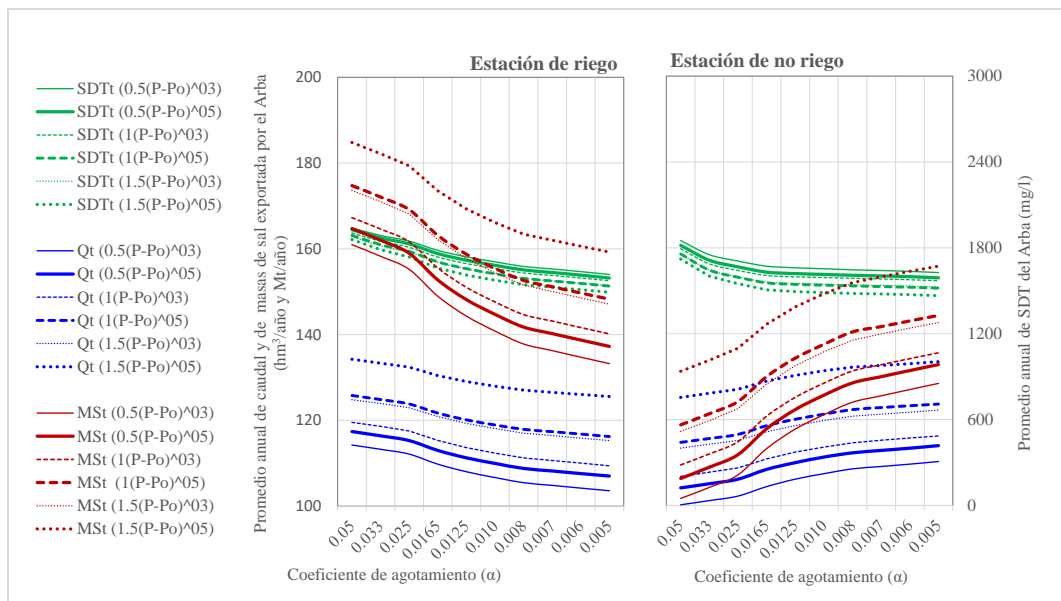


Figura III.24. Aportación media anual de caudal, masa de sal y concentración media anual de sal del río Arba en la estación de NO riego y de riego para diferentes combinaciones de infiltración de las precipitaciones ($P_{p_{inf}} = a(c-c_0)^c$), (Chaturvedi, 1936) y diferentes coeficientes de agotamiento del acuífero (α).

3.1.3. Concentración de sales en los retornos de riego y en la escorrentía de las precipitaciones

La concentración de las sales en los retornos de riego en este modelo de balance responde fundamentalmente a dos procesos distintos: uno a la evapoconcentración del agua que se aplica a los cultivos, asociada a su evapotranspiración esencialmente libre de sales, y otro al lavado de las sales presentes en el suelo. La primera se calcula a partir de la calidad y el volumen de agua de riego en parcela junto con las necesidades hídricas de los cultivos, la segunda requiere de un ajuste en el incremento de la concentración de sales que depende de la salinidad del suelo.

Los procesos de disolución de las sales del suelo son muy complejos, y se han incorporado en el balance como un valor constante (CD_{RN0} , CD_{RN1} , CD_{RN2}) que representa el incremento de

la concentración de sales de los drenajes de riego o precipitación drenando por cada tipo de litología (N_0 , N_1 , N_2).

El efecto de la variación de las variables CD_{RNX} en la masa y concentración de sales del río Arba, depende fundamentalmente de la superficie de riego ubicada sobre cada tipología de suelos (N_0 , N_1 y N_2), con una respuesta más marcada en la ER frente a la de ENR (Figura III.25). De este modo, pequeños incrementos de sales en los drenajes de los suelos N_0 (aumento de CD_{RNX_0}), donde se sitúa el 90 % de la superficie de riego, generan importantes cambios en las masas de sal y concentración de sales del río Arba (Figura III.25). En el otro extremo se encuentran los suelos tipo N_3 localizados al sur de la cuenca y con muy poca superficie de riego y que por lo tanto, a pesar de que se trata de drenajes muy salinos, no suponen un incremento elevado en el cómputo general de la salinidad de la cuenca (Figura III.23).

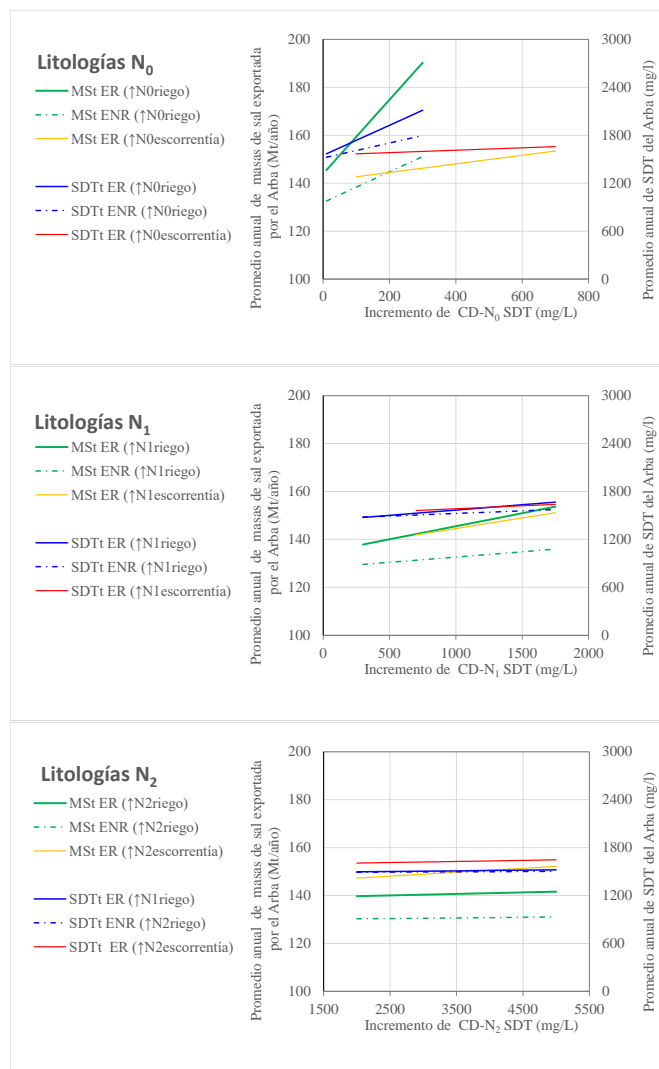


Figura III.25. Aportación media anual de masa de sal y concentración media anual de sal del río Arba para diversos valores de incremento de concentración de sales en los drenajes de riego y escorrentía de las precipitaciones según tipología de suelos (N_0 , N_1 y N_2).

Como conclusión del proceso de análisis de sensibilidad sobre las variables con un mayor peso a priori sobre la masa de agua y sales en el río Arba (Q_T y MS_T) y sobre la concentración salina (SDT_T), la EfR_p de los riegos por superficie tiene un efecto muy marcado sobre las salidas de agua y sobre su salinidad (SDT_T) que disminuyen y aumentan, respectivamente, conforme aumenta EfR_p ; pero su efecto sobre la masa total de sales es menor (aumentando ligeramente con EfR_p) porque ambos efectos se compensan. Este efecto, diferente del comportamiento esperado en riegos más eficientes, es debido a la presencia de la RU en el modelo: cuanto menor es la eficiencia, el modelo reintroduce más agua de drenaje, con una salinidad mayor, como reutilización, dando lugar a una mayor masa de sales exportada. De la misma manera, un aumento en las pérdidas de distribución (ω) da lugar a una mayor RU y disminuye, contra lo esperado, el volumen de retorno Q_T .

Los parámetros que definen la recarga del acuífero por infiltración de los retornos de riego (ϕ) y su comportamiento (coeficiente de agotamiento, α), no muestran tantos cambios en el caudal (Q_T), masa de sal (MS_T) y concentración de sales (SDT_T) del río Arba como los mostrados por los parámetros asociados a la eficiencia de riego. Las mayores diferencias se encuentran en el periodo de la estación de riego frente a la estación de no riego; una mayor recarga y menores valores del coeficiente de agotamiento hace descender los valores de Q_T y MS_T en los meses de riego y aumentar en los meses de no riego.

Entre las variables propias de la salinidad del suelo, el mayor efecto lo tiene el parámetro que recoge el aumento de salinidad de los drenajes en los suelos de baja salinidad (CD_{RN0}) ya que la mayor parte de la superficie regada se localiza sobre las litologías no salinas N_0 . A mayor incremento de la salinidad de las aguas de drenaje, mayor salinidad (SDT_T) y masas de sales (MS_T) estimadas en el río. El efecto de CD_{RN1} y CD_{RN2} resulta mucho menor.

3.2. Ajuste de balance de agua y sal

3.2.1. Balance de agua

El proceso de ajuste se realizó a partir de la comparativa del sumatorio de salidas de agua mensuales definidas por el balance (Q_T), con los aportes mensuales registrados en la estación de aforo del río Arba en Tauste (Q_m) [Ec.1]. El análisis de las diferencias entre la serie observada y la calculada se obtuvo a partir de estadísticos de error (MAE y RMSE) y de bondad de ajuste (R^2 , NSE y E_1).

El ajuste de los parámetros del modelo se realizó separadamente para diferentes periodos y años en función de su tipología como se ha explicado en el apartado 1.4:

- Serie de años reciente: 2000/01-2013/14

- Serie de años antigua: 1981/82-1999/00.

Y dentro de la serie más reciente, se realizó un ajuste en dos fases, la primera diferenciando entre años húmedos, medios y secos (Tabla III.19) y a partir de los resultados de ésta, se realizó otra segunda calibración, en la que se ajustó toda la serie 2000/01-2013/14 (Tabla III.20).

- Años húmedos (2008/09, 2009/10, 2012/13 y 2013/14)
- Años medios (2002/03, 2003/04, 2006/07 y 2010/11)
- Años secos (2004/05, 2005/06 y 2011/12)

3.2.1.1. Evaluación del ajuste de los caudales para los años húmedos, medios y secos

En los meses de mayor consumo de agua, se alcanza los valores máximos de los estadísticos NSE y E1 dentro de unos rangos de eficiencia de riego en parcela de entre 50% y 70%. Estos valores de eficiencia son más bajos (~50%) para los años húmedos (Figura III.26) y más altos (~70%) para los años secos (Figura III.28).

Salvo para los años húmedos, el aumento del porcentaje de pérdidas en las redes de distribución (ω) mejora los resultados del ajuste, tanto en los estadísticos de bondad de ajuste como en la cuantificación de errores (Figuras III.26, III.27 y III.28).

El sesgo (PBIAS) o error sistemático del modelo [Ec.41] viene determinado por tres factores: la eficiencia de riego en parcela (EfR_p), la evaporación de las pérdidas (γ) y la infiltración de las precipitaciones ($a(Pp-Pp_0)^c$), siendo mayor su variabilidad cuanto más secos son los años. A partir de ciertos umbrales de ajuste de la eficiencia de riego en parcela el sesgo se mantiene constante. En los años húmedos, el PBIAS es cercano a 0% para valores bajos de la evaporación de las pérdidas ($\gamma=25\%$), en los años medios, para valores medios y altos ($\gamma=35\% - 45\%$) y en los años secos, para valores altos ($\gamma=35\%$) (Figuras III.26, III.27 y III.28). Del mismo modo, la infiltración de las precipitaciones permite un ajuste del sesgo a valores menores del 5% para coeficientes de infiltración bajos en los años secos ($a=0.5$ y $c=0.3$) y medios en los años húmedos ($a=1$ y $c=0.5$) (Figura III.29).

El coeficiente de agotamiento (α) y la infiltración de los drenajes (φ) procedentes de los retornos de riego, dado que se trata de unas constantes poco sensibles, no mejoran sustancialmente los resultados (Figura III.30). No obstante, sí que se observa en todas las series un incremento de los estadísticos de bondad de ajuste y menores errores cuanto mayor es la infiltración de los drenajes de riego (φ) así como con valores del coeficiente de agotamiento por debajo de $0,0165 \text{ días}^{-1}$ (coeficiente de recesión de más de 60 días) (Figura III.30). Hay que añadir que el porcentaje de infiltración de los drenajes de riego (φ), se aplica en el modelo al volumen de agua resultante D_{R1} , P_{da} , D_{R2} , D_{R3} y D_{Pdav} tras la RU y la toma para las viejas CCRR, de modo que el porcentaje

de ajuste deberá ser más elevado que si se aplicaran de forma separada a cada uno de estos componentes sin tener en cuenta su uso en un segundo y tercer riego. Esta forma de operar incorporaría una mayor variabilidad al modelo y complejidad de cálculo. La combinación de todos estos parámetros de calibración para los meses de la estación de riego, ha permitido un buen ajuste en todas las series, con valores de los estadísticos E1 y NSE $\geq 0,5$ y un sesgo (PBIAS) inferior a 2,5%. La serie característica de años secos es la que mejor ajuste muestra (NSE>0,900 y E1>0,650) frente a la serie de años húmedos que presenta los valores más bajos de los estadísticos de bondad de ajuste (NSE>0,700 y E1>0,540). Los errores (MAE y RMSE) de todas las series para la estación de riego se sitúa por debajo de 6,7 hm³/mes, con valores más bajos para los años secos (Tabla III.19).

Tabla III.19. Resultados del proceso de calibración de los parámetros de ajuste del balance de agua para las series de caracterización diferenciando por años secos, medios y húmedos. EfR_p: Eficiencia de riego en parcela; ω : porcentaje de pérdidas en las redes de distribución (P_{da}); γ : porcentaje de agua evaporada de las pérdidas en las redes de distribución y canales de riego; $a(P-P_0)^c$: infiltración de las precipitaciones; α : coeficiente agotamiento; φ : porcentaje de infiltración de los drenajes de riego; Ω : porcentaje de infiltración de las pérdidas en las redes de distribución. Se muestra el resultado de los estadísticos de error (RMSE, MAE y PBIAS) y bondad de ajuste (E1, NSE y R²).

			Año seco	Año medio	Año húmedo
ESTACIÓN DE RIEGO	Parámetros de calibración	EfR_p (abr)	60%	60%	50%
		EfR_p (may-ago)	70%	60%	50%
		EfR_p (sep)	65%	60%	50%
		ω	25%	25%	25%
		γ	35%	35%	25%
		$a(P-P_0)^c$	$0,5(P-15)^{0,3}$	$0,5(P-15)^{0,3}$	$1(P-15)^{0,3}$
		α	0,013	0,013	0,014
		φ	75%	50%	75%
		Ω	25%	5%	25%
	Estadísticos de error y bondad de ajuste	R²	0,962	0,889	0,751
		RMSE (hm³/mes)	3,9	6,7	5,4
		MAE (hm³/mes)	2,9	4,9	3,8
		PBIAS	0,5%	-2,6%	1,9%
NSE		0,957	0,884	0,738	
E1		0,685	0,611	0,543	
ESTACIÓN DE NO RIEGO	Parámetros de calibración	EfR_p (ENR)	50%	40%	50%
		ω	25%	25%	25%
		γ	35%	35%	25%
		$a(P-P_0)^c$	$0,5(P-15)^{0,3}$	$0,5(P-15)^{0,3}$	$1(P-15)^{0,5}$
	Estadísticos de error y bondad de ajuste	R²	0,901	0,692	0,797
		RMSE (hm³/mes)	3,5	7,6	6,8
		MAE (hm³/mes)	2,5	5,9	5,5
		PBIAS	1,4%	-18%	0,1%
		NSE	0,759	0,335	0,797
		E1	0,511	0,278	0,546
ANUAL	Estadísticos de error y bondad de ajuste	R²	0,939	0,787	0,779
		RMSE (hm³/mes)	3,7	7,2	6,1
		MAE (hm³/mes)	2,8	4,4	4,6
		PBIAS	0,8%	-10 %	1,0%
		NSE	0,939	0,775	0,777
		E1	0,631	0,470	0,545

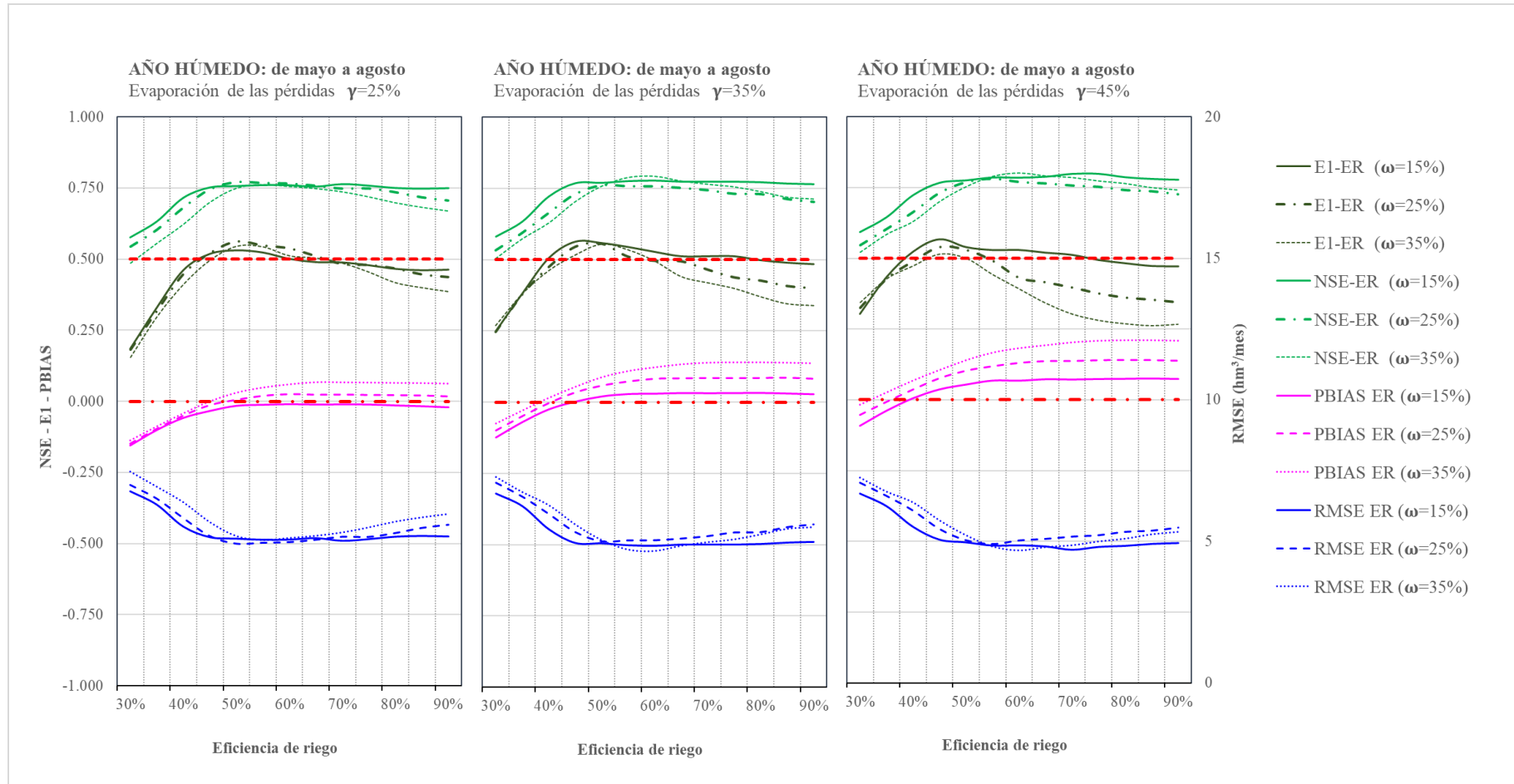


Figura III.26. Valores de los estadísticos de ajuste y error (NSE, E1, RMSE y MAE), obtenidos en la calibración del balance de agua en años **HÚMEDOS** y meses de mayor consumo de agua en el riego **ER: mayo a agosto** - Constantes de ajuste de la eficiencia en el manejo del riego: eficiencia de riego en parcela (EfR_p), pérdidas en las redes de distribución (P_{da} , ω 15% - 25% - 35%) y evaporación de las pérdidas (EVP_{Pda} y P_c , γ 25% - 35% - 45%). Las líneas rojas definen el valor de NSE de 0,500 que establece el límite a partir del cual el ajuste es aceptable, y el valor 0 que establece los menores porcentajes de error (PBIAS).

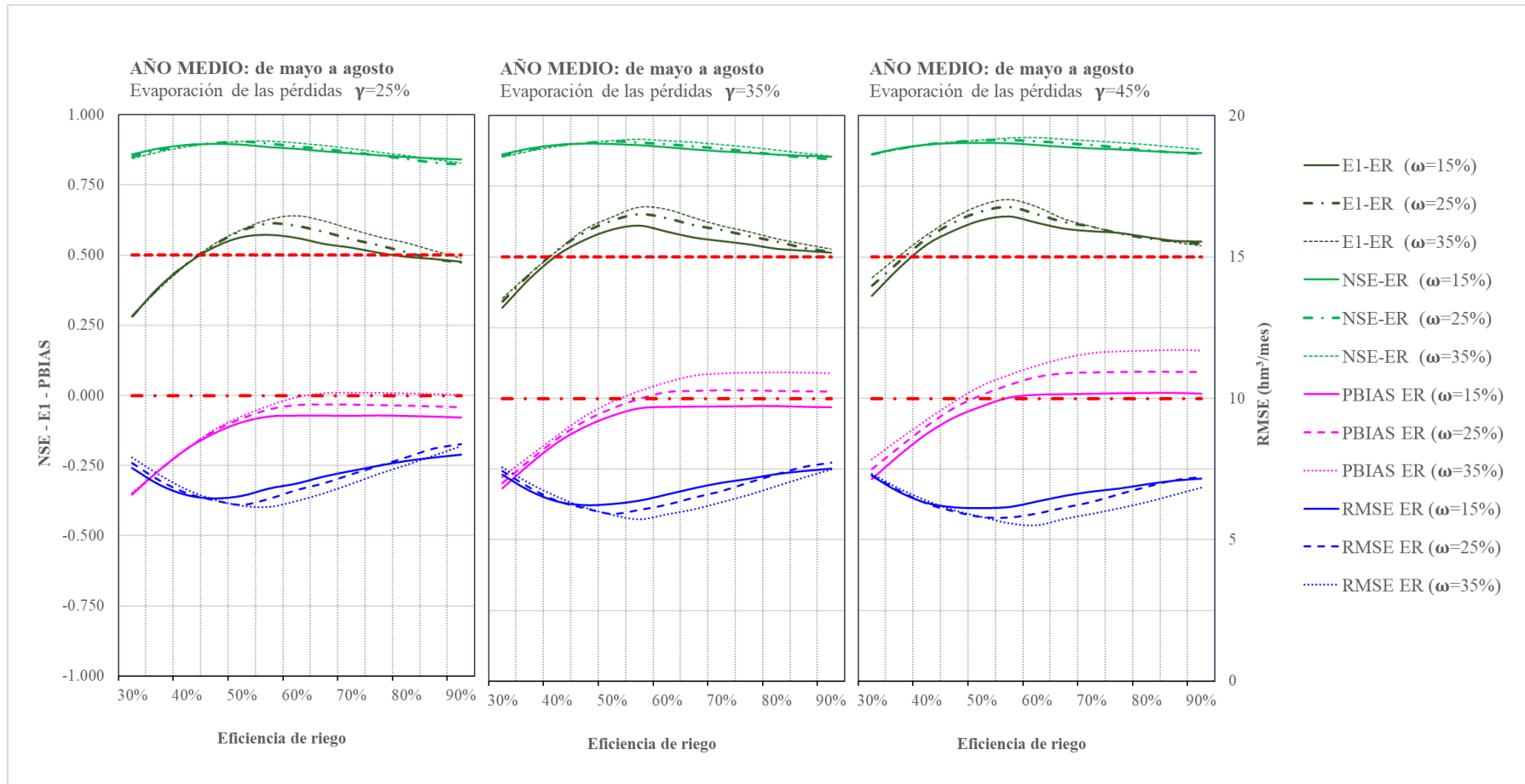


Figura III.27. Valores de los estadísticos de ajuste y error (NSE, E1, RMSE y MAE), obtenidos en la calibración del balance de agua en años **MEDIOS** y meses de mayor consumo de agua en el riego **ER: mayo a agosto** - Constantes de ajuste de la eficiencia en el manejo del riego: eficiencia de riego en parcela (EfR_p), pérdidas en las redes de distribución (P_{da} , ω 15% - 25% - 35%) y evaporación de las pérdidas (EVP_{Pda} y P_c , γ 25% - 35% - 45%). Las líneas rojas definen el valor de NSE de 0,500 que establece el límite a partir del cual el ajuste es aceptable, y el valor 0 que establece los menores porcentajes de error (PBIAS).

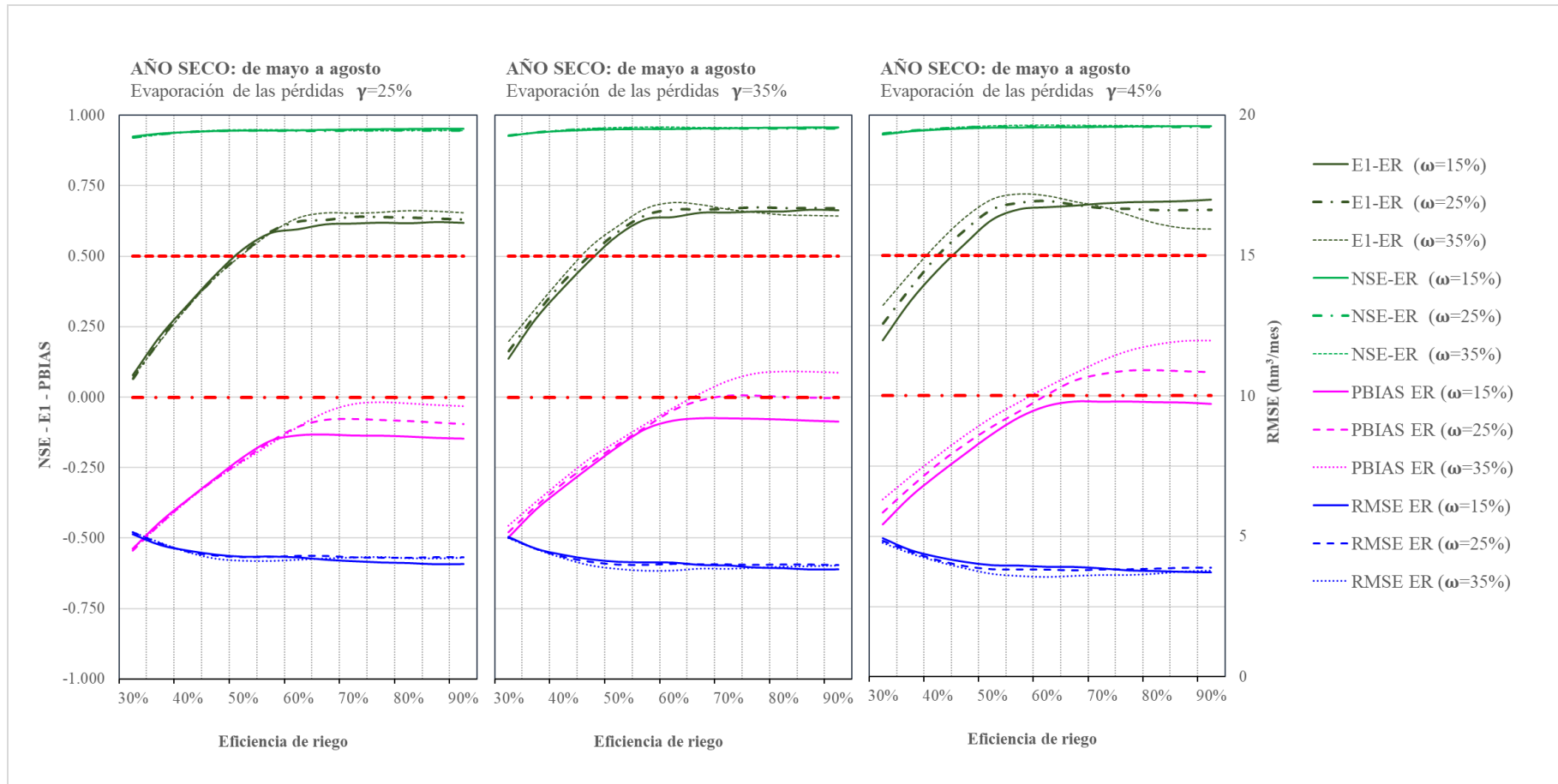


Figura III.28. Valores de los estadísticos de ajuste y error (NSE, E1, RMSE y MAE), obtenidos en la calibración del balance de agua en años **SECOS** y meses de mayor consumo de agua en el riego **ER: mayo a agosto** - Constantes de ajuste de la eficiencia en el manejo del riego: eficiencia de riego en parcela (EfR_p), pérdidas en las redes de distribución (P_{da} , ω 15% - 25% - 35%) y evaporación de las pérdidas (EVP_{Pda} y P_c , γ 25% - 35% - 45%). Las líneas rojas definen el valor de NSE de 0,500 que establece el límite a partir del cual el ajuste es aceptable, y el valor 0 que establece los menores porcentajes de error (PBIAS).

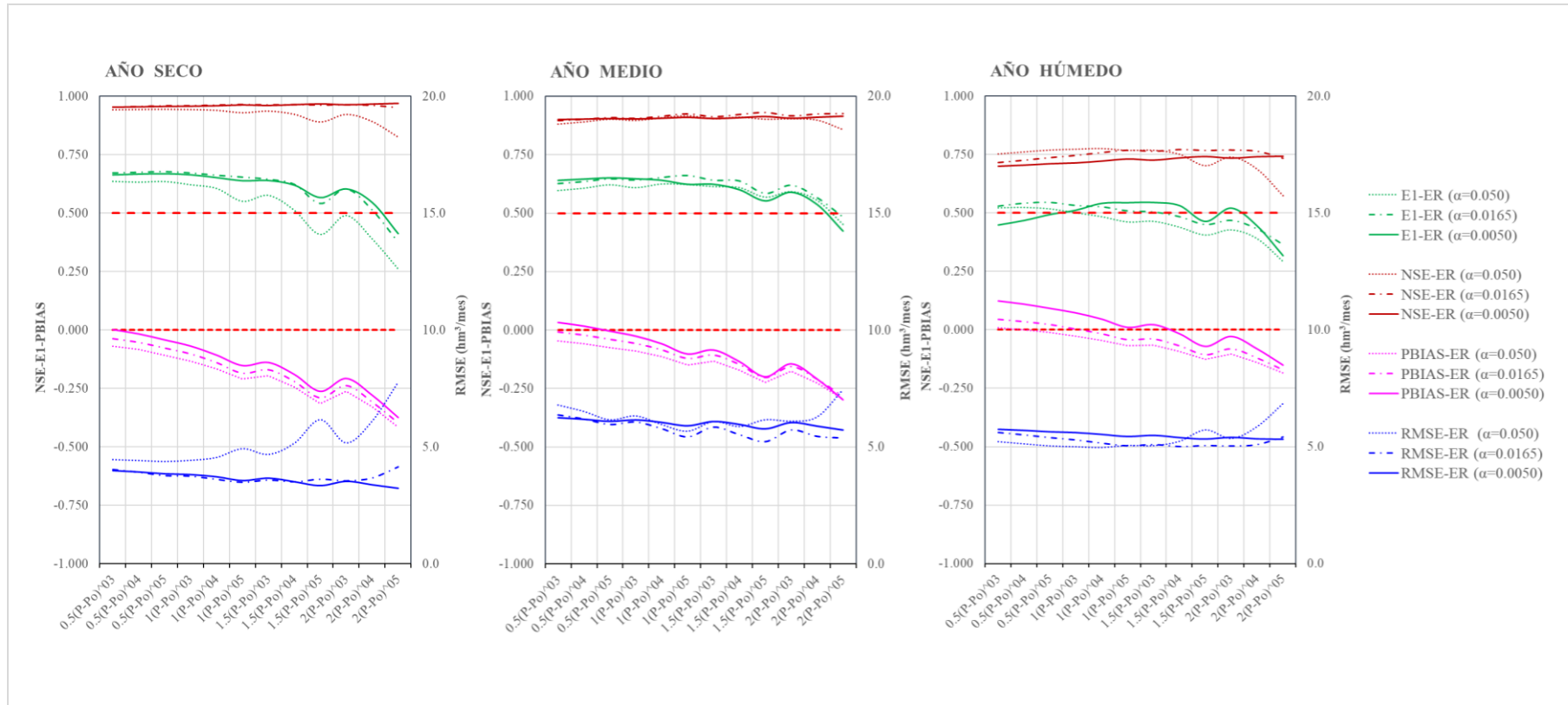


Figura III.29. Valores de los estadísticos de ajuste y error (NSE, E1, RMSE y MAE), obtenidos en la calibración del balance de agua para la estación de riego (ER) de la serie de años secos, medios y húmedos, aplicando diferentes valores de las constantes de infiltración de las precipitaciones ($R = a(P-P_0)^c$) y coeficientes de agotamiento (α). Las líneas rojas definen el valor de NSE de 0,500 que establece el límite a partir del cual el ajuste es aceptable, y el valor 0 que establece los menores porcentajes de error (PBIAS).

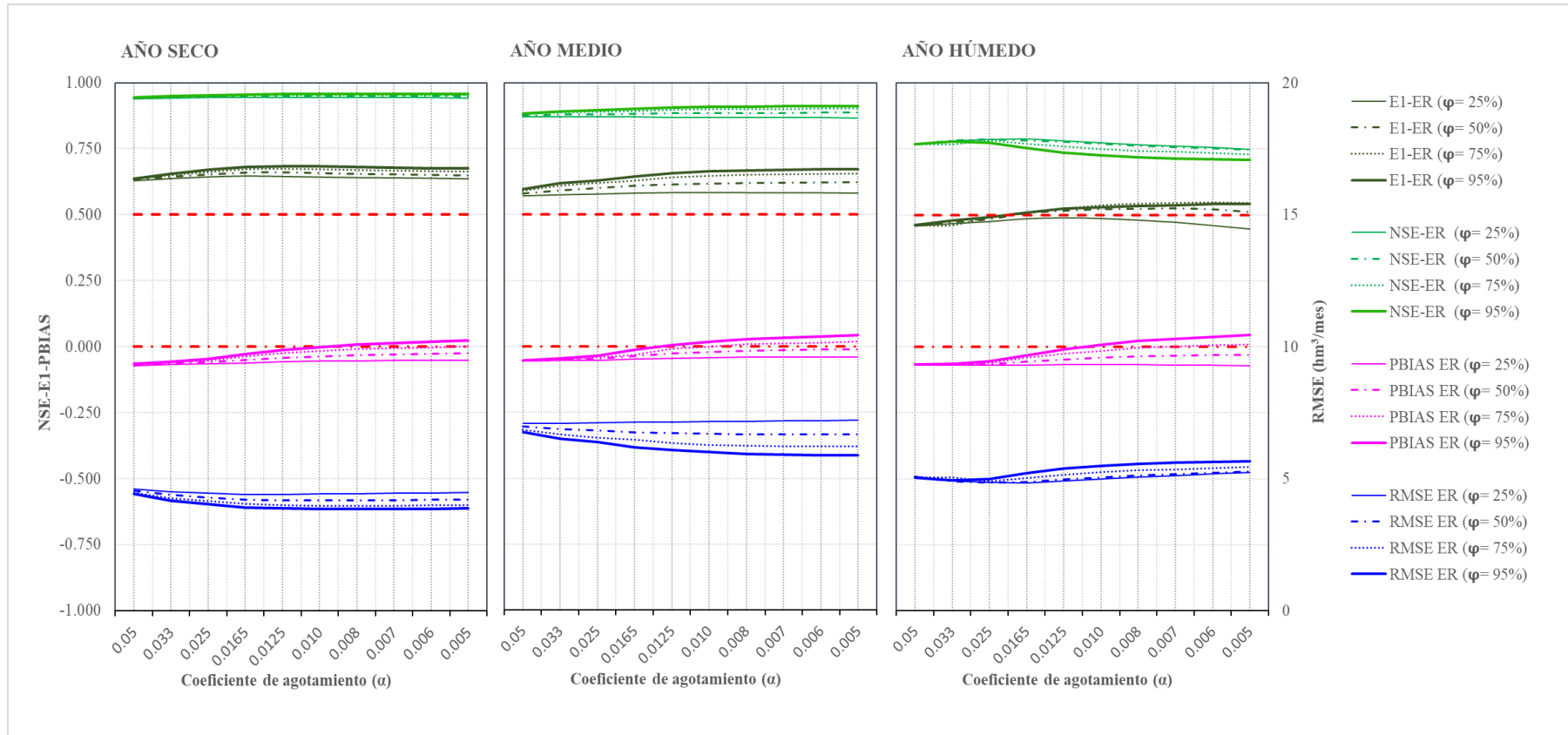


Figura III.30. Valores de los estadísticos de error (NSE, E1 y P-Bias) obtenidos en el ajuste del balance de agua para la serie de años secos, medios y húmedos, aplicando diferentes valores de coeficientes de agotamiento (α) e infiltración de los drenajes del riego (φ). Se diferencia entre los meses de la estación de riego (ER) y de no riego (ENR). Las líneas rojas definen el valor de NSE de 0,500 que establece el límite a partir del cual el ajuste es aceptable, y el valor 0 que establece los menores porcentajes de error (PBIAS).

El resultado del ajuste de los parámetros de calibración de la estación de no riego no es tan satisfactorio como el de la estación de riego. No obstante, salvo para la serie de años medios donde el sesgo se sitúa en el 18% y los estadísticos de NSE y E1 están por debajo de 0,400, el resto son ajustes que se pueden considerar como aceptables (Moriasi et al., 2007). Tanto la serie de años húmedos como secos presentan $NSE > 0,700$ y $E1 > 0,500$ y un sesgo (PBIAS) inferior al $\pm 5\%$ (Tabla III.19).

Hay que considerar que las series sobre las que se ha trabajado para determinar los parámetros de ajuste por tipología de años son muy cortas de tan solo tres y cuatro años, donde el comportamiento anómalo de un solo año disminuye considerablemente los resultados de los estadísticos de ajuste.

3.2.1.2. Evaluación de ajuste de los caudales de la serie reciente: 2000/01-2013/14

Una vez ajustados los parámetros de calibración de forma separada por tipología de año se procedió a una segunda calibración de toda la serie completa, dado que no es lo mismo ajustar cuatro años seguidos secos, medios o húmedos que la sucesión real de años secos, medios y húmedos. El primer ajuste por tipologías meteorológicas de años (apartado anterior) permitió establecer la existencia de diferencias significativas entre años y establecer los rangos de los parámetros con menores errores para cada tipología; mientras que este segundo ajuste con toda la serie permitió definir la interrelación real entre todos los años.

Los valores de los parámetros de ajuste con menores errores en el análisis por tipología de años trasladados a la serie reciente, fueron los que mostraron los mejores resultados en el cierre del balance de agua. Los únicos parámetros, cuyo cambio supuso una mejora en las salidas correspondieron al coeficiente de agotamiento (α) y a la infiltración de los retornos de riego (φ y Ω). Se trata de un acuífero donde los coeficientes de agotamiento que dieron un mejor ajuste fueron de menos de $0,010 \text{ días}^{-1}$, de modo que la respuesta de un año está vinculada a las entradas y salidas de agua en el acuífero del año anterior.

Los estadísticos de error (MAE y RMSE) se mantienen en el mismo rango, entre 3,7-5,4 $\text{hm}^3/\text{año}$ para los meses de la estación de riego y 4,9-6,8 $\text{hm}^3/\text{año}$ para los meses de la estación de no riego, siendo en los meses de primavera donde se alcanzan los máximos errores absolutos (Max MAE=24 hm^3/mes). Los estadísticos de bondad de ajuste (R^2 , NSE y E1) son tanto en la ER como en la ENR mayores de 0,500 con valores más altos para los meses de la estación de riego (ER: $R^2 = 0,852$, NSE= 0,852 y E1= 0,611) (Figura III.32, Tabla III.20). De nuevo el sesgo (PBIAS) se mantiene por debajo del $\pm 5\%$, para ambas estaciones (Tabla III.20).

Tabla III.20. Resultados del proceso de calibración de las constantes de ajuste del balance de agua para la serie 2000/01-2013/14. EfR_p : Eficiencia de riego en parcela; ω : porcentaje de pérdidas en las redes de distribución (P_{da}); $a(P-P_0)^c$: infiltración de las precipitaciones; α : coeficiente agotamiento; γ : porcentaje de agua evaporada de las pérdidas en las redes de distribución y canales de riego; φ : porcentaje de infiltración de los drenajes de riego; Ω : porcentaje de infiltración de las pérdidas en las redes de distribución. Se muestra el resultado de los estadísticos de error (RMSE, MAE y PBIAS) y bondad de ajuste ($E1$, NSE y R^2).

		SERIE 2000/01-2013/14						
				Año seco	Año medio	Año húmedo		
ESTACIÓN DE RIEGO	Parámetros de calibración	Riegos CB	Abr	65%	60%	50%		
			May-Ago	70%	60%	55%		
			Sep	55%	55%	50%		
		Viejas CCRR	Abr	50%	50%	50%		
			May-Ago	55%	55%	55%		
			Sep	55%	55%	50%		
					ω	25%	25%	25%
					γ	35%	35%	35%
					$a(P-P_0)^c$	$0,5(P-P_0)^{0,3}$	$0,5(P-P_0)^{0,3}$	$1(P-P_0)^{0,4}$
				α	0,006	0,008	0,010	
				φ	85%	80%	75%	
				Ω	30%	30%	30%	
Promedio				Q_m Q_T				
Estadísticos de error y bondad de ajuste				R^2 RMSE MAE PBIAS NSE $E1$				
ESTACIÓN DE NO RIEGO	Parámetros de calibración	EfR_p -Bardenas I y II		60%	60%	50%		
		EfR_p -Viejas CCRR		50%	50%	50%		
				ω	25%	25%	25%	
				γ	35%	35%	35%	
				$a(P-P_0)^c$	$0,5(P-P_0)^{0,3}$	$0,5(P-P_0)^{0,3}$	$1(P-P_0)^{0,4}$	
		Promedio				Q_m Q_T		
	Estadísticos de error y bondad de ajuste				R^2 RMSE MAE PBIAS NSE $E1$			
	Promedio				Q_m Q_T			
	Estadísticos de error y bondad de ajuste				R^2 RMSE MAE PBIAS NSE $E1$			
	ANUAL	Promedio				Q_m Q_T		
		Estadísticos de error y bondad de ajuste				R^2 RMSE MAE PBIAS NSE $E1$		

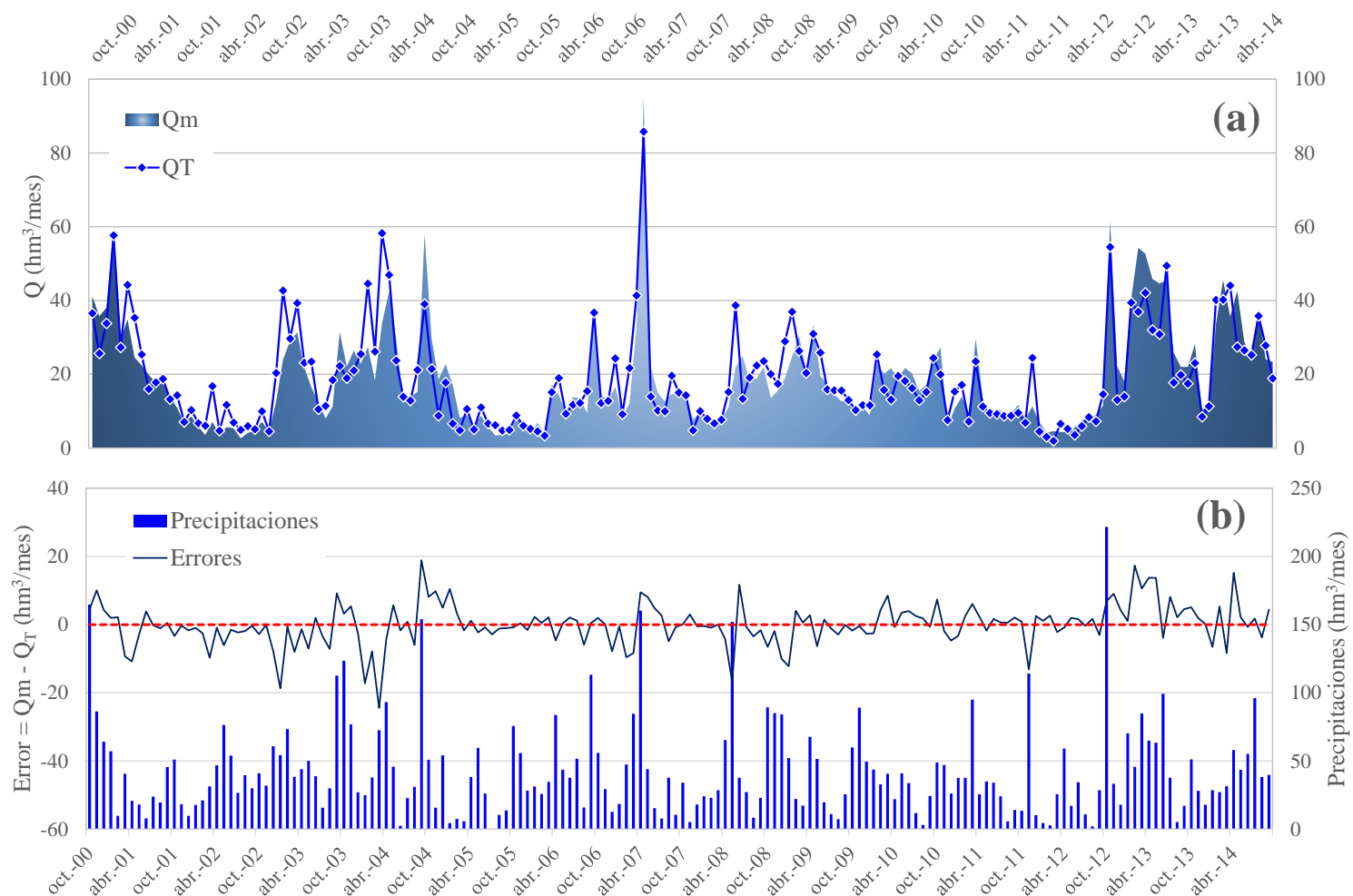


Figura III.31. (a) Aportaciones mensuales registradas en la estación de aforo del río Arba en Tauste (Q_m) y sumatorio de salidas de agua del río Arba (Q_T) obtenidas del balance. (b) Diferencias entre valores calculados y valores observados y precipitaciones mensuales recogida sobre la superficie que configura el SRCB. **Serie 2000/01-2013/14**

No se observa una relación significativa entre las precipitaciones medias del SRCB y las diferencias entre las salidas del balance y los datos de caudal registrados en la estación de aforo (Figura III.31).

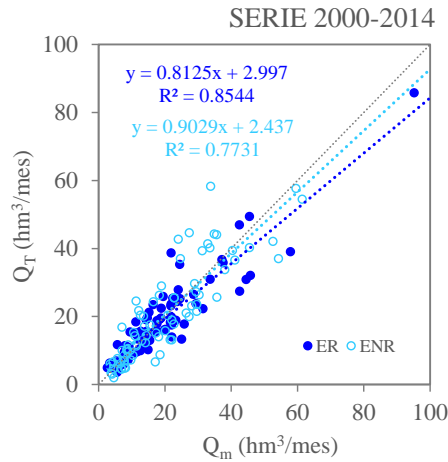


Figura III.32. Relación entre los datos de referencia de aportaciones de agua del río Arba en Tauste (Q_m) y los valores estimados por el modelo de balance de agua (Q_T) para los meses de la estación de riego (ER) y la de no riego (ENR), serie 2000/01-2013/14.

3.2.1.3. Evaluación de ajuste de los caudales de la serie antigua: 1981/82-1999/00

El valor ajustado de los parámetros de la serie antigua muestra valores diferentes a los de la serie reciente. Para obtener los menores errores de cierre de balance, es necesario aplicar una eficiencia en el manejo del riego más baja que en la serie reciente, con unas pérdidas elevadas en las redes de distribución (P_{da}) de cerca del 45% y una eficiencia de riego en parcela de entre 50 y 60 % (Tabla III.21).

El incremento de la infiltración de los retornos de riego a valores del 90% y un coeficiente de agotamiento más elevado que en la serie reciente (coeficiente de recesión entre 50-75 días) permiten disminuir el sesgo del error a valores cercanos o inferiores al 5%. Por otro lado, los parámetros que definen la infiltración de las precipitaciones en el acuífero se mantienen similares a los obtenidos en la serie reciente. Bajo estos valores de ajuste se define un acuífero que recibe un gran volumen de agua durante los meses de riego, y que se descargan de forma más rápida que la definida por la serie reciente en la que se describe un sistema de mayor eficiencia en el manejo del riego y por tanto de menores retornos de riego.

Tabla III.21. Resultados del proceso de calibración de las constantes de ajuste del balance de agua para la serie 1981/82-1999/00. EfR_p : Eficiencia de riego en parcela; ω : porcentaje de pérdidas en las redes de distribución (P_{da}); γ : porcentaje de agua evaporada de las pérdidas en las redes de distribución y canales de riego; $a(P-P_0)^c$: infiltración de las precipitaciones; α : coeficiente agotamiento; ϕ : porcentaje de infiltración de los drenajes de riego; Ω : porcentaje de infiltración de las pérdidas en las redes de distribución. Se muestra el resultado de los estadísticos de error (RMSE, MAE y PBIAS) y bondad de ajuste (E1, NSE y R^2).

				SERIE 1981/82-1999/00				
				Año seco	Año medio	Año húmedo		
ESTACIÓN DE RIEGO	Parámetros de calibración	EfR_p Bardenas I y II	Abr	60%	50%	50%		
			May-Ago	65%	60%	50%		
			Sep	50%	50%	50%		
		EfR_p Viejas CCRR	Abr	50%	50%	50%		
			May-Ago	55%	55%	55%		
			Sep	50%	50%	50%		
					ω	45%	45%	45%
					γ	45%	45%	45%
					$a(P-P_0)^c$	$0,5(P-P_0)^{0,3}$	$0,5(P-P_0)^{0,3}$	$1.0(P-P_0)^{0,4}$
				α	0,018	0,017	0,018	
				ϕ	90%	90%	90%	
				Ω	90%	90%	90%	
	Promedio				Q_m	26,13 hm ³ /mes		
				Q_T	26,72 hm ³ /mes			
Estadísticos de error y bondad de ajuste				R^2	0,551			
				RMSE	7,8 hm ³ /mes			
				MAE	6,2 hm ³ /mes			
				PBIAS	-1,4 %			
				NSE	0,501			
				E1	0,303			
ESTACIÓN DE NO RIEGO	Parámetros de calibración	EfR_p -Bardenas I y II		50%	50%	50%		
		EfR_p -Viejas CCRR		50%	50%	50%		
				ω	45%	45%	45%	
				γ	45%	45%	45%	
				$a(P-P_0)^c$	$0,5(P-P_0)^{0,3}$	$0,5(P-P_0)^{0,3}$	$1.0(P-P_0)^{0,4}$	
	Promedio				Q_m	14,75 hm ³ /mes		
					Q_T	15,67 hm ³ /mes		
	Estadísticos de error y bondad de ajuste				R^2	0,623		
					RMSE	5,5 hm ³ /mes		
					MAE	4,3 hm ³ /mes		
				PBIAS	-6,6 %			
				NSE	0,540			
				E1	0,302			
ANUAL	Promedio				Q_m	20,44 hm ³ /mes		
					Q_T	21,19 hm ³ /mes		
	Estadísticos de error y bondad de ajuste				R^2	0,669		
					RMSE	6,8 hm ³ /mes		
					MAE	5,2 hm ³ /mes		
					PBIAS	-3,3 %		
					NSE	0,639		
				E1	0,412			

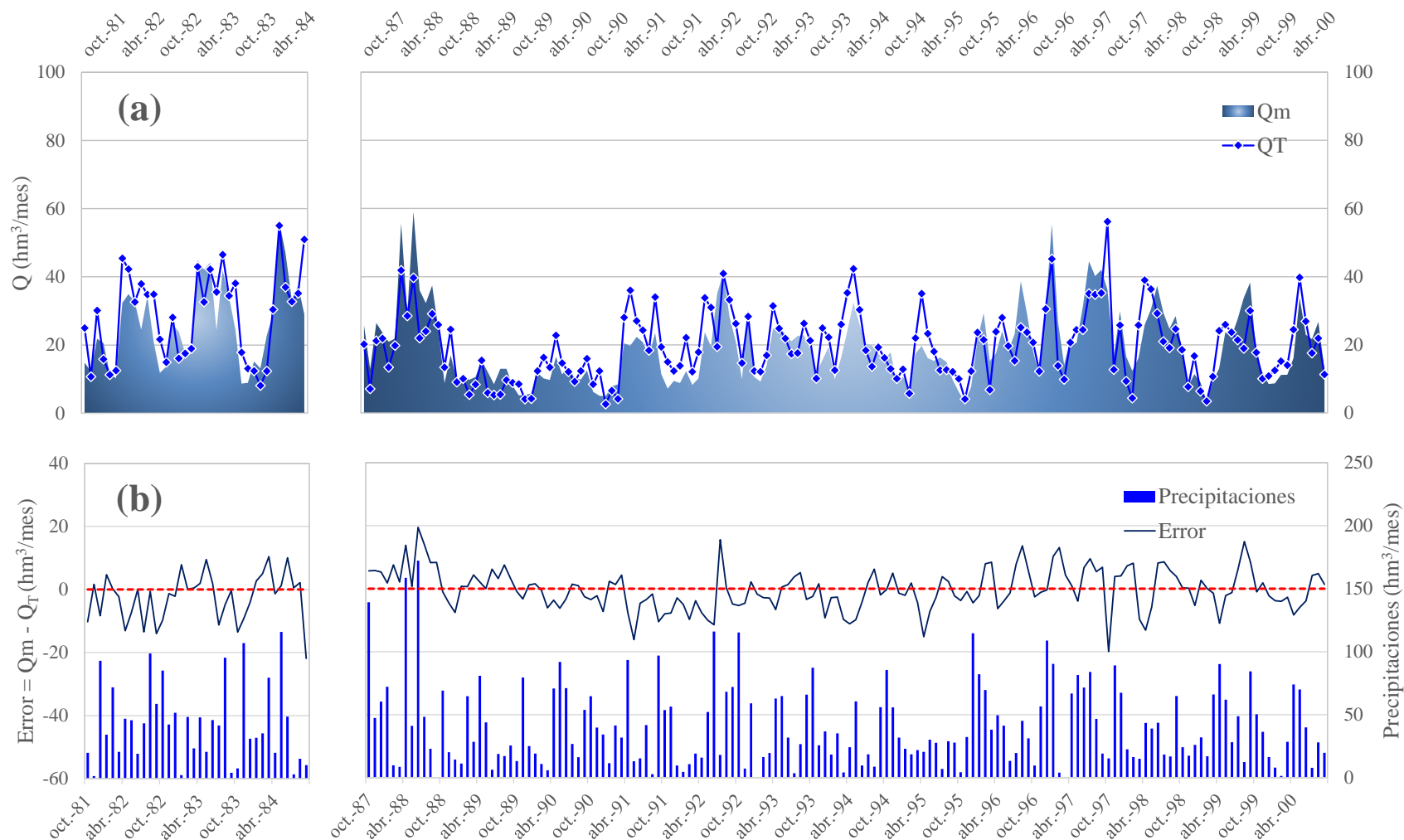


Figura III.33. (a) Aportaciones mensuales registradas en la estación de aforo del río Arba en Tauste (Q_m) y sumatorio de salidas de agua del río Arba Q_T) obtenidas del balance. (b) Diferencias entre valores calculados y valores observados y precipitaciones mensuales sobre el SRCB. Serie 1981/82-1999/00.

A partir de estos valores de ajuste, obtenemos estadísticos algo inferiores a los obtenidos en la serie reciente, pero que pueden considerarse como aceptables. El estadístico de bondad de ajuste NSE es $>0,500$ y el E1 $>0,300$, y los errores (RMSE y MAE) son algo mayores que la serie anterior, entre 4 y 8 hm³/mes (Tabla III.21).

La relación entre las aportaciones medidas en el río Arba en Tauste y las estimadas por el modelo (Figura III.34) son significativas, aunque algo menos estrechas que para la serie reciente (Figura III.32).

Tampoco para la serie de años antigua se observa una relación significativa entre las precipitaciones medias del SRCB y las diferencias entre las salidas del balance y los datos de caudal registrados en la estación de aforo (Figura III.33).

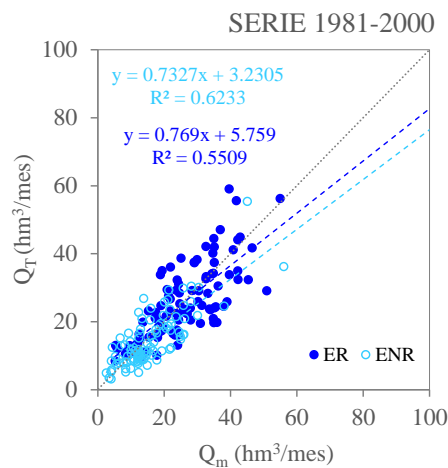


Figura III.34. Relación entre los datos de referencia de aportaciones de agua del río Arba en Tauste (Q_m) y los valores estimados por el modelo de balance de agua (Q_T) para los meses de la estación de riego (ER) y la de no riego (ENR), serie 1981/82-1999/00.

3.2.2. Balance de sal

3.2.2.1. Evaluación del ajuste de la masa de sal de la serie reciente: 2000/01-2013/14

Para el ajuste del balance de sal se empleó como referencia la masa de sal exportada por el río Arba en Tauste (MS_m) y se comparó con el sumatorio de todas las salidas de masas de sal y SDT mensuales definidos por el balance (MS_T) [Ec. 42 y 43].

El ajuste del balance de sal no mostró resultados tan satisfactorios como el del balance de agua (Tabla III.22). Hay que tener en cuenta que la serie de referencia para los caudales (Q_m) corresponde a las aportaciones mensuales registradas en la estación de aforo del río Arba en Tauste, mientras que para las masas de sal (MS_m) son cálculos mensuales a partir de las aportaciones diarias de agua y de la concentración de sal medida una vez al mes, sin una serie diaria completa. A esto hay que añadir que la modelización del comportamiento de las sales dentro

del balance incorpora un mayor número de factores y variables lo que hace más compleja su caracterización y mayores las incertidumbres.

Dentro del balance de sal, los parámetros de ajuste corresponden al incremento de la salinidad en los drenajes de riego según su clasificación litológica (CD_{RNi}) y al de caracterización de la escorrentía superficial de las precipitaciones (CP_{pNi}).

Tabla III.22. Resultados del proceso de calibración de las constantes de ajuste del balance de sales para la serie 2000/01-2013/14. Se muestra el resultado de los estadísticos de error (RMSE, MAE y PBIAS) y bondad de ajuste (E1, NSE y R^2).

			MS	SDT
	Parámetros de calibración	CD_{RN0} - Drenajes riego	100 mg/l	
		CD_{RN1} - Drenajes riego	1.000 mg/l	
		CD_{RN2} - Drenajes riego	2.500 mg/l	
		CP_{pN0} - Escorrentía	500 mg/l	
		CP_{pN1} - Escorrentía	1.500 mg/l	
		CP_{pN2} - Escorrentía	2.500 mg/l	
Estación de riego	Promedio	MS_m y SDT_m	24.731 T/mes	1.661 mg/l
		MS_T y SDT_T	24.193 T/mes	1.636 mg/l
	Estadísticos de error y bondad de ajuste	R^2	0,701	0,581
		RMSE	6.071 T/mes	421 mg/l
		MAE	4.088 T/mes	321 mg/l
		PBIAS	2,8 %	2,2 %
		NSE	0,691	0,644
		E1	0,421	0,351
Estación de no riego	Promedio	MS_m y SDT_m	23.055 T/mes	1.637 mg/l
		MS_T y SDT_T	22.848 T/mes	1.552 mg/l
	Estadísticos de error y bondad de ajuste	R^2	0,625	0,611
		RMSE	5.698 T/mes	459 mg/l
		MAE	4.010 T/mes	338 mg/l
		PBIAS	0,3 %	5,3%
		NSE	0,516	0,575
		E1	0,399	0,417
Anual	Promedio	MS_m y SDT_m	23.893 T/mes	1.649 mg/l
		MS_T y SDT_T	23.520 T/mes	1.594 mg/l
	Estadísticos de error y bondad de ajuste	R^2	0,638	0,597
		RMSE	5.878 T/mes	440 mg/l
		MAE	4.049 T/mes	329 mg/l
		PBIAS	1,6 %	3,7%
		NSE	0,630	0,567
		E1	0,412	0,387

Tal y como muestra el análisis de sensibilidad, el incremento de la concentración de sales de los retornos de riego correspondiente a las litologías N_0 (CD_{RN0}) es determinante en el ajuste de las salidas de sales del modelo. Los estadísticos analizados (NSE y E1) indican un mejor ajuste para valores de esta constante entre 50 y 100 mg/l (Figura III.35(a)) lo que sitúa al sesgo de la serie tanto para la ER como para la ENR por debajo del 5%. Si asumimos que el agua de riego, con una salinidad en torno a 300 mg/l, apenas se carga en iones por procesos de lavado del suelo,

los drenajes que obtendríamos en estas litologías tras los procesos de evapotranspiración estarían entre los 600 y 950 mg/l según el tipo de año (seco, medio o húmedo).

En el caso de las litologías tipo N_1 los resultados del NSE y E1 mejoran para incrementos de salinidad (CD_{RN1}) bajos (Figura III.35(b)). Sin embargo, para obtener resultados similares a los medidos en los drenajes en litologías N_1 (1000- 3000 mg/l; Tabla III.8) es necesario incrementar la salinidad de los retornos de riego en la ER entre 1000 y 1500 mg/l, (de esta manera, el sesgo (PBIAS) se sitúa en torno a 0% y el $NSE > 0,600$) y en valores algo superiores >1750 mg/l para la ENR, en la que el sesgo resulta $<5\%$ y el $NSE > 0,500$ (Figura III.35 (b)).

Y finalmente, para litologías N_2 , el parámetro (CD_{RN2}), apenas aporta cambios en los resultados del ajuste (Figura III.35 (c)). Para obtener SDT similares a los obtenidos por muestro en los barrancos que drenan estas zonas es necesario incrementar la salinidad entre 2500 y 3000 mg/l (Tabla III.8).

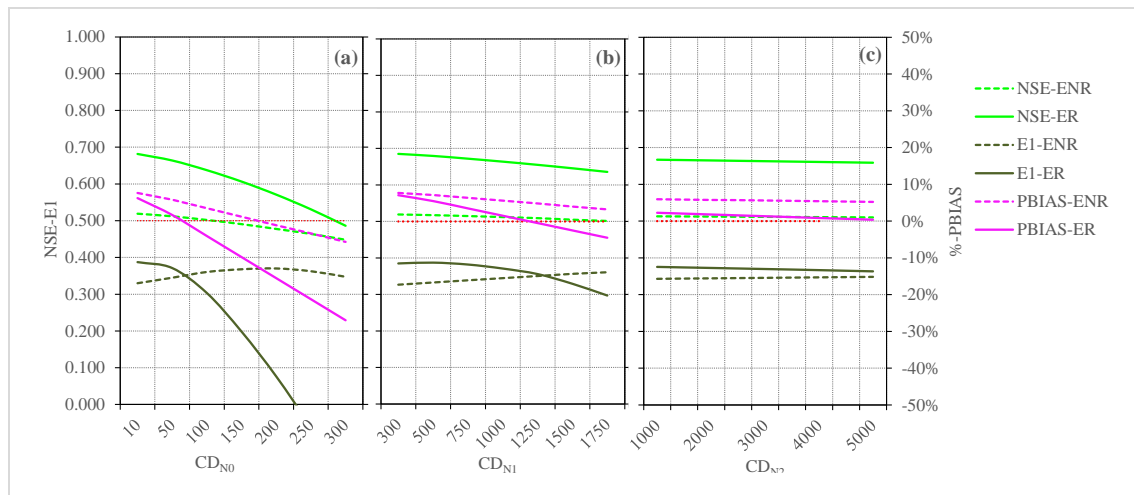


Figura III.35. Valores de los estadísticos de error (NSE, E1 y P-Bias) obtenidos en el ajuste del modelo de balance para la masa de sales de la serie 2000/01-2013/14, aplicando diferentes valores de incremento de concentración de sales en los drenajes de riego según litología regada: (a) litología tipo N_0 , (b) litología tipo N_1 y litología tipo N_2 . Se diferencia entre los meses de la estación de riego (ER) y de no riego (ENR).

La caracterización de la salinidad de la escorrentía de las precipitaciones es algo más compleja que la de los drenajes de riego. Se trata de un proceso natural más heterogéneo en espacio y tiempo. Si bien este cálculo permite ajustar y mejorar las masas de sal y concentración de sales del río Arba en la estación de riego, no es así para la estación de no riego. Para los meses de la ENR y en especial en años secos, se obtienen valores de SDT más altos que los medidos en el Arba en Tauste.

Los valores de aumento de la concentración de sales en la escorrentía de las precipitaciones según litologías (CP_{pNi}) son algo mayores que los aplicados a los retornos de riego (CD_{RNi}). La

salinidad del agua de lluvia es muy baja lo que facilita el lavado del suelo y la incorporación de una mayor cantidad de sales. A diferencia de los parámetros CD_{RNI} , donde la disminución de la concentración de sal mejora el ajuste, dentro de la salinidad de la escorrentía existe un umbral a partir del cual el sesgo se incrementa y los estadísticos de bondad de ajuste (NSE y E1) disminuyen. Dentro de estas constates se obtienen resultados óptimos para $CP_{pN0}=400-500$ mg/l, $CP_{pN1}= 1000-1500$ mg/l y $CP_{pN1} = 2500-3000$ (Tabla III.22).

A pesar de la dificultad que implica el ajuste y calibración del modelo de balance de sal, se han obtenido tanto en la estación de riego como en la de no riego unos estadísticos de bondad de ajuste para la estimación de las masas de sal del Arba en Tauste considerados como aceptables: $R^2 > 0,500$, $NSE > 0,500$ y $E1 \sim 0,400$. Los indicadores de error (MAE y RMSE) se encuentran entre 4.000 y 6.000 T/mes y el sesgo (PBIAS) está por debajo del 5%, (Figura III.36, Tabla III.22).

Por otro lado, la estimación de la concentración media de sales en el río Arba (SDT_T) se obtiene a partir de las estimas de caudales (Q_T) y de las estimas de masas de sales (MS_T) [Ec. 3]. Este método conlleva errores de cálculo ya que pequeños cambios o errores en la estimación de la masa de sales no reflejadas en la de caudales, incrementan o disminuyen la estimación de la concentración de sales en el río.

No obstante, los valores estimados de SDT (SDT_T) medios mensuales tanto en la estación de riego como en la estación de no riego muestran un buen ajuste de los SDT del río Arba ($R^2 > 0,500$, $NSE > 0,500$ y $E1 > 0,350$) y los estadísticos de error (MAE y RMSE) se encuentran entre 300 y 450 mg/l (Figura III.34, Tabla III.18). El sesgo (PBIAS) se sitúa por debajo del 5% salvo para la ENR que alcanza valores algo más elevados ($\sim 5\%$).

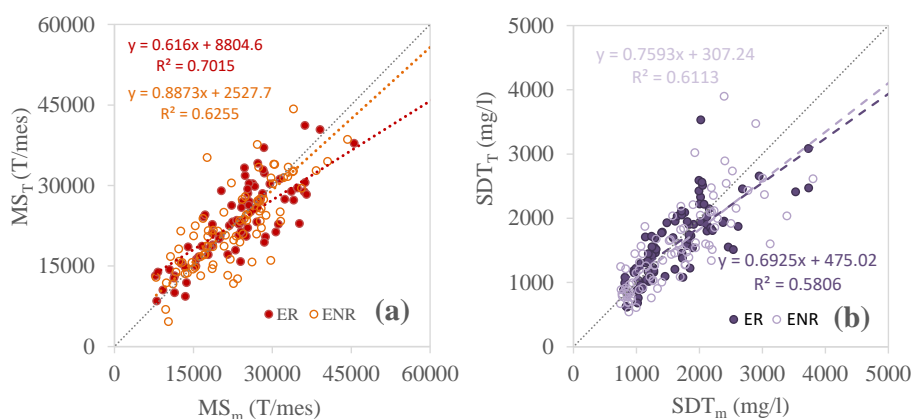


Figura III.36. (a) Relación entre los datos de masas de sal observados (MS_m) y los estimados por el modelo de balance de sales (MS_T) y (b) relación entre la concentración de sales medida en el río Arba en Tauste (SDT_m) y las estimadas por el modelo (SDT_T). Se diferencia entre los meses de la estación de riego (ER) y no riego (ENR) de la serie 2000/01-2013/14.

En las Figuras 37 y 38 se contrastan los valores de masa de sal mensual y la concentración media mensual de SDT del río Arba en Tauste obtenidos con el modelo del balance (MS_T y SDT_T) y los valores de referencia (MS_m y SDT_m). No es posible observar que exista una relación entre los errores de cálculo de la masa de sal y la concentración de sales con las precipitaciones.

3.2.2.2. Evaluación de ajuste de las masas de sal de la serie antigua: 1981/82-1999/00

Los resultados de ajuste del balance de sal de la serie más antigua no son satisfactorios. Para valores del incremento de la concentración de sales por litologías (N_0 , N_1 y N_2) similares a los obtenidos en la serie más moderna, tanto los estadísticos de bondad de ajuste como el sesgo y los estadísticos de error nos indican que el balance de sal obtenido para esta serie no es satisfactorio (NSE y $E1 < 0$ y $PBIAS > 10\%$).

Para alcanzar valores de NSE positivos y sesgos por debajo del 10% es necesario aplicar valores muy bajos de incorporación de sales en los retornos de riego, muy alejados de los obtenidos en la serie reciente.

En este sentido se describe un sistema muy diferente a la de los años recientes, en el que se aplica una gran cantidad de agua en el que apenas existe un lavado del suelo. Se obtienen valores de SDT para drenajes sobre suelos salinos tipo N_1 del orden de 850 mg/l y de 1780 mg/l sobre suelos N_2 que no se ajustan a los valores medidos en los barrancos y zonas de drenaje para este tipo de litologías.

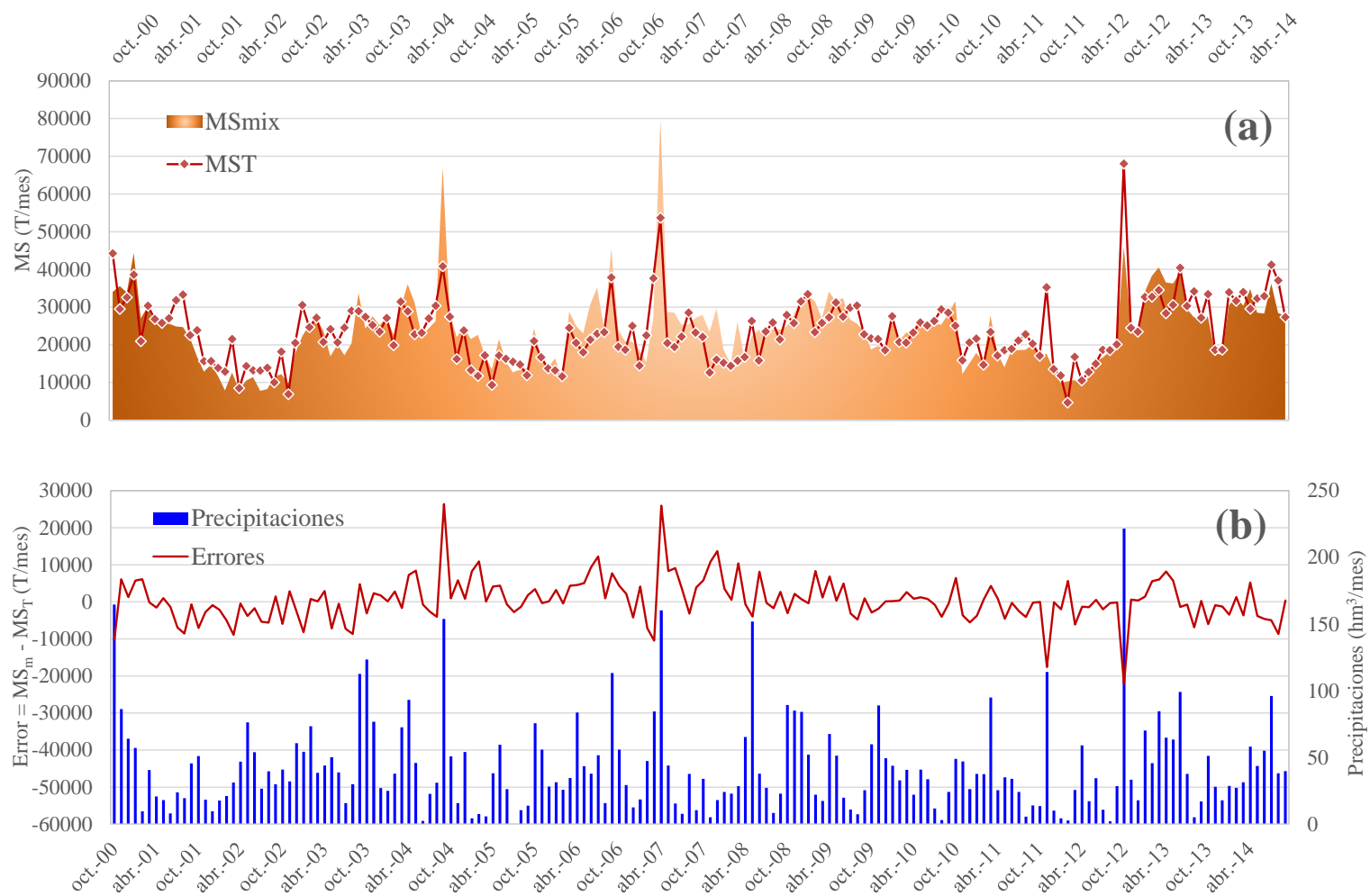


Figura III.37. Masas de sal mensuales exportadas por el río Arba en Tauste (Q_m) y sumatorio de las masas de sal (\sum Salidas) obtenidas del balance (a). Diferencias entre valores calculados y valores observados y precipitaciones mensuales recogida sobre la superficie que configura el SRCB (b).

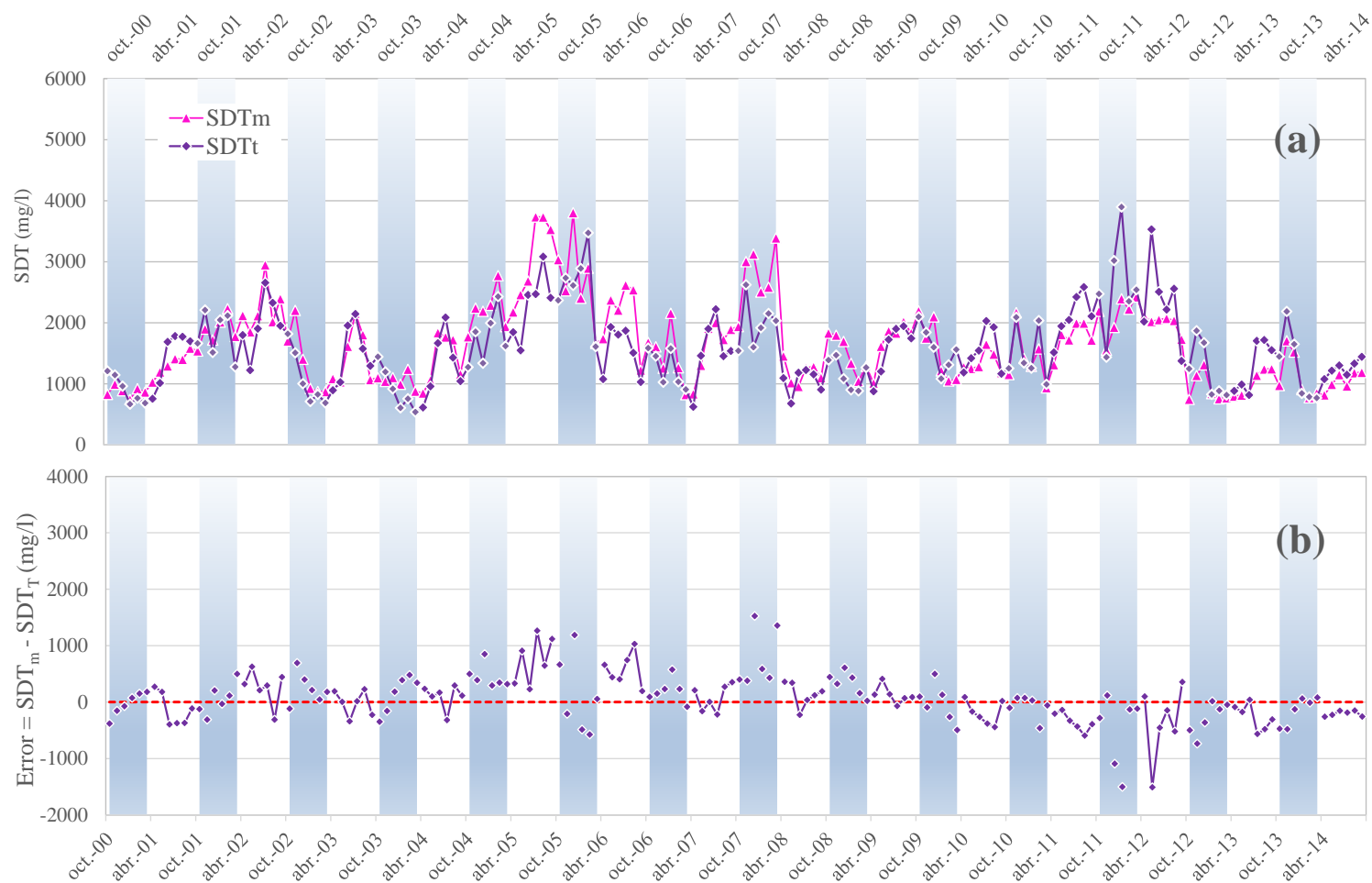


Figura III.38. Concentración media mensual de sales de río Arba en Tauste medida en la red de calidad y restituida a partir del método mixto (SDT_m) y concentración media mensual de sales obtenida a partir del sumatorio de masas de sal y caudales obtenidos por el balance de agua y sal (SDT_T). Los meses de la estación de no riego corresponden a las barras azules.

3.3. Análisis del balance de agua y sales en los regadíos del SRCB

3.3.1. Periodo reciente: 2000/01-2013/14

Caudales

La aportación media anual del río Arba en Tauste para la serie 2000/01-2013/14 es de 226 hm³/año (Q_m). Este valor se incrementa hasta 320 hm³/año en los años húmedos y desciende hasta 115 hm³/año en los años secos. Del total del volumen anual registrado en la estación de aforo del Arba en Tauste en este periodo, el 51% (38-69%) corresponde a los meses de la estación de riego.

La media anual de las entradas de agua en la cuenca procedente de canal de Bardenas ($Q_{CB-Arba}$) es de 432 hm³/año. Esta cifra se incrementa en los años de mayor disponibilidad de agua hasta valores que pueden superar los 500 hm³/mes (máximas en 2000/01 - 541 hm³/año) y baja hasta 350 hm³/año en los años de menor disponibilidad (mínimo en 2001/02: 262 hm³/año).

La mayor parte de estas entradas ($Q_{CB-Arba}$), se producen en la estación de riego (83%) y durante estos meses se emplean para cubrir las necesidades hídricas netas (NH_n) de los cultivos, estimadas en 5.200 ± 600 m³/ha y año (promedio \pm desviación estándar), y regadas con una dotación media de 6.800 ± 770 m³/ha y año (R_f+R_v) (Tabla III.23). En los meses de la estación de no riego, también se producen salidas del Canal de Bardenas, pero en esta estación se utilizan fundamentalmente para usos no consuntivos como el turbinaje de las hidroeléctricas o sueltas en las almenaras para mantenimiento del canal.

Las viejas CCRR situadas en el último tramo del río Arba se estima que detraen del río una media de 29 hm³/año para regar una superficie de algo más de 2.650 ha que componen las CCRR de Huerta Alta y Riguel.

Por otro lado, los drenajes asociados al SRCB (retornos de riego y otras salidas del canal de Bardenas) y calculados en la estación de aforo de salida de este Sistema son de media 136 hm³/año, con valores más elevados para los años húmedos (media de 167 hm³/mes) y más bajos para los años secos (83 hm³/año). Si comparamos estos datos con las salidas del río Arba en Tauste estas cifras corresponden de media al 60% del total del agua que pasa por esta estación de aforo.

De media encontramos que el 62% (85 hm³) de estos retornos se concentran en la estación de riego, siendo en los meses de máximo consumo de agua (julio-agosto) donde se producen las mayores salidas del Canal de Bardenas ($Q_{CB-Arba}$) para el regadío (76 ± 13 hm³/mes) (Figura III.39). En estos meses y en especial en los años secos, la mayor parte del agua que se registra en la estación de aforo de Tauste (>90%) procede de los drenajes del Sistema ($Q_{D-SRCBA}$) (Figura III.39).

Sin embargo, es durante la primavera (marzo-mayo) cuando se registra el mayor volumen de agua procedente del SRCB ($Q_{D-SRCBA}$) en la estación de aforo de Tauste (17-18 hm³/mes) (Figura III.39). Durante este periodo la evapotranspiración de los cultivos no es elevada y buena parte del agua del riego es drenada por el río, además de contabilizarse importantes descargas directas del canal para la producción de energía eléctrica, entre otros.

Por el contrario, en los meses de otoño las salidas del canal de Bardenas son menores y los drenajes asociados al SRCB también (1-6 hm³/mes). De octubre a diciembre, los aportes desde el canal ($Q_{CB-Arba}$) son similares a los drenajes totales que llegan hasta la estación de aforo de salida del sistema ($Q_{D-SRCBA}$) (Figura III.39).

La eficiencia de riego en parcela media para la serie reciente es del 62%, y desciende hasta el 54% si se incluyen las pérdidas en las redes de distribución. Son valores de ajuste que se asemejan a los obtenidos en diferentes estudios de riegos por inundación (Lecina et al., 2005; Playán et al., 2000)

Sin embargo, si cuantificamos la eficiencia a partir de la entrada de agua para el riego (riego facturado más agua derivada del río para el riego de las viejas CCRR), frente a la evapotranspiración total de los cultivos, esta eficiencia aumenta hasta el 70%, con valores máximos del 78%, en años especialmente secos.

Esta cifra es algo más elevada de lo que cabría esperar para unos riegos mayoritariamente por inundación y se debe a la reutilización de los drenajes del riego, que se estima de media para Bardenas I y II en un 34%. Es decir, corresponde al volumen de los retornos de riego y las pérdidas en las redes de distribución que de nuevo se reintroducen en el Sistema para regar las comunidades o sectores localizados en las áreas de recepción de estos drenajes. Gracias a esta reutilización del agua servida para el riego, se puede cubrir la mayor parte de los años, más del 95% de las necesidades hídricas netas de los cultivos, salvo para los años especialmente secos, donde tan solo se puede completar el 82 % de las necesidades de los cultivos y donde la reutilización desciende hasta el 27% por falta de recurso.

Tabla III.23. Principales variables introducidas en el balance de agua y resultados obtenidos en la serie reciente (2000/01-2013/14).

Serie 2000/01-2013/14		Promedios-Anuales
Superficie regada		55.320 ha
Precipitación		407 mm
Temperatura		13,5°C
ET ₀		1.073 mm
Caudal de río Arba en Tauste	Q _m	226 hm ³ /año
	Q _T	227 hm ³ /año
Entradas de origen natural	Q _{cab} +Q _{esc} +P _{inf}	117 hm ³ /año
Entradas de agua del canal	Q _{CB-ARBA}	432 hm ³ /año
Volumen de agua aplicada al riego	R _f +R _v	376 hm ³ /año
	Dotaciones (R _f +R _v)/sup	6.800 m ³ /ha y año
Necesidades hídricas netas de los cultivos	NH _n totales	288 hm ³ /año
	NH _n /sup	5.200 m ³ /ha y año
	NH _n cubiertas con el riego	95%
ET _c		679 mm
EVP _{cultivos}		267 hm ³
EVP _{cultivos} /superficie		4.830 m ³ /ha
Volumen de agua aplicada en parcela	NH _B	458 hm ³ /año
	NH _B /superficie	8.030 m ³ /ha y año
Eficiencia total del Sistema EfR _{SRCB}		61%
Eficiencia de riego	EfR _T (sin RU – incluye P _{da})	54%
	EfR _T (con RU – incluye P _{da})	70%
	EfR _p (parcela)	62%
Reutilización (RU del R _f)		34%
Drenajes del SRCB-Arba sin reutilización	D _{totales} (D _R +D _{Pda} +D _{Pc} +D _{Pa} +D _{u+i})	291 hm ³ /año
	D _R +D _{Pda}	224 hm ³ /año
	D _R	164 hm ³ /año
Drenajes del SRCB-Arba tras reutilización	Q _D = D _{totales} (D _R +D _{Pda} +D _{Pc} +D _{Pa} +D _{u+i})	136 hm ³ /año
	D _{R1,2y3} +D _{Pda}	86 hm ³ /año
	D _{R1,2y3}	73 hm ³ /año
Drenajes por sistema de riego y superficie de riego	D _R +D _{Pda} /sup	4.050 m ³ /ha y año
	D _R /sup (parcela)	3.180 m ³ /ha y año
	D _R /sup-Inun (parcela)	3.760 m ³ /ha y año
	D _R /sup-Asp (parcela)	1.070 m ³ /ha y año
	D _R /sup-Got (parcela)	495 m ³ /ha y año

Se han calculado unos drenajes en parcela por unidad de superficie (D_R/superficie) de 3.760 m³/ha para los riegos por inundación, de 1.070 m³/ha para los riegos por aspersión y de 495 m³/ha para el riego por goteo. Prorrateado por la superficie que cada sistema de riego ocupa, el promedio para toda la serie es de 3.180 ± 760 m³/ha de drenaje en parcela, cifra que asciende hasta 4.050 ± 765 m³/ha si incluimos en esta información las pérdidas en los sistemas de distribución (D_R+D_{Pda}/superficie).

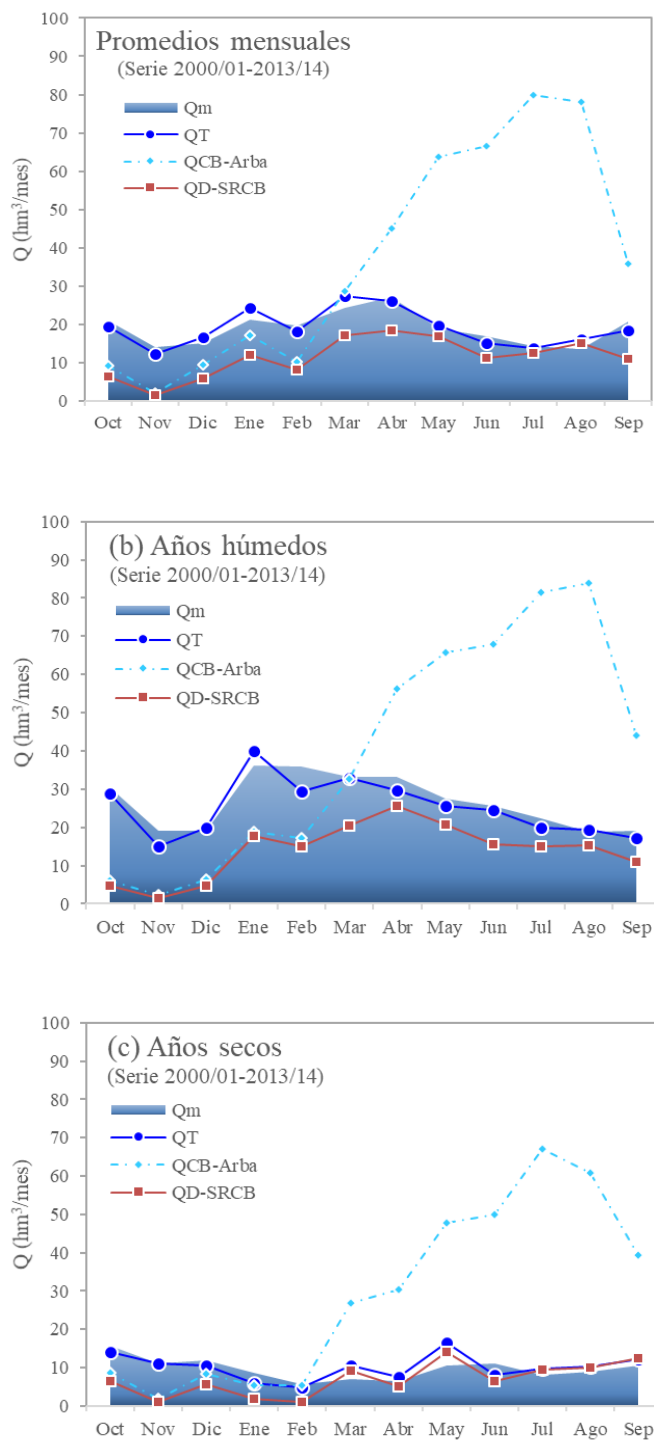


Figura III.39. Promedio de caudales del río Arba en Tauste para la serie 2000/01-2013/14. Q_m : Aportaciones medias mensuales del río Arba en Tauste (serie de referencia); Q_T : aportaciones medias mensuales del río Arba en Tauste (salida del balance de agua); $Q_{CB-Arba}$: entradas de agua al SRCB procedentes del canal de Bardenas; Q_D : sumatorio de drenajes asociados al SRCB ($Q_D = D_R + D_P + D_{U+I}$). Se incluye las medias mensuales de todos los años (a), las correspondientes a los años húmedos (b) y a los años secos (c).

Masa de sal y concentración de sales

El río Arba exporta anualmente una media de 286.700 t/año (MS_m) de sales, cifra que disminuye hasta 201.400 T/año en los años secos y aumenta hasta 346.800 T/año en los años húmedos (Tabla III.24).

Buena parte de estas sales proceden de las entradas de agua del canal de Bardenas y del lavado del suelo por el agua de riego. Si bien la salinidad del agua de Yesa es baja (en torno a 280 mg/l), tanto el volumen de agua de entrada procedente del canal, como la masa de sales asociada a estas descargas, son elevadas. La cantidad media de sal aportada al Sistema por el agua procedente del canal de Bardenas es de 120.900 t/año, cifra que se eleva en años húmedos hasta 135.700 t/año y disminuye en años secos hasta 96.600 t/año.

El proceso de lavado de las sales del suelo/subsuelo por el agua de riego también incrementa la cantidad de sales que se drenan hacia el río. A partir del balance se contabilizan en la salida del Sistema una masa de sal procedente de los retornos de riego y otros drenajes procedentes del SRCB (MS_{D-SRCB}) de 166.500 t/año, lo que supone frente a las sales de entrada del canal, un incremento del 38%, con valores más bajos para los años secos (34%), y más altos (41%) en años húmedos. Si a estas cifras se le incorpora la masa de sales procedentes del drenaje de las precipitaciones (concentración media de sales en el agua de lluvia de 27,3 mg/l (CHE-CITA, 2011), obtenemos que de media el 55% de sales que lleva el río Arba en Tauste procede de la disolución de los minerales dentro de la propia cuenca (efecto aporte). Este porcentaje puede oscilar entre el 40 y el 70%, con valores más elevados para los años húmedos.

Por otro lado, si contrastamos la masa de sales asociada a los SRCB con el total de sales que lleva el río a la salida del Sistema, encontramos que el 42% (120.200 t/año) de las sales son de origen natural (sales procedentes de los tributarios de cabecera, de la escorrentía directa o de las descargas de las precipitaciones infiltradas en los acuíferos) y el 58% restante (166.500 t/año) proceden de los retornos asociados al SRCB. Esta relación porcentual puede llegar a aumentar en los años secos donde los drenajes asociados al SRCB suponen el 64 % de la masa de sales del río (MS_{D-SRCB} : 129.600 t/año) y disminuye hasta el 55% (MS_{D-SRCB} : 191.700 t/año) en los años húmedos. Si prorratamos estas cifras sobre la superficie total de la cuenca, encontramos que de forma natural, la cuenca del Arba (217.200 ha) moviliza de media 610 ± 220 kg/ha y año de sales ($MS_{cab}+MS_{esc}+MS_{Daq-pp}$, dato anterior a las deducciones para el riego de las viejas CCRR).

Sin embargo, en la zona de riego, solo por el regadío se genera una cantidad media de sales mucho más alta de 5.300 ± 710 kg/ha y año. Este dato incluye además de las sales procedentes del agua de riego ($MS_{Rf}+MS_{Pda}$), las movilizadas por el lavado de los suelos, y representa de forma prorratada el promedio anual para todo el Sistema de riego, incluyendo los riegos con aguas

reutilizadas y el regadío de las viejas CCRR. Sin embargo, se trata de una cifra que varía considerablemente en función del volumen de agua servida, el tipo de suelo y el sistema de riego empleado. Para todos los años de la serie y prorrateando por todas las litologías dentro de los riegos de Bardenas I y II, obtenemos unas masas de sal exportada en parcela de 4.950 ± 925 kg/ha y año para los riegos por inundación, de 2.150 ± 240 kg/ha para los riegos por aspersión y de 1.450 ± 190 kg/ha para los riegos por goteo. Sobre litologías tipo N₀ y prorrateado por el sistema de riego, se exporta una masa media de sal en Bardenas I y II de 4.060 ± 680 kg/ha y año, sobre litologías N₁ de 6.860 ± 1360 kg/ha y año y sobre litologías N₂ de 11.430 ± 2.530 kg/ha.

La mayor parte de las sales del río Arba procedentes del SRCB (MS_{D-SRCB}) se concentran en los meses de la estación de riego (83%). Al igual que ocurre con los caudales, en los meses de junio, julio y agosto y en especial en los años secos, más de 90% de las sales que exporta el río Arba proceden de los retornos de riego de este Sistema (Figura III.40).

Los meses de julio y agosto corresponden a los meses donde se recoge la mayor cantidad de sales procedentes de los retornos de riego, entre 27.000 - 29.000 t/mes con valores máximos de más de 31.800 t/mes en años húmedos y mínimos de 21.000 t/mes en años secos (Figura III.40). En el otro extremo se encuentra el mes de noviembre, donde tan solo de media un 5 % de las sales que lleva el río (~1000 t/mes) proceden del SRCB_{-Arba}.

La concentración de sales media anual del río Arba en Tauste (SDT_m) es de 1.625 mg/l, con valores algo más bajos para la estación de no riego de 1.590 mg/l, frente a 1.660 mg/l de la estación de riego. Esta concentración de sal varía entre años húmedos donde el promedio de SDT anual es algo más bajo, de 1.240 mg/l (ENR: 1.195 mg/l y ER: 1.285 mg/l) y los años secos, donde la concentración media de sal se eleva hasta de 2.095 mg/l (ENR: 2.070 mg/l y ER: 2.120 mg/l).

La concentración de sal del río Arba fuera de los meses de riego viene determinada por la salinidad de la escorrentía y las descargas de los acuíferos. Las salidas del canal en estos meses son muy bajas de modo que no generan variaciones importantes sobre el contenido de sales del río. Durante este periodo los meses con un valor más alto de SDT_m corresponde a noviembre y diciembre (1.700-1.900 mg/l), coincidiendo con los meses de menor caudal (Figura III.39 y 40). En primavera, de marzo a mayo, la concentración de sal del río alcanza los valores anuales más bajos de SDT_m (900-1.500 mg/l). Se trata de la estación del año donde se recogen además de las precipitaciones más altas de todo el año, las sueltas directas del canal con una baja concentración de sal, que diluyen la salinidad del río. Finalmente, en los meses de la estación de riego y en concreto de junio a agosto, la concentración de sales del río Arba se incrementa (1.500-2.500 mg/l), vinculada a los drenajes del regadío del SRCB_{-Arba} (Figura III.40).

Cabe señalar, que en los años secos la concentración de sales sigue un patrón distinto (Figura III.40c). Si bien en estos años los máximos valores de SDT_m de la ER corresponde al mes de julio con un promedio de 2.500 mg/l, en la ENR en febrero y marzo, también se registran valores similares. En estos años con poca disponibilidad de agua en Yesa, el canal libera una menor cantidad de agua por las almenaras (no se turbinan en las hidroeléctricas). Esto unido a unas bajas precipitaciones en la cuenca, implica que la mayor parte del agua que circula por el río durante este periodo proceda de las descargas de los acuíferos con unos coeficientes de recesión mucho más altos que los obtenidos por ajuste para el resto de años.

La concentración media anual de sales de la totalidad de los drenajes asociados al SRCB (SDT_{D-SRCB}) es de 1.420 mg/l (Tabla III.24) con valores en torno a 2.050 mg/l en años secos y 1.120 mg/l en años húmedos. Los SDT_{D-SRCB} en los meses fuera de la estación riego quedan por debajo de la media, cercanos a 760 mg/l donde encontramos algunos meses en los que se registran valores similares a la concentración de sales del agua del canal (SDT_{CB}) (Figura III.40)

En los meses de la estación de riego los SDT_{D-SRCB} , se incrementan progresivamente desde el mes de marzo hasta alcanzar el máximo valor en junio y julio, ~2.600 mg/l, (Figura III.40). Estos valores máximos oscilan entre 1.800 – 2.100 mg/l en años húmedos y 3.000 – 3.200 mg/l en años secos.

La concentración de sales de los retornos exclusivamente de riego obtenidas a partir del balance de sales (SDT_{DR+Pda}) varía mucho según el volumen de agua aplicada al riego, la litología regada y el tipo de regadío. Para las zonas tipo N_0 de Bardenas I y II, características de las zonas de sasos con riegos por inundación, se obtienen unos drenajes en parcela promediados para todos los meses de la ER con concentraciones muy bajas de 795 ± 90 mg/l que desciende hasta 680 ± 50 mg/l si incluimos las pérdidas en las redes de distribución. Los riegos presurizados de Bardenas I y II incrementan la concentración de los drenajes en parcela hasta 2.040 ± 55 mg/l, mientras que los drenajes de riego sobre litologías más salinas N_1 , prorrateados por sistema de riego (mayoritariamente inundación), presentan una concentración media de sales en parcela de 1.860 ± 110 mg/l y de 1.690 ± 50 mg/l incluyendo las pérdidas, y las litologías tipo N_2 de 3.300 ± 100 mg/l y 3.150 ± 50 mg/l.

Por otro lado, la concentración de los drenajes de los riegos que emplean aguas reutilizadas, es más elevada que la de los riegos con aguas directas del canal. El agua aplicada al riego en estas zonas va más concentrada en sales por los procesos de evapoconcentración y lavado de sales derivado de su primer uso para el riego, de modo que sus drenajes son más salinos, tras el segundo proceso de evapoconcentración y lavado de sales. En estas zonas se estima una concentración de sales de los drenajes en parcela de 2.185 ± 450 mg/l aplicado solo a riegos por inundación.

Tabla III.24. Principales salidas del balance de sal de la serie reciente: 2000/01-2013/14.

Serie 2000/01-2013/14		Promedios-Anuales
Masas de sales (promedios anuales)		
Aportes de sal del río Arba en Tauste (origen)	MS _m	286.700 t/año
Aportes de sal del río Arba en Tauste (salida del balance de sales)	MS _T	282.200 t/año
Masa de sales exportada por superficie de cuenca	MS _T /superficie	1.320 kg/ha y año
Entradas de masa de sal del canal de Bardenas	MS _{CB-ARBA}	120.900 t/año
Masa de sal Drenajes SRCB _{-Arba} Sin reutilización	MS _{DR} +MS _{Pda} +MS _{Pc} +MS _{Pa} +MS _{u+i}	318.700 t/año
	MS _{DR} +MS _{Pda}	291.700 t/año
	MS _{DR}	247.600 t/año
Masa de sal Drenajes SRCB _{-Arba} Tras reutilización	MS _{D-SRCB} (MS _{DR} +MS _{Pda} +MS _{Pc} +MS _{Pa} +MS _{u+i})	166.500 t/año
	MS _{DR} +MS _{DPda}	149.200 t/año
	MS _{DR}	129.200 t/año
Masa de sales exportada por superficie del SRCB	MS _{SRCB} /superficie	2.130 kg/ha y año
Promedio de masa de sal exportada por superficie de los drenajes de riego	MS _{DR} +MS _{Pda} /superficie	5.300 kg/ha y año
	MS _{DR} /superficie (parcela)	4.500 kg/ha y año
Bardenas I y II - Masa de sal de los drenajes por sistema de riego y superficie	MS _{DR} /sup-Inun (en parcela)	4.935 kg/ha y año
	MS _{DR} /sup-Asp (en parcela)	2.150 kg/ha y año
	MS _{DR} /sup-Got (en parcela)	1.450 kg/ha y año
Bardenas I y II - Masa de sal de los drenajes por litología regada y superficie	MS _{DR} /sup-N ₀ (en parcela)	4.060 kg/ha y año
	MS _{DR} /sup-N ₁ (en parcela)	6.860 kg/ha y año
	MS _{DR} /sup-N ₂ (en parcela)	11.430 kg/ha y año
Concentración de sales (promedios anuales de SDT)		
Salinidad del río Arba en Tauste (origen)	Promedio ENR SDT _m	1.590 mg/l
	CE	(2,17 dS/m)
	Promedio ER SDT _m	1.660 mg/l
	CE	(2,26 dS/m)
Salinidad del río Arba en Tauste (salida del balance de sales)	Promedio ENR SDT _T	1.550 mg/l
	Promedio ER SDT _T	1.635 mg/l
Salinidad agua del canal de Bardenas	SDT _{CB}	280 mg/l
	CE	(0,38 dS/m)
Concentración de sales de los drenajes totales del SRCB _{-Arba} , tras reutilización y riego de las viejas CCRR	ENR SDT _{D-SRCB}	760 mg/l
	CE	(1,04 dS/m)
	ER SDT _{D-SRCB}	2090 mg/l
	CE	(2,85 dS/m)
ER Promedio de la concentración de sales de todos los drenajes del riego	ER SDT _{DR+Pda}	1.380 mg/l
	CE	(1,90 dS/m)
	ER SDT _{DR}	1.650 mg/l (2,25 dS/m)
ER Concentración de sales de los drenajes de riego (SDT _{DR+Pda})	Sasos y aluviales (Inundación) N ₀	680 mg/l (0,90 dS/m)
	Riego en litologías N ₁	1.690 mg/l (2,30 dS/m)
	Riego en litologías N ₂	3.150 mg/l (4,30 dS/m)
	Riego Viejas CCRR	3.570 mg/l (4,80 dS/m)
ER Concentración de sales de los drenajes de riego en parcela (SDT _{DR})	Sasos y aluviales (Inundación) N ₀	795 mg/l (1,10 dS/m)
	Bardenas I y II (Riego presurizado) N ₀	2.040 mg/l (2,80 dS/m)
	Riego en litologías N ₁	1.860 mg/l (2,50 dS/m)
	Riego en litologías N ₂	3.300 mg/l (4,50 dS/m)
	Riegos con agua RU	2.185 mg/l (2,90 dS/m)
	Riego Viejas CCRR	3.840 mg/l (5,20 dS/m)

Finalmente, las viejas comunidades de regantes, localizadas al final del sistema, son las que riegan con agua de peor calidad. Son CCRR que se abastecen directamente del río, alguna como la Huerta Alta, en el último tramo donde buena parte del agua que circula por el río durante los meses de mayor demanda, corresponde a los retornos de riegos de las CCRR situadas aguas arriba. Para estos regadíos la concentración de los drenajes en parcela es de 3.840 ± 1.025 mg/l y para el cómputo general, incluyéndolas pérdidas en las redes de distribución, de 3.570 ± 930 mg/l. Son los riegos a los que se les aplica una mayor dotación de agua y la calidad de sus drenajes está muy condicionada por la calidad y cantidad de los drenajes de los riegos situados aguas arriba, de modo que son los que mayores variaciones de concentración y masas de sal presentan en sus retornos de riego.

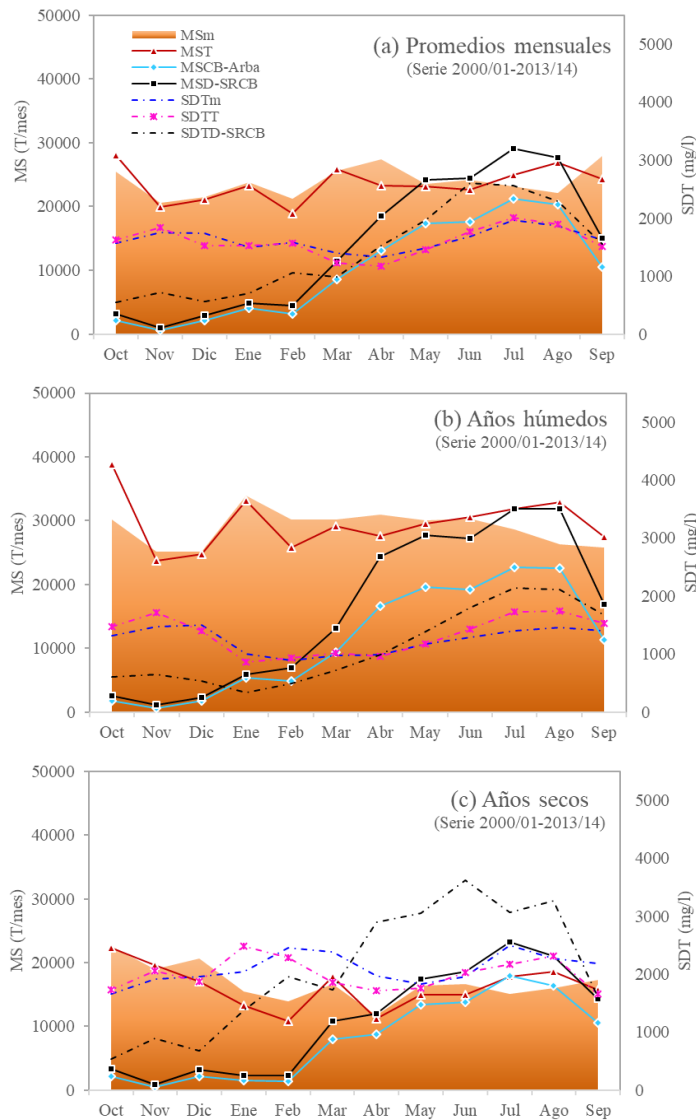


Figura III.404. Masa de sal media mensual del río Arba en Tauste y concentración de sales (SDT) para la serie 2000/01-2013/14. MS_m : masas de sal del río Arba en Tauste (serie de referencia); MS_T : masas de sal del río Arba en Tauste (salida del balance de sal); $MS_{CB-Arba}$: masas de sal de entrada en el $SRCB_{Arba}$ procedentes del canal de Bardenas; MS_{D-SRCB} : sumatorio de masas de sal de los drenajes generados por el $SRCB_{Arba}$ con anterioridad a su infiltración en el acuífero; SDT_m : concentración media mensual de sales del río Arba en Tauste (serie de referencia); SDT_T : concentración media mensual de sales (salidas del balance de sal); SDT_{D-SRCB} : concentración media mensual de sales correspondiente a los drenajes del $SRCB_{Arba}$. Se incluye las medias mensuales de todos los años (a), las correspondientes a los años húmedos (b) y a los años secos (c).

3.3.2. Periodo antiguo: 1981/82-1999/00

Los aportes del $SRCB_{-Arba}$ a la cuenca del Arba durante los años 80 y 90 fueron algo superiores a los registrados en los últimos años. Durante este periodo, la entada de agua procedente del Canal de Bardenas a la cuenca del Arba ($Q_{CB-Arba}$) fue de media 470 m³/año (Tabla III.25), con valores máximos de 508 hm³ para los años de mayor disponibilidad de agua y mínimos de 351 hm³. Esta entrada de agua, ha supuesto que la mayor parte del caudal anual aforado en la estación de Tauste, el 64% (47-73%), corresponda con la de los meses de la estación de riego (abril a septiembre).

La mayor parte de las entradas procedentes del $SRCB_{-Arba}$, el 85%, se realizaron en los meses de la estación de riego, destinadas a cubrir la demanda del regadío del Sistema con unas necesidades hídricas medias (NH_n) de 4.610 ± 515 m³/ha y año, algo más bajas que en la serie anterior (Tabla III.24 y III.25). Las dotaciones de riego obtenidas en estos años, son mayores que las aplicadas en la actualidad, con un valor promedio de 9.800 ± 1.335 m³/ha y año, que supone un volumen medio aplicado de riego (R_f) de 408 hm³/año para los riegos del Canal y de 59 hm³/año para las viejas CCRR abastecidas con agua del río Arba (Tabla III.25).

El promedio de los drenajes procedentes de este Sistema cuantificados en la estación de aforo del Arba en Tauste (1981-2000), son un 26% más elevados que los obtenidos en la serie reciente (2000-2014). Se estima un promedio de 175 hm³/año que se incrementa hasta 232 hm³ para los años húmedos alcanzando valores más bajos, de 105 hm³/año para los años secos. Si comparamos estos valores con las aportaciones de $SRCB_{-Arba}$ estimadas por el modelo, estas cifras suponen de media el 69 % de las aportaciones del río a la salida del Sistema, con valores que oscilan entre el 57% y el 82%.

Como en la serie reciente en los meses de primavera (abril y mayo), es cuando se recibe la mayor cantidad de agua procedente de los drenajes del $SRCB_{-Arba}$ (Q_{D-SRCB}), entre 25-30 hm³/mes, siendo los meses de julio y agosto cuando se producen las mayores salidas del canal ($Q_{CB-Arba}$), 80-90 hm³/mes (Figura III.41). Por otro lado, en los meses de invierno (noviembre a febrero) se producen los drenajes más bajos del Sistema (Q_{D-SRCB}), con valores entre 3 y 8 hm³/mes.

Los drenajes en parcela por superficie de riego son algo más elevados para que para la serie reciente (Tabla III.23 y III.25). La existencia de una menor superficie de riego presurizado y unas mayores pérdidas en las redes de distribución (P_{da}) condicionan que los retornos de riego que se generan por unidad de superficie ($D_R + D_{Pda}/sup$: 4.920 ± 785 m³/ha) sean un 18% más elevados que en el periodo reciente.

El SRCB-Arba para los años 1981/82-1999/00 presenta valores de eficiencia más baja que la serie reciente. Se caracteriza por riegos con una dotación elevada, con más de un 90% de riego por inundación (bajas eficiencias de riego en parcela) y con elevadas pérdidas en las redes de distribución y en el manejo del riego. Todo ello implica un mayor volumen de los retornos de riego y consecuentemente unos mayores caudales en el río Arba.

Tabla III.25. Principales salidas del balance de agua de la serie 1981/82-1999/2000.

Serie 1981/82-1999/00		Promedios-Anuales
Superficie regada		46.400 ha
Precipitación		396 mm
Temperatura		13,2°C
ET ₀		1.085 mm
Caudales		
Caudal aforado río Arba	Q _m	245 hm ³ /año
	Q _T	254 hm ³ /año
Entradas de origen natural	Q _{cab} +Q _{esc} +P _{inf}	108 hm ³ /año
Entradas de agua del canal	Q _{CB-ARBA}	470 hm ³ /año
Volumen de agua aplicada al riego	R _f +R _v	467 hm ³ /año
	Dotaciones (R _f +R _v)/ha	9.790 m ³ /ha y año
Necesidades hídricas netas de los cultivos	NH _n totales	222 hm ³ /año
	NH _n /sup	4.610 m ³ /ha y año
	NH _n cubiertas con el riego	96%
	ET _c	679 mm
	EVP _{cultivos}	212 hm ³ /año
	EVP _{cultivos} /ha	4.560 m ³ /ha
Volumen de riego aplicado en parcela	NH _B	384 hm ³ /año
	NH _B /superficie	8.000 m ³ /ha y año
Eficiencia de riego	EfR _T (incluye P _{da})	49%
	EfR _p (parcela)	56%
Drenajes del SRCB-Arba	Q _D = D _{totales} (D _R +D _{Pda} +D _{Pc} +D _{Pa} +D _{u+i})	175 hm ³ /año
	D _{R1,2y3} +D _{Pda}	134 hm ³ /año
	D _{R1,2y3}	86 hm ³ /año
Drenajes por sistema de riego y superficie de riego	D _R +D _{Pda} /sup	4.920 m ³ /ha y año
	D _R /sup (parcela)	3.670 m ³ /ha y año
	D _R /sup-Inun (parcela)	3.830 m ³ /ha y año
	D _R /sup-Asp (parcela)	925 m ³ /ha y año
	D _R /sup-Got (parcela)	550 m ³ /ha y año
Masa de sales		
Sales del río Arba en Tauste	MS _m	266.700 T/año
Masa de sales exportada por superficie de cuenca	MS _T /superficie	1.228 kg/ha y año
Entradas del canal de Bardenas	MS _{CB-ARBA}	131.400 T/año
Concentración de sales (SDT)		
Salinidad del río Arba en Tauste	ENR-SDT _m	1.350 mg/l
	ER-SDT _m	1.130 mg/l
Entradas del canal de Bardenas	SDT _{CB}	270 mg/l

El elevado volumen de pérdidas en las redes de distribución, y una menor eficiencia en el manejo del riego obtenido en el proceso de calibración del balance en comparación con la serie reciente, proporciona una cifra de eficiencia general del $\text{SRCB}_{\text{-Arba}}$ para este periodo de 1981-2000 bastante más baja a la obtenida para la serie reciente (2000-2014). Salvo para los años secos donde la eficiencia en el riego del Sistema es mayor del 50% (EfR_T), el resto de años se mantiene en torno al 49%. A su vez, la eficiencia media de riego en parcela, es algo más elevada, del 56% (Tabla III.25).

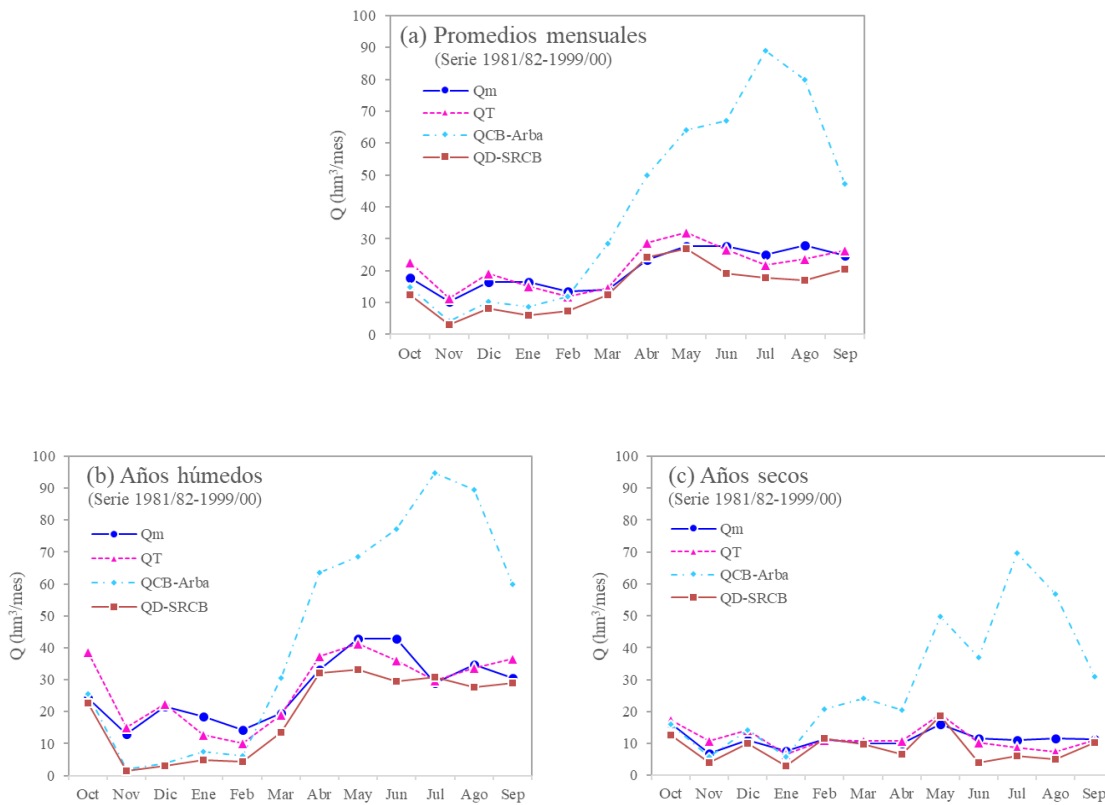


Figura III.41. Promedio de caudales del río Arba en Tauste para la serie 1981/82-1999/00. Q_m : Aportaciones medias mensuales del río Arba en Tauste (serie de referencia); Q_T : aportaciones medias mensuales del río Arba en Tauste calculadas como salida del balance de agua; $Q_{CB-Arba}$: entradas de agua al $\text{SRCB}_{\text{-Arba}}$ procedentes del canal de Bardenas; Q_D : sumatorio de drenajes asociados al $\text{SRCB}_{\text{-Arba}}$ ($Q_D = D_R + D_P + DU + I$). Se incluye las medias mensuales de todos los años (a), las correspondientes a los años húmedos (b) y a los años secos (c).

En cuanto a la masa de sales del río, la falta de un buen ajuste en el balance de sal de la serie vieja, no permite caracterizar correctamente las sales exportada por los drenajes y retornos de riego de este Sistema durante estos años.

A partir de los datos de masa de sal y concentración de sales del Arba en Tauste del periodo 1981/82-1999/00 de referencia (MS_m y SDT_m), se observa un río con un menor volumen de sales exportada en la mayor parte de los años ($\downarrow 7\%$), salvo en los años secos donde se obtuvieron de

media valores algo superiores ($\uparrow 3\%$). Durante este periodo, el río Arba exportó de media una masa de sales de 266.700 T/año con un promedio de 294.700 T/año para los años húmedos y de 207.600 T/año para los años secos. Aunque el volumen de agua servida por el canal fue algo mayor ($\uparrow 9\%$), la menor superficie de riego y el menor lavado asociado, redujo la cantidad de sales que se movilizaron respecto al periodo reciente.

Por otro lado, la baja eficiencia en el manejo del riego, con elevadas pérdidas de agua en la aplicación del riego, una menor superficie de riego presurizado, las sueltas directas del canal sobre los desagües, junto con unas dotaciones de agua más elevadas y una falta de reutilización, produjeron una concentración de sal más baja en los retornos de riego de este periodo con respecto al periodo 2000/2014. De este modo, encontramos que el promedio de los SDT del río Arba para esta serie es un 31% menor que el obtenido para la serie reciente. Para los años 80 y 90 el promedio de SDT_m se sitúa en 1.350 mg/l para la ENR y en 1.135 mg/l para la ER (Tabla III.25).

3.3.3. Análisis de los escenarios de futuro

Escenario E₀: Situación actual

El Escenario actual (E₀) corresponde a las salidas obtenidas del ajuste y calibración del balance de agua y sal de la serie 2000/01-2013/14 y se toma como referencia para el contraste con el resto de escenarios.

Representa el estado más reciente del SRCB-Arba y permite determinar las variaciones de incremento y/o disminución de caudal y salinidad del río Arba consecuencia de los cambios en los usos del suelo y en el manejo del riego, así como las variaciones climáticas de temperatura, precipitación-escorrentía contemplados en los distintos escenarios. En la Tabla III.26, se recogen los promedios anuales de las principales salidas del balance.

Tabla III.26. Principales salidas del balance de agua y sal tomadas como referencia para el Escenario E₀. Promedios anuales de la serie 2000/01-2013/14.

ESCENARIO E ₀ – Situación actual		Caudales
Caudal del río Arba en Tauste	Q ₀	227 hm ³ /año
Entradas de agua del canal de Bardenas	Q _{CB-ARBA}	432 hm ³ /año
Necesidades hídricas de los cultivos (en parcela)	NH _n totales	288 hm ³ /año
	NH _n /superficie	5.200 m ³ /ha y año
	NH _B totales	458 hm ³ /año
	NH _B /superficie	8.030 m ³ /ha y año
NH _n cubiertas con el riego		95 %
Eficiencia total del Sistema EfR _{SRCB}		61 %
Eficiencia de riego	EfR _P (parcela)	62 %
	EfR _T (incluye RU y P _{da})	70 %
Reutilización (RU del R _f)		34 %
Drenajes del SRCB-Arba	Q _{D-SRCB}	136 hm ³ /año
	D _{R+D_{Pda}}	86 hm ³ /año
	D _R	73 hm ³ /año
	D _{R+D_{Pda}} /superficie	4.050 m ³ /ha
	D _R /superficie	3.180 m ³ /ha
ESCENARIO E ₀ – Situación actual		Masa de sales
Sales del río Arba en Tauste	MS ₀	282.100 T/año
Entradas del canal de Bardenas	MS _{CB-ARBA}	120.900 T/año
Masa de sal drenajes SRCB-Arba tras RU y riego viejas CCRR	MS _{D-SRCB}	166.500 T/año
	MS _{DR+MS_{Pda}}	149.200 T/año
	MS _{DR}	129.200 T/año
Promedio de masa de sal exportada por superficie en los drenajes de riego	MS _{DR+MS_{Pda}} /superficie	5.300 kg/ha y año
	MS _{DR} /superficie (parcela)	4.500 kg/ha y año
ESCENARIO E ₀ – Situación actual		Concentración de sales (SDT)
Salinidad del río Arba en Tauste	ENR-SDT ₀	1.550 mg/l
	ER-SDT ₀	1.625 mg/l
Entradas del canal de Bardenas	SDT _{CB}	280 mg/l
Concentración de sales de los drenajes totales del SRCB-Arba, tras RU y riego de las viejas CCRR	ENR SDT _{D-0}	760 mg/l
	ER SDT _{D-0}	2.090 mg/l
ER Promedio de la concentración de sales de todos los drenajes del riego	ER SDT _{DR+Pda}	1.380 mg/l
	ER SDT _{DR}	1.650 mg/l

Parámetros de análisis y comparativa de los diferentes Escenarios	
Q_{0-7}	Aportaciones medias anuales del río Arba, obtenidas del sumatorio de salidas del balance de agua. Promedio de toda la serie de años 2000/01-2013/14
$Q_{CB-ARBA}$	Volumen anual de agua servido por el canal de Bardenas en la cuenca del Arba. Incluye las salidas de las almenaras, el volumen de agua de riego, las pérdidas en los canales y el agua de uso urbano e industrial.
NH_n	Necesidades hídricas netas anuales de todos los riegos del Sistema. Incluye el regadío de las viejas CCRR. Cálculos a partir de la ET_c
$NH_n/superficie$	Necesidades hídricas netas anuales de todos los riegos del Sistema por superficie, promedio anual de toda la serie. Esta superficie se modifica en función del Escenario de análisis
NH_B	Necesidades hídricas brutas anuales de todos los riegos del Sistema. Incluye el regadío de las viejas CCRR. Calculadas a partir de las NH_n y la eficiencia de riego en parcela (EfR_p).
$NH_B/superficie$	Necesidades hídricas brutas anuales de todos los riegos del Sistema. Promedio de anual de toda la serie.
NH_n cubiertas con el riego	Porcentaje de las NH_n anuales de todos los riegos del SRCB-Arba que quedan cubiertas con el agua servida por el canal (R_f) más el agua de reutilización (RU) y el derivado por el río para las viejas CCRR (R_v). Promedio de toda la serie.
EfR_{SRCB}	Eficiencia total del Sistema. Porcentaje entre el total de agua servida por el canal ($Q_{CB-ARBA}$) más el derivado del río para el riego de las viejas CCRR (R_v) entre el volumen de agua empleado por los cultivos en la evapotranspiración y los usos urbano e industriales. Promedio de las salidas anuales.
EfR_p	Eficiencia de riego en parcela. Porcentaje entre el volumen mensual de agua servida en parcela y la evapotranspiración de los cultivos ($ET_1+ET_2+ET_3$)
EfR_T	Eficiencia del regadío. Porcentaje entre el volumen de agua servida para riego (R_f+R_v) y la evapotranspiración de los cultivos ($ET_1+ET_2+ET_3$). Incluye las pérdidas en las redes de distribución y la reutilización.
RU	Volumen de agua de los drenajes del riego (D_1) más los de las pérdidas en las redes de distribución (D_{Pda}) que se emplean para completar las NH_n que no quedaron cubiertas con las salidas del agua del canal para el regadío (R_f). No incluye las tomas complementarias de río (Q_{com}), solo el agua de los drenajes de R_1 y P_{da} .
Q_{D-SRCB}	Volumen total anual de drenajes que genera el SRCB-Arba tras la RU y la derivación para el riego de las viejas CCRR. Incluye los retornos de riego, las pérdidas de las redes de distribución y de los grandes canales, así como las descargas de las almenaras y los vertidos urbanos e industriales. Promedio del volumen anual de toda la serie y no tiene en cuenta el volumen de infiltración y descarga de los acuíferos.
D_R+D_{Pda}	Volumen anual de drenajes del SRCB-Arba asociado a los regadíos (drenajes de $R_1+R_2+R_3$ y P_{da}) tras la RU y la derivación para el riego de las viejas CCRR.
D_R	Volumen anual de los retornos de riego en parcela (drenajes de $R_1+R_2+R_3$) tras la RU y la derivación para el riego de las viejas CCRR.
$D_R+D_{Pda}/superficie$	Volumen anual de los drenajes asociados al regadío por superficie de riego (D_R+D_{Pda}). La superficie varía en función del Escenario de análisis
$D_R/superficie$	Volumen anual de los drenajes del riego en parcela por superficie de riego. La superficie varía en función del Escenario de análisis
MS_0	Aportaciones medias anuales de sal en el río Arba en Tauste, obtenidas del sumatorio de salidas del balance de sal.
$MS_{CB-ARBA}$	Promedio de masa de sal anual de entrada en la cuenca del Arba procedente del canal de Bardenas.
MS_{D-SRCB}	Masa de sal asociada a la totalidad de drenajes del SRCB-Arba, tras la RU y la derivación de agua para el riego de las viejas CCRR. Incluye los retornos de riego, las pérdidas de las redes de distribución y de los grandes canales, así como las descargas de las almenaras y los vertidos urbanos e industriales.
$MS_{DR}+MS_{Pda}$	Masa de sal asociada a los drenajes totales de riego, tras RU y riego de las viejas CCRR.
MS_{DR}	Masa de sal asociada a los retornos de riego en parcela (R_1, R_2 y R_3), tras RU y riego de las viejas CCRR.
$MS_{DR}+MS_{Pda}/superficie$	Masa de sal asociada a la totalidad de drenajes de riego por superficie regada.
$MS_{DR}/superficie$ (parcela)	Masa de sal asociada a los retornos de riego en parcela (R_1, R_2 y R_3) por superficie de riego.
ENR-SDT ₀	Promedio de sólidos disueltos totales del río Arba en Tauste para la estación de no riego. Calculado a partir de Q_0 y MS_0
ER-SDT ₀	Promedio de sólidos disueltos totales del río Arba en Tauste para la estación de riego.

Análisis del regadío y de sus efectos sobre el caudal y la salinidad del río Arba: pasado y futuro del Sistema de Riegos del Canal de Bardenas

SDT_{CB}	<i>Promedio anual de sólidos disueltos totales del agua servida por el canal de Bardenas</i>
$ENR\ SDT_{D-0}$	<i>Promedio de sólidos disueltos totales de los drenajes asociados al SRCB-Arba tras RU y riego de las viejas CCRR para la estación de no riego</i>
$ER\ SDT_{D-0}$	<i>Promedio de sólidos disueltos totales de los drenajes asociados al SRCB-Arba tras RU y riego de las viejas CCRR para la estación de riego.</i>
$ER\ SDT_{DR+Pda}$	<i>Promedio de los sólidos disueltos totales de los drenajes de riego para la estación de riego. Prorrato por sistema de riego, y litología regadas. Incluye los drenajes de RU y las viejas CCRR.</i>
$ER\ SDT_{DR}$	<i>Promedio de los sólidos disueltos totales de la totalidad de los drenajes del riego en parcela para la estación de riego. Prorrato por sistema de riego, y litología regada. Incluye los drenajes de RU y las viejas CCRR.</i>

Escenario E₁: Ampliación de la superficie de riego

Bajo este Escenario (E₁) se plantea un cambio en los usos del suelo con la incorporación de una superficie de 10.071 ha de nuevos regadíos. Esta superficie supone un incremento de la superficie de riego dentro del SRCB_{-Arba} del 15%.

La ampliación de la superficie de riego de este Escenario, implica un incremento del volumen de agua servida por el canal del 13%. Con la ampliación de la superficie de riego, la entrada media anual de agua a la cuenca del Arba procedente del canal de Bardenas ($Q_{CB-Arba}$) será del orden de 489 hm³/año, pudiendo alcanzar valores de hasta 542 hm³/año en años húmedos y mínimos en años secos de algo más de 300 hm³/año (Tabla III.27).

A estos nuevos riegos, todos ellos presurizados, se les ha aplicado un volumen de agua por hectárea igual a la cantidad media de riego facturado cada año para los regadíos existentes, lo que incluye riegos por inundación y presurizados. Un mayor volumen de agua servida para un riego más eficiente, que constituyen los nuevos regadíos, permite una mayor disponibilidad de agua para satisfacer las necesidades de los cultivos. Por ello, la reutilización baja del 34% del Escenario E₀ (serie 2000-2014), al 27% en el Escenario E₁ (Tabla III.26 y 27). El promedio de dotaciones ($(R_f+R_v)/Superficie$) aplicadas para todo el Sistema de riego en este Escenario es de 6.700 m³/ha y año, similar a las dotaciones del Escenario E₀ (6.800 m³/ha y año) aunque inferiores a las establecidas por el Plan Hidrológico del Ebro (CHE, 2016) para los riegos del Canal de Bardenas (9.121 m³/ha y año). Se aplica este valor al ser más representativo del volumen real de agua servida por el canal puesto que éste varía anualmente y no responde a las dotaciones asignadas a este Sistema, sino a la disponibilidad de agua en Yesa a inicio de campaña.

Este incremento de superficie de riego, lleva asociado un incremento del volumen anual de los drenajes del Sistema (Q_{D-SRCB}) que aumentan de media un 12 %. Sin embargo, al aumentar la proporción de la superficie de riego presurizado frente al riego por inundación, disminuye el volumen de drenaje unitario por superficie de 4.050 m³/ha y año a 3.485 m³/ha y año ($D_{R+D_{Pda}}$), y se incrementa la eficiencia media de riego en parcela del 62% al 65% (Tabla III.27).

En el Escenario E₁, el río Arba tendrá una aportación media anual (Q_{AM}) de 242 hm³/año (Tabla III.27), con valores mínimos de 120 hm³/año en los años secos y máximos de 324 hm³/año en los años húmedos. Contrastado con el Escenario E₀, implica un incremento de un 7% de media y una variabilidad importante entre años, con incrementos máximos del 18 %. A diferencia de los años medios y húmedos, en los años secos se cuantifican dentro de E₁, caudales similares a los obtenidos en el Escenario E₀, con algunos años en los que se pueden llegar a obtener de forma puntual menores aportaciones anuales que en E₀.

La distribución mensual de las aportaciones sigue el mismo patrón que en el Escenario E₀ (Figura III.42). Se observa un pequeño incremento de caudales en el E₁ frente al E₀ que varía según la tipología de años. Las diferencias más marcadas corresponden a los meses de primavera donde el Escenario E₁ aumenta frente al Escenario E₀, y los meses de mayor consumo de agua, julio y agosto, donde disminuye (Figura III.42). Esto puede deberse en cierto modo a que la distribución de las dotaciones anuales para los nuevos regadíos todos ellos presurizados, sigue el mismo patrón que las del E₀, donde domina el riego por inundación.

Tabla III.3. Principales salidas del balance de agua y sal del Escenario E₁: Ampliación de la superficie de riego.

ESCENARIO E ₁ - Ampliación de la superficie de riego (AM)		Caudales
Caudal del río Arba en Tauste	Q _{AM}	242 hm ³ /año
Entradas de agua del canal de Bardenas	Q _{CB-ARBA}	489 hm ³ /año
Necesidades hídricas de los cultivos (en parcela)	NH _n totales	344 hm ³ /año
	NH _n /superficie	5.350 m ³ /ha y año
	NH _B totales	515 hm ³ /año
	NH _B /superficie	8.000 m ³ /ha y año
NH _n cubiertas con el riego		90 %
Eficiencia total del Sistema EfR _{SRCB}		62 %
Eficiencia de riego	EfR _P (parcela)	65 %
	EfR _T (incluye RU y Pda)	71 %
Reutilización (RU del R _f)		27 %
Drenajes del SRCB-Arba	Q _{D-SRCB}	153 hm ³ /año
	D _R +D _{Pda}	99 hm ³ /año
	D _R	84 hm ³ /año
	D _R +D _{Pda} /superficie	3.500 m ³ /ha y año
	D _R /superficie	2.550 m ³ /ha y año
ESCENARIO E ₁ - Ampliación de la superficie de riego		Masa de sales
Sales del río Arba en Tauste	MS _{AM}	311.600 t/año
Entradas del canal de Bardenas	MS _{CB-ARBA}	136.900 t/año
Masa de sal drenajes SRCB-Arba tras RU y riego viejas CCRR	MS _{D-SRCB}	198.700 t/año
	MS _{DR} +MS _{Pda}	179.800 t/año
	MS _{DR}	155.800 t/año
Promedio de masa de sal exportada por superficie de los drenajes de riego	MS _{DR} +MS _{Pda} /superficie	5.800 kg/ha y año
	MS _{DR} /superficie (parcela)	5.350 kg/ha y año
ESCENARIO E ₁ - Ampliación de la superficie de riego		Concentración de sales (SDT)
Salinidad del río Arba en Tauste	ENR SDT _{AM}	1.600 mg/l
	ER SDT _{AM}	1.790 mg/l
Entradas del canal de Bardenas	SDT _{CB}	280 mg/l
Concentración de sales de los drenajes totales del SRCB-Arba, tras RU y riego de las viejas CCRR	ENR SDT _{D-SRCB}	830 mg/l
	ER SDT _{D-SRCB}	2.580 mg/l
ER Promedio de la concentración de sales de todos los drenajes del riego	ER SDT _{DR+Pda}	1.665 mg/l
	ER SDT _{DR}	2.010 mg/l

En cuanto a la salinidad de los drenajes del SRCB-Arba (MS_{D-SRCB}), el incremento de un 15% de la superficie de riego, implica un incremento de la salinidad de los retornos del Sistema, del 19%. Bajo las condiciones del Escenario E₁ el SRCB-Arba aporta unas 32.200 ± 4.460 t más de sal al año que las obtenidas en el Escenario E₀.

Este incremento proporcionalmente más alto que el de los caudales, se debe a que buena parte de estas transformaciones a riego se van a localizar en el tramo bajo de la cuenca donde dominan litologías tipo N_1 y N_2 . Así, el incremento de salinidad del agua del riego por lavado de las sales del suelo en el Escenario E_0 era de un 38%, y bajo las condiciones de Escenario E_1 , esta cifra asciende al 45%. En promedio, se pasa de una emisión unitaria media de 5.300 kg sal /ha y año en el Escenario E_0 a 5.800 kg sal/ha y año en el Escenario E_2 .

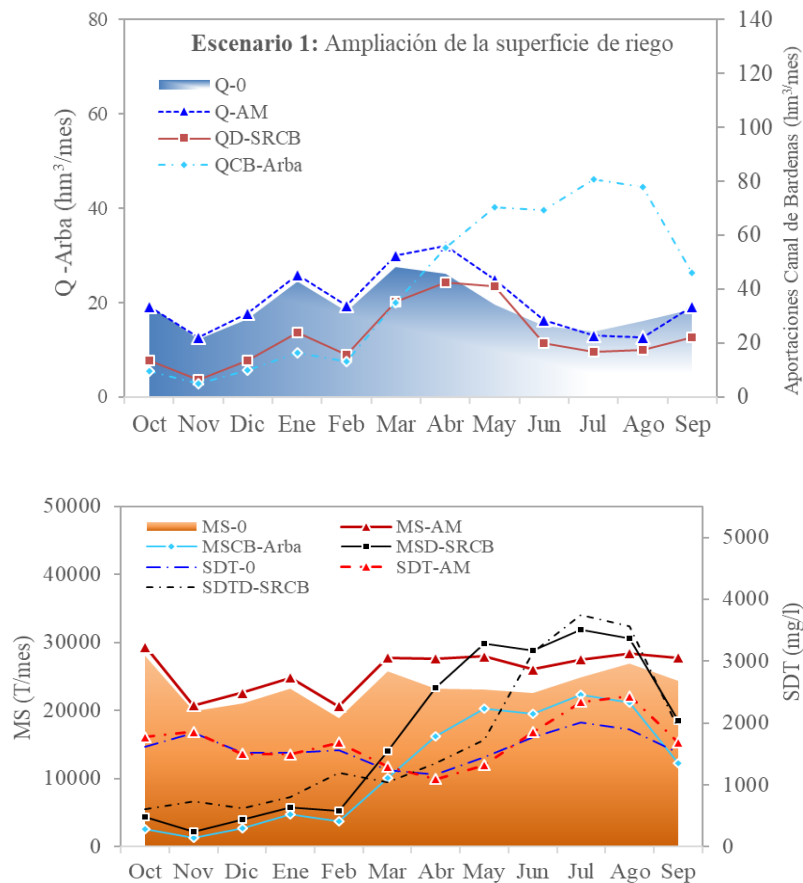


Figura III.42. Escenario E1: Caudales, masas de sal y concentración media mensual de sal del río Arba en Tauste tras la ampliación de la superficie de riego. Q_0 : Caudal medio mensual del río Arba en Tauste en el Escenario E_0 ; Q_{AM} : Caudal medio mensual del río Arba en Escenario E_1 ; $Q_{CB-Arba}$ salidas del canal de Bardenas dentro de la cuenca del Arba incluye las dotaciones a la nueva superficie de riego; Q_{D-SRCB} : sumatorio de drenajes asociados al $SRCB-Arba$ en el Escenario E_1 ; MS_0 : masas de sal del río Arba en Tauste en el Escenario E_0 ; MS_{AM} : masa de sal del río Arba en Tauste en el Escenario E_1 ; $MS_{CB-Arba}$: masas de sal de entrada en el $SRCB-Arba$ procedentes del canal de Bardenas; MS_{D-SRCB} : sumatorio de masas de sal de los drenajes del $SRCB-Arba$ en el Escenario E_1 ; SDT_0 : Concentración media mensual de sales del río Arba en Tauste en el Escenario E_0 ; SDT_{AM} : concentración media mensual de sales del río Arba en Tauste en el Escenario E_1 ; SDT_D : concentración media mensual de sales correspondiente a los drenajes del $SRCB-Arba$ en el Escenario E_1 .

El aumento del lavado y aportes de sales provenientes del aumento de la superficie de riego incrementará la masa de sales del río Arba en Tauste (MS_{AM}). Se calcula que la masa de sales media que exportará anualmente el río Arba a la salida del $SRCB_{-Arba}$ bajo las condiciones del Escenario E_1 ascenderá a 311.600 t sal/año frente a 282.200 t sal/año del Escenario E_0 , ($\uparrow 10\% - E_0$). Para los años húmedos, el promedio de aportes de sal bajo el Escenario E_1 ascenderá a 394.600 t/año ($\uparrow 12\% - E_0$) y en los secos a 208.300 t/año ($\uparrow 6\% - E_0$).

Debemos señalar que la mayor parte de este incremento se va a producir en los meses de la estación de riego (Figura III.42). En los meses de la estación de riego y en especial en primavera, se observa un incremento medio de un 14% de la masa de sal del río Arba. Dentro del Escenario E_1 son los meses de riego de los años húmedos los que incorporan una mayor cantidad de sal, unos 4.200 T sal/mes más que los valores obtenidos en el Escenario E_0 .

La concentración media de sales de los drenajes del $SRCB_{-Arba}$, también se va a ver modificada. Los valores medios de los retornos totales del sistema (SDT_{D-SRCB}), ascienden en la ENR de 760 mg/l (E_0) a 830 mg/l (E_1) y en la ER de 2.090 mg/l (E_0) a 2.580 mg/l (E_1). Estas concentraciones son especialmente altas en la estación de riego de los años secos donde se alcanza valores mensuales por encima de los 5.000 mg/l.

El incremento del aporte de sales en los drenajes del $SRCB_{-Arba}$, también repercute en la calidad del río Arba. Si bien durante la ENR apenas se produce un cambio en la concentración de sales del río, en los meses de la estación de riego (junio a septiembre), donde la mayor parte de agua que lleva el río corresponde a retornos de riego, se produce un incremento medio en los SDT del 9% que se concentra fundamentalmente en los meses de junio a agosto ($SDT_{0 \text{ jun-ago}} = 1.890$ mg/l en E_0 ; y $SDT_{AM \text{ jun-ago}} = 2.210$ mg/l en E_1) (Figura III.42).

Escenario E₂: Modernización de los regadíos

Bajo el Escenario E₂ se transforma en riego presurizado la totalidad de la superficie de riego del SRCB_{-Arba}, salvo un 7% que se mantiene por inundación para el cultivo de arroz.

Uno de los principales parámetros de cambio que incorpora este Escenario es la eficiencia en el manejo de los riegos. Si bien en el Escenario E₀ la eficiencia del riego en parcela (E_{fR-par}) se ha estimado en 62%, en el Escenario E₂ se incrementa hasta 84%. Esto permite a su vez, incrementar la eficiencia total del riego (E_{fR-T}) del 70% al 85%, y la total del Sistema ($E_{fR-SRCB}$) del 61% al 72% (Tablas III.26 y III.28). Se trata de un Escenario donde la mayor parte del agua que se desvía para el riego se emplea para la evapotranspiración de los cultivos, gracias a la alta eficiencia de riego en parcela, complementada por la reutilización de los retornos de riego.

Las NH_n medias aumentan de una media de 5.200 m³/ha y año en el Escenario E₀ a 5.690 m³/ha y año en el Escenario E₂ (↑9%) debido a una mayor superficie de dobles cosechas y forrajeras. Sin embargo, las NH_B descienden de 8.030 m³/ha y año (E₀) a 6.830 m³/ha y año en E₂ (↓15%). De este modo la modernización del regadío incrementa las necesidades netas de los cultivos para toda la superficie del Sistema de 288 hm³/año a 315 hm³/año (E₂), pero la cantidad de agua que se requiere para regar correctamente desciende de 458 hm³/año (E₀) a 378 hm³/año (E₂).

Debemos indicar que las NH_B se estiman en parcela, de modo que no incluyen las pérdidas en las redes de distribución que con la modernización se verían disminuidas. Esto acentúa aún más las diferencias entre las eficiencias del Escenario actual (E₀) y el de modernización (E₂).

Este ahorro de agua, permite regar con la misma cantidad de agua (R_f+R_v) una mayor superficie, descendiendo así la reutilización de los drenajes de riego del 34% al 12% completando bajo este Escenario el 99% de las NH_n de todo el Sistema de riegos (Tablas III.26 y III.28), incluso en años secos donde en el Escenario actual (E₀) se reducía hasta el 84%.

Con el Escenario E₂, se estiman unas aportaciones medias del río Arba en Tauste de 174 hm³/año, que se incrementa hasta 246 hm³/año en los años húmedos y desciende hasta 52 hm³/año en los años secos, lo que supone un descenso medio de los aportes del 23 %, que puede llegar a alcanzar el 57% en los años secos (Tabla III.28).

Los drenajes anuales procedentes del SRCB_{-Arba} en el Escenario E₂ (Q_{D-SRCB}) se han calculado en 81 hm³/año con valores más altos para los años húmedos de 104 hm³/año y más bajos para los años secos, de 28 hm³/año. Esto supone un descenso de las salidas del SRCB_{-Arba} del 40% con respecto al Escenario E₀, pero si comparamos los años secos, esta diferencia aumenta hasta el 66%. Si se consideran solo el regadío (D_R+D_{Pda}), en este Escenario el drenaje aporta de media 20

hm³/año que se reducen hasta 11 hm³/año en los años secos y aumentan hasta 26 hm³/año en los años húmedos. Son valores muy por debajo de los retornos de riego asociados al Escenario E₀ que se estiman de media en 86 hm³/año (63-104 hm³/año) (Tablas III.26 y III.28). Bajo las condiciones del Escenario E₂ se produce un descenso considerable en los retornos de riego, justificado por una reducción de los drenajes en parcela propio de los riegos presurizados. Así se estima que los drenajes unitarios (D_R /superficie) descienden desde una media de 4.050 m³/ha y año (E₀) hasta 1.170 m³/ha y año (E₂) (Tablas III.26 y III.28).

En cuanto a la distribución mensual de los caudales del río Arba (Q_{MO}) (Figura III.43), se estima que en el Escenario E₂ se produce un descenso medio de los caudales del 18% en la ENR, con mayores descensos en los meses de octubre y noviembre. Esto es debido a que el acuífero recibe menos aportes procedentes de los retornos de riego en julio y agosto y por tanto la descarga es más baja al inicio del año hidrológico. A su vez, en primavera también se produce un descenso medio de los caudales del río del 14%, y en los meses de mayor demanda, de junio a agosto, se observan las mayores diferencias de caudal, con una disminución del 42% (Figura III.43).

Buena parte de estas respuestas, se deben a la distribución anual del volumen de agua servida por el Canal de Bardenas para el riego. En este Escenario de modernización se introducen valores adaptados de las NH_n de los cultivos de riego presurizado, con una menor demanda en la ENR y primavera, y una mayor demanda en los meses de junio a agosto. Esto hace disminuir las salidas del $SRCB_{Arba}$ de marzo a junio que provocan un descenso de los caudales del río Arba, en favor de los meses de estiaje. Así en el Escenario de referencia (E₀) el agua servida por el Sistema en los meses de junio a agosto presenta un valor medio de 71 hm³/mes, y con el Escenario de modernización (E₂) esta cifra se estima que aumentará hasta 88 hm³/mes. Finalmente, en estos meses de estiaje el aumento de la eficiencia en el riego, limita a su vez los drenajes del Sistema reduciendo así el caudal del río Arba (Figura III.43).

Debemos indicar que en el Escenario de modernización no sólo se está mejorando la eficiencia de riego en parcela, sino que también se está suponiendo un cambio en la gestión y regulación del volumen de agua servida. Bajo este Escenario se entiende que los embalses laterales o las balsas de regulación interna van a permitir aportar un volumen de agua mensual de hasta 125 hm³/mes.

En cuanto a la salinidad, se obtiene que de forma generalizada, la modernización de los riegos supone una bajada de las masas de sal exportadas por el río. De media, se calcula una masa de sales en el río Arba tras el proceso de modernización (MS_{MO}) de 212.000 t/año que aumenta hasta 271.500 t/año en los años húmedos y desciende hasta 115.600 t/año en los años secos (Tabla III.28). Esto supone un descenso del 25 % de las sales en el río Arba con respecto al Escenario de

referencia con descensos más acusados en los años secos, donde la masa de sales desciende en un 41%.

Esta respuesta se debe a la importante disminución de la masa de sales de los drenajes y retornos del SRCB_{-Arba}. Bajo las condiciones del Escenario E₂, el SRCB_{-Arba} aporta de media al río Arba (MS_{D-SRCB}) 97.900 t sal/año (Tabla III.28), con una mayor cantidad en los años húmedos, 110.700 t sal/año y menor en los años secos 63.600 t sal/año; lo que supone una reducción media de la masa de sal del 41 % respecto al Escenario de referencia. La masa exportada por superficie de riego (MS_{DR+MSP_{da}}/superficie) también desciende en este Escenario de 5.300 kg/ha y año del Escenario a 3.870 kg/ha y año (↓27% -E₀) (Tablas III.26 y III.28)

Tabla III.28. Principales salidas del balance de agua y sal del Escenario E₂: Modernización de los regadíos.

ESCENARIO E₂ - Modernización de los regadíos (MO)		Caudales
Caudal del río Arba en Tauste	Q _{MO}	174 hm ³ /año
Entradas de agua del canal de Bardenas	Q _{CB-ARBA}	432 hm ³ /año
Necesidades hídricas de los cultivos (en parcela)	NH _n totales	315 hm ³ /año
	NH _n /superficie	5.690 m ³ /ha y año
	NH _B totales	378 hm ³ /año
	NH _B /superficie	6.830 m ³ /ha y año
NH _n cubiertas con el riego		99 %
Eficiencia total del Sistema Ef _{R SRCB}		72 %
Eficiencia de riego	Ef _{Rp} (parcela)	84 %
	Ef _{Rt} (incluye RU y Pda)	85 %
	Reutilización (RU del R _f)	12 %
Drenajes del SRCB _{-Arba}	Q _{D-SRCB}	81 hm ³ /año
	D _{R+D_{Pda}}	20 hm ³ /año
	D _R	19 hm ³ /año
	D _{R+D_{Pda}} /superficie	1.170 m ³ /ha y año
	D _R /superficie	1.090 m ³ /ha y año
ESCENARIO E₂ - Modernización de los regadíos (MO)		Masa de sales
Sales del río Arba en Tauste	MS _{MO}	212.000 T/año
Entradas del canal de Bardenas	MS _{CB-ARBA}	120.200 T/año
Masa de sal drenajes SRCB _{-Arba} tras RU y riego viejas CCRR	MS _{D-SRCB}	97.900 T/año
	MS _{DR+MSP_{da}}	77.100 T/año
	MS _{DR}	73.100 T/año
Promedio de masa de sal exportada por superficie de los drenajes de riego	MS _{DR+MSP_{da}} /superficie	3.870 kg/ha y año
	MS _{DR} /superficie (parcela)	3.300 kg/ha y año
ESCENARIO E₂ - Modernización de los regadíos (MO)		Concentración de sales (SDT)
Salinidad del río Arba en Tauste	ENR SDT _{MO}	2.300 mg/l
	ER SDT _{MO}	2.120 mg/l
Entradas del canal de Bardenas	SDT _{CB}	280 mg/l
Concentración de sales de los drenajes totales del SRCB _{-Arba} , tras RU y riego de las viejas CCRR	ENR SDT _{D-SRCB}	810 mg/l
	ER SDT _{D-SRCB}	3.210 mg/l
ER Promedio de la concentración de sales de todos los drenajes del riego	ER SDT _{DR+Pda}	2.800 mg/l
	ER SDT _{DR}	2.750 mg/l

Las masas de sal del río Arba (MS_{MO}), al igual que ocurre con los caudales, desciende durante la ENR en un 17% respecto al Escenario E_0 , con mayores diferencias en los meses de octubre y noviembre (Figura III.43). En la ER estos los descensos son aún mayores; a partir del mes de marzo se produce un progresivo descenso de la masa de sal en el Arba, hasta el mes de mayo, donde este descenso se mantiene más o menos constante durante toda la estación de riego (Figura III.43). En el Escenario de referencia la masa de sal del Arba en Tauste en los meses de junio a agosto es de 23.000 t/mes, cifra que desciende hasta 14.400 t/mes en el Escenario E_2 ($\downarrow 36\%$).

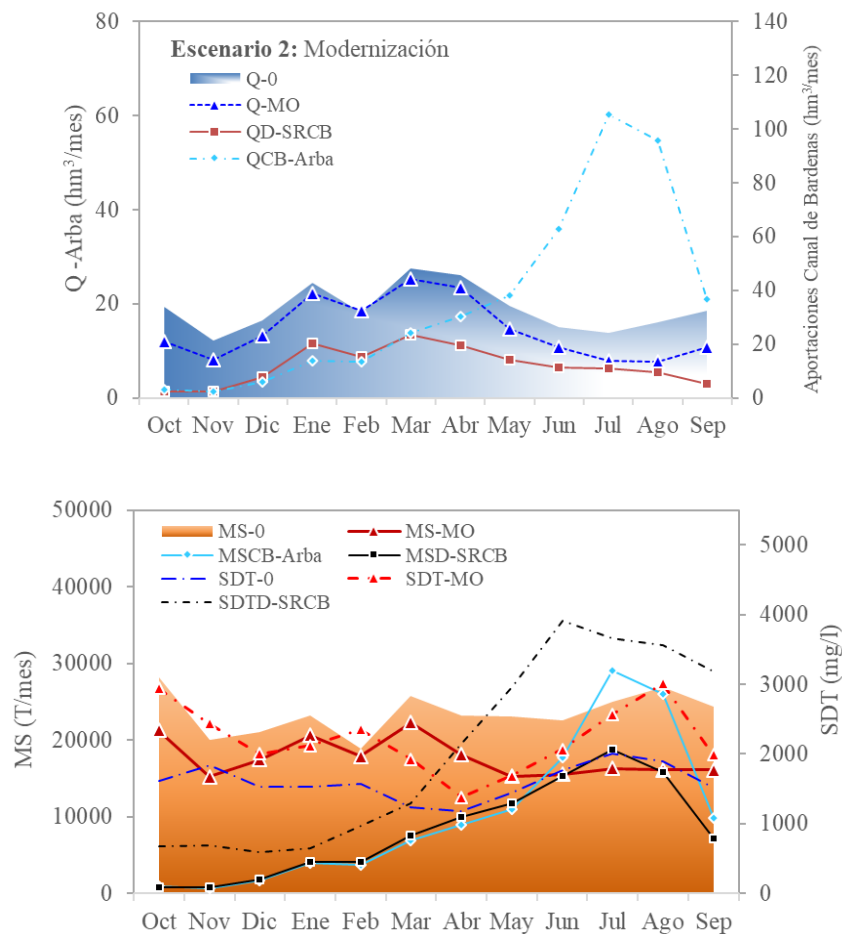


Figura III.43. Escenario E2: Caudales, masas de sal y concentración media mensual de sal del río Arba en Tauste tras la modernización de los riegos. Q_0 : Caudal medio mensual del río Arba en Tauste en el Escenario E_0 ; Q_{MO} : Caudal medio mensual del río Arba en Escenario E_2 ; $Q_{CB-Arba}$ salidas del canal de Bardenas dentro de la cuenca del Arba; Q_{D-SRCB} : sumatorio de drenajes asociados al $SRCB_{Arba}$ en el Escenario E_2 ; MS_0 : masas de sal del río Arba en Tauste en el Escenario E_0 ; MS_{MO} : masa de sal del río Arba en Tauste en el Escenario E_2 ; $MS_{CB-Arba}$: masas de sal de entrada en el $SRCB_{Arba}$ procedentes del canal de Bardenas; MS_{D-SRCB} : sumatorio de masas de sal de los drenajes del $SRCB_{Arba}$ en el Escenario E_2 ; SDT_0 : Concentración media mensual de sales del río Arba en Tauste en el Escenario E_0 ; SDT_{MO} : concentración media mensual de sales del río Arba en Tauste en el Escenario E_2 ; SDT_D : concentración media mensual de sales correspondiente a los drenajes del $SRCB_{Arba}$ en el Escenario E_2 .

Finalmente, la concentración de sales en el río Arba simulada para el Escenario E₂ (SDT_{MO}) tiene un comportamiento muy variable según se trate de años secos o húmedos. De forma generalizada se produce un aumento de los SDT tanto en la ENR como en la ER, del 41% y 29% respectivamente respecto al Escenario E₀ (Figura III.43).

El aumento de la concentración de sales en la ENR se debe a la infiltración en el acuífero de unos retornos de riego más ricos en sales, lo que aumenta la concentración de sus descargas en los meses posteriores a la estación de riego.

En la ENR de los años húmedos, apenas se produce variación de la concentración de sales del río y en la ER, el incremento medio es del 12%. Sin embargo, en los años secos las diferencias de los SDT del río Arba son mucho más altas con respecto al Escenario E₀, alcanzando algunos meses concentraciones medias de cerca de 5.000 mg/l (CE=6,8 dS/m).

En cuanto a la concentración de sales de los drenajes del SRCB_{-Arba}, el promedio de la ENR es similar al Escenario de referencia, con concentraciones medias de 760 mg/l que incrementan hasta 810 mg/l. La falta de riego en este periodo hace descender el caudal y la masa de los drenajes, pero la concentración de sales de los mismos se mantiene similar a la del Escenario de referencia.

Sin embargo, en la ER se produce un incremento medio de la concentración de sales de estos retornos del 55% respecto al Escenario E₀; en el Escenario de referencia se calculan unos SDT en los retornos del Sistema de 2.090 mg/l (ER SDT_{D0}; Tabla III.26), y bajo el Escenario de modernización, este valor aumenta hasta 3.210 mg/l (ER SDT_{D0}; Tabla III.28).

Escenario E₃: Cambio climático

El Escenario E₃ incorpora en el SRCB-Arba alguno de los efectos definidos por el cambio climático (CC), que incluye una reducción de los aportes naturales de agua (Q_{esc} y Q_{cab}), la disminución del volumen de agua servido por el canal ($Q_{CB-Arba}$), un incremento de las necesidades hídricas (NH_n) de los cultivos, y un incremento de la concentración de sales del agua de Yesa.

A partir del Escenario de referencia y aplicando las variables asociadas al CC, se calculan que para comienzo de 2030 el río Arba tendrá unas aportaciones medias anuales de 200 hm³/año que podrán descender hasta 91 hm³/año en los años secos y aumentar hasta 275 hm³/año en los años húmedos (Tabla III.29). Esto supone una reducción estimada del caudal del río del 12%, con máximos en los años secos (25 %), y mínimos en los años húmedos (9%).

En la ER, en los meses de junio a agosto, es donde se concentrará la mayor disminución de caudales con descensos medios de 18-20% ($\downarrow 29\%$ - años secos y $\downarrow 13\%$ - años húmedos) (Figura III.44). Esta reducción se estima que supondrá una pérdida de cerca de 3 hm³/mes.

En la ENR, estos descensos serán algo más bajos, cercanos al 10%, salvo en los años secos donde se estima los caudales del río descenderán en un 31%. Este descenso del caudal afectará sobre todo a los meses de octubre y noviembre donde se estima que las aportaciones mensuales del río Arba descenderán una media de unos 5 hm³/mes ($\downarrow 2 \text{ m}^3/\text{s}$) (Figura III.44).

A partir de las tendencias de temperaturas y precipitaciones de la cuenca (Tabla III.14) se obtiene un incremento de las NH_n de los cultivos de un 4%. Por superficie, este incremento supone un cambio de $5.200 \pm 600 \text{ m}^3/\text{ha}$ y año (NH_n) que demandan los cultivos de media en la actualidad, a $5.400 \pm 650 \text{ m}^3/\text{ha}$ y año aplicando las tendencias de P_p y T (Tabla III.26 y III.29). En términos absolutos, se calcula para la totalidad de riegos de este Sistema unas NH_n de $288 \pm 39 \text{ hm}^3/\text{año}$ del E_0 que con el cambio climático ascenderán hasta $298 \pm 38 \text{ hm}^3/\text{año}$ (Tabla III.26 y III.29).

Dentro de este Escenario, la reutilización se sitúa en porcentajes similares al Escenario de referencia, en torno al 34%. Sin embargo, las NH_n que quedan cubiertas por el volumen de agua servida para el riego desciende hasta el 91%, frente al 95% actual (Tabla III.26 y III.29). En los años especialmente secos, este porcentaje baja aún más, situándose en el 73%, del mismo modo que la RU también desciende hasta situarse en el 23%, limitada ésta por falta de drenajes del Sistema que permitan completar las necesidades brutas de los riegos.

La mejora en la eficiencia de riego que muestra este Escenario ($EfR_p=64\%$), no es una respuesta en la mejora de la gestión del Sistema sino a que, para completar las necesidades hídricas de los cultivos, el balance de agua prioriza los riegos presurizados. En la medida que

desciende la superficie que no se puede regar por falta de agua, la eficiencia definida para los riegos presurizados toma mayor relevancia.

El descenso del volumen de agua servida por el canal y el incremento de la demanda, disminuyen de media el volumen anual de los retornos de riego del Sistema (Q_{D-SRCB}) en un 9% (8-12%). En los meses de la ER con mayor volumen de agua servida (junio-agosto) este descenso se sitúa de media para toda la serie en un 17% (10-21%).

Tabla III.29. Principales salidas del balance de agua y sal del Escenario E₃: Cambio Climático.

ESCENARIO E ₃ – Cambio climático (CC)		Caudales
Caudal del río Arba en Tauste	Q_{CC}	200 hm ³ /año
Entradas de agua del canal de Bardenas	$Q_{CB-ARBA}$	413 hm ³ /año
Necesidades hídricas de los cultivos (en parcela)	NH_n totales	298 hm ³ /año
	NH_n /superficie	5.400 m ³ /ha y año
	NH_B totales	465 hm ³ /año
	NH_B /superficie	8.400 m ³ /ha y año
NH_n cubiertas con el riego		91 %
Eficiencia total del Sistema EfR_{SRCB}		63 %
Eficiencia de riego	EfR_P (parcela)	64 %
	EfR_T (incluye RU y Pda)	72 %
Reutilización (RU del R_f)		34 %
Drenajes del SRCB-Arba	Q_{D-SRCB}	124 hm ³ /año
	$D_{R+D_{Pda}}$	78 hm ³ /año
	D_R	66 hm ³ /año
	$D_{R+D_{Pda}}$ /superficie	3.720 m ³ /ha y año
	D_R /superficie	2.715 m ³ /ha y año
ESCENARIO E ₃ – Cambio climático (CC)		Masa de sales
Sales del río Arba en Tauste	MS_{CC}	274.400 t/año
Entradas del canal de Bardenas	$MS_{CB-ARBA}$	123.900 t/año
Masa de sal drenajes SRCB-Arba tras RU y riego viejas CCRR	MS_{D-SRCB}	167.300 t/año
	$MS_{DR}+MS_{Pda}$	150.800 t/año
	MS_{DR}	131.000 t/año
Promedio de masa de sal exportada por superficie en los drenajes de riego	$MS_{DR}+MS_{Pda}$ /superficie	5.500 kg/ha y año
	MS_{DR} /superficie (parcela)	4.650 kg/ha y año
ESCENARIO E ₃ – Cambio climático (CC)		Concentración de sales (SDT)
Salinidad del río Arba en Tauste	$ENR\ SDT_{CC}$	1.780 mg/l
	$ER\ SDT_{CC}$	2.010 mg/l
Entradas del canal de Bardenas	SDT_{CB}	300 mg/l
Concentración de sales de los drenajes totales del SRCB-Arba, tras RU y riego de las viejas CCRR	$ENR\ SDT_{D-SRCB}$	790 mg/l
	$ER\ SDT_{D-SRCB}$	2.470 mg/l
ER Promedio de la concentración de sales de todos los drenajes del riego	$ER\ SDT_{DR+Pda}$	1.570 mg/l
	$ER\ SDT_{DR}$	1.900 mg/l

La masa de sales en el río Arba en Tauste también disminuye (MS_{CC}), pero en un porcentaje reducido del 3% (274.400 t/año) (Tabla III.29), que puede llegar al 8% en los años secos (181.900 t/año). No se observa ninguna variación mensual importante; en los meses de la estación de riego,

las masas exportadas por el río descenden de media un 2% con algún mes puntual (octubre y noviembre) que puede alcanzar el 8% (Figura III.44).

Sin embargo, la concentración de sales del río Arba bajo el Escenario del CC (SDT_{cc}) aumenta de media anual un 19 %, con incrementos más altos en la ER con una media del 24% ($E_0=1.625$ mg/l y $E_3= 2.010$ mg/l) frente al 15% de la ENR ($E_0=1.550$ mg/l y $E_3= 1.780$ mg/l) (Figura III.42).

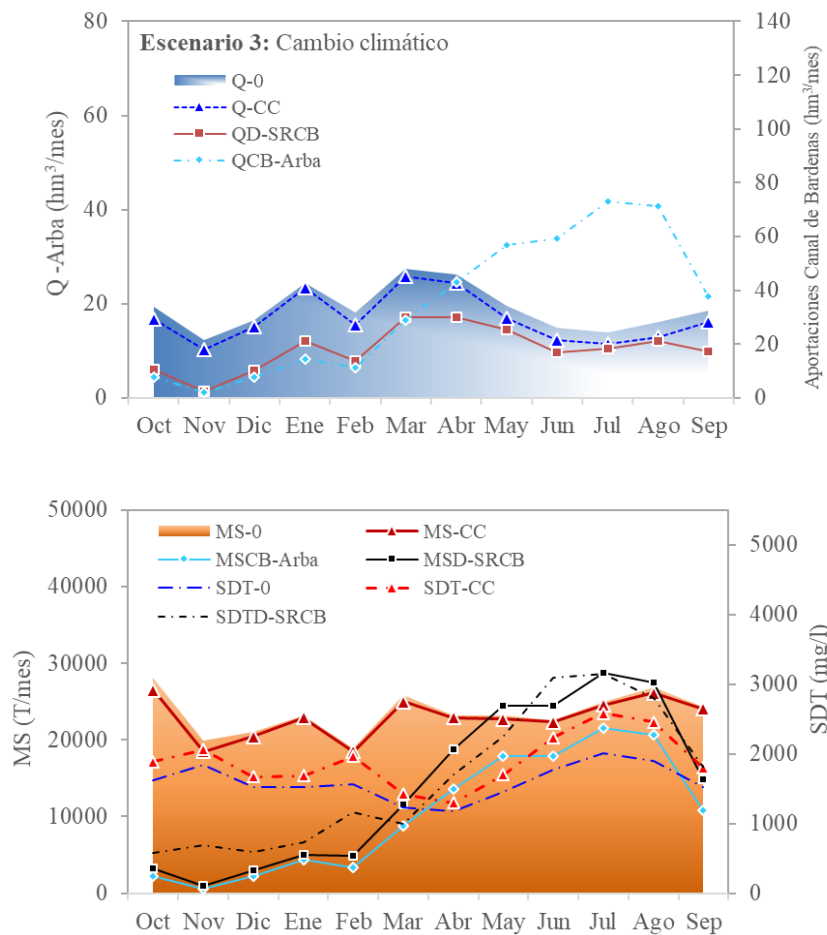


Figura III.44. Escenario E3: Caudales, masas de sal y concentración media mensual de sal del río Arba en Tauste al aplicar las variables definidas por el cambio climático. Q_0 : Caudal medio mensual del río Arba en Tauste en el Escenario E_0 ; Q_{CC} : Caudal medio mensual del río Arba en Escenario E_3 ; $Q_{CB-Arba}$ salidas del canal de Bardenas dentro de la cuenca del Arba incluye las dotaciones a la nueva superficie de riego; Q_{D-SRCB} : sumatorio de drenajes asociados al $SRCB-Arba$ en el Escenario E_3 ; MS_0 : masas de sal del río Arba en Tauste en el Escenario E_0 ; MS_{CC} : masa de sal del río Arba en Tauste en el Escenario E_3 ; $MS_{CB-Arba}$: masas de sal de entrada en el $SRCB-Arba$ procedentes del canal de Bardenas; MS_{D-SRCB} : sumatorio de masas de sal de los drenajes del $SRCB-Arba$ en el Escenario E_3 ; SDT_0 : Concentración media mensual de sales del río Arba en Tauste en el Escenario E_0 ; SDT_{CC} : concentración media mensual de sales del río Arba en Tauste en el Escenario E_3 ; SDT_D : concentración media mensual de sales correspondiente a los drenajes del $SRCB-Arba$ en el Escenario E_3 .

Parte de este aumento es consecuencia del incremento de salinidad del agua servida por el canal de Bardenas (SDT_{CB}). La aplicación de las tendencias obtenidas del análisis de Mann-Kendall para todos aquellos meses con valores de pendiente significativa ($P = 0.95$) (Tabla III.16), calcula una concentración de sales del agua de riego para el 2033 de 300 mg/l (280 - 330 mg/l) (Tabla III.29) Actualmente para el Escenario de referencia la concentración media del agua del canal de Bardenas es de 280 mg/l (260 - 310 mg/l) (Tabla III.26). Este incremento de salinidad en el agua servida por el canal, contrarrestado por la bajada del volumen de agua servida supone un incremento de la masa de entrada al Sistema procedente de este canal del 2,5%.

Finalmente, la salinidad de los drenajes asociados al $SRCB_{Arba}$ (SDT_{D-SRCB}) bajo el Escenario E_3 se incrementa de media en un 14% (5-28%). Esta variación no es tan acusada para la ENR ($\uparrow 4\%$) donde la concentración de sales se mantiene en 790 mg/l, cercana a los 760 mg/l del Escenario de referencia (Tabla III.26 y Tabla.29). Sin embargo, en la ER en los meses de junio-agosto los retornos del Sistema muestra concentraciones de sal elevadas ($\uparrow 21\%$). Mención aparte están los años secos, donde en los meses de junio, julio y agostos se simulan de media concentraciones de sal que superan los 4.000 mg/l de SDT ($CE=5,5$ dS/m).

Escenario E₄: Modernización y ampliación de la superficie de riego

El Escenario E₄ plantea la modernización total del SRCB_{-Arba} definida en el Escenario E₂ y la ampliación de la superficie de riego definida en el Escenario E₁.

La mayor parte de las respuestas de este Escenario vienen marcadas por la modernización de los regadíos de modo que en el Escenario E₄, los resultados van a ser similares a los del Escenario E₂.

Bajo este Escenario la eficiencia de riego en parcela (EfR_p) se sitúa en el 84%, similar a la eficiencia total de los riegos (EfR_T), mientras que la eficiencia total del sistema, volumen de agua servida por el canal frente al consumo de los cultivos y el consumo urbano e industrial (EfR_{SRCB}), es del 74% (Tabla III.30). La reutilización se simula en el 12%, igual al valor obtenido en el Escenario E₂, pero bastante más bajo que la del Escenario E₀, que se sitúa en el 34%. De esta manera, incrementando la eficiencia de riego se permite al igual que en el Escenario E₂ cubrir el casi la totalidad (98%) de las NH_n de los cultivos, incluso en los años secos.

De nuevo las NH_n aumentan con respecto al E₀ (↑10%), (NH_n-E₀= 5.200 m³/ha y año NH_n-E₄=5.700 m³/ha y año) y las NH_B disminuyen (↓15%), (NH_B-E₀= 8.030 m³/ha y año NH_B-E₄=6.840 m³/ha y año). Se estiman para este Escenario unas NH_n medias totales de 370 hm³/año y unas NH_B de 444 hm³/año, que son menores que los obtenidos en el Escenario de referencia (E₀-NH_B=458 hm³/año), a pesar de que el Escenario E₄ incluye una superficie de regadío mayor, con 10.000 ha más de riego (Tabla III.26 y Tabla III.30).

Bajo el Escenario E₄ se estiman unas aportaciones medias anuales del río Arba (Q_{MO+AM}) de 171 hm³/año (↓25% E₀), que aumentan en los años húmedos a 245 hm³/año (↓19% E₀) y en los años secos desciende a 51 hm³/año (↓58% E₀). Esta caída de las aportaciones supone un descenso generalizado en todos los meses del año, pero con una mayor incidencia en los meses de otoño (↓35%) y en los meses de mayor demanda de agua, de junio a agosto (↓42%) (Figura III.45). El aumento de la eficiencia de riego con los riegos presurizados disminuye los retornos de riego y condiciona a su vez, las descargas de los acuíferos en los meses posteriores a la campaña de riego.

Para suplir las necesidades de estas nuevas zonas de riego, es necesario incrementar el volumen medio de agua servida por el canal (Q_{CB-Arba}), de 432 hm³/año en E₀ a 489 hm³/año de E₄, así como definir una nueva distribución mensual del R_f adaptado a las NH_n/mes marcada por los patrones de cultivo característicos de los riegos presurizados. Así este Escenario de modernización y ampliación del riego, implica un volumen máximo mensual de agua servida por el Sistema de cerca de 140 hm³/mes, cuando el máximo actual registrado en el Escenario de referencia en la cuenca del Arba se encuentra en torno a los 90 hm³/mes (esta cifra no incluye los embalses de regulación de la cuenca). Bajo esta premisa se está definiendo un modelo en el que

se permite incrementar las salidas de agua de Yesa para suplir las necesidades de los nuevos riegos e incrementarlas en un 35% en los meses de verano.

Tabla III.30. Principales salidas del balance de agua y sal del Escenario E₄: Modernización y ampliación de la superficie de riego.

ESCENARIO E ₄ – Modernización y ampliación de la superficie de riego (MO+AM)		Caudales
Caudal del río Arba en Tauste	Q_{MO+AM}	171 hm ³ /año
Entradas de agua del canal de Bardenas	$Q_{CB-ARBA}$	489 hm ³ /año
Necesidades hídricas de los cultivos (en parcela)	NH_n totales	370 hm ³ /año
	NH_n /superficie	5.700 m ³ /ha y año
	NH_B totales	444 hm ³ /año
	NH_B /superficie	6.840 m ³ /ha y año
NH_n cubiertas con el riego		98 %
Eficiencia total del Sistema EfR_{SRCB}		74 %
Eficiencia de riego	EfR_P (parcela)	84 %
	EfR_T (incluye RU y Pda)	85 %
Reutilización (RU del R_f)		12 %
Drenajes del SRCB-Arba	Q_{D-SRCB}	82 hm ³ /año
	$D_{R+D_{Pda}}$	22 hm ³ /año
	D_R	21 hm ³ /año
	$D_{R+D_{Pda}}$ /superficie	1.150 m ³ /ha y año
	D_R /superficie	990 m ³ /ha y año
ESCENARIO E ₄ – Modernización y ampliación de la superficie de riego (MO+AM)		Masa de sales
Sales del río Arba en Tauste	MS_{MO+AM}	221.200 t/año
Entradas del canal de Bardenas	$MS_{CB-ARBA}$	135.900 t/año
Masa de sal drenajes SRCB-Arba tras RU y riego viejas CCRR	MS_{D-SRCB}	107.200 t/año
	$MS_{DR}+MS_{Pda}$	85.800 t/año
	MS_{DR}	81.600 t/año
Promedio de masa de sal exportada por superficie en los drenajes de riego	$MS_{DR}+MS_{Pda}$ /superficie	4.000 kg/ha y año
	MS_{DR} /superficie (parcela)	3.500 kg/ha y año
ESCENARIO E ₄ – Modernización y ampliación de la superficie de riego (MO+AM)		Concentración de sales (SDT)
Salinidad del río Arba en Tauste	$ENR\ SDT_{MO+AM}$	2.340 mg/l
	$ER\ SDT_{MO+AM}$	2.230 mg/l
Entradas del canal de Bardenas	SDT_{CB}	280 mg/l
Concentración de sal de los drenajes totales del SRCB-Arba, tras RU y riego de las viejas CCRR	$ENR\ SDT_{D-SRCB}$	890 mg/l
	$ER\ SDT_{D-SRCB}$	3.300 mg/l
ER Promedio de la concentración de sales de todos los drenajes del riego	$ER\ SDT_{DR+Pda}$	2.840 mg/l
	$ER\ SDT_{DR}$	2.800 mg/l

La incorporación de nuevas superficies de riego, unido a un aumento del lavado de litologías tipo N₂ moviliza una mayor cantidad de sales que los que muestra el Escenario de modernización (E₂). Sin embargo, el aumento de la eficiencia de riego general de todo el Sistema, lo que incluye nuevos regadíos presurizados, disminuye de forma generalizada el volumen total de sales en los drenajes del SRCB-Arba con respecto al Escenario de referencia. Si bien la masa de sales de los drenajes del SRCB-Arba (MS_{D-SRCB}) son de media 166.500 t/año (Tabla III.26.), con la

presurización de los riegos esta cifra desciende hasta 97.900 t/año (E_0 -↓41) (Tabla III.28.) y con la incorporación de los nuevos regadíos aumenta hasta 107.200 t/año (E_0 -↓36%) (Tabla III.30). En E_0 la masa unitaria de sales exportada por parcela para todos los sistemas y litologías ($MS_{DR}/superficie$), es de 4.500 kg/ha y año (Tabla III.26.), la modernización (E_2) permite descender esta cifra hasta 3.300 kg/ha y año (Tabla III.28.) y con la incorporación de los nuevos riegos (E_4) esta cifra se eleva hasta 3.500 kg/ha (Tabla III.30.).

Esta disminución de la masa de sales exportada por los drenajes de Sistema disminuye a su vez la masa de sales en el río Arba en Tauste (Figura III.45). En este Escenario se calcula de media para toda la serie una masa de sales del río de 221.200 t/año (E_0 -↓22%) (Tabla III.30), con valores para los años húmedos de 281.700 t/año (E_0 -↓20%) y de 123.700 t/año (E_0 -↓37%) para los años secos. Con respecto al Escenario de modernización (E_2) en este Escenario se incrementa de media la masa de sal exportada por el río Arba de entre un 4% y un 7%.

Al igual que ocurre con los caudales, esta disminución de sales se concentra en la ER, en los meses de mayor demanda de agua (↓31%) y en la ENR, en los meses de otoño (↓22%) (Figura III.45).

Al igual que ocurre en el Escenario de modernización, bajo este Escenario E_4 se moviliza una menor cantidad de sales, pero se obtienen unos drenajes con valores más elevados de SDT_{D-SRCB} que los obtenidos en el Escenario de referencia. De forma promediada para todos los riegos del $SRCB_{-Arba}$, se obtiene una concentración de sales de los drenajes de riego (SDT_{DR+Pda}) de 1.380 mg/l en el E_0 , que con la modernización del regadío y la ampliación de la superficie de riego en el Escenario E_4 aumenta hasta alcanzar valores medios de 2.880 mg/l.

Este incremento en la salinidad de los retornos de riego también se observa en la salinidad del río (SDT_{MO+AM}), con valores medios para la ENR de 2.340 mg/l (↑51% respecto a E_0) y en la ER de 2.230 mg/l (↑36%). Cabe destacar que los meses donde se observan mayores cambios son en octubre, febrero-marzo y julio-agosto, siendo estos últimos donde se concentran los mayores incrementos (Figura III.45).

Sin embargo, comparando con el Escenario de modernización (E_2), se observa que tanto el promedio de los SDT de los drenajes, como los SDT del río Arba aumentan, pero de forma más limitada. Dado que la totalidad de ambos escenarios se riegan de forma presurizada, la diferencia entre ambos está muy vinculada a la salinidad de los suelos.

Finalmente cabe destacar que, si bien la concentración de sales aumenta en la mayor parte de los años y meses con respecto al E_0 , son de nuevo los años secos donde se alcanzan valores

máximos de concentración de sales en el Arba con un promedio para estos años de 3.820 mg/l y valores medios para julio y agosto de 4.300 mg/l (5,86 dS/m).

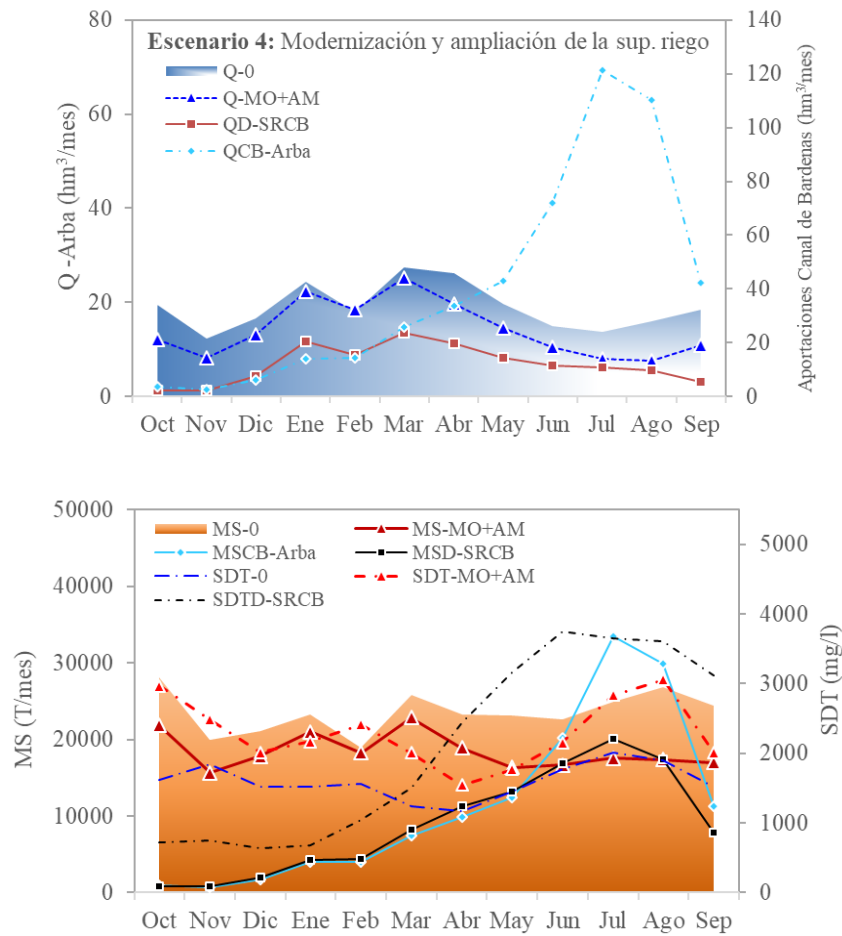


Figura III.45. Escenario E4: Caudales, masas de sal y concentración media mensual de sal del río Arba en Tauste tras la modernización y ampliación de la superficie de riego. Q_0 : Caudal medio mensual del río Arba en Tauste en el Escenario E₀; Q_{MO+AM} : Caudal medio mensual del río Arba en Escenario E₄; $Q_{CB-Arba}$ salidas del canal de Bardenas dentro de la cuenca del Arba, incluye las dotaciones a la nueva superficie de riego; Q_{D-SRCB} : sumatorio de drenajes asociados al $SRCB_{-Arba}$ en el Escenario E₄; MS_0 : masas de sal del río Arba en Tauste en el Escenario E₀; MS_{MO+AM} : masa de sal del río Arba en Tauste en el Escenario E₄; $MS_{CB-Arba}$: masas de sal de entrada en el $SRCB_{-Arba}$ procedentes del canal de Bardenas; MS_{D-SRCB} : sumatorio de masas de sal de los drenajes del $SRCB_{-Arba}$ en el Escenario E₄; SDT_0 : Concentración media mensual de sales del río Arba en Tauste en el Escenario E₀; SDT_{MO+AM} : concentración media mensual de sales del río Arba en Tauste en el Escenario E₄; SDT_D : concentración media mensual de sales correspondiente a los drenajes del $SRCB_{-Arba}$ en el Escenario E₄.

Escenario E₅: Ampliación de la superficie de riego y cambio climático

Este Escenario incluye la ampliación de la superficie de riego definida en el Escenario E₁ y un cambio en las variables de entradas debido al cambio climático, definido en el Escenario E₃.

En este Escenario el descenso de caudales de salida que supone el cambio climático se ve compensado con el aumento de volumen de agua servida al ampliar la superficie de riego. De este modo los aportes del río Arba tan solo se ven disminuidos frente al Escenario de referencia en un 3 %, frente al 12% estimado para el Escenario E₃ de CC. Así se obtiene para este Escenario unas aportaciones anuales medias del río Arba (Q_{AM+CC}) de 219 hm³/año (Tabla III.31), que pueden llegar a aumentar hasta los 294 hm³/año de media en los años húmedos y disminuir hasta 103 hm³/año en los años secos. Por lo general se trata de un Escenario, donde las aportaciones anuales son o bien similares o disminuyen con respecto al Escenario actual.

Como ocurre con el Escenario E₁, al introducir una mayor superficie de riego presurizado la eficiencia media de riego en parcela es algo mayor que la del E₀. Por otro lado, la aplicación de las variables debidas al CC al Escenario de ampliación de superficie (E₁) aumenta ligeramente la RU con respecto a este Escenario (Tablas III.27 y III.31), lo que a su vez conlleva un ligero aumento de la eficiencia total de los riegos del Sistema (EfR_T).

Si bien en el Escenario E₀ se cubre más del 95% de las NH_n de los cultivos, con la ampliación de la superficie de riego (E₁) esta cifra desciende hasta el 90% y en este Escenario baja hasta el 86%. Esta cifra es todavía más acusada en los años especialmente secos con valores del 74%. Nos encontramos ante un escenario en el que aumenta la demanda por ampliación de la superficie de riego (NH_B), pero desciende el volumen de agua servida debido al CC ($R_f + R_v$).

Las NH_B medias totales del Sistema incrementan de 458 hm³/año del Escenario de referencia (E₀) a 515 hm³/año con la ampliación del regadío (E₁), y a 527 hm³/año al introducir adicionalmente el cambio climático (E₅) (Tablas III.26, III 27 y III.31). Es en este Escenario en el que se alcanzan las mayores NH_B de todos los analizados. Esto supone que, bajo este Escenario para suplir correctamente las NH de los cultivos, el canal de Bardenas debe ampliar de media un 15% el volumen de agua servida al $SRCB_{Arba}$.

Si bien la dotación aplicada a las nuevas superficies de riego estima un incremento de los drenajes del Sistema y a su vez el caudal del río Arba en la ENR y parte de la ER, el cambio climático produce una reducción de los mismos, de modo que en este Escenario solo se puede observar un incremento de caudal en los meses de primavera respecto al Escenario de referencia (E₀-↑8%) (Figura III.46).

Por otro lado, de junio a agosto, al igual que ocurre con el Escenario E₁, el caudal del río Arba desciende al descender los retornos de riego, pero en este Escenario E₅, con valores más acusados que en E₁ (E₀- ↓20%) (Figura III.46). Esta circunstancia obliga a incrementar la RU, limitada por los drenajes del Sistema.

Tabla III.31. Principales salidas del balance de agua y sal del Escenario E₅: Ampliación de la superficie de riego y cambio climático.

ESCENARIO E ₅ – Ampliación de la superficie de riego y cambio climático (AM+CC)		Caudales
Caudal del río Arba en Tauste	Q _{AM+CC}	219 hm ³ /año
Entradas de agua del canal de Bardenas	Q _{CB-ARBA}	467 hm ³ /año
Necesidades hídricas de los cultivos (en parcela)	NH _n totales	351 hm ³ /año
	NH _n /superficie	5.460 m ³ /ha y año
	NH _B totales	527 hm ³ /año
	NH _B /superficie	8.180 m ³ /ha y año
NH _n cubiertas con el riego		86 %
Eficiencia total del Sistema EfR _{SRCB}		63 %
Eficiencia de riego	EfR _P (parcela)	66 %
	EfR _T (incluye RU y Pda)	72 %
Reutilización (RU del R _f)		28 %
Drenajes del SRCB-Arba	Q _{D-SRCB}	139 hm ³ /año
	D _{R+D_{Pda}}	90 hm ³ /año
	D _R	77 hm ³ /año
	D _{R+D_{Pda}} /superficie	3.360 m ³ /ha y año
	D _R /superficie	2.420 m ³ /ha y año
ESCENARIO E ₅ – Ampliación de la superficie de riego y cambio climático (AM+CC)		Masa de sales
Sales del río Arba en Tauste	MS _{AM+CC}	308.700 T/año
Entradas del canal de Bardenas	MS _{CB-ARBA}	140.400 T/año
Masa de sal drenajes SRCB-Arba tras RU y riego viejas CCRR	MS _{D-SRCB}	200.600 T/año
	MS _{DR+MS_{Pda}}	182.400 T/año
	MS _{DR}	159.200 T/año
Promedio de masa de sal exportada por superficie en los drenajes de riego	MS _{DR+MS_{Pda}} /superficie	6.050 kg/ha y año
	MS _{DR} /superficie (parcela)	5.580 kg/ha y año
ESCENARIO E ₅ – Ampliación de la superficie de riego y cambio climático (AM+CC)		Concentración de sales (SDT)
Salinidad del río Arba en Tauste	ENR SDT _{AM+CC}	1.740 mg/l
	ER SDT _{AM+CC}	2.120 mg/l
Entradas del canal de Bardenas	SDT _{CB}	300 mg/l
Concentración de sales de los drenajes totales del SRCB-Arba, tras RU y riego de las viejas CCRR	ENR SDT _{D-SRCB}	890 mg/l
	ER SDT _{D-SRCB}	2.900 mg/l
ER Promedio de la concentración de sales de todos los drenajes del riego	ER SDT _{DR+Pda}	1.810 mg/l
	ER SDT _{DR}	2.220 mg/l

Por otro lado, la incorporación de nuevos riegos en áreas de la cuenca con litologías N₁ y N₂ producen un aumento de la masa de sal exportada por el río Arba, tal y como ocurre con el Escenario E₁. En este Escenario se obtiene una media de masa de sale exportada por el río Arba

(MS_{AM+CC}) de 308.700 t/año ($E_0 \uparrow 9\%$) que ascienden a 389.800 t/año ($E_0 \uparrow 10\%$) en años húmedos y desciende hasta 210.400 t/año ($E_0 \uparrow 7\%$) en los años secos.

Con respecto al Escenario de referencia se produce un aumento de la entrada de sales en el Sistema por incremento del volumen de agua servida por el canal para cubrir los nuevos regadíos y un aumento de la salinidad de Yesa debido al CC ($\uparrow 16\%$ - E_0), a lo que hay que añadir un incremento del lavado de sales al incorporar riegos sobre suelos de litologías más salinas. De este modo aumenta el aporte de sales de los drenajes del $SRCB_{Arba}$ ($\uparrow 20\%$ - E_0) y en consecuencia la masa de sales en el río Arba en Tauste.

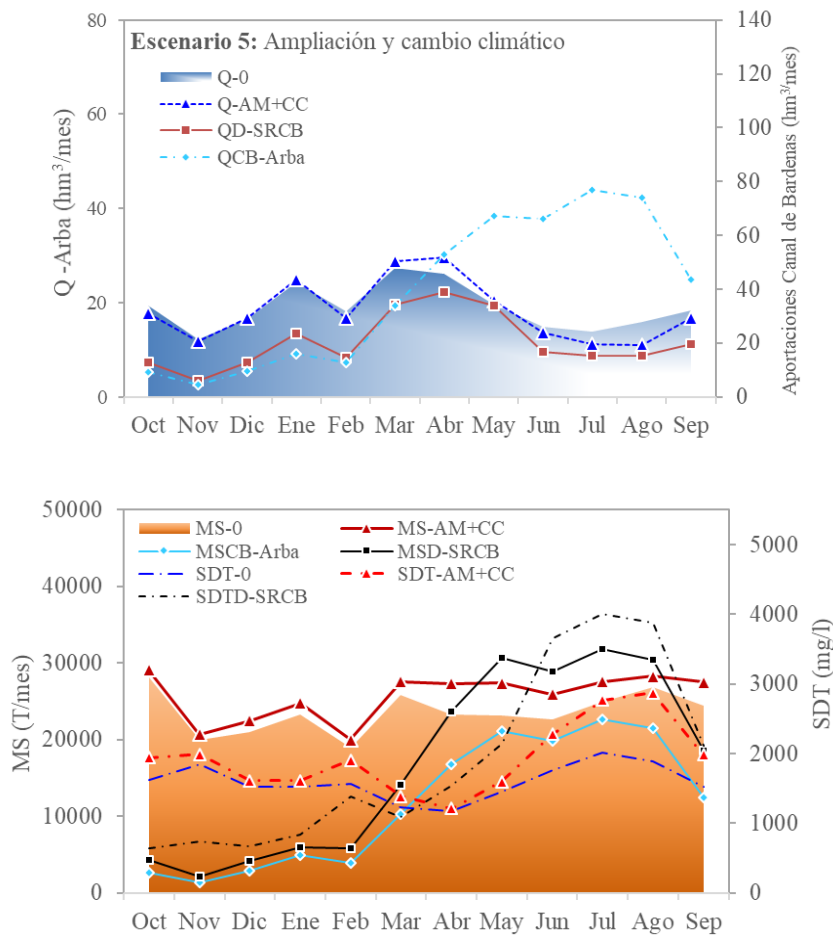


Figura III.46. Escenario E5: Caudales, masas de sal y concentración media mensual de sal del río Arba en Tauste tras la ampliación de la superficie de riego y cambio climático. Q_0 : Caudal medio mensual del río Arba en Tauste en el Escenario E_0 ; Q_{AM+CC} : Caudal medio mensual del río Arba en Escenario E_5 ; $Q_{CB-Arba}$ salidas del canal de Bardenas dentro de la cuenca del Arba incluye las dotaciones a la nueva superficie de riego; Q_{D-SRCB} : sumatorio de drenajes asociados al $SRCB_{Arba}$ en el Escenario E_5 ; MS_0 : masas de sal del río Arba en Tauste en el Escenario E_0 ; MS_{AM+CC} : masa de sal del río Arba en Tauste en el Escenario E_5 ; $MS_{CB-Arba}$: masas de sal de entrada en el $SRCB_{Arba}$ procedentes del canal de Bardenas; MS_{D-SRCB} : sumatorio de masas de sal de los drenajes del $SRCB_{Arba}$ en el Escenario E_5 ; SDT_0 : Concentración media mensual de sales del río Arba en Tauste en el Escenario E_0 ; SDT_{AM+CC} : concentración media mensual de sales del río Arba en Tauste en el Escenario E_5 ; SDT_D : concentración media mensual de sales correspondiente a los drenajes del $SRCB_{Arba}$ en el Escenario E_5 .

Este incremento de la masa de sales del río Arba se produce a lo largo de todo el año, pero de forma más acusada en los meses de primavera (E_0 - ↑18%) (Figura III.46), donde se produce además un aumento de caudal.

Sin embargo, los mayores cambios que aporta el Escenario E_5 se encuentra en la concentración de sales, de la ER. Se obtiene unos SDT medios del río Arba en la ENR (SDT_{MO+CC}) de 1.740 mg/l (E_0 -↑12%), y en la ER de 2.120 mg/l (E_0 -↑29%) (Tabla III.31). Por meses, son julio y agosto donde este incremento es más acusado con una media de SDT_{AM+CC} de 2.800 mg/l (Figura 46), frente a los valores de 1.980 mg/l en el Escenario de referencia (↑44%).

A su vez, la ampliación de la superficie de riego aumenta la concentración de sales de los retornos de riego (ER SDT_{DR+Pda}) de 1.380 mg/l actuales a 1.665 mg/l del Escenario E_1 , y al aplicar las variables debidas al CC esta cifra aumenta hasta 1.810 mg/l (E_0 -↑31%).

Escenario E₆: Modernización y cambio climático

Este Escenario incluye la modernización de todos los regadíos que conforman el SRCB_{-Arba} definidos en el Escenario E₂ e introduce todas las variables asociadas al cambio climático definidas en el Escenario E₃.

Para las condiciones de este Escenario se estiman unas aportaciones medias anuales del río Arba en Tauste (Q_{MO+CC}) de 153 hm³/año (Tabla III.32) que oscilan entre 221 hm³/año de promedio en los años húmedos a 38 hm³/año en los años secos. Frente al E₀, con un promedio de 227 hm³/año, estos valores suponen una reducción del caudal del río Arba del 33%, que puede alcanzar el 69% en los años secos.

Bajo este Escenario de cambio climático y modernización (E₆) se produce un aumento de las NH_n de los cultivos que pasan de 5.200 m³/ha y año del E₀ a 5.750 m³/ha y año en el Escenario E₆ (↑11% respecto a E₀). Buena parte de este incremento se debe más que al CC, al cambio en los patrones de cultivo que introduce la modernización (E₂ NH_n=5.690 m³/ha y año) (Tabla III.28).

Sin embargo, el volumen total de agua que es necesario aplicar en parcela (NH_B), disminuye debido a la mejora en la eficiencia de riego que introduce la modernización, a pesar de que el CC imponga una mayor demanda de agua. Así en el Escenario de referencia el volumen de agua que requieren los cultivos (NH_B) es de media 458 hm³/año, y gracias a la modernización esta cifra desciende en el Escenario E₆ hasta 383 hm³/año (↓17% respecto a E₀), una reducción algo menor que la que supone el E₂ (NH_B=378 hm³/año) en el que no se contempla el CC (Tablas III.26, III.28, III.32).

La disminución del volumen de agua servida por el canal y el incremento de las NH_n de los cultivos que supone el CC, obliga a incrementar la RU con respecto al E₂ estimándose un valor medio anual de RU del 13% (Tabla III.32), cifra que queda aún muy por debajo del valor de 34% obtenido en el Escenario de referencia (E₀) (Tabla III.26).

Al aumentar la RU, el volumen de agua de los drenajes disminuye con respecto a las entradas del canal y la eficiencia de los riegos (EfR_T) pasa de 85% que se obtiene en el Escenario de modernización (E₂) al 87% en E₆. Se trata de la eficiencia más alta obtenida de entre todos los escenarios contemplados. A partir del agua de riego (R_f+R_v) completado con un incremento de la RU es posible cubrir el 97% de las NH_n definidas en este Escenario (Tabla III.32).

Este aumento de la eficiencia en el manejo del riego como el incremento de la RU, disminuye los drenajes totales del Sistema (Q_{D-SRCB}) que se calculan de media en 70 hm³/año (↓48%-E₀). Es un valor aún más bajo que el que muestra el Escenario de modernización (E₂) con un promedio anual de 82 hm³/año (Tabla III.28).

Tabla III.32. Principales salidas del balance de agua y sal del Escenario E₆: Modernización y cambio climático.

ESCENARIO E ₆ – Modernización y cambio climático (MO+CC)		Caudales
Caudal del río Arba en Tauste	Q_{MO+CC}	153 hm ³ /año
Entradas de agua del canal de Bardenas	$Q_{CB-ARBA}$	413 hm ³ /año
Necesidades hídricas de los cultivos (en parcela)	NH_n totales	319 hm ³ /año
	NH_n /superficie	5.750 m ³ /ha y año
	NH_B totales	383 hm ³ /año
	NH_B /superficie	6.900 m ³ /ha y año
NH_n cubiertas con el riego		97 %
Eficiencia total del Sistema EfR_{SRCB}		74 %
Eficiencia de riego	EfR_P (parcela)	84 %
	EfR_T (incluye RU y Pda)	87 %
Reutilización (RU del R_f)		13 %
Drenajes del $SRCB_{-Arba}$	Q_{D-SRCB}	70 hm ³ /año
	$D_{R+D_{Pda}}$	14 hm ³ /año
	D_R	13 hm ³ /año
	$D_{R+D_{Pda}}$ /superficie	1.130 m ³ /ha y año
	D_R /superficie	970 m ³ /ha y año
ESCENARIO E ₆ – Modernización y cambio climático (MO+CC)		Masa de sales
Sales del río Arba en Tauste	MS_{MO+CC}	193.900 t/año
Entradas del canal de Bardenas	$MS_{CB-ARBA}$	123.100 t/año
Masa de sal drenajes $SRCB_{-Arba}$ tras RU y riego viejas CCRR	MS_{D-SRCB}	84.700 t/año
	$MS_{DR}+MS_{Pda}$	64.700 t/año
	MS_{DR}	61.800 t/año
Promedio de masa de sal exportada por superficie en los drenajes de riego	$MS_{DR}+MS_{Pda}$ /superficie	3.850 kg/ha y año
	MS_{DR} /superficie (parcela)	3.350 kg/ha y año
ESCENARIO E ₆ – Modernización y cambio climático (MO+CC)		Concentración de sales (SDT)
Salinidad del río Arba en Tauste	$ENR\ SDT_{MO+CC}$	2.395 mg/l
	$ER\ SDT_{MO+CC}$	2.505 mg/l
Entradas del canal de Bardenas	SDT_{CB}	300 mg/l
Concentración de sales de los drenajes totales del $SRCB_{-Arba}$, tras RU y riego de las viejas CCRR	$ENR\ SDT_{D-SRCB}$	850 mg/l
	$ER\ SDT_{D-SRCB}$	4.000 mg/l
ER Promedio de la concentración de sales de todos los drenajes del riego	$ER\ SDT_{DR+Pda}$	2.970 mg/l
	$ER\ SDT_{DR}$	2.900 mg/l

En la ENR el descenso de las aportaciones naturales debido al CC, unido a un descenso de los drenajes del $SRCB_{-Arba}$, hacen que los caudales mensuales del río Arba bajen en el Escenario E₆ con respecto al Escenario de referencia ($\downarrow 21\%$ -E₀) (Figura III.47). En primavera, donde se producen las mayores descargas del Sistema, al desplazar parte de estas salidas a los meses de verano debido a los cambios en los patrones de cultivos que introduce la modernización, se producen importantes descensos en los caudales del río Arba, ($\downarrow 21\%$ -E₀). Sin embargo, son los meses de mayor demanda, de junio a agosto, donde se observan los mayores cambios con un descenso generalizado del 60% con respecto al E₀. El promedio de aportes mensuales en el Escenario de referencia para los meses de mayor demanda es de 16 hm³/mes, la modernización (E₂) supone un descenso hasta 9 hm³/mes de media en toda la serie y bajo este Escenario, esta

cifra descendiendo hasta 6 hm³/mes (Figura III.47), con valores mínimos en años secos de 3,0 hm³/mes (1 m³/s). Se trata del Escenario, junto con el Escenario E₇, donde se alcanzan los valores más bajos en los caudales de verano, además de ser el único junto con el Escenario E₇, que presentan meses en años especialmente secos, donde se obtienen caudales medios mensuales nulos.

La masa de sal que el río Arba exporta en este Escenario (MS_{MO+CC}), se reduce de media en un 31% con respecto al Escenario de referencia (E₀), un porcentaje algo mayor que el obtenido en el Escenario de modernización (E₂↓25%-E₀). La masa media de sal estimada en el Arba en Tauste es de 193.900 t/año, cifra que varía entre 254.000 t/año de media para los años húmedos y 105.100 t/año para los años secos. Al igual que ocurre con los caudales, es en este Escenario donde se estima la menor cantidad de sales en el río Arba tanto anual como mensualmente.

Si bien se observa una disminución generalizada en todos los meses de año, es en los meses de estiaje cuando la reducción de la masa de sal es más acusada, con un descenso medio del 46% y un promedio de 13.400 t/mes frente a las 24.800 t/mes en E₀ (Figura III.47), y algo menores que las obtenidas en el Escenario de modernización (E₂), con un promedio de 16.000 t/mes (Figura III.43)

Si bien, los caudales disminuyen y las masas de sal también, la concentración de sales aumenta. El promedio de SDT_{MO+CC} en la ENR se sitúa en 2.395 mg/l, (E₀-↑54%) y en la ER en 2.505 mg/l (E₀-↑54%) (Tabla III.32), con valores máximos en los meses de julio y agosto donde se alcanzan un promedio para estos meses de 3500 mg/l (Figura III.47). Aunque los aumentos más llamativos corresponden de nuevo a los años secos, años en los que se muestra un río de muy bajo caudal y elevada concentración de sales, con valores medios mensuales de SDT que pueden superar los 5.500 mg/l (CE=7,5 dS/m).

Son varios los factores que inciden en este aumento. Bajo el Escenario E₆, nos encontramos con unos retornos de riego con mayores concentraciones de sal. Si el promedio de los drenajes de los riegos del E₀ (ER -SDT_{DR+Pda}) mostraban unos SDT de 1.380 mg/l, la modernización de los regadíos (E₂) incrementa esta cifra hasta 2.800 mg/l y el aumento de la salinidad en el agua de riego y otros factores definidos dentro de las variables del CC, la elevan hasta 2.970 mg/l. Hay que añadir que la disminución de las salidas del canal para el riego debido al CC incrementa la RU, factor también importante en la determinación de la concentración de sales de los drenajes del Sistema. De este modo la concentración de sales de los drenajes totales del Sistema en la ER (SDT_{SRCB}) se estima que aumenten de 3.220 mg/l en E₂ a 4.000 mg/l en E₆ favorecido por el aumento de la RU y la disminución de la calidad del agua de riego.

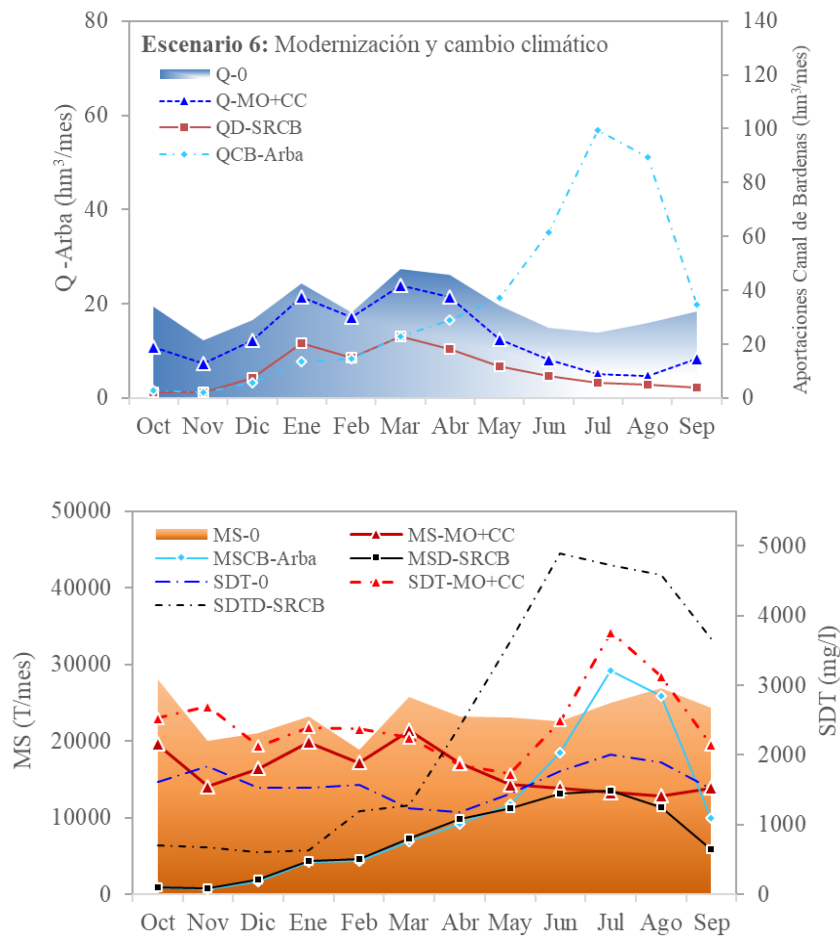


Figura III.47. Escenario E₆: Caudales, masas de sal y concentración media mensual de sal del río Arba en Tauste tras la modernización del riego y el cambio climático. Q₀: Caudal medio mensual del río Arba en Tauste en el Escenario E₀; Q_{MO+CC}: Caudal medio mensual del río Arba en Escenario E₆; Q_{CB-Arba} salidas del canal de Bardenas dentro de la cuenca del Arba incluye las dotaciones a la nueva superficie de riego; Q_{D-SRCB}: sumatorio de drenajes asociados al SRCB-Arba en el Escenario E₆; MS₀: masas de sal del río Arba en Tauste en el Escenario E₀; MS_{MO+CC}: masa de sal del río Arba en Tauste en el Escenario E₆; MS_{CB-Arba}: masas de sal de entrada en el SRCB-Arba procedentes del canal de Bardenas; MS_{D-SRCB}: sumatorio de masas de sal de los drenajes del SRCB-Arba en el Escenario E₆; SDT₀: Concentración media mensual de sales del río Arba en Tauste en el Escenario E₀; SDT_{MO+CC}: concentración media mensual de sales del río Arba en Tauste en el Escenario E₆; SDT_D: concentración media mensual de sales correspondiente a los drenajes del SRCB-Arba en el Escenario E₆.

Escenario E₇: Ampliación de la superficie de riego, modernización y cambio climático

En el Escenario E₇ se combina la ampliación de la superficie de riego definida en el Escenario E₁, la modernización de toda la superficie de riego del SRCB-Arba definida en el Escenario E₂ y se introduce todas las variables asociadas al cambio climático definidas en el Escenario E₃.

En este Escenario se obtienen unos aportes medios anuales en el río Arba de 152 hm³/año (Tabla III.33), que ascienden hasta 219 hm³/año en los años húmedos y descienden hasta 39 hm³/año en los años secos. Esto supone un descenso de los caudales del río Arba del 33%, con máximo del 68% que se alcanzan de media en los años secos. De todos los escenarios definidos, este es en el que se registran las menores aportaciones de agua.

Salvo ciertos meses puntuales de primavera de los años húmedos, en el resto, las aportaciones medias mensuales descienden de forma generalizada, siendo mucho más acusado este descenso en los meses de estiaje (Figura III.48). Se obtienen unas aportaciones medias mensuales en los meses de junio a agosto de 6 hm³/mes frente a los 16 hm³/mes del Escenario de referencia (Figura III.48). En los meses de julio y agosto de los años secos las aportaciones del río Arba quedan muy reducidas con un promedio de 1 hm³/mes, y meses puntuales con caudales nulos.

En el Escenario E₇ se estima una eficiencia de riego en parcela (EfR_p) alta, del 84% marcada por la modernización del regadío y una eficiencia total del Sistema (EfR_{SRCB}) del 75% (Tabla III.33). Al igual que ocurre en el Escenario E₆, la introducción del cambio climático a la modernización, hace necesario incrementar la RU de los drenajes del riego del 12% de E₂ hasta el 14%.

Debido al empleo de cultivos con una mayor demanda hídrica asociados a la modernización del riego, el cambio climático y la ampliación de la superficie de riego, las NH_n aumentan de 288 hm³/año que se obtienen de media en el E₀ a 371 hm³/año (↑29%) del E₇, alcanzando las NH_n más altas de entre todos los escenarios definidos. Por otro lado, la modernización permite disminuir las NH_B, pero la ampliación de la superficie de riego unida al CC, elevan esta cifra hasta 458 hm³/año. Aun así, esta cifra sigue siendo inferior a la obtenida de media en el Escenario de referencia (↓3%).

A tenor de que la ampliación de la superficie de riego, y el cambio climático suponen un aumento de la demanda de agua, el uso más eficiente de los riegos modernizados junto con la RU, permiten que queden cubiertas en este Escenario el 96% de las NH_n de los cultivos, cifra algo superior que la obtenida en la serie de referencia E₀ en la que se ajusta una RU del 34%.

Tabla III.33. Principales salidas del balance de agua y sal del Escenario E7: Ampliación de la superficie de riego, modernización y cambio climático.

ESCENARIO E7 – Modernización, ampliación y cambio climático (MO+AM+CC)		Caudales
Caudal del río Arba en Tauste	$Q_{MO+AM+CC}$	152 hm ³ /año
Entradas de agua del canal de Bardenas	$Q_{CB-ARBA}$	467 hm ³ /año
Necesidades hídricas de los cultivos (en parcela)	NH_n totales	371 hm ³ /año
	NH_n /superficie	5.760 m ³ /ha y año
	NH_B totales	446 hm ³ /año
	NH_B /superficie	6.910 m ³ /ha y año
NH_n cubiertas con el riego		96 %
Eficiencia total del Sistema EfR_{SRCB}		75 %
Eficiencia de riego	EfR_P (parcela)	84 %
	EfR_T (incluye RU y Pda)	87 %
Reutilización (RU del R_f)		14 %
Drenajes del $SRCB_{-Arba}$	Q_{D-SRCB}	71 hm ³ /año
	$D_{R+D_{Pda}}$	16 hm ³ /año
	D_R	16 hm ³ /año
	$D_{R+D_{Pda}}$ /superficie	1.125 m ³ /ha /año
	D_R /superficie	973 m ³ /ha /año
ESCENARIO E7 – Modernización, ampliación y cambio climático (MO+AM+CC)		Masa de sales
Sales del río Arba en Tauste	$MS_{MO+AM+CC}$	202.700 t/año
Entradas del canal de Bardenas	$MS_{CB-ARBA}$	139.200 t/año
Masa de sal drenajes $SRCB_{-Arba}$ tras RU y riego viejas CCRR	MS_{D-SRCB}	93.900 t/año
	$MS_{DR}+MS_{Pda}$	74.200 t/año
	MS_{DR}	71.000 t/año
Promedio de masa de sal exportada por superficie en los drenajes de riego	$MS_{DR}+MS_{Pda}$ /superficie	4.100 kg/ha y año
	MS_{DR} /superficie (parcela)	3.600 kg/ha y año
ESCENARIO E7 – Modernización, ampliación y cambio climático (MO+AM+CC)		Concentración de sales (SDT)
Salinidad del río Arba en Tauste	$ENR_{SDT_{MO+AM+CC}}$	2.420 mg/l
	$ER_{SDT_{MO+AM+CC}}$	2.710 mg/l
Entradas del canal de Bardenas	SDT_{CB}	300 mg/l
Concentración de sales de los drenajes totales del $SRCB_{-Arba}$, tras RU y riego de las viejas CCRR	$ENR_{SDT_{D-SRCB}}$	925 mg/l
	$ER_{SDT_{D-SRCB}}$	4.320 mg/l
ER Promedio de la concentración de sales de todos los drenajes del riego	$ER_{SDT_{DR+Pda}}$	3.000 mg/l
	$ER_{SDT_{DR}}$	2.900 mg/l

Al igual que ocurre con el Escenario de modernización (E₂), en E₇ también se produce una disminución de los aportes anuales de sal del río Arba en Tauste, alcanzando valores aún más bajos (↓4% con respecto a E₂). Se obtiene de media en el Escenario E₇ una masa anual de sal de 202.700 t/año (↓28% con respecto a E₀) que aumenta hasta 263.100 t/año (↓26% con respecto a E₀) en los años húmedos y disminuye hasta 111.500 t/año (↓43% con respecto a E₀) en los años secos.

Mensualmente este escenario presenta una repuesta similar a la de todos aquellos escenarios que incorporan modernización del regadío: descenso generalizado de la salinidad en todos los

meses, salvo excepciones puntuales en primavera de los años húmedos, y descensos más acusados a partir del mes de mayo correspondientes con los meses de mayor demanda de agua ($\downarrow 42\%$) (Figura III.48).

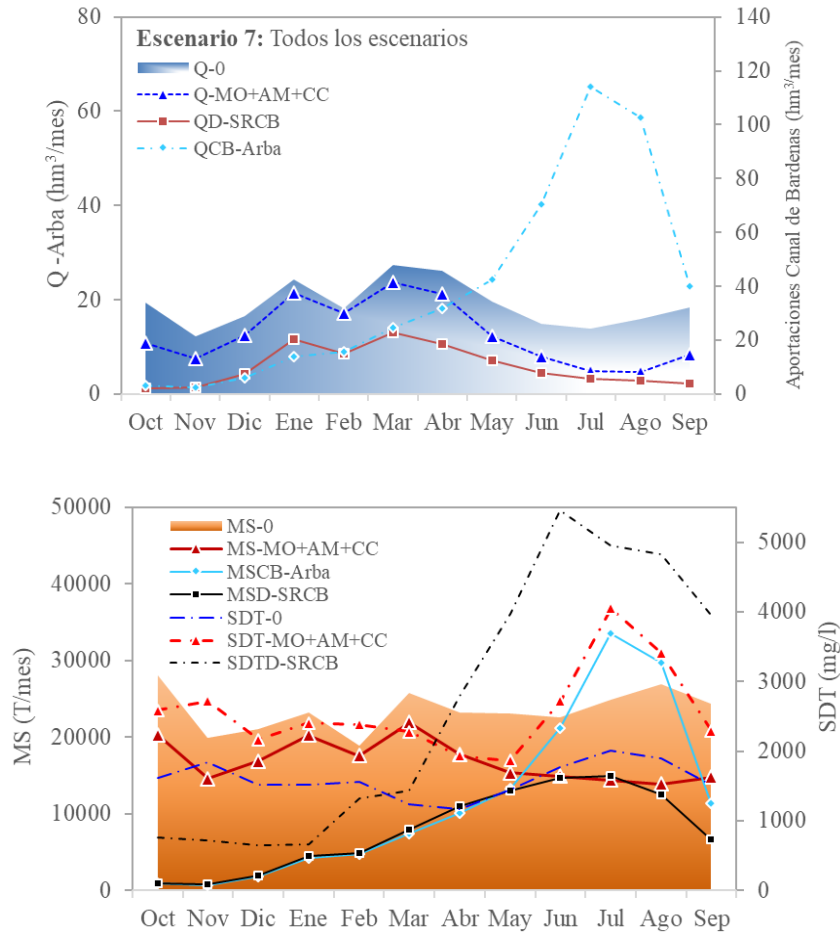


Figura III.485. Escenario E7: Caudales, masas de sal y concentración media mensual de sal del río Arba en Tauste tras la ampliación de la superficie de riego, la modernización de los riegos actuales y el cambio climático. Q_0 : Caudal medio mensual del río Arba en Tauste en el Escenario E_0 ; $Q_{MO+AM+CC}$: Caudal medio mensual del río Arba en Escenario E_7 ; $Q_{CB-Arba}$ salidas del canal de Bardenas dentro de la cuenca del Arba incluye las dotaciones a la nueva superficie de riego; Q_{D-SRCB} : sumatorio de drenajes asociados al SRCB-_{Arba} en el Escenario E_7 ; MS_0 : masas de sal del río Arba en Tauste en el Escenario E_0 ; $MS_{MO+AM+CC}$: masa de sal del río Arba en Tauste en el Escenario E_7 ; $MS_{CB-Arba}$: masas de sal de entrada en el SRCB-_{Arba} procedentes del canal de Bardenas; MS_{D-SRCB} : sumatorio de masas de sal de los drenajes del SRCB-_{Arba} en el Escenario E_7 ; SDT_0 : Concentración media mensual de sales del río Arba en Tauste en el Escenario E_0 ; $SDT_{MO+AM+CC}$: concentración media mensual de sales del río Arba en Tauste en el Escenario E_7 ; SDT_D : concentración media mensual de sales correspondiente a los drenajes del SRCB-_{Arba} en el Escenario E_7 .

Bajo el Escenario E₇ nos encontramos con unos riegos que exportan menos cantidad de sal por unidad de superficie (MSDR+MSPda/superficie) (E₇ - 4.100 kg/ha y año) que el Escenario actual (E₀ - 5.300 kg/ha y año) y debido a la incorporación del cambio climático y ampliación de superficies salinas de riego, algo superiores a los del Escenario E₂ en el que solo se contempla la modernización (E₂ - 3.900 kg/ha y año).

Por otro lado, la concentración de sales media del río Arba en el Escenario E₇ se estima que incrementa de media un 61%. En la ENR el promedio de SDT para estos meses se sitúa en 2.420 mg/l (E₀-↑56%), y en la ER en 2.710 mg/l (E₀-↑66%). Estos valores son especialmente altos en los años secos, donde la concentración media del río Arba se sitúa en 4.100 mg/l (CE=5,6 dS/m)

Este incremento tan alto de concentración de sales se debe al aumento de la salinidad de los drenajes del Sistema (SDT_{D-SRCB}), en especial en los meses de julio y agosto, donde el promedio obtenido es de 5.300 mg/l (CE=7,2 dS/m). Son varios los factores que determinan estos valores tan altos: una elevada eficiencia de riego que genera menores retornos, pero más concentrados en sales, un deterioro de la calidad química del agua del riego tanto de la servida por el canal como la derivada del río o la reutilizada, que acometen retornos de riego más escasos y concentrados en sales, así como también la incorporación de nuevas áreas de riego de mayor salinidad.

III. 4. Discusión

4.1. Análisis del comportamiento del Sistema de Riego del Canal de Bardenas en la Cuenca del Arba

La cuenca del Arba es una de las subcuencas del Ebro donde el porcentaje de ocupación de los regadíos es de los más elevados, del 29%. Se trata de un regadío con más de 60 años de historia, durante los cuales se han introducido continuas ampliaciones, modificaciones y mejoras que han repercutido sobre la calidad y cantidad de las aguas del principal eje receptor de todos sus retornos de riego, el río Arba.

La información generada en este trabajo permite caracterizar los principales factores que definen el comportamiento de los regadíos del Sistema de riegos del canal de Bardenas y que determinan la cantidad y calidad del agua de su masa receptora, el río Arba y que se discuten a continuación:

1) Es un regadío que presenta una eficiencia de riego elevada a pesar de que se mantiene de forma mayoritaria el riego por inundación. Este es un factor importante en la medida en la que afecta de forma determinante tanto en la cantidad como la calidad de los retornos de riego.

En la Tabla III.34 se muestra una revisión de valores de la eficiencia de riego en la cuenca del Ebro estimada en distintos trabajos, en la que se puede observar la existencia de una amplia variación de la misma dependiendo del sistema de riego empleado, zona y ámbito de estudio (parcela o zona regable) y metodología de cálculo.

Desde un punto de vista puramente hidrológico, se han desarrollado indicadores de eficiencia que relacionan el volumen de agua consumido (agua que deja de estar disponible en la cuenca para otros usos, bien porque se evapora o porque termina en una ubicación o con una calidad que la hacen inutilizable) y el volumen de agua disponible (Lecina et al., 2009; Perry, 2011). El volumen de agua consumido (uso consuntivo, UC) puede ser un consumo beneficioso (ET de los cultivos, ET_r) o no beneficioso (las pérdidas por evaporación y arrastre o la evaporación desde la superficie del suelo) y la eficiencia puede calcularse como el cociente de cualquiera de ambos términos sobre el agua utilizada (riego o riego más precipitación). Otras eficiencias se refieren a la producción obtenida (en kg/ha o €/ha) en relación al volumen de agua empleado (m^3/ha) (eficiencia en el uso del agua, *Water Use Efficiency*-WUE; Playán y Mateos, 2006; Perry, 2011) y pueden considerarse, más que como términos de eficiencia en el uso del agua, como indicadores de productividad del agua utilizada.

Las eficiencias de riegos se pueden calcular desde el punto de vista del sistema al que se aplican, por un lado, sobre el conjunto de la superficie regada y el sistema de distribución (eficiencia del sistema), y por otro lado a nivel de parcela (eficiencia en parcela). A nivel de parcela, normalmente se puede alcanzar un mayor nivel de detalle que permite considerar no solo el agua evapotranspirada, sino también el incremento del contenido de agua en el suelo (que sería un agua utilizada beneficiosamente) o la transpiración del cultivo (separándola de la evaporación desde el suelo, no beneficiosa). En cuanto al marco temporal, la eficiencia puede calcularse para eventos de riego (en los que el agua útil, a priori, solo puede determinarse como el incremento en el contenido de humedad del suelo hasta capacidad de campo; Burt et al., 1997) o para todo el ciclo de cultivo (Faci et al., 2000; Isidoro et al., 2004; Barros et al., 2011b; Jiménez-Aguirre, 2017).

Las eficiencias a nivel de sistema (como las que se calculan en este estudio, para todo el SRCB), se basan en balances de agua obtenidos a nivel de todo el sistema de riego, cuenca o comunidad de regantes y miden la relación existente entre la evapotranspiración de los cultivos (o algún otro indicador del agua utilizada) y el agua de entrada ya sea por el riego o por el riego y la precipitación, según el objeto de la determinación. Según los datos disponibles y lo que se pretende que reflejen las eficiencias calculadas, pueden establecerse diversas ecuaciones para la eficiencia.

Dentro de este grupo se puede calcular la eficiencia a partir de la evapotranspiración de los cultivos en condiciones estándar (ET_c) (²IAE, ⁴WAE) o de las necesidades hídricas (NH) como es el caso del indicador SIPI (⁶Seasonal irrigation performance index' Tabla III.30; Faci et al., (2000) [Ec. 44]. Este indicador aplicable solo a los meses de la ER, permite identificar si se está aportando más agua a los cultivos de la que necesitan ($SIPI < 100\%$) o si por el contrario, se está regando bajo déficit hídrico ($SIPI > 100\%$). Faci et al. (2000) calcularon en la CR de Almodóvar las necesidades hídricas como $NH_n = ET_c - P_{ef}$ (donde ET_c y P_{ef} se pueden obtener de datos meteorológicos y ecuaciones empíricas) y utilizaron como para el riego el riego facturado (R_f).

[Ec. 44]
$$SIPI = \frac{ET_c - P_{ef}}{R_f}$$

Es un indicador práctico y sencillo de calcular, pero al establecerse sobre un dato teórico de consumo como son las NH_n , no refleja la realidad del Sistema (en el que puede ser $E_{Tr} < ET_c$ si se producen situaciones de estrés hídrico para los cultivos), ni permite estimar los retornos de riego. En cuencas con una importante reutilización interna de los retornos de riego, el volumen de agua aportado a los regadíos queda infra estimado, de este modo el resultado indica un déficit hídrico que no refleja la realidad del Sistema.

Otros indicadores de la eficiencia de riego más precisos corresponden a los que incorporan la ET_r o evapotranspiración real. Para el cálculo de la ET_r se realizan balances diarios del agua que queda almacenada en el suelo debido a las precipitaciones y al riego y que, por tanto, puede ser aprovechable por las plantas. De este modo si existe suficiente agua en el suelo, el cultivo la evapotranspira en función de su ET_c , marcando así el valor de la ET_r , y si no existe suficiente agua en el suelo la evapotranspiración se ve reducida.

Burt et al (1997) definieron el Coeficiente de uso consuntivo del agua (*Irrigation Consumptive Use Coefficient*,^{3,1} ICUC) [Ec. 45] como el cociente entre el volumen de riego usado consuntivamente (UC) y el volumen de agua de riego aplicado (R_f) menos el incremento en el contenido de agua en el suelo (ΔW), de manera que un $\Delta W > 0$ es agua de riego que no se ha consumido y cuando $\Delta W < 0$, ese decremento del agua almacenada en el suelo puede emplearse como UC:

$$[Ec. 45] \quad ICUC = \frac{\text{Uso Consuntivo}}{\text{Riego} - \Delta W} = \frac{UC}{R_f - \Delta W}$$

Siguiendo esta idea, Isidoro et al. (2004) calcularon el ICUC en la CR de Almodévar tanto a nivel de sistema de riego (ICUC) [Ec. 46] como a nivel de parcela (ICUC_p) [Ec. 47] después de establecer las pérdidas operacionales (OL—*Operational Losses*: colas de acequias y filtraciones de los canales) mediante separación del hidrograma y sustraerlas al riego del sistema (R_f), utilizando como UC la ET_r calculada mediante un balance de agua en el suelo y Barros et al. (2011b) refinaron este índice sustrayendo al riego en parcela el ΔW calculado por el balance para toda la superficie de riego (ICUC_{p-B}) [Ec. 48].

$$[Ec. 46] \quad ICUC = \frac{ET_r - P_{ef}}{R_f}$$

$$[Ec. 47] \quad ICUC_p = \frac{ET_r - P_{ef}}{R_f - OL}$$

$$[Ec. 48] \quad ICUC_p - B = \frac{ET_r - P_{ef}}{(R_f - OL) - \Delta W}$$

También en la Cuenca del Ebro, CHE-CITA (2007, 2009, 2013, 2017) utiliza la ET_r y P_{ef} , establecidas a partir de balances diarios de agua en el suelo, para establecer una eficiencia de riego (EfR) a nivel de cuenca en zonas regables de 5000 ha hasta 72000 ha [Ec. 49]:

$$[Ec. 49] \quad EfR = \frac{ET_r - P_{ef}}{R_f}$$

Todos estos indicadores de eficiencia dan una aproximación, a nivel de sistema, de la fracción del agua realmente aprovechada por los cultivos al agua suministrada con el riego; no persiguen caracterizar la fracción de agua que se pierde del sistema (uso consuntivo) respecto al recurso

total sino la fracción del agua aplicada que es aprovechada por los cultivos, se trata de índices de calidad del aprovechamiento del agua de riego.

Para caracterizar el uso consuntivo del agua (fracción del agua aplicada que se “pierde” para el sistema), CHE-CITA (2007, 209, 2013, 2017) utiliza la fracción consuntiva (FC) que relaciona todas las salidas por evapotranspiración (incluyendo las pérdidas por evaporación y arrastre — PEA) con todas las entradas (incluyendo la lluvia, P):

$$[\text{Ec. 50}] \quad FC = \frac{ET_r + PEA}{R_f + P}$$

La eficiencia consuntiva del uso del agua también puede caracterizarse mediante otros coeficientes (^{4.1 y 4.3} CWUE, ³ Ef_R, Tabla III.30) (Burt et al., 1997) que, en el caso de los riegos por aspersión, incorporan las pérdidas por evaporación y arrastre (PEA ^{4.2 y 4.4}, Tabla III.30). Otras metodologías de cálculo de la eficiencia a nivel de sistema de riego, no se establecen en función de la evapotranspiración, sino del volumen de los drenajes (ER⁵, Tabla III.30).

Finalmente, dentro de los índices que analizan el riego de forma más localizada, encontramos la eficiencia de aplicación del riego en parcela (EA⁷) (Burt et al., 1997) que se calcula a partir de medidas en campo de la humedad del suelo antes y después del riego. Este índice depende de muchos factores como son el tipo y diseño del sistema de riego, cultivo, profundidad y tipo de suelo, el caudal y tiempo aplicado en cada ciclo de riego, la pendiente y nivelación de la parcela, el tiempo entre turnos, el viento, etc. (Burt et al., 1997; Dechmi et al., 2003). La eficiencia de riego en parcela puede ser mayor que la eficiencia de riego total del Sistema (Burt et al., 1997) en la medida que no incluye otras salidas de agua no empleadas por los cultivos como pueden ser las pérdidas operacionales o las filtraciones en las acequias de riego, o mucho menor en el caso de sistemas de riego por inundación con una reutilización alta del agua de drenaje dentro del sistema. Para el caso del riego presurizado, los resultados de la eficiencia de riego en parcela, son similares a la eficiencia de riego general del Sistema, salvo por las pérdidas en evaporación y arrastre (se asume que las pérdidas en la red de distribución presurizada son mínimas).

Dentro de este trabajo se han calculado y/o aplicado varias eficiencias de riego:

Por un lado, se encuentra la eficiencia de riego en parcela (EfR_p). Este parámetro constituye uno de los parámetros de calibración y ajuste del balance de agua. Representa el volumen de agua que evapotranspiran las plantas frente al volumen de agua aplicado en parcela, sin tener en cuenta las pérdidas en las redes de distribución (P_{da}). Para el caso del riego por aspersión y goteo se ha aplicado un valor de eficiencia constante recogido en otros trabajos realizados en la cuenca del Ebro, con valores para la aspersión de 85% y para el goteo de 90%. Y para el cálculo de la eficiencia de riego por inundación en parcela se ha ajustado en el modelo de balance dentro de

unos intervalos obtenidos de medidas in situ (Lecina et al. 2005; Playán et al. 2000; Zapata 2002^a; Zapata 2002b) (Tabla III.34), y con diferentes valores según se trate de años secos, medios o húmedos.

A partir del proceso de calibración y ajuste del balance se obtiene un promedio de EfR_p de la serie de datos reciente (2000/01-2013/14) del 62%, con un intervalo de promedio anual de 55% - 71%, con valores mínimos en años húmedos y máximos en años secos. Esta eficiencia desciende hasta 54% (intervalo promedio anual de 46% a 61%) al incorporar las pérdidas en las redes de distribución (P_{da}). Los valores finales de ajuste son similares a los obtenidos en la Comunidad V para los años 2000-2001 (Lecina et al., 2005), con un promedio de 53% para suelos sobre sasos y del 62% sobre aluviales, y con una variabilidad en cuanto a tipología de año (mayor eficiencia en años secos).

Por otro lado, a nivel de sistema de riego se ha calculado la eficiencia de riego total (EfR_T^1) que se obtiene a partir de la evapotranspiración de los cultivos (EVP) y del volumen de agua servido para el riego tanto el facturado (R_f) como el derivado del río (R_v), sin incluir el agua de los retornos de riego que se reintroducen de nuevo dentro del propio Sistema (RU).

La serie de estudio comprende más de 30 años e incluye años en los que no ha sido posible localizar datos diarios de precipitaciones ni temperatura. De este modo la ET_r no se calcula a partir del almacenamiento diario del agua en el suelo, sino del volumen mensual disponible para el riego (R_f+R_v), las NH_n mensuales y la eficiencia de riego en parcela que define las NH_B .

Se obtiene dentro de este trabajo para el periodo 2000-2014 una EfR_T media del 70%, con una variación anual de entre 65% (años húmedos) y 78% (años secos). Estos valores son más elevados que los obtenidos para la eficiencia de riego en parcela, siendo que estos incluyen las pérdidas en las redes de distribución.

Comparado con otros regadíos de la cuenca del Ebro (CHE-CITA, 2006, 2007, 2009, 2011, 2013 y 2017; Causapé 2009a), la eficiencia de riego de todo el $SRCB_{Arba}$ en el periodo 2000-2014 es elevada para un riego mayoritario por inundación. Trabajos realizados en otros sistemas de riego en los que se calcula la ET_r indican eficiencias de entre el 45 y el 65% (Tabla III.30).

Este valor tan elevado se atribuye a la reutilización de los retornos de riego dentro del $SRCB_{Arba}$, que para el periodo 2000-2014 se estima en un 34% del volumen aplicado desde el Canal de Bardenas (R_f). El volumen de agua reutilizada en este periodo supone un volumen medio de unos 120 hm³/año, valor elevado dado que no solo incluye los retornos de riego que se reintroducen directamente en el riego de la Comunidad V, sino también los drenajes del regadío que llegan al río y complementan el riego de las CCRR del Bayo y Las Vegas (no incluye CCRR viejas de

Riguel y Huertas Altas que se tratan de forma independiente (R_v). De este modo, una media del 14% de las necesidades de riego del SRCB-Arba quedan cubiertas con aguas reutilizadas.

Otros trabajos realizados dentro de la Comunidad V indican que cerca del 25% de la superficie de riego de esta Comunidad se abastece con aguas reutilizadas (Causapé, 2008). En otros sistemas de riego, como el de la CR de Almudévar antes de su modernización, se indica una reutilización del 10% del volumen total del agua servida para el riego en los años secos (Barros et al. 2011a), y en la cuenca del río Corp (riegos del Canal de Urgell) del 11% en el año 1991 (Cots et al., 2014).

Por otro lado, para el periodo 1980-1999 se obtienen unos valores muy inferiores a los del periodo 2000 - 2014 de eficiencia del riego (EfR_p 56% (intervalo de variación de 51-59%) y EfR_T 49% (intervalo de variación de 38% - 58%)) con unas elevadas pérdidas en las redes de distribución, así como estadísticos de cierre y ajuste del balance muy inferiores a los de serie actual.

Este resultado puede cuestionar si algunas de las variables de entrada en estos años están infravaloradas o sobrevaloradas. En particular si puede haber una sobreestimación del agua de riego o de las salidas del canal de Bardenas, una infraestimación de las necesidades hídricas por falta de una buena definición en los patrones de cultivo, o una mala cuantificación de los caudales del río Arba o de los caudales de escorrentía.

Por otro lado, hay que considerar que para la serie 2000-2014 más reciente los sistemas de medida son más numerosos y precisos y son más las variables de entrada que se han podido cuantificar adecuadamente. Sin embargo, en el periodo 1981-2000 se ha encontrado muchas limitaciones. Así por ejemplo, para el cálculo de las salidas de las almenaras (P_a) hay lecturas diarias de caudal en el periodo reciente (CHE-Sádaba, 2017), sin embargo en el periodo 1981-1999, este valor se determina a partir del volumen de agua que deriva el embalse de Yesa al Canal de Bardenas menos las salidas del canal conocidas (riegos del canal en la cuenca de Aragón y Arba, usos urbanos e industriales, hidroeléctricas y valores promediados de las pérdidas en los canales principales). Esto puede generar cierto error, especialmente en los meses de primavera donde se realizan la mayor parte de los desagües directos por las almenaras.

Sin embargo, hay que añadir que también es posible que las eficiencias estimadas sean un buen reflejo de la realidad, y nos encontremos ante un sistema de muy baja eficiencia durante los años 80 y 90 (Figura III.49). Estas bajas eficiencias de riego globales serían similares a las obtenidas en otras cuencas con riegos precarios como los riegos del Barranco de La Violada en los años 80 y 90 (Isidoro et al., 2004; Barros et al., 2011b; Aragües et al., 1985) o los riegos del Canal de Urgell (Cots et al., 2014) (Tabla III.30).

Tabla III.34. Eficiencias de riego obtenidas en diversas zonas de estudio de la cuenca del Ebro. Se muestran los valores promediados \pm la desviación estándar y entre paréntesis el rango de eficiencias obtenidas en cada trabajo.

RIEGO POR INUNDACIÓN								
Origen	Sistema	Zona	Ámbito	Superficie de riego	Sistema de riego	Eficiencia de riego en parcela	Eficiencia de riego del Sistema	Año estudio
<i>Lorenzo-González, 2020</i>	Bardenas	SRCB	Sistema de riego	55.300 ha	72% Inund 28% Pres	62% (55 - 71%)	70% (65 - 78%) ¹	2001-2014
<i>Lorenzo-González, 2020</i>	Bardenas	SRCB	Sistema de riego	46.400 ha	>95% Inund	56% (51 - 59%)	49% (38 - 58%) ¹	1982-2000
<i>CHE-CITA (2006-2009)</i>	Bardenas	SRCB	Sistema de riego	56.300 ha	86% Inund	-	94% (87 - 101%) ³	AH 2004-2009
<i>Causapé, 2009a</i>	Bardenas	SRCB	Sistema de riego	54.300 ha	87% Inund 13% Pres	-	94% (92 - 98%) ^{4,3} 90% (87 - 97%) ⁵	2004-2006
<i>García-Garizábal, 2010</i>	Bardenas	Comunidad V	CR	15.500 ha	Inund	-	67% ⁵	2000
<i>García-Garizábal, 2010</i>	Bardenas	Comunidad V	CR	15.500 ha	Inund+mejoras	-	93% ⁵	2007
<i>Lecina et al., 2005</i>	Bardenas	Comunidad V	CR	15.545 ha	Inund	-	49% ⁶ A-húmedo 66% ⁶ A-seco	2000-2001
<i>Lecina et al., 2005</i>	Bardenas	Comunidad V	Sasos	11.054 ha	Inund	53% (40 - 75%) ⁷	-	2000-2001
<i>Lecina et al., 2005</i>	Bardenas	Comunidad V	Aluvial del Riguel	4.491 ha	Inund	62% (51 - 81%) ⁷	-	2000-2001
<i>Cots et al., 2014</i>	Canal de Urgell	Cuenca del río Corb	Cuenca	37.764 ha	Inund	-	56% (Sin RU 49%)	2000-2002
<i>Jiménez-Aguirre, 2017</i>	RAA	La Violada (CR Almodévar)	Sistema de Riego	3.581 ha	92% Inund	-	55,8% \pm 3,6% ³	1995-1998
<i>Jiménez-Aguirre, 2017</i>	RAA	La Violada (CR Almodévar)	Sistema de Riego	3.581 ha	92% Inund	-	69,6% \pm 4,5% ³	2005-2007
<i>CHE-CITA (2006-2017)</i>	RAA	La Violada (CR Almodévar)	Sistema de Riego	3.640 ha	92% Inund	-	66% ³	AH 2007-2008
<i>Barros et al., 2011b</i>	RAA	La Violada (CR Almodévar)	Sistema de Riego	3.565 ha	94% Inund	-	51% (40 - 67%) ^{3,1}	1995-2008
<i>Isidoro et al., 2004</i>	RAA	La Violada (CR Almodévar)	Sistema de Riego	3.866 ha	Inund	-	48% ³ 38% A-húmedo 54% A-seco	AH 1995-1998
<i>Faci et al., 2000</i>	RAA	La Violada (CR Almodévar)	Sistema de Riego	3.579 ha	Inund	-	70% (50 - 116%) ⁶	1994
<i>Playán et al., 2000</i>	RAA	La Violada (CR Almodévar)	Sistema de Riego	3.579 ha	Inund	62% ⁷	-	1994
<i>Faci et al., 1985</i>	RAA	La Violada (CR Almodévar)	Sistema de Riego	3.913 ha	Inund	-	67% (61 - 73) ²	AH 1982-1983

RIEGO POR INUNDACIÓN								
Origen	Sistema	Zona	Ámbito	Superficie de riego	Sistema de riego	Eficiencia de riego en parcela	Eficiencia de riego del Sistema	Año estudio
<i>Aragües et al., 1985</i>	RAA	La Violada (CR Almodévar)	Sistema de Riego	3.913 ha	Inund	-	45% ⁴	AH 1982-1983
<i>Zapata, 2002a</i>	C. Queiles	CR Tarazona	CR	4000 ha	Inund	49,5% ⁷	42% ⁸	2001
<i>Zapata, 2002b</i>	C. Aragón	Acq. Bayunga	Acequia	1.152 ha	Inund	43 - 61% ⁷	-	Anterior a 2000
<i>Zapata, 2002b</i>	C. Aragón	Acq. Bayunga	Acequia	1.152 ha	Inund+mejoras	54 - 70% ⁷	-	Posterior a 2000
<i>García-Garizábal, 2010</i>	Bardenas	Colector C-XIX-6 Glacis	Colector	95 Ha	Inund	-	56% ⁵	2001
<i>García-Garizábal, 2010</i>	Bardenas	Colector C-XIX-6 Glacis	Colector	95 Ha	Inund+mejoras	-	76 - 89% ⁵	2002-2008
<i>Causapé et al., 2004c</i>	Bardenas	33% Aluviales 77% Sasos	Barranco	97 ha	Inund	-	56% (CV 3%) ^{4,1}	AH 2000/01
<i>Causapé et al., 2004c</i>	Bardenas	100% Sasos	Barranco	216 ha	Inund	-	45% (CV 3%) ^{4,1}	AH 2000/01
<i>Lasanta et al., 2001</i>	Bardenas	Colector -27 Glacis	Colector	433 ha	Inund	-	74% ⁶ (Sin salidas Sub)	AH 1999/00
<i>Basso, 1994</i>	Bardenas	Colector -27 Glacis	Colector	409 ha	Inund	-	66% ⁴	AH 1991/92
<i>Lecina et al., 1998</i>	RAA	Acq. Rufas CR Sector V-Flumen	Acequia	445 ha	Inund	47 - 78%	69 - 56%	1993, 1994 y 1996
<i>Maté et al., 1994*</i>	CAyC	Acq. de La Torrasa	Acequia	330 ha	95% Inund	65% ⁷ herbáceos 89% ⁷ frutal	64%	-
<i>Cots et al., 2014</i>	Canal de Urgell	T. M. Arbeca (R. Corp)	TM	430 ha	Inund	36% ⁷	27,5%	1991
<i>Barragán et al., 2001*</i>	Canal de Urgell	Torreribera	Acequia	107 ha	Inund	70 - 99%	77%	AH 1999-2000
<i>Canela et al., 1991*</i>	Canal de Urgell	Colectividad nº 20 Linyola	Parcela	-	Inund	66% ⁷ Suelos poco prof. 90% ⁷	-	-
<i>Cots et al., 2014</i>	Canal de Urgell	Río Corp	Parcela	30 ha	Inund	60% ⁷ 75 - 86% ⁷ Lutitas 22 - 39% ⁷ Gravas 65% ⁷ Detrítico finos	-	1995-2000
<i>Maté et al., 1997*</i>	CAyC	La Melusa	Parcela	0,55 ha	Inund	76 - 86% ⁷ nivelación	-	-

RIEGO PRESURIZADO								
Origen	Sistema	Zona	Ámbito	Superficie de riego	Sistema de riego	Eficiencia de riego en parcela	Eficiencia de riego del Sistema	Año estudio
<i>Jiménez-Aguirre, 2017</i>	RAA	La Violada (CR Almodévar)	Sistema de Riego	4.000 ha	91% Asp	-	80% ± 5,5% ³	2011-2015
<i>CHE-CITA, (2006-2017)</i>	RAA	La Violada (CR Almodévar)	Sistema de Riego	4.400 ha	91% Asp	-	82% (76 - 94%) ³	AH 2010-2015
<i>Stambouli et al., 2014</i>	RAA	La Violada (CR Almodévar)	Sistema de Riego	3.744 ha	94% Asp 5% Pívtot	-	87% (86-131%) ⁶	ER 2011
<i>CHE-CITA, (2006-2017)</i>	RAA	Bco. de La Valcuerna	Cuenca	7.200 ha	100% Asp	-	71% (60 - 87%) ³	AH 2010-2015
<i>Andrés & Cuchí, 2014a</i>	RAA	Cuenca de Alcanadre CR Lasesa	Sistema de Riego	9.786 ha	72% Asp 28% Pívtot	-	76% (71 - 83%) ⁵	2009-2010
<i>Stambouli et al., 2012</i>	RAA	CR Candanos	Sistema de Riego	5.745 ha	73% Asp 7% Got	-	94% (79 - 131%) ⁶	ER 2009
<i>Dechmi et al., 2003</i>	Eje del Ebro	Loma de Quinto de Ebro	CR	2.606 ha	100% Asp	-	127% ⁶	1989, 1995 y 1997
<i>Skhiri and Dechmi, 2012</i>	RAA	Cuenca de Alcanadre Bco. del Reguero (CR Alconadre)	Barranco	1.355 ha	96% Asp 3% Pívtot 1% Got	-	63-81% (ER 63-76%) ³ 88-95% (ER 85-91%) ^{4,4} 87% ⁶	AH 2008-2009
<i>Zapata, 2002b</i>	C. Aragón	Acq. Bayunga	Acequia	1.152 ha	Pres	71 - 82% ⁷	-	Posterior a 2000
<i>Merchán, 2015</i>	Bardenas	Bco. Lerma	Barranco	127-352 ha	93% Asp 7% Got	74 - 80%	76% (64 - 81%) ⁵	2006-2013
<i>Abrahamo, 2010</i>	Bardenas	Bco. Lerma	Barranco	124-346 ha	90% Asp 10% Got	-	72% (70 - 75%) ⁵	2006-2008
<i>Cavero et al., 2003</i>	RAA	Bco. de La Valcuerna Colector D-XI	Colector	494 ha	Asp	-	92 -100% ⁶	Abril 1997-AH 1998
<i>Tedeschi et al., 2001</i>	RAA	Bco. de La Valcuerna Colector D-XI	Colector	470 ha	43% Asp 57% Pívtot	-	92% ⁶	Jun 1997-AH 1998

RIEGO MIXTO: INUNDACIÓN + PRESURIZADO								
Origen	Sistema	Zona	Ámbito	Superficie de riego	Sistema de riego	Eficiencia de riego en parcela	Eficiencia de riego del Sistema	Año estudio
CHE-CITA (2006-2017)	RAA	Cuenca de Alcanadre (34 CCRR)	Sistema de Riego	71.800 ha	65% Inund 35% Pres	-	73% (53 - 85%) ³	AH 2008-2015
CHE-CITA (2006-2017)	CAyC	Clamor Amarga (Varias CCRR)	Sistema de Riego	53.100 ha	53% Pres 47% Inund	-	77% (69 - 86%) ³	AH 2010-2015
Causapé et al. 2004c	Bardenas	60% Aluviales 40% Sasos	Barranco	149 ha	61% Inund 39% Asp	-	62% (CV 5%) ^{4,1}	AH 2000/01

*Documento sin localizar, los datos se obtienen de CHE-CITA 2006

$$^1 \text{EfR}_T = \text{EVP}/(\text{R}_f + \text{R}_v)$$

$$^2 \text{Irrigation application efficiency IAE} = \text{ET}_c/\text{R}$$

$$^3 \text{Ef}_R = (\text{ET}_r - \text{P}_{\text{ef}}) / \text{R}_f$$

$$^{3,1} \text{Irrigation Consumptive use Coefficient ICUC} = \text{UC}/\text{R}_f - \text{Aw}$$

$$^4 \text{Water application efficiency WAE} = \text{ET}_r/(\text{R} + \text{P}_{\text{ef}})$$

Consuntive water use efficiency:

$$^{4,1} \text{CWUE} = \text{ET}_r/(\text{R} + \text{P}_p)$$

$$^{4,2} \text{CWUE} = (\text{ET}_r + \text{PEA})/(\text{R} + \text{P}_p)$$

$$^{4,3} \text{CWUE} = (\text{ET}_r + \text{Aw}_e)/(\text{R} + \text{P}_{\text{ef}} + \text{Aw}_i)$$

$$^{4,4} \text{CWUE} = (\text{ET}_r + \text{PEA})/(\text{R} + \text{P}_{\text{ef}})$$

⁵ ER = 1 - ((DR + PEA)/R). Cálculo de la eficiencia de riego a partir del volumen de los drenajes (Dr).

⁶ Seasonal irrigation performance index SIPI = NH_n/R_f o Ef_R = (ET_c - P_{ef})/R_f. Se aplica solo a la Estación de Riego

⁷ Eficiencia de la aplicación del agua de riego en parcela EA = Agua almacenada en la zona radicular/Agua aplicada con el riego.

$$^8 \text{Eficiencia global } E_g = E_d * EA$$

$$^9 \text{Eficiencia de aplicación en parcela } EA_p = \text{NH}_n/\text{R}_p$$

RAA: Riegos del Alto Aragón

CAyC: Canal de Aragón y Cataluña

Aw: agua disponible para las plantas en el suelo a comienzo (Aw_i) y final (Aw_e) del periodo de estudio.

E_d: eficiencia en la distribución de la red de riego.

ET_c: evapotranspiración de los cultivos en condiciones estándar.

ET_r: evapotranspiración real, actual o efectiva de los cultivos calculada a partir de la ET_c y del volumen de agua almacenada en el suelo.

EVP = volumen de agua evapotranspirada por los cultivos ajustada a partir del volumen de agua disponible para el riego y las necesidades de los cultivos una vez sacada de la ecuación la precipitación efectiva.

NH_n: necesidades hídricas netas.

P_p: precipitaciones.

P_{ef}: precipitación efectiva.

PEA: Pérdidas por evaporación y arrastre (solo riego por aspersión).

R: volumen de agua aplicada al riego.

R_r: volumen de agua facturada.

R_p: volumen de agua aplicada en parcela

R_v: agua derivada del río para el riego (no incluye el volumen de agua reutilizado).

UC: volumen de riego usado consuntivamente

Esta idea se refuerza por los datos globales de volúmenes de riego, que se han mantenido prácticamente constantes a lo largo del tiempo mientras que la superficie regada se ha ido incrementando (Figura III.49), lo que apunta a una mejora en el aprovechamiento del agua de riego a lo largo de los años.

Los caudales aforados en el canal de Bardenas a la salida de embalse de Yesa muestran una tendencia anual descendente de $-0.1 \text{ hm}^3/\text{año}$ (Mann Kendall: oct. 1974 - sep. 2014) (Tabla III.31), con valores significativos en los meses de septiembre y octubre e incremento en el mes de marzo. A su vez, el promedio de las salidas del canal a la cuenca del Arba se cuantifica para el periodo 2000-2014 en $430 \text{ hm}^3/\text{años}$ frente a los $478 \text{ hm}^3/\text{año}$ del periodo 1981-1999 a lo que hay que añadir un incremento muy marcado de la superficie de riego y con ello de la evapotranspiración de los cultivos, que han pasado de $212 \text{ hm}^3/\text{año}$ de media para la serie 1981-1999, a los cerca de $267 \text{ hm}^3/\text{año}$ para el periodo reciente ($\uparrow 26\%$). De este modo, nos encontramos ante un Sistema en el que el volumen de agua servida ha disminuido y las necesidades hídricas aumentado y para poder cubrir toda esta demanda es necesario un uso mucho más eficiente del recurso dentro del Sistema.

Este aumento de la demanda de agua y la disminución de los drenajes también queda reflejado en el caudal circulante en el río Arba. Así, en la estación de aforo del Arba en Gallur se observa una disminución del caudal medio anual de $-0,431 \text{ m}^3/\text{año}$ (oct. 1974 - sep. 2014), y con tendencias muy significativas en los meses de marzo a septiembre (Tabla III.31).

Durante el periodo de estudio se han llevado a cabo dentro del sistema la presurización de algunos sectores de riego (año 2011, 1.216 ha en el saso de Biota), numerosas mejoras como la canalización de acequias, instalación de sistemas de medición de caudal (1997), facturación del basada en el volumen de agua servida y no únicamente en la superficie cultivada (a partir de 2001, Lecina et al, 2005), mejora de las infraestructuras para la reutilización de los drenajes (obras en la CR-V que finalizan en 2003), automatización y control de caudales en los principales canales y acequias de riego (2006, Red SAIH), utilización de dispositivos automáticos para la realización de peticiones de agua vía internet (2006), construcción de embalses laterales de regulación (embalse de Laverné - 40 hm^3 , operativo desde 2010), y nivelación de parcelas y sectores de riego, principalmente. Todas estas actuaciones han introducido una mejora en el manejo del riego, de modo que, a pesar de tratarse de uno de los más extensos sistemas de riego de la cuenca del Ebro que todavía emplean de forma mayoritaria el riego por inundación su gestión del recurso es mucho más eficiente que cualquier otro sistema de riego por inundación, mejora que se observa en la última década de la serie de estudio (Figura III.49).

Tabla III.4. Tendencias de los caudales del río Arba en Gallur (Q_m) y de las salidas del canal de Bardenas en Yesa (Q_{CB}). Valores del estadístico Z de Mann-Kendall y tendencias estimadas (M) mediante el estimador estacional de la pendiente de Sen, para cada mes y el año con sus intervalos de confianza [P = 0.95: límite inferior (LI) y límite superior (LS)]. Se presentan en negrita los valores significativamente distintos de cero ($p < 0.05$) (Serie 1975-2014).

hm ³ /mes	Q_m Gallur				Q_{CB}			
	Estadístico Z (M-K)		Tendencia (hm ³ /año)		Estadístico Z (M-K)		Tendencia (hm ³ /año)	
	Z	M	LI	LS	Z	M	LI	LS
Oct	-1.33	-0.217	-0.52	0.120	-3.31	-0.486	-0.770	-0.210
Nov	-1.43	-0.149	-0.37	0.070	-1.91	-0.139	-0.340	0.000
Dic	-0.59	-0.085	-0.37	0.140	0.31	0.048	-0.180	0.300
Ene	-2.79	-0.378	-0.69	-0.150	0.31	0.054	-0.220	0.390
Feb	-1.66	-0.264	-0.55	0.040	0.87	0.084	-0.130	0.410
Mar	-2.09	-0.309	-0.6	-0.020	3.73	0.790	0.400	1.160
Abr	-2.10	-0.480	-0.93	-0.070	-1.19	-0.490	-1.240	0.140
May	-3.65	-0.764	-1.12	-0.420	-1.13	-0.315	-0.900	0.200
Jun	-4.15	-0.834	-1.15	-0.500	-0.57	-0.203	-0.710	0.500
Jul	-3.77	-0.612	-0.89	-0.330	-1.06	-0.257	-0.820	0.200
Ago	-4.14	-0.690	-0.96	-0.390	-0.56	-0.165	-0.600	0.350
Sep	-3.19	-0.488	-0.76	-0.160	-2.59	-0.615	-1.160	-0.140
Anual (hm ³ /año)	-9.05	-0.431	-0.52	-0.340	-2.06	-0.100	-0.200	0.000

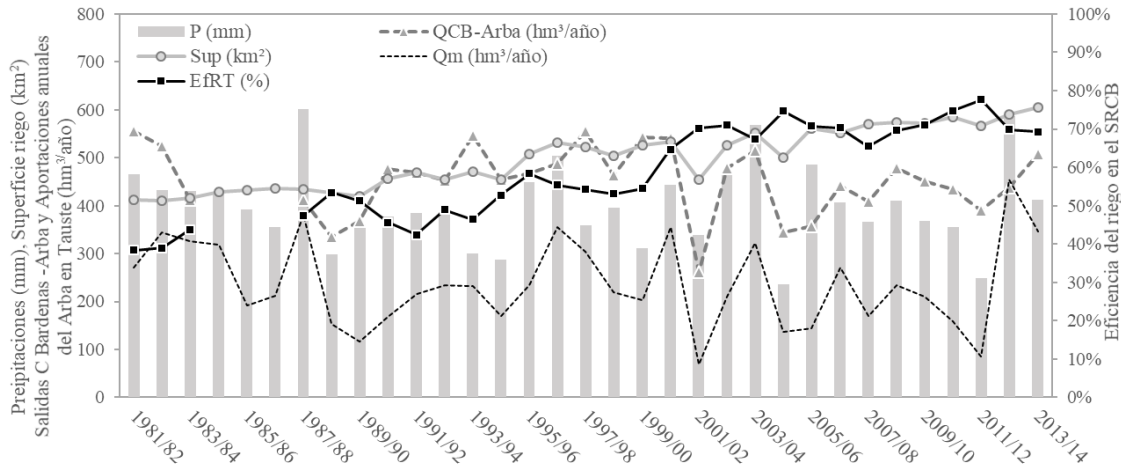


Figura III.49. P: Precipitación anual (mm), Sup: superficie de riego (km²), $Q_{CB-Arba}$: aportaciones del canal de Bardenas a la cuenca del Arba (hm³/año) y E_{frT} : eficiencia de riego total del $SRCB_{Arba}$ en el periodo 1981/82-2013/14.

(2) La cantidad y masa de sales del río Arba está muy vinculada a los drenajes del SRCB-Arba.

El volumen y salinidad de los retornos de riego responde fundamentalmente a cuatro factores: la salinidad del agua del riego, el manejo del riego, la composición mineralógica del suelo y subsuelo y la hidrogeología (Tanji y Kielen, 2002). Además, dentro de este Sistema hay que añadir otro factor importante (entre los ligados al manejo del riego) que es la reutilización del agua de drenaje para riego que repercute directamente sobre el volumen (reduciéndolo) y la salinidad (aumentando su SDT) del agua de drenaje y por ende del río Arba. La reutilización, además, es la causa de que el agua de riego de las CCRR viejas situadas a la cola del Sistema sea mayor, ya que el agua reutilizada lleva asociado un mayor número de procesos de evapoconcentración y de lavado del suelo de modo que sus retornos de riego presentan una mayor concentración de sales. Si el río no es capaz de diluir estos retornos, los regadíos del último tramo reciben agua de peor calidad.

La evapoconcentración del agua de riego por los cultivos y la vegetación natural o la evaporación de los suelos desnudos, determina los SDT de los retornos de riego sobre los suelos tipo N_0 (el incremento de salinidad cuantificado mediante el parámetro CD_{RNO} es muy pequeño) y su valor depende de la salinidad del agua de riego y de la eficiencia del riego: cuanto mayores son ambos parámetros, mayor es la concentración de las sales de los retornos de riego. Los drenajes de las áreas dominadas por estos suelos N_0 muestran unos SDT que varían a lo largo del año, siendo menos salinos y más constantes durante la ER debido al efecto de dilución de los sobrantes de riego, gracias al efecto homogenizador de los drenajes de riego (Isidoro et al., 2002).

En este trabajo se observa como la concentración de sales en el agua de riego sobre zonas poco salinas (Sasos) incrementa desde 280 mg/l (valor medio en el Canal de Bardenas) hasta 680 mg/l (620-780 mg/l, $CE \sim 0,9$ dS/m) en los riegos por inundación, e incrementa hasta 1.510 mg/l ($CE \sim 2,0$ dS/m) en los riegos presurizados donde la eficiencia media en parcela aplicada es del 84% (ambos datos incluyen P_{da}).

Causapé et al. (2004a) calcula en los suelos sobre litologías de saso en esta cuenca, como el agua de riego incrementa su salinidad desde 0,33 dS/m (SDT 242 mg/l) hasta 0,64 dS/m (SDT 469 mg/l) por evapoconcentración, y hasta 0,89 dS/m (653 mg/l) por lavado de sales presentes en estas litologías. Además, este autor a partir de modelos geoquímicos obtiene un incremento de los SDT de los drenajes del riego de 647 mg/l a 1.281 mg/l al aumentar la eficiencia de riego de 50% del riego por inundación al 90% del riego presurizado. Son datos similares a los obtenidos en este trabajo.

Por otro lado, en litologías tipo N₂, la mayor parte de la concentración de sal de los drenajes (SDT > 2000 mg/l) se debe al lavado de las sales de los suelos y el subsuelo. Los drenajes de estos suelos a diferencia de los N₀ tienen una salinidad más constante a lo largo del año (menores diferencias entre la ER y ENR) (Tabla III.8).

Para este tipo de litologías se obtienen valores de SDT de entre 3.000 y 3.500 mg/l (CE: 4 - 5 dS/m, Tabla III.8) y una masa de sales exportada en los drenajes de riego de entre 9.000 y 14.000 kg/ha y año (Tabla III.36). En la cuenca del Ebro, en zonas de alta salinidad o ricas en yeso como el barranco de La Valcuerna, Monegros o La Violada, los drenajes de riego también presentan masas de sales exportadas muy altas, entre 10.000 y 21.000 kg/ha y año (Tabla III.36).

Otro aspecto a considerar sobre la cantidad y concentración de sales en los drenajes, es la superficie regada definida como N₁ y N₂. Para el SRCB-Arba esta superficie supone algo más del 7%, superficie que puede resultar algo baja, dado que no se tiene en cuenta el posible incremento de la salinidad en profundidad. Se trata de suelos cuyos drenajes son más salinos de lo que se contempla en este trabajo.

Algunas litologías cuaternarias de la cuenca se componen de materiales de denudación procedentes de terciarios con cierto componente salino. Un ejemplo de estas zonas es el barranco de Lerma (barranco de la margen izquierda en el tramo medio del Arba). Abraham (2010), realizó un análisis de la salinidad del suelo tanto en superficie como en profundidad en el que se constató que el 92% del área de estudio presentaba valores de CE por debajo de 4 dS/m. Sin embargo, en profundidad esta salinidad se incrementaba conforme aumentaba la proximidad al sustrato salino terciario. Otro ejemplo es el colector C-27 del tramo medio de la cuenca (Figura III.10) que presenta litologías N₁ en cabecera (sin N₂), y sin embargo los SDT de sus drenajes son elevados, por encima de 4 dS/m, constituyendo uno de los barrancos de la cuenca que mayor masa de sales unitaria exporta, >8 t/ha y año (Basso, 1994, Lasanta et al., 2001) (Tabla III.8 y III.36). En esta cuenca, aparte de los procesos naturales de denudación de los materiales terciarios salinos, las nivelaciones para el regadío también son las responsables de que en los glaciares se encuentren ocasionalmente suelos salinos (Basso, 1994).

En contraste con otros regadíos en la cuenca del Ebro, la masa de sales exportada por unidad de superficie del Arba para el periodo 2000-2014 es baja, en torno a $2,1 \pm 0,5$ T/ha y año, similar a otras cuencas en las que no se encuentran litologías salinas, como la cuenca de La Clamor Amarga o la del Alcanadre (Tabla III.36). Este dato se calcula para toda la superficie de aportación de la cuenca del Arba aguas abajo del canal de Bardenas hasta la estación de aforo del Arba en Tauste (133.100 ha), e incluye además de las salidas asociadas a los riegos, las correspondientes a la escorrentía superficial y la descarga de los acuíferos ($MS_m - MS_{cab}/sup$ SRCB-Arba). Si se

incluyen también las entradas de los tributarios desde cabecera, esta cifra baja hasta 1,32 T/ha ($MS_m/sup C. Arba$). A pesar de que es una cuenca con una importante componente salina, las precipitaciones son bajas y la mayor parte de las sales que exporta el Arba (58%) se deben a los retornos de riego. La masa de sal unitaria exportada desde el regadío (60.000 ha) es de $3,0 \pm 0,5$ T/ha y año, cifra que asciende hasta $5,0 \pm 1,1$ T/ha y año si se incorpora la masa de sal que se exporta debido a las precipitaciones (Tabla III.36).

De forma más sectorial, en algunos estudios realizados en los barrancos del tramo medio y bajo de la cuenca, se obtienen valores de masa de sales exportada muy elevados, por encima de 10 T/ha y año (Lasanta et al. 2001, Basso, 1994) y similares a los obtenidos en otras cuencas salinas del Ebro con riegos por inundación como es el caso de La Violada o del Barranco de La Valcuerna con riegos por aspersión (Tabla III.36). Son drenajes que, a pesar de estar muy concentrados en sales, no suponen una cuantía relevante, debido a su baja aportación de agua para el cómputo general de sales del Arba en Tauste.

Para el periodo 1981-2000, no ha sido posible realizar un buen ajuste en el balance de sales y la estimación de la masa de sales en los drenajes del $SRCB_{Arba}$ no se considera del todo satisfactoria. Se han obtenido unos estadísticos de ajuste muy bajos y un sesgo elevado, lo que introduce mucha incertidumbre en los resultados obtenidos y en el valor de los parámetros ajustados. Con el modelo de balance se obtiene para este periodo una masa de sales en los drenajes del $SRCB_{Arba}$ muy por encima de las calculadas en el río Arba en Tauste a partir de datos empíricos de caudal y CE.

Como hemos indicado anteriormente, el dato de aportaciones medias mensuales se obtiene de lecturas diarias en la estación de aforo, sin embargo, la salinidad del periodo 1981-2000 se obtiene con la información de un dato puntual al mes. Esto obliga a reconstruir la serie diaria de sales a partir de regresiones entre Q y CE o por interpolación con datos puntuales de muestreo. Así, en este sentido, es difícil ajustar un modelo de balance tomando como referencia series de datos que de por sí ya presentan cierta incertidumbre.

Además, para poder ajustar correctamente la masa de sales, es necesario tener unos ajustes buenos en el balance de agua. Valores de salida de caudales considerados como aceptables ($NSE > 0.500$) no siempre permiten obtener buenos resultados en el cálculo de la masa y concentración de sal. En la medida que se incorporan errores en los caudales, estos se trasladan a la masa de sal y consecuentemente, al cálculo de los SDT.

Tabla III.36. Masa de sales exportada por superficie en diferentes áreas y zonas de riego de la cuenca del Ebro. Se indica el promedio de las masas de sal y la desviación estándar para todos aquellos trabajos que impliquen varios años o varias tipologías dentro de una misma zona. MS: masa de sales totales y MS_{DR}: masa de sales asociada a los drenajes de riego.

Origen	Zona	Superficie	Sistema de riego	Litología	MS T/ha y año	MS _{DR} T/ha y año	Años del estudio
Sistema de Riegos del canal de Bardenas							
<i>Lorenzo-González, 2020</i>	SRCB	133.118 ha (55.300 riego)	80% Inund	N ₀ +N ₁ +N ₂	2,1 ± 0,5		AH 2001-2014
<i>Lorenzo-González, 2020</i>	SRCB	45.500 - 60.600 ha riego	80% Inund	N ₀ +N ₁ +N ₂	5,0 ± 1,1	3 ± 0,5	AH 2001-2014
<i>CHE-CITA (2006-2011)</i>	SRCB	55.200-59.200 ha riego	86% Inund	N ₀ +N ₁ +N ₂	4,7 ± 1,0		AH 2004-2009
<i>Causapé, 2009b</i>	SRCB	54.300 ha riego	87% Inun 13% Pres	N ₀ +N ₁ +N ₂	5,4 (AH seco 3,1)		2004-2006
<i>Basso et al., 1990</i>	SR Bardenas I	38.100 ha riego	Inund	N ₀ +N ₁ +N ₂	5,75		AH 1987/88
<i>Causapé et al., 2004b</i>	Comunidad V	15.498 ha riego	Inund	N ₀ +N ₁ +N ₂	7,2		AH 1999/00
<i>Basso, 1994</i>	Bco. Valareña (C6)	13.400 ha	Inund	N ₀ +N ₁	2,6		AH 1991/92
<i>García-Garizábla, 2010</i>	Colector C-XIX-6	95 Ha	Inund	N ₀	4,5		2001
<i>García-Garizábla, 2010</i>	Colector C-XIX-6	95 Ha	Inund	N ₀	1 - 1,6		2005 - 2008
<i>Causapé et al., 2004d</i>	Colector C-XIX-6 C-XXV-3	97 y 149 ha	Inund Inund+39% Asp	N ₀	6,5 - 6,8	3,4 - 4	AH 2000/01
<i>Basso, 1994</i>	Colectores C11, C12, C13 C14, C21	1.030-4.400 ha	Inund	N ₀	2,4 ± 1,8		AH 1990-1993
<i>Causapé et al., 2004c</i>	Colector D-XXX-3	216 ha	Inund	N ₀	7,3	4,7	AH 2000/01
<i>Lasanta et al., 2001</i>	Colector C27	643 ha (433 ha riego)	Inund	N ₀ +N ₁	15,0		AH 1999/00
<i>Basso, 1994</i>	Colector C27	663 ha (409 ha riego)	Inund	N ₀ +N ₁	8,5		AH 1991/92
<i>Basso, 1994</i>	Colectores C28, C29, D-XXXIV-8, C30, C31	300-1.500 ha	Inund	N ₀ +N ₁ +N ₂	7,0 ± 2,4		AH 1990-1993
<i>Merchán, 2015</i>	Bco. Lerma	127-352 ha	93% Asp 7% Got	N ₀ +N ₁	1,2 - 7,3		2004-2013
<i>Abraham, 2010</i>	Bco. Lerma	752 ha (346 ha riego)	86% Asp 14% Got	N ₀ +N ₁	1,3 - 5,8		2004-2008
Barranco de La Violada (RRAA-CR Almodévar)							
<i>Jiménez-Aguirre, 2017</i>	Sistema de Riego	4.000 ha riego	91% Asp	N ₀ +N ₁ +N ₂	6,3 ± 3,5		2011-2015
<i>Jiménez-Aguirre, 2017</i>	Sistema de Riego	3.581 ha riego	92% Inund	N ₀ +N ₁ +N ₂	9,3 ± 1,2		2005-2007
<i>Jiménez-Aguirre, 2017</i>	Sistema de Riego	3.581 ha riego	92% Inund	N ₀ +N ₁ +N ₂	19,9 ± 1,9		1995-1998
<i>CHE-CITA (2006-2017)</i>	Sistema de Riego	4.400 ha riego	91% Asp	N ₀ +N ₁ +N ₂	6,2 ± 3,2		AH 2010-2015
<i>CHE-CITA (2006-2017)</i>	Sistema de Riego	3.640 ha riego	92% Inund	N ₀ +N ₁ +N ₂	10,2 ± 0,4		AH 2007-2009
<i>Barros et al., 2012</i>	Cuenca	5.282 ha (4.000 ha riego)	94% Asp	N ₀ +N ₁ +N ₂	19,3 ± 0,8	19,0 ± 0,8	1982-1984
<i>Barros et al., 2012</i>	Cuenca	5.282 ha (4.000 ha riego)	94% Asp	N ₀ +N ₁ +N ₂	19,8 ± 1,8	19,5 ± 1,8	1995-1998
<i>Barros et al., 2012</i>	Cuenca	5.282 ha (4.000 ha riego)	94% Asp	N ₀ +N ₁ +N ₂	10,2 ± 1,1	9,9 ± 1,1	2005-2008
<i>Isidoro et al., 2006</i>	Cuenca	5.282 ha	Inund	N ₀ +N ₁ +N ₂	4,0 (3,3 - 4,6)		AH 1995-1998

Análisis del regadío y de sus efectos sobre el caudal y la salinidad del río Arba: pasado y futuro del Sistema de Riegos del Canal de Bardenas

Origen	Zona	Superficie	Sistema de riego	Litología	MS T/ha y año	MS _{DR} T/ha y año	Años del estudio
<i>Isidoro et al., 2006</i>	Sistema de Riego	3.866 ha riego	Inund	N ₀ +N ₁ +N ₂	20,3 (16,9 - 23,2)	11,1	AH 1995-1998
<i>Bellot, 1989</i>	Cuenca	5.256 ha (4.205 ha riego)	Inund	N ₀ +N ₁ +N ₂	10,6		AH 1982-1983
<i>Basso et al., 1990</i>	Cuenca		Inund	N ₀ +N ₁ +N ₂	11,6		AH 1987/88
<i>Faci et al., 1985</i>	Sistema de Riego	3.913 ha riego	Inund	N ₀ +N ₁ +N ₂	18,4 - 19,1		AH 1982-1983
<i>Aragües et al., 1985</i>	Sistema de Riego	3.913 ha riego	Inund	N ₀ +N ₁ +N ₂	22,1 - 25,0	18 - 21	1982-1983
Cuenca de Alcanadre							
<i>CHE-CITA (2006-2017)</i>	Sist. Riego 34 CRR	71.800 ha riego	65% Inund	N ₀	3,0 ± 0,7		AH 2008-2015
<i>Andrés y Cuchí, 2014b</i>	Cuenca Malfarás	1.978 ha (1.400 riego)	Asp	N ₀	1,6		2010
Cuenca de Clamor Amarga (CAyC-Varias CRR)							
<i>CHE-CITA (2006-2017)</i>	Sist. Riego	53.100 ha riego	47% Inund	N ₀	3,5 ± 0,8		AH 2010-2015
Monegros							
<i>Basso et al., 1990</i>	Monegros I				2,86		AH 1987/88
<i>Basso et al., 1990</i>	Cinca				1,81		AH 1987/88
Barranco de La Valcuerna (RRAA-CR San Miguel, Montesnegros y Candasnos)							
<i>CHE-CITA (2006-2017)</i>	Sist. Riego	7.200 ha riego	100% Asp	N ₀ +N ₁ +N ₂	13,6 ± 1,5		AH 2010-2015
<i>Tedeschi et al., 2001</i>	Colector D-XI	470 ha	43% Asp 57% Pívor	N ₀ +N ₁ +N ₂	13,5		AH 1998
Otras zonas							
<i>Merchán et al., 2018</i>	Cuenca de Landazuria	480 ha	89% Asp Got	N ₀ +N ₁	1,8 ± 0,7 (1,0 - 2,9)	1,0	AH 2007-2016

D_R: Drenajes asociados al regadío; D_{SRCB}: Drenajes asociados al Sistema de riego del Canal de Bardenas

(3) Se observa un incremento significativo de la salinidad en el Arba en Tauste a lo largo de los años de estudio.

El análisis de tendencias de los SDT medios en la estación del Arba en Tauste muestra un incremento anual de 21 mg/l (Mann-Kendall - Serie 1975-2014) y valores máximos de incremento mensual en los meses de otoño, de 26-29 mg/l (Tabla III.37). La eficiencia de riego tanto a nivel parcela como global de todo el sistema, la progresiva ampliación de la superficie de riego, incorporando riegos sobre zonas salinas del tramo medio, así como el incremento de la salinidad del agua de riego (Tabla III.16) han repercutido sobre la concentración de sales del río Arba.

Esta tendencia está muy vinculada además a la reducción de los caudales (Tabla III.31). Si descomponemos la tendencia obtenida en los SDT del río Arba en Tauste entre la asociada a la variación de caudal, que se obtiene a partir de la relación entre Q y CE (SDT_Q), y la ajustada por el caudal ($SDT_{aj}=SDT_m-SDT_Q$) (metodología de cálculo definida en el Capítulo IV), obtenemos una tendencia anual significativa de 12,5 mg/l al año ($\uparrow SDT_Q$) asociada al descenso del caudal y otra de 8,1 mg/l al año ($\uparrow SDT_{aj}$), que correspondería a un incremento de aporte de sales en la cuenca (Tabla III.37). Si bien los caudales se reducen en los meses de la estación de riego (Tabla III.31) así como también lo hace la salinidad del río Arba asociada al descenso de caudal (SDT_Q), los SDT_{aj} lo hacen de septiembre a enero, en los meses posteriores a la campaña de riego (Tabla III.37).

Una posible respuesta a este incremento en los meses de otoño, no vinculado al caudal, puede deberse al papel que desempeña el acuífero dentro de este sistema de riego. Una mayor percolación, un mayor tiempo de retención del agua en el acuífero o una mayor recarga de acuíferos en zonas en contacto con litologías salinas, podrían explicar este aumento de salinidad en los meses posteriores a la campaña de riego.

Por otro lado, las masas de sales exportadas por el río Arba no muestran tendencias significativas, salvo para los meses de máxima demanda de agua (junio a agosto) donde se produce una reducción de entre 150 y 240 T/mes (Tabla III.37). Son meses donde la reutilización y la mayor eficiencia del riego ha disminuido la masa de sales que exporta este río.

Tabla III.37. Tendencias de los SDT medios mensuales, las masas de sales mensuales (MS_m) obtenido mediante el modelo mixto, los SDT_{Qd} (relación Q/CE), y los SDT_{adj} ($SDT_{Qd}-SDT_i$) en el Arba en Tauste. Valores del estadístico Z de Mann-Kendall y tendencias estimadas (M) mediante el estimador estacional de la pendiente de Sen (M) para cada mes y el año en conjunto con sus intervalos de confianza [P = 0.95: límite inferior (LI) y límite superior (LS)]. Se presentan en negrita los valores significativamente diferentes de cero ($p < 0.05$) (Serie 1975-2014).

	SDT Arba en Tauste (mg/l)				MS_m Arba en Tauste (T/mes)			
	Estadístico Z (M-K)		Estimador de Kendall		Estadístico Z (M-K)		Estimador de Kendall	
	Z	M	LI	LS	Z	M	LI	LS
Oct	4.32	25.83	15.06	38.99	1.36	121.6	-83	284
Nov	4.24	29.31	18.11	41.78	0.71	63.3	-99	258
Dic	2.37	20.41	4.27	36.62	0.73	87.3	-99	293
Ene	2.04	22.63	0.84	43.59	0.52	72.2	-196	323
Feb	0.46	4.64	-12.81	37.40	0.50	62.6	-162	325
Mar	0.18	2.00	-14.08	26.91	1.32	174.9	-51	333
Abr	2.60	17.87	3.90	29.31	-0.41	-53.1	-206	164
May	2.81	22.68	7.84	42.45	-1.20	-88.8	-267	65
Jun	2.90	19.81	6.96	33.07	-2.55	-238.9	-422	-61
Jul	3.68	22.61	11.31	33.10	-2.60	-150.3	-303	-41
Ago	3.62	20.72	9.50	30.00	-3.11	-200.8	-333	-92
Sep	4.49	22.53	14.28	31.90	-1.06	-72.0	-220	88
Anual	9.69	20.95	16.72	24.75	-1.70	-44.7	-91	7
	SDT _Q Arba en Tauste (mg/l)				SDT _{adj} Arba en Tauste (mg/l)			
	Estadístico Z (M-K)		Estimador de Kendall		Estadístico Z (M-K)		Estimador de Kendall	
	Z	M	LI	LS	Z	M	LI	LS
Oct	1.78	9.25	-0.94	18.96	2.60	15.77	3.60	27.11
Nov	1.39	8.00	-3.84	19.40	2.85	18.26	6.03	31.99
Dic	1.06	4.30	-5.15	16.05	3.47	18.87	9.06	31.28
Ene	0.62	3.10	-9.28	18.45	2.29	11.66	1.77	26.07
Feb	0.60	3.18	-7.31	21.08	0.85	5.89	-8.05	22.01
Mar	-0.24	-1.48	-9.74	11.39	1.70	7.79	-1.44	15.80
Abr	2.20	11.45	0.82	20.06	1.14	5.47	-3.02	16.21
May	4.35	16.38	9.53	24.96	2.61	11.79	3.75	19.41
Jun	3.65	20.39	11.77	32.19	0.05	0.21	-5.61	6.03
Jul	3.83	19.58	11.82	29.89	1.02	3.95	-3.81	9.36
Ago	4.60	22.17	12.32	32.92	0.81	2.75	-3.80	10.18
Sep	3.11	14.01	4.93	24.56	3.32	7.96	3.65	12.32
Anual	7.84	12.51	9.26	15.39	6.55	8.07	5.73	10.57

(4) Las pérdidas en los canales y en las redes de distribución, su efecto de dilución y los riegos de huebra, previos a las siembras de primavera, son factores importantes a tener en cuenta en el balance de agua y sal.

Las sueltas en las acequias de riego y las pérdidas en las redes de distribución, produce una reducción de la concentración de sales en los drenajes y son un factor importante para determinar la calidad de los retornos de riego. Es lo que se engloba en este trabajo dentro de las denominadas pérdidas de las redes de distribución (P_{da}).

Se trata de unas variables difíciles de cuantificar (Barros et al. 2011a) y es por ello, que las P_{da} se tratan como un parámetro de ajuste dentro del balance de agua. De forma mayoritaria, se incluyen todas aquellas salidas de agua que no conllevan un incremento de la salinidad importante. Son salidas de agua que rápidamente se recogen en los desagües del Sistema sin que pueda llegar a producirse procesos de lavado de suelo o procesos de evapoconcentración. En el modelo desarrollado, se engloban en este término las aguas de cola de acequias (pérdidas operacionales) y también las escorrentías directas de riego en parcela que actúan como aguas de dilución (Isidoro, 2002). También se incluyen las pérdidas por infiltración en las acequias, que suponen un detrimento importante del volumen de agua de riego en las primeras décadas de los periodos analizados, cuando la mayor parte de las acequias de riego estaban sin revestir.

También se encuentran incluidas dentro de las P_{da} , sin que supongan un efecto de dilución, las pérdidas por evaporación y arrastre (PEA) en los sistemas de riego por aspersión que ha de tenerse en cuenta en los escenarios que incluyen modernización. Este valor puede alcanzar en comarcas como la de las Cinco Villas, cantidades elevadas, entre un 8 y un 16,7 % del volumen de agua servida para el riego (Martínez-Cob et al., 2005).

Las pérdidas en las redes tanto primarias como secundarias son muy variables según la tipología del canal, su caudal, perímetro mojado, calado y longitud. Las pérdidas pueden alcanzar valores que van desde un 15-17% del volumen de agua a inicio del canal (Martin and Gates, 2014, USGS, 1990) hasta valores de más del 40% (Sharma, 1975; Kinzli et al., 2010). Tanji and Kielen (2002) indican unas pérdidas de entre 20-30% para los canales no revestidos, del 15 al 20% para los grandes canales revestidos, del 10% para los pequeños canales revestidos y del 0% para tuberías cerradas.

Los resultados del ajuste y calibración del balance muestran una disminución de las pérdidas de las redes de distribución (P_{da}) a lo largo de los años de estudio. Si bien las P_{da} para el periodo de 1982-2000 son del 45%, para el periodo de 2001-2014 se reducen hasta el 25%.

Por otro lado, para el cálculo de las pérdidas de los grandes canales o infraestructuras lineales (P_a) se aplica un valor de entre 2,5 y 3 m³/s para los meses de máximo calado del canal (CHE-Sádaba, 2017). Esto supone unas pérdidas en los grandes canales del Sistema del 5% del agua que entra en la cuenca del Arba (0.11 hm³/km de canal).

No se han llevado a cabo trabajos específicos de caracterización de las pérdidas en las acequias y canales de riego de este Sistema, sin embargo, numerosos trabajos justifican el elevado volumen de los aportes y la baja salinidad obtenida en algunos de los barrancos y drenajes del Sistema debido a las pérdidas y aguas de cola de los principales canales de riego (Causapé, 2004c, Isidoro et al., 2002). En estudios llevados a cabo en otros sistemas de riego se calculan unas filtraciones de los grandes canales de distribución de 10 l/s en los meses de máximo consumo como son los calculados para el canal de Monegros II en el Colector D11 en los años 1997-98 (Tedeschi et al., 2001), lo que corresponde al 5% del volumen de agua servida para el riego. En otros sistemas de riego más antiguos como el canal de Urgel, se obtienen valores algo más elevados como los obtenidos por Cots et al. (2014) en el año 1991 en el T.M. de Arbeca donde obtiene unas pérdidas del 12 % para las acequias, un 1,5% en las colas de acequias y un 10% en las balsas.

Barros et al. (2011a), a partir de un balance de agua, analizan las pérdidas del canal de La Violada y de Monegros, a su paso por los materiales yesíferos del barranco de La Violada (1998-2008). Los resultados muestran unas pérdidas máximas de entre 24-35% del volumen de agua servida por ambos canales, que descendieron a valores de entre 13-22% tras la restauración y elevación del Canal de La Violada. Estos valores suponen unas pérdidas de 0,57 hm³/km para el canal de La Violada y de 0,19 hm³/km para el de los Monegros, valores más elevados que los estimados en el canal de Bardenas. Estas diferencias son debidas, presumiblemente, al predominio del yeso en la zona de La Violada y a su efecto deletéreo sobre los canales de hormigón (Llamas, 1962)

Debido a estas pérdidas, en la cuenca del Arba se produce una disminución de la concentración de sales de los retornos de riego (efecto de dilución) que justifica el que los valores medios de salinidad sean más bajos en la ER que en la ENR (Isidoro et al., 2002) (Tabla III.32). Algunos de los drenajes de la zona norte del Sistema, presentan una salinidad especialmente baja, cercana a la del agua del canal (Isidoro et al., 2002) y algunos de los muestreos en barrancos y desagües en zonas salinas de la cuenca presentan también valores muy bajos de salinidad propios de suelos no salinos (Tabla III.8).

Otro de los aspectos a tener en cuenta en relación a la calidad y cantidad de los drenajes en el regadío corresponde al volumen de agua que se aplica al suelo y que no es utilizado para la

evapotranspiración de los cultivos. En zonas con elevada salinidad es necesario en los meses de primavera realizar aportaciones de agua para hacer descender la salinidad del suelo con anterioridad al cultivo de arroz y maíz (Jiménez-Aguirre, 2017) o para aumentar la humedad del suelo en la zona de raíces con anterioridad a la plantación de maíz y/o para evitar la formación de costras (Tedeschi et al., 2001). Estas aportaciones de agua de riego pueden ser responsables, en parte, de los elevados caudales que se registran en los meses de primavera (al menos en riego por superficie, en riegos presurizados es factible la aplicación de volúmenes mucho más controlados que originen una menor recarga del acuífero).

(5) El río Arba en su último tramo posee una concentración de sal elevada que genera ciertas limitaciones para el riego.

En el informe CHE-CITA (2006) se analizó para 31 estaciones de calidad de la cuenca del Ebro, las necesidades de lavado para el riego de distintos cultivos. En este estudio el agua de riego con una salinidad como la del río Arba en Gallur fue una de las que presentaron una mayor necesidad de lavado, que para el caso del maíz y la alfalfa (cultivos moderadamente sensibles a la salinidad y muy extendidos en la cuenca del Ebro) se estimó en un 62% y un 48%, respectivamente. Esto quiere decir que es necesario incrementar el volumen de riego en un 62% (maíz) o en un 48% (alfalfa) por encima de la ET_c del cultivo para evitar descensos en el rendimiento de estos cultivos asociados a la salinidad del agua de riego. Para el periodo abril 2004-octubre 2010 los datos diarios recogidos por la estación de RecoREbro en Tauste, muestran que en el 22% de los días de la estación de riego se supera el límite de salinidad, que define las restricciones de uso severas debidas a la salinidad, $CE=3.0$ dS/m (Ayers y Westcot, 1985).

A pesar de que el último azud de abastecimiento para riego (Azud del Escorón) que suministra el agua a la CR de las Huertas Altas se encuentra situado aguas arriba de la estación del Arba en Tauste, y aguas arriba de la recepción de los drenajes más salinos de la cuenca, el incremento de la salinidad de los retornos de riego en los escenarios de cambio climático y modernización van a suponer una limitación para el riego de esta CR situada a cola del Sistema y un deterioro adicional de sus retornos de riego. Esta limitación estará asociada no solo a la salinidad total, sino que en el caso de riego por aspersión, podría ocasionar problemas de toxicidad específica por sus altas concentraciones de Na y Cl (Isidoro y Aragües, 2007).

A las restricciones asociadas a la calidad del agua se añade el de la cantidad de agua disponible. Aguas abajo del azud de Escorón, se han registrado años en los que toda el agua que circula por el río es derivada para el riego de las viejas CCRR (CITA-CHE, 2005), de este modo el río Arba queda seco aguas abajo de la toma. En los escenarios que incluyen la modernización y el cambio climático (E_6 y E_7), la casi totalidad de las NH de los cultivos de las viejas CCRR

quedan cubiertas, pero en los años secos solo es posible cubrir el 65% de las NH de estas CCRR. Son años en los cuales las aportaciones medias en el río Arba en Tauste en los meses de julio y agosto son nulas. Bajo estos escenarios se hacen cada vez más frecuentes los días en los que el bajo volumen de agua derivado desde el Canal de Bardenas al tratarse de un año seco, junto con una bajada de los drenajes de las CCRR situadas aguas arriba al aumentar la eficiencia de riego, hacen insuficientes los caudales circulantes en el tramo inferior del río para el riego de las CCRR situadas en la cola del Sistema.

Para estos meses sería necesaria la descarga directa de agua del canal al río para poder completar el riego de estas CCRR, lo que a su vez permitiría diluir la salinidad del agua de riego evitando el consiguiente descenso del rendimiento de los cultivos y la salinización de suelos. O bien, ejecutar las obras de regulación en línea necesarias y proveer a estas CCRR viejas de agua de riego del sistema del Canal de Bardenas directamente, lo que debe ir unido a la modernización de las mismas.

Aunque no se ha aprobado todavía un caudal ecológico específico para el último tramo de esta cuenca, en el Esquema de Temas Importantes del nuevo ciclo de planificación hidrológica (CHE, 2020) se establecen unos caudales mínimos de 228 y 253 l/s para los meses de julio y agosto en años normales y de 114 y 127 l/s en los años de sequía. Estos caudales, son todavía orientativos y pueden estar sujetos a modificaciones, no obstante, una vez aprobados por el Plan Hidrológico de Cuenca (2021-2027), será necesario tenerlos en cuenta a la hora de planificar la gestión de los recursos y el caudal del río que puede derivarse para el riego.

En este sentido sería interesante hacer un estudio más detallado de las CCRR viejas, para determinar sus necesidades tanto de cantidad como de calidad del agua de riego. Estas necesidades permitirían limitar la reutilización y establecer unos caudales mínimos de vertido desde el canal de Bardenas que permitan diluir la salinidad del río, en especial en los años secos, así como establecer que métodos pueden mejorar la eficiencia y los retornos de estas CCRR.

(6) Existe una amplia variabilidad en las características del riego y sus drenajes según se trate de años húmedos, medios o secos.

Para poder caracterizar correctamente el funcionamiento del SRCB es necesario estudiar series de años lo suficientemente largas y variadas que permitan contrastar datos en diferentes estados de disponibilidad del recurso de agua. No se puede evaluar una eficiencia, ni un volumen o calidad de unos retornos de riego a partir de un solo año, pues los resultados solo son representativos de ese año en concreto, con sus propias casuísticas.

Si bien se observa que los años húmedos presentan respuestas similares a los años medios, para el caso de los años secos las estimas del modelo de balance son distintas de las del resto de años.

Los años secos son los que presentan un peor ajuste en el balance de agua y sal, con un comportamiento que difiere del resto de los años y que refleja un cambio en la gestión del Sistema. Dentro de la serie de estudio se han establecidos como años secos a partir de los datos de volumen aportado por el canal de Bardenas y precipitaciones en la cuenca del Arba, los años hidrológicos 1988/89, 1989/90, 1991/92, 2001/02, 2004/05, 2007/08 y 2011/12.

Estos años se caracterizan por:

- Menores salidas de agua del canal de Bardenas en Yesa. Mínimos históricos en el AH 2001/02 con 370 hm³/año (promedio 1971-2014: 612 hm³/año).
- Menores precipitaciones. Mínimos históricos anuales registrados en el SRCB en el AH 2004/05 con 235 mm (promedio 1973-2014: 410 mm),
- Menor superficie de riego. Máximo descenso en el AH 2001/02, donde la superficie real de riego bajó un 15% con respecto al año anterior.
- Variación en los patrones de cultivo. Se incrementa la superficie dedicada a los cereales de invierno y desciende las superficies de maíz y los dobles cultivos. Se priorizan los cultivos de menor demanda hídrica.
- Descenso de la ET_c media dentro del Sistema. El mínimo valor de ET_c obtenido en la serie 2000/01-2013/14 corresponden al año 2007/08 con 631 mm, frente a un valor medio del periodo de 679 mm.
- Unas necesidades hídricas netas (NH_n) de todo el Sistema más bajas, debido a la reducción de la superficie de riego y a que la ET_c alcanzan los valores mínimos de toda la serie. Dentro del periodo 2001-2014, los valores más bajos corresponden al año 2001/02, con unas NH_n de 219 hm³/año frente a un valor medio de 288 hm³/año.
- Un incremento del déficit hídrico. El déficit hídrico más alto, corresponde al año 2001/02 donde tan solo queda cubierto el 82% de las NH de los cultivos con agua servida por el canal, tomas del río y reutilización. Para estos años se obtiene un déficit hídrico ($DH = ((ET_c - ET_a) / ET_c) * 100$) del 21% (Causapé, 2009a).
- Un incremento de la eficiencia de riego. La eficiencia de riego en parcela más elevada del periodo 2000-2014 corresponde al AH 2011/12 con el 71% (media del periodo de 62%) y del 61% si se incluyen las pérdidas en las redes de distribución (media del

periodo de 54%). Para ese mismo año, la eficiencia total del Sistema también alcanza un valor máximo del 78%, frente a la media del periodo de 70%.

- Se reducen las descargas directas del canal en almenaras y el turbinaje en hidroeléctricas (P_a) en los meses de primavera. No hay apenas salidas en estos meses en los años secos frente a un valor medio de 53 hm³/año en el periodo 2000-2014.
- Descenso del volumen de agua reutilizada en el Sistema por un descenso de los retornos de riego y un menor recurso disponible. Frente a una reutilización media del 34% en el periodo 2000-2014 en el AH 2007/08 la reutilización se reduce al 20%.

4.2. Análisis de los escenarios simulados

Los resultados del análisis de escenarios muestran que las diferentes actuaciones de **ampliación** y **modernización** de la superficie de riego, así como los efectos derivados del **cambio climático**, van a repercutir sobre la salinidad y caudal del río Arba en diferentes aspectos y magnitudes:

4.2.1. Escenarios de modernización del regadío

La mayor variación en la respuesta se obtiene cuando se simula la modernización de los regadíos. Todos los escenarios que incluyen modernización responden de igual manera, con una bajada generalizada de los caudales circulantes por el río, un descenso de la masa de sales exportada y una mayor concentración de sales en el río (Figuras III.50 y III.51). También se produce un descenso de la reutilización del agua en la cuenca (desciende del 34% al 12%) y en la mayor parte de los años, las NH_n quedan cubiertas a pesar de que las mismas aumentan un 9%.

En la estación del Arba en Tauste el caudal circulante calculado (Q_T) desciende de media un 23% (E_2) y las masas de sales (MS_T) en un 25%, mientras que la concentración media anual de sales del río Arba (SDT_T) aumenta en un 35%. Si se añade a la modernización la ampliación de la superficie de riego (E_4), estas diferencias se mantienen más o menos en las mismas magnitudes, salvo para los SDT_T que se incrementan en un 43% con respecto a E_0 .

Por otro lado, la incorporación de las variables definidas en el cambio climático al Escenario de modernización (E_6), acentúa aún más estos efectos, alcanzando unos descensos medios de caudal del 33% y de la masa de sales exportada del 31% y los SDT medios del río Arba aumentan de media en un 54% (Figura III.50 y 51). Un aumento de la eficiencia de riego y de las NH_n introducidas por la modernización de los regadíos, unido al incremento de la salinidad del agua de riego, al descenso del volumen de agua servida por el canal y de las aportaciones naturales

definidas por el cambio climático, son factores determinantes para la obtención de estos resultados.

Estudios en zonas en las que se ha llevado a cabo procesos de modernización integral muestran una reducción de las aportaciones anuales de agua y de la masa de sales. Así en el barranco de La Violada (Jiménez-Aguirre, 2017), se produce tras la modernización una reducción de las aportaciones anuales de agua en la cuenca del 37% y de los drenajes del Sistema de riego del 71%. Con la modernización los drenajes medios anuales se redujeron desde 11.598 m³/ha (1995-98) a 3.377 m³/ha (2011-15) y la masa de sal exportada se redujo en un 68%. La masa de sales media de salida de la cuenca de La Violada (5.234 ha de regadío) para años anteriores a la modernización fue de 19,9 T/ha y año (1995-98) y tras la instalación de un sistema de riego a presión generalizado, fue de 6,3 T/ha y año (2011-15). Los SDT medios anuales medidos en la última estación de aforo de esta cuenca aumentaron de 1.700 mg/l (1995-98) a 2.200 mg/l (2011-15), lo que supone un incremento del 26%.

En el Sistema Bardenas I el efecto de la modernización del regadío sobre la cantidad y salinidad de los retornos de riego se ha analizado en dos trabajos, aunque de una manera menos robusta que en el de Jiménez-Aguirre (2017) ya que solo consideraban un año hidrológico específico como base de referencia para el estudio. Causapé et al. (2004a) utilizando modelos geoquímicos analizó el efecto de la modernización de Bardenas I mediante un aumento de las eficiencias de riego en parcela desde el 50% al 90%, obteniendo un descenso de los caudales de drenaje del 86%, y un descenso del caudal para el Arba de Riguel a la altura de la localidad del Sabinar del 31%, así como un descenso de la masa de sales del 30% y un aumento del SDT de los drenajes de riego. Por otro lado, Basso (1994) utilizando un modelo hidrosalino simuló escenarios de modernización del Sistema Bardenas I aumentando la eficiencia del riego en parcela del 75% al 85% obteniendo un aumento de la concentración de los retornos de riego de 30-34% y una disminución de la masa de sales exportada de hasta el 51%.

En todos estos trabajos se obtienen descensos más acusados de caudales y masas de sales que los obtenidos dentro del E₂ dado que en ambos estudios en el análisis de la modernización se incluye un menor aporte de agua servida para el riego, 60% en Causapé et al (2004a) y 30% en Basso (1994) que la aplicada en este estudio. Además, ninguno de esos estudios incluyó el efecto de la reutilización del agua a nivel de cuenca, que en esta cuenca, tanto para el riego de las CCRR en cola como para la superficie regada directamente con aguas de drenaje, es una variable determinante.

En el Escenario E₂ se mantiene el volumen anual del riego (R_f) pero se distribuye mensualmente adaptado a las necesidades hídricas de los patrones de cultivo sobre riegos

presurizados. A lo largo de toda la serie estudiada (1981-2014), se ha ido incrementando progresivamente la superficie de riego y algunos sectores de riego se han modernizado, y a pesar de ello el volumen de agua facturada para toda la cuenca se ha mantenido, estando así este volumen de agua definido más que por la superficie o sistema de riego empleado, por el volumen disponible en Yesa y la capacidad de regulación del Sistema. De este modo, se entiende que la Comunidad General de Bardenas, dentro de un escenario de modernización, seguirá gestionando el mismo volumen de agua, pero adaptado a la disponibilidad de agua, a las nuevas necesidades que introduzca la modernización y construyendo o empleando las obras de regulación necesarias.

Si bien se observa, para todos los escenarios que incorporan modernización, un descenso de caudales y masa de sal y un incremento del SDT a lo largo de todo el año, esta variación se hace más acusada en los meses de estiaje (julio y agosto) y en los posteriores a la campaña de riego (septiembre a noviembre). Un menor retorno de riego derivado de un aumento en la eficiencia de riego en parcela reduce los drenajes directos al río y el volumen de infiltración y recarga de los acuíferos, y con ello las descargas desde los acuíferos en los meses posteriores a la campaña de riego.

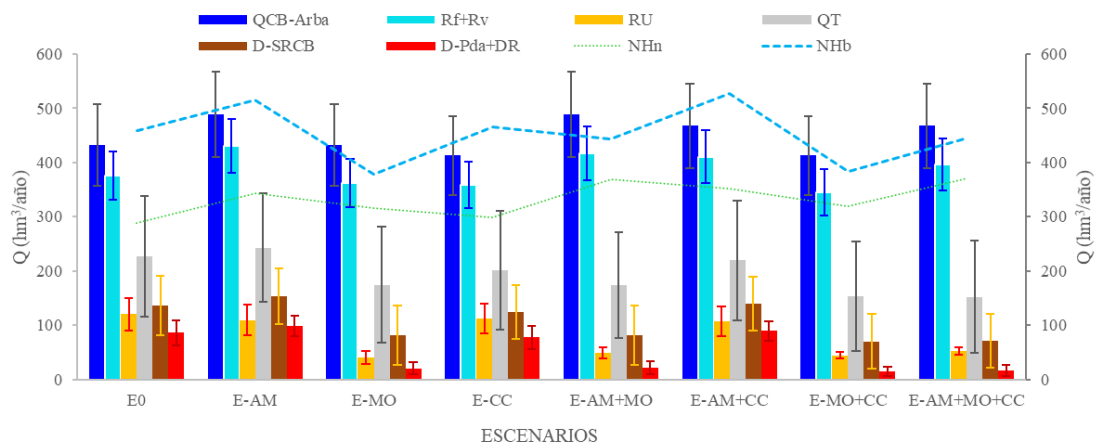


Figura III.50. Promedios anuales y desviación estándar de los principales parámetros del balance de agua bajo los distintos escenarios (serie 2000/01-2013/14). $Q_{CB-Arba}$: salidas anuales totales del canal de Bardenas en la cuenca del Arba; R_f+R_v : volumen anual servido por el canal (R_f) o tomado del río (R_v) destinado al riego; RU : volumen de agua reutilizada procedente de los retornos de riego que se reincorpora de nuevo en el Sistema para un segundo riego; Q_T : aportaciones anuales de río Arba en Tauste. D_{SRCB} : volumen anual de la totalidad de los drenajes asociados al Sistema de Riegos del Canal de Bardenas; D_{Pda+DR} : volumen anual de los retornos de riego asociados al Sistema de Riegos del Canal de Bardenas; NH_n : Necesidades hídricas netas anuales de los cultivos; NH_b : Necesidades hídricas brutas anuales de los cultivos. Se muestran los resultados de los 7 escenarios: E_0 Escenario actual de referencia sin cambios; E_1 Escenario de ampliación del regadío; E_2 Escenario de modernización del regadío; E_3 Escenario de cambio climático; E_4 Escenario de ampliación y modernización del regadío; E_5 Escenario de ampliación y cambio climático; E_6 Escenario de modernización y cambio climático; E_7 Escenario de ampliación, modernización y cambio climático.

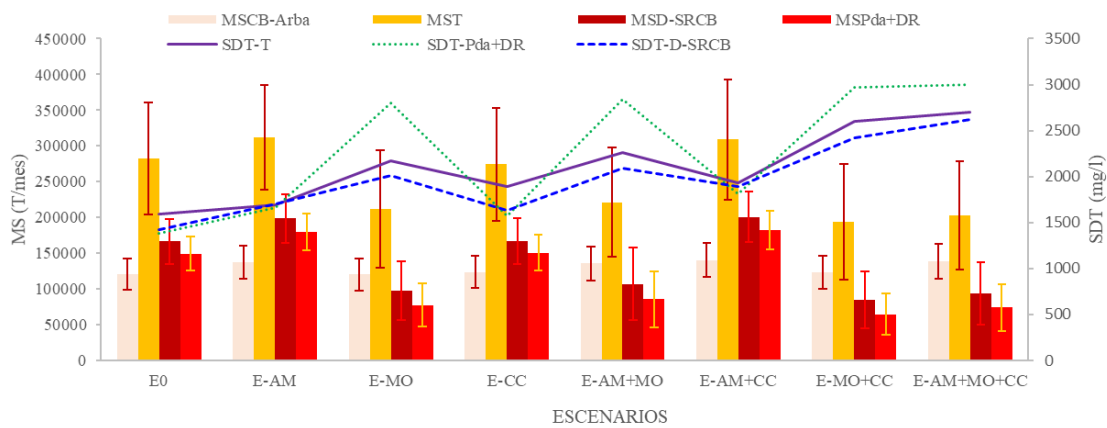


Figura III.51. Promedios anuales y desviación estándar de los principales parámetros del balance de sales bajo los distintos escenarios (serie 2000/01-2013/14). $MS_{CB-Arba}$: masa de sales que entra en la cuenca del Arba procedente del canal de Bardenas; MS_T : Masa de sales exportada anualmente por el río Arba en Tauste bajo los distintos escenarios; MS_{D-SRCB} : Masa de sales anuales de la totalidad de drenajes asociados al SRCB; MS_{Pda+DR} : Masa de sales asociada solo al regadío del Sistema (drenajes de riego y pérdidas en las redes de distribución); SDT_T : Promedio anual de los sólidos disueltos totales del río Arba en Tauste bajo los distintos escenarios; SDT_{Pda+DR} : Promedio anual de los sólidos disueltos totales de los drenajes de riego y pérdidas en las redes de distribución; SDT_{D-SRCB} : Promedio anual de los sólidos disueltos totales de todos los drenajes del Sistema. Se muestran los resultados de los 7 escenarios: E_0 Escenario actual de referencia sin cambios; $E-AM$ Escenario de ampliación del regadío (E_1); $E-MO$ Escenario de modernización del regadío (E_2); $E-CC$ Escenario de cambio climático (E_3); $E-AM-MO$ Escenario de ampliación y modernización del regadío (E_4); $E-AM-CC$ Escenario de ampliación y cambio climático (E_5); $E-MO-CC$ Escenario de modernización y cambio climático (E_6); $E-AM-MO-CC$ Escenario de ampliación, modernización y cambio climático (E_7).

Causapé et al. (2006a, 2008) modelizaron la respuesta del acuífero de los sasos de Miralbueno a un escenario de incremento de la eficiencia del riego de hasta el 90% en las parcelas de regadío sobre la superficie de recarga de dicho acuífero. Los resultados de la simulación mostraron una disminución de los retornos de riego y la práctica eliminación de la recarga del acuífero durante los meses de la campaña de riego, con una modificación del comportamiento del acuífero hacia un régimen natural con recarga por precipitaciones en la ENR, una disminución del volumen almacenado y un descenso de sus descargas (56-70%).

En este sentido, la reducción del volumen de agua de riego en el escenario de modernización, que supone la disminución de las necesidades hídricas brutas de los cultivos se ve compensado por la reducción del volumen de agua reutilizada. Frente a un volumen de reutilización medio en E_0 de $120 \text{ hm}^3/\text{año}$, en el Escenario de modernización (E_2), tan solo se requiere una reutilización de $40 \text{ hm}^3/\text{año}$ para cubrir el 100% de las NH_n de los cultivos. A nivel de cuenca esto supone que existe una superficie de riego más amplia que se abastece de agua de buena calidad. Sin embargo, los regadíos con aguas reutilizadas o aquellos que se abastecen del río tendrán un menor recurso disponible y con una salinidad más elevada.

Otra de las cuestiones a tener en cuenta es como se distribuye este volumen de agua a lo largo de los meses del año. Dentro de este balance no se está teniendo en cuenta las posibles limitaciones debidas a la capacidad de regulación de los embalses laterales, ni a la del canal para abastecer los riegos en los meses de mayor consumo de agua. El volumen total de agua se distribuye adaptado a las NH_n del nuevo patrón de cultivos, reduciendo las salidas de primavera a favor de los riegos de verano.

Según los resultados de este trabajo, el cambio a patrones de cultivo más productivos propios de sistemas modernizados, supone una mayor concentración de las demandas en los meses de estiaje. Si bien para la serie actual, las NH_n en los meses de junio a agosto representan al 41% de las demandas de agua para riego de todo el año, con la modernización esta cifra aumenta hasta el 55%. En este sentido, este proceso de modernización debería ir acompañado de una mejora en las infraestructuras de regulación interna.

También hay que añadir, que en la evaluación de los escenarios de modernización se ha asignado una dotación anual de riego obtenida a partir de unas NH_n definida para unos años con unos cultivos determinados, que no tienen por qué responder a una realidad ni de mercado, ni climática, ni social de los próximos años.

4.3.2. Escenarios de ampliación de la superficie de riego

El principal cambio que implica la ampliación de la superficie de riego E_1 con respecto al Escenario de referencia es el incremento de los aportes de sal al río Arba ($\uparrow 10\%$) (Figura III.51). En el Escenario E_1 no solo se produce un aumento de la disolución de sales del suelo al ampliar la superficie de riego, sino que también se produce un incremento de la movilización de sales por hectárea, dado que buena parte de las nuevas ampliaciones se localizan sobre litologías N_1 y N_2 (Figura III.20). En el Escenario de referencia la superficie de riego sobre estas litologías más salinas supone algo más del 7% y en el Escenario de ampliación (E_1) esta cifra asciende hasta el 10%, aumentando en mayor proporción los regadíos sobre litologías tipo N_2 .

Causapé et al. (2004a), analizaron la repercusión que supondría la ampliación de la superficie de riego del SRCB en 24.000 ha, encontrando un incremento de los drenajes del riego en 16,8 $hm^3/año$ y un aumento de caudal de río Arba del 12%, así como también un aumento de la concentración de sales de este río en un 21%. Estos autores obtienen mediante modelos geoquímicos una salinidad de los retornos de riego de más de 5.000 mg/l de SDT, y una salinidad media del río Arba en Tauste de 1.862 mg/l. En el Escenario E_1 la superficie de ampliación de regadío considerada es menor (10.000 ha) y se obtiene un aumento de los caudales, masas de sales y SDT del río Arba algo más moderados ($\uparrow 7\%$, $\uparrow 10\%$ y $\uparrow 6\%$ respectivamente), situando el valor medio anual de salinidad en el río Arba en Tauste en 1.700 mg/l. Sin embargo, la concentración

de sales de los retornos de riego promediada para todos los sistemas de riego y superficie en la ER (SDT_{Pda+DR}) se calcula que incrementará en este Escenario E₁, en más de un 20%.

Otros trabajos realizados en la cuenca del Ebro a partir de modelos analíticos que relacionan la salinidad de los ríos con distintas variables (precipitaciones, superficie de riego sobre suelos salinos o superficie de la cuenca de aportación sobre suelos salinos) obtienen en la cuenca del Arba un aumento máximo de la salinidad del 20% con el aumento de la superficie de riego sobre suelos salinos (Berga et al., 1990).

Este aumento de la salinidad del agua del río observado en todos los trabajos se debe a la incorporación de nuevos riegos sobre zonas donde los drenajes que se producen de forma natural, presentan elevada concentración de sales. Los nuevos regadíos que se sitúan sobre estas zonas salinas (litologías N₁ y N₂; Figura III.20), van a favorecer la movilización de las sales del suelo y el aumento de la masa exportada del río Arba, aunque también van a producir un efecto de dilución de la salinidad del agua de los barrancos laterales del tramo medio y bajo del Arba durante la ER.

En los trabajos llevados a cabo en el barranco de Lerma a lo largo del proceso de transformación a riego de 346 ha de suelos sobre litologías N₀ y N₁ (Abrahamo, 2010) se obtuvo una disminución de la concentración de sales de los drenajes de este barranco que el autor justifica por la incorporación de flujos de menor salinidad al agua circulante, así como el aumento de las masas de sales exportadas relacionada con la superficie y el tipo de suelo sobre el que se realiza la transformación en riego.

Por otro lado, una de las variables de entrada que ejerce una mayor influencia en el análisis de los escenarios que incluyen ampliación de la superficie de riego (E₁, E₄, E₅ y E₇), es el volumen y distribución del volumen de agua servida para el riego (R_f). En todos los escenarios se considera un incremento del volumen de riego total, obtenido en función de la superficie de ampliación y de las dotaciones medias obtenidas del resto de Comunidades de Regantes, siendo estas muy variables en función del año y CR (CV=0,31). Además, se considera que no hay limitación de recurso en Yesa, ni en el volumen de agua servida por el canal en los meses de máxima demanda. Dentro de estos escenarios de ampliación, a diferencia de los escenarios de modernización, se ha mantenido la distribución de las NH_n definidas por el Escenario de referencia, de modo que se incrementan las aportaciones del río Arba en Tauste en primavera por aumento del volumen servido en estos meses para abastecer los nuevos riegos, y descienden en verano al aumentar la demanda. Un incremento de la regulación interna de este Sistema, permitiría desplazar las salidas de primavera hacia los meses de máximo consumo limitando así los descensos de caudal y el aumento de los SDT observados en estos meses.

4.3.3. Escenarios de cambio climático (E₃)

Dentro del Escenario de cambio climático (E₃) los resultados muestran descensos acusados de los caudales circulantes por el río (12%) y el aumento de los SDT medios anuales (19%), sin apenas cambios en las masas de sales exportadas por el río (3%). Cabe señalar que este Escenario es importante en la medida que intensifica las respuestas del resto de escenarios y en especial el de modernización.

Una de las principales variables que condicionan estos resultados, corresponde a la disminución de los aportes naturales de la cuenca, que en este trabajo se ha tomado como un descenso del 5% tal como está indicada por el Plan Hidrológico del Ebro del (CHE, 2016). Datos más actualizados incluidos dentro del nuevo ciclo de planificación hidrológica (CHE, 2020) definen una reducción similar para la cuenca del Aragón y de Arba del 5,8% (2010-2040). Otros estudios sobre las repercusiones del cambio climático en la cuenca del Ebro indican un porcentaje de reducción de los caudales en cabecera del Aragón del 19% para el periodo 2021-50 (López-Moreno et al., 2014) o del 12% de promedio para el periodo 2010-2040 en varias subcuencas de la cuenca del Ebro entre las que se incluye el río Aragón (Samper et al., 2007). Según estos datos, la disminución de disponibilidad de agua en Yesa y por tanto la derivación de agua para el regadío de Bardenas podría llegar a ser aún mayor que el 5% aplicado en los escenarios de CC.

En los escenarios de CC, esta reducción del 5% se aplica a la escorrentía superficial y al recurso disponible en Yesa y por tanto al volumen de agua servida por el canal ($Q_{CB-Arba}$) y a la entrada de agua en cabecera (Q_{cab}).

Existen trabajos similares para evaluar las afecciones del cambio climático y el aumento del consumo de agua, en los que se incluye la cuenca del Aragón y Bardenas. Milano et al. (2013), aplican una reducción de la escorrentía superficial del 5% y a partir de esta reducción junto con el aumento de la superficie de riego, obtienen una reducción de los aportes de agua para las cuencas pirenaicas del 10-20% (horizonte 2050). Al igual que en este trabajo, se pone de manifiesto una mayor incidencia en los meses de verano con un descenso de los caudales de un 25-35%.

Bajo el Escenario del cambio climático (E₃) los descensos de las aportaciones medias anuales del Arba son del $12 \pm 9\%$, con valores más acusados en julio y agosto. Para estos meses el descenso medio con respecto al Escenario de referencia se sitúa en $21 \pm 14\%$.

A partir de las tendencias de temperaturas y precipitaciones observadas en la cuenca, calculadas mediante el análisis de tendencias de Mann-Kendall, se obtiene un incremento de las NH_n de los cultivos del 5%. (cálculo realizado sobre mismo patrón de cultivos, serie 1975-2014). Los trabajos llevados a cabo por la CHE dentro del nuevo ciclo de planificación hidrológica

(CHE, 2020b) calculan a partir de los resultados de CAMREC-CEDEX (Plataforma Nacional de Adaptación al Cambio Climático – Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas) un incremento de la evapotranspiración potencial para la Junta de Explotación del Aragón-Arba de entre 3,58% y 4,95% según los distintos escenarios planteados (periodo 2010-2040, serie de referencia 1961-2000). Se trata de valores que no se alejan de los obtenidos dentro de este trabajo.

Finalmente debemos concluir que en este modelo se simula el funcionamiento del SRCB reproduciendo y adaptando a los nuevos escenarios las variables climáticas, recursos disponibles, sueltas del canal, manejo de los riegos, patrones de cultivo y abastecimiento urbano observados en la actualidad. El introducir variables nuevas no contempladas, introduce una mayor incertidumbre en los resultados. Cuestiones socioeconómicas, de mercado, mayor disponibilidad de agua por el recrecimiento de Yesa, funcionamiento del embalse de Loteta, nuevos patrones de cultivo adaptados a una nueva demanda, mejora de las actuales infraestructuras de riego etc., no han sido consideradas en este trabajo. En este sentido, los resultados son aproximaciones generales de cómo el Sistema va a responder a las variables definidas en cada escenario y puede que las respuestas varíen si se modifican parámetros no contemplados en el modelo.

4.3. Debilidades y fortalezas del modelo de balance utilizado

El modelo desarrollado es un modelo simplificado que considera los flujos más importantes de agua y sal en el Sistema. En esta simplificación algunos aspectos importantes que entrañan **debilidades** son:

- Los acuíferos existentes se tratan como un único acuífero, aunque tengan comportamientos diferentes. En particular, los acuíferos de los sasos se comportan de forma muy distinta a los de los aluviales.

- El modelo se ejecuta con datos medios mensuales, los valores de variables como la evapotranspiración de los cultivos y la precipitación efectiva podrían calcularse mejor utilizando datos diarios (existentes para el periodo 2000/2014).

- Hay ciertos parámetros de entrada al balance que podrían ser calculados de forma más detallada, con modelos y ecuaciones más complejas. Se trata principalmente de la recarga del acuífero por infiltración de las precipitaciones o la salinidad de la escorrentía de lluvia. Son parámetros que afectan fundamentalmente en la ENR. El hecho de utilizar datos mensuales como se ha comentado anteriormente, limita los resultados.

- No se tiene en cuenta la regulación interna del Sistema, aunque es importante, pues parte del volumen de agua servida por el canal al SRCB_{-Arba} en primavera está destinada a rellenar los embalses laterales del Sistema para su uso en verano. En 2020 el volumen total de regulación del Sistema es de cerca de 64 hm³, y el mayor embalse, Laverné (40 hm³), está activo desde 2010 lo que afecta a pocos años de la serie 2000/2014 utilizada como referencia en el trabajo. De cara al futuro es esencial incorporar esta regulación en el modelo.

- Para evaluar la salinidad del suelo se ha utilizado el mapa de litologías MAGNA de escala 1:50.000. Sería necesario generar un mapa de suelos salinos ya que no solo la composición litológica es responsable de la salinidad de los drenajes del riego y escorrentías, sino que existen otros procesos que no se están teniendo en cuenta. Por ejemplo, parte de los suelos de ladera, coluviales y piedemontes presenta suelos salinos debido a que proceden de la denudación de los materiales terciarios salinos cercanos (Martínez-Beltrán, 1978). Se trata de depósitos cuaternarios con salinidad alta en profundidad que deberían ser tratados como litologías N1, pero al tratarse de cuaternarios, no se incluyen como tales.

Por otro lado, las principales **fortalezas** del modelo son:

- A pesar de la simplificación conceptual del modelo del balance éste es un modelo robusto en el que se simplifica y ajustan pocos parámetros. El análisis de sensibilidad nos indica la importancia de cada uno de estos parámetros sobre la cantidad y calidad de los retornos, e

identifica los parámetros más relevantes que deberían tenerse en cuenta para desarrollar modelos más complejos. Además, los parámetros más importantes (eficiencias de riego, incrementos de la salinidad en los drenajes) se han ajustado para que se mantengan próximos a los valores registrados en la cuenca en trabajos previos, intentando reflejar las condiciones reales del sistema (no solo para minimizar los errores de cierre).

- Una importante fortaleza del trabajo es que se han utilizado series largas de tiempo con una alta variabilidad incluyendo años secos y años húmedos para ajustar los parámetros del modelo y simular resultados que permiten analizar y comparar el efecto del riego bajo diferentes condiciones.

- El modelo de balance desarrollado tiene la posibilidad de ser aplicado en otras cuencas, son cálculos sencillos que recogen la mayor parte de las variables relacionadas con el riego y su relación con el río.

III. 5. Conclusiones

La cuenca del Arba constituye un buen ejemplo de cómo los cambios en los usos del suelo, y en especial el regadío, pueden afectar a la cantidad y salinidad del agua de los ríos, receptores de sus retornos. La Cuenca del Arba es una de las cuencas del Ebro con mayor porcentaje de superficie de ocupación del regadío, más del 29%. Son riegos con más de 60 años de historia, con un incremento progresivo de su superficie de riego; además son numerosas las mejoras que se han introducido que implican cambios sobre la cantidad y salinidad de los retornos de riego. La mayor parte del agua de riego procede de otra cuenca, la del Aragón, lo que modifica el régimen hídrico natural del río Arba; las estaciones de aforo y calidad del río poseen series con más de 40 años de registro. En la cuenca del Arba se localizan algunas litologías salinas cuyo lavado debido a las precipitaciones y el riego constituyen un importante aporte de sales al río Ebro.

En este trabajo se ha realizado un modelo de balance de agua y sal a escala mensual para el periodo 1981/82 - 2013/14. El ajuste y calibración de este modelo de balance ha permitido caracterizar los regadíos, estudiar el volumen y concentración salina de los retornos de riego y establecer diferentes escenarios de ampliación de la superficie de riego, modernización del regadío y cambio climático. Los principales resultados son los siguientes:

- A lo largo de la serie de años, se observa una amplia variación de los parámetros de entrada y salida del balance, que no solo queda reflejada en la evolución de toda la serie de estudio, sino también en una gran variabilidad entre años.
- Una de las variables determinantes de las aportaciones del río Arba y de su calidad en cuanto a sales, son los drenajes del SRCB_{-Arba}.
- Los drenajes asociados al SRCB_{-Arba} del periodo 2000/2001-2013/2014 corresponden al 60% del agua aforada en el río Arba en Tauste. Este valor se incrementa hasta el 72% en los años secos y disminuye hasta el 52% en los años húmedos. Esta proporción ha disminuido con el tiempo. En el periodo 1981/82-1999/2000 los drenajes del SRCB_{-Arba} representaban entre el 57 y el 82% del total de aportes anuales del río Arba en Tauste.
- La reducción en los drenajes del sistema a lo largo de la serie de estudio, es una de las causas principales de los descensos de caudal del río. Las aportaciones anuales registradas en la estación de aforos del Arba en Gallur muestran una reducción de 0,431 hm³/año (periodo 1975-2014).
- Existe una relación entre el volumen y calidad de los drenajes del regadío y la eficiencia de riego en parcela o la eficiencia total del Sistema: en la medida que la eficiencia aumenta, el caudal y la masa de sales de los drenajes disminuye y la concentración salina aumenta.

- Los resultados del ajuste del modelo de balance muestran un aumento de la eficiencia de riego global del Sistema desde valores promedio del 46% en los años 80, 51% en los años 90 y 70% al final de la serie.
- La reutilización de los retornos de riego (porcentaje de R_f que se emplea para la RU) es uno de los principales factores que ha permitido incrementar la eficiencia global del Sistema. Se calcula una reutilización del $34\% \pm 6\%$ del volumen aportado por el Canal de Bardenas (R_f). También este aumento de eficiencia se debe a una disminución de las pérdidas en las redes de distribución y de aplicación del riego, que en la estimación mediante el ajuste del modelo, muestra un descenso desde un 40% del volumen servido en el periodo 1981-1999 a un 20% en el periodo 2000-2014.
- Existe una mejora en la eficiencia de riego del Sistema en los años secos. En el periodo 2000-2014 la EfR_T media de los años secos es del 74% frente al 70% de toda la serie y la EfR_p es del 67% frente a una media del periodo del 62%. En los años secos con una menor disponibilidad de agua en el Canal, la superficie de riego baja y la superficie de los cultivos con elevada demanda de agua como el maíz o las dobles cosechas disminuye en favor de los cereales de invierno.
- El promedio de la masa de sal exportada por el río Arba en Tauste en el periodo 2000/01-2013/14 es de 286.700 ± 78.400 T/año, algo superior al valor medio obtenido para el periodo 1981-1999 de 266.700 ± 40.200 T/año, sin que exista una tendencia anual significativa (Mann-Kendall 1975-2014).
- Los drenajes de $SRCB_{Arba}$ para el periodo 2000-2014 suponen el 58% de la masa de sales del río Arba en Tauste, valores que oscilan de media entre el 55% para los años húmedos y el 64%, para los años secos (2000/01-2013/14).
- La masa de sales unitaria media que exporta esta cuenca en la zona delimitada por el $SRCB_{Arba}$ (2000/01-2013/14) es de $5,0 \pm 1,1$ T/ha, de los cuales $3,0 \pm 0,5$ T/ha y año, corresponde a los retornos de riego. La falta de ajuste en el balance de sal del periodo 1981-1999 no permite caracterizar correctamente la masa de sal de los drenajes del $SRCB_{Arba}$ durante esos años.
- El aumento con el tiempo de la eficiencia del riego en parcela y la eficiencia global del Sistema, la progresiva ampliación de la superficie de riego con incorporación de mayor superficie sobre litologías N_1 y N_2 , así como también el incremento de la salinidad del agua de riego son factores determinantes para el incremento del SDT observado en el río Arba. La media anual de SDT_m del periodo 2000-2014 es de 1.625 ± 460 mg/l, frente a 1.125 ± 240 mg/l del periodo 1981-1999. El análisis de tendencias de salinidad muestra un

incremento significativo de los SDT_m medios de 20,9 mg/l año para el periodo 1975-2014.

- Dentro de los escenarios definidos, aquellos que incorporan la modernización de los regadíos son los que muestran un mayor impacto sobre el río Arba: bajada generalizada de los caudales circulantes por el río (Q_{E_2} -↓23%), un descenso de la masa de sales exportada (MS_{E_2} -↓25%), y una mayor concentración de sales en el río (SDT_{E_2} -↑35%). Esta variación se hace más acusada en los meses de verano y en los posteriores a la campaña de riego (de julio a noviembre).
- La modernización total del Sistema incrementa las NH_n medias en un 9% y descende las NH_b medias en un 15%. Este ahorro de agua ($\downarrow P_{da}$ y $\downarrow R_p$), permite disminuir el volumen de agua reutilizada del 34% al 12%, llegando a satisfacer la mayor parte de las NH_n de los cultivos (>99%), salvo para los años secos.
- Bajo el Escenario de modernización, la reducción de los retornos de riego y consecuentemente de los caudales del río, puede suponer un problema para los riegos situados en cola en los años secos. En los meses de estiaje de estos años, los aportes mensuales del río Arba no permiten completar las NH_n de las CCRR de cola del Sistema.
- La incorporación del cambio climático acentúa aún más los efectos observados en el Escenario de modernización. Bajo este escenario se incrementan los descensos medios de caudal hasta el 33% (Q_{E_6}) y la masa de sales hasta el 31% (MS_{E_6}) y aumenta el valor medio de los SDT del río Arba en un 54% (SDT_{E_6}).
- El principal cambio que implica la ampliación de la superficie de riego del Escenario E_1 con respecto al Escenario de referencia (E_0) es el incremento de los aportes de sal que aumentan en un 10% (MS_{E_1}) debido a la incorporación de superficies de riego sobre litologías salinas tipo N_1 y N_2 .
- Los resultados más acusados simulados para el Escenario de cambio climático (E_3), corresponden a la reducción de los caudales circulantes por el río (12%) y al aumento de los SDT medios anuales del río Arba (19%), sin que apenas se muestren cambios en las masas de sales exportadas (↓3%).

Referencias

- Abraham, R., 2010. Impactos ambientales del riego: La transformación de la cuenca de Lerma. Tesis Doctoral, Universidad de Zaragoza, Departamento de Ingeniería Química y Tecnologías del Medio Ambiente, 143p.
- Alberto, F., 1984. La salinización de las aguas del Ebro. Seminario del Agua en Aragón, Universidad de Zaragoza, Grupo de Trabajo de Hidrogeología, Zaragoza (España) 26 de enero - 6 abril de 1984, 133-153.
- Alberto, F. y I. Lebrón, 1984. Balance hidrosalino del río Ebro entre Tudela y Zaragoza. I. Usos del agua y balance salino e iónico. *Anales de la Estación Experimental de Aula Dei*, 17: 88-101.
- Andrés, R. and J.A. Cuchí, 2014a. Analysis of sprinkler irrigation management in the LASESA district, Monegros (Spain). *Agricultural Water Management*, 131: 95-107.
- Andrés, R. and J.A. Cuchí, 2014b. Salt and Nitrate exports from the sprinkler-Irrigated Malfarás creek watershed (Ebro river valley, Spain) during 2010. *Environmental Earth Sciences*, 72: 2667-2682.
- Aragües, R., K.K. Tanji D. Quílez, F. Alberto, J. Faci, J. Machin and J.L. Arrúe, 1985. Calibration and verification of an Irrigation Return Flow Hydrosalinity Model. *Irrigation Science*, 6: 85 - 94
- Aragües, R., 1984. Predicción y control del volumen y salinidad de efluentes de riego en Aragón. Seminario del Agua en Aragón, Universidad de Zaragoza, Grupo de Trabajo de Hidrogeología, Zaragoza (España) 26 de enero – 6 abril de 1984, 293-319.
- Ayers, R.S. and D.W. Westcot, 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 29. Rev. 1. FAO, Rome.
- Barragán, J., L. Cots and I. Pla, 2001. Estudio de los aspectos cuantitativos y cualitativos de los retornos de las aguas de excedentes de riego y calidad ambiental de las mismas. Oficina de Planificación Hidrológica. Confederación Hidrográfica del Ebro. Documento Interno.
- Barros, R., D. Isidoro and R. Aragües, 2012. Three study decades on irrigation performance and salt concentration and loads in the irrigation return flows of La Violada Irrigation District (Spain). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 151: 44-52.
- Barros, R., D. Isidoro and R. Aragües, 2011a. Long-term water balance in La Violada Irrigation District (Spain): I. Sequential assessment and minimization of closing errors. *Agricultural Water Management*, 102: 35-45.
- Barros, R., D. Isidoro and R. Aragües, 2011b. Long-term water balance in La Violada Irrigation District (Spain): II. Analysis of irrigation performance. *Agricultural Water Management*, 98: 1569-1576.

- Basso, L. A., 1994. Los retornos salinos del polígono de riego de Bardenas I y su contribución a la salinización de los ríos Arba y Riguel. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza, Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, 244 p.
- Basso, L. A., J. Machín y F. Pellicer, 1990. Masa de sales exportada por la red de drenaje de Bardenas I, Monegros I y Cinca a las aguas superficiales de la cuenca del Ebro. *An. Aula Dei*, 20 (1-2):168-181.
- Bellot, J., F. Golley and T. Aguinaco, 1989. Environmental Consequences of salts exports from an irrigated landscape in the Ebro River Basin, Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 27: 131-138.
- Berga, A., R. Aragües y D. Quílez, 1990. Análisis de las variables que afectan a la salinidad de los ríos: La Cuenca del Ebro como caso de estudio. VII Jornadas Técnicas sobre Riegos (Mérida): 223-229.
- Biggs, A. J. W., D. M. Silburn and R. E. Power, 2013. Catchment salt balances in the Queensland Murray–Darling Basin, Australia. *Journal of Hydrology*, 500: 104-113.
- Blázquez Herrero, C., 2009. Agua y Tierra, 50 años del Canal de Bardenas. Libro conmemorativo del 50 aniversario de la llegada del agua a las tierras de Bardenas desde el embalse de Yesa. Editorial Aqualis Taller de Estudios S.L., 222 p
- Bolea Foradada, J.A., 1986. Los Riegos de Aragón. Editorial Grupo Parlamentario Aragonés Regionalista de las Cortes de Aragón, 579 p.
- Burkhalter, J.P., M. ASCE, T.K. Gates and M. ASCE, 2005. Agroecological Impacts from Salinization and Waterlogging in an Irrigated River Valley. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering ASCE* 131(2): 197-209
- Burt, C.M., A. J. Clemmens, T.S. Strelkoff, K.H. Solomon, R.D. Bliesner, L.A. Hardy, T.A. Howell and D.E. Eisenhauer, 1997. Irrigation performance measures: efficiency and uniformity. *J. Irrig. Drain. Eng.* 123(6): 423–442.
- Causapé, J., 2009a. Agro-environmental evaluation of irrigation land I. Water use in Bardenas Irrigation District (Spain). *Agricultural Water Management*, 96:179-187.
- Causapé, J., 2009b. Agro-environmental evaluation of irrigation land II. Pollution induced by Bardenas Irrigation District (Spain). *Agricultural Water Management*, 96: 188-194.
- Causapé, J., 2008. Irrigation agriculture and groundwater. The case of Miralbueno aquifer (Spain). *Spanish Journal Research*, 6 (1):137-144
- Causapé, J., L. Quílez and R. Aragües, 2006a. Irrigation efficiency and quality of irrigation return flow in the Ebro River Basin: An overview. *Environmental Monitoring Assessment*, 117: 451-461.
- Causapé, J. L., 2006b. Groundwater quality in CR-V irrigation district (Bardenas I, Spain): Alternative scenarios to reduce off-site salt and nitrate contamination. *Agricultural Water Management*, 84: 281-289.

- Causapé, J., L. Auqué, M^a J. Gimeno, J. Mandado, D. Quílez and R. Aragües, 2004a. Irrigation effects on the salinity of the Arba and Riguel Rivers (Spain): present diagnosis and expected evolution using geochemical models. *Environmental Geology*, 45: 703-715.
- Causapé, J., D. Quílez and R. Aragües, 2004b. Salt and nitrate concentrations in the Surface waters of the CR-V irrigation district (Bardenas I, Spain): diagnosis and prescriptions for reducing off-site contamination. *Journal of Hydrology*, 295: 87-100.
- Causapé, J., D. Quílez and R. Aragües, 2004c. Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level. I Irrigation quality. *Agricultural Water Management*, 70: 195-209.
- Causapé, J., D. Quílez and R. Aragües, 2004d. Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level. II Salt and nitrate load in irrigations return flow. *Agricultural Water Management*, 70: 211-228.
- Causapé, J., 2002. Repercusiones medioambientales de la agricultura sobre los recursos hídricos de la comunidad de regantes no. V de Bardenas (Zaragoza). Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza. Departamento de Ciencias de la Tierra. Área de Petrología y Geoquímica, 153 p.
- Cavero, J., Beltrán A. and R. Aragües, 2003. Nitrate exported in the drainage water of two sprinkler-irrigated watershed. *J. Environmental Quality*, 32: 916-926.
- CEDEX, 2010. Estudio de los impactos del cambio climático en los recursos hídricos en régimen natural. Informe Tomo Único. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, 398 p.
- Clemmens, A. J. and C.M. Burt, 1997. Accuracy of irrigation efficiency estimates. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 123 (6): 443-453.
- CR-V, 2010 Memoria de la Comunidad de Regantes n^oV de los riegos de Bardenas. Comunidad de Regantes V de los riegos de Bardenas, 30 p.
- CGCB, 1999. Revista Trimestral de la Comunidad de Regantes del Canal de Bardenas n^o1-2^o. Comunidad General de Regantes del Canal de Bardenas, Trimestre de 1999, 30 p.
- Cots, Ll., J. Montserrat y J. Barragán, 2014. El regadiu a Lleida. Resultats de diverses avaluacions a la zona regable dels canals d'Urgell (Lleida). *Quaderns Agraris (Institució Catalana d'Estudis Agraris)*, 36: 23-50.
- Cuenca, R.H., 1989. *Irrigation system design: an engineering approach*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 552 p.
- Custodio, E. y M.R. Llamas, 1983. *Hidrología subterránea (Tomo I)*, Ed. Omega, 2350 p
- Chaturvedi, R.S., 1973. A note on the investigation of ground water resources in Western Districts of Uttar Pradesh". *Annual Report, U. P. Irrigation Research Institute*, pp. 86-122.
- CHE, 2021. Portal de consulta de datos de Calidad de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Ebro, disponible en: <http://www.datoscalidadaguas.chebro.es:81/DatosCalidad/>

- CHE, 2020a Esquema Provisional de Temas Importantes de la Demarcación Hidrográfica del Ebro, Tercer Ciclo de Planificación Hidrológica: 2021-2027. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE), 532 p.
- CHE, 2020b. Variación de la evapotranspiración potencial en % respecto del periodo de control (1961-2000) por juntas de explotación. Esquema Provisional de Temas Importantes de la Demarcación Hidrográfica del Ebro, Tercer Ciclo de Planificación Hidrológica: 2021-2027. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE), 532 p.
- CHE, 2018. Inventario de puntos de agua subterránea (IPA) de cuenca del Ebro, Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE), disponible en <http://iber.chebro.es/SitEbro/sitebro.aspx?hydrogeoebro>
- CHE, 2016. Plan Hidrológico de la Demarcación del Ebro 2015-2021 aprobado por Real Decreto 1/2016, de 8 de enero. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE).
- CHE, 2013. Plan Hidrológico de la Demarcación del Ebro 2010-2015: Anejo II, Inventario de Recursos Hídricos. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE).
- CHE, 2006. Caracterización de la salinidad de las aguas superficiales de la cuenca del Ebro. Análisis de sus orígenes potenciales y diseño de un modelo de seguimiento, Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). Informe final, 208p.
- CHE, 1985. Definición de una red de control de la salinidad en las aguas superficiales de la cuenca del Ebro, Red SAL. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE).
- CHE-CITA, 2017. Evaluación de la afección al estado de las masas de agua superficiales por los retornos de riego de cuatro sistemas de la Cuenca del Ebro, informe final del convenio de colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA) para los años 2013-2015, 349 p.
- CHE-CITA, 2013. Evaluación del impacto medioambiental de las actividades agrarias en cuatro sistemas de riego de la Cuenca del Ebro, informe final del convenio de colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA) para los años 2011-2012, 287 p.
- CHE-CITA, 2011. Evaluación del impacto medioambiental de las actividades agrarias en cinco sistemas de riego de la Cuenca del Ebro, informe final del convenio de colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA) para los años 2009-2010, 252 p.
- CHE-CITA, 2009. Evaluación del impacto medioambiental de las actividades agrarias en tres sistemas de riego de la Cuenca del Ebro, informe final del convenio de colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA) de los años 2007-08, 125 p.
- CHE-CITA, 2007. Control de los retornos de las actividades agrarias de la Cuenca del Ebro: evaluación de las tendencias de la calidad del agua, control experimental de los retornos y propuesta de red de control, informe final del convenio de colaboración entre la Confederación

- Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA) del año 2006, 285 p.
- CHE-CITA, 2006. Caracterización de la calidad de las aguas superficiales y control de los retornos del riego en la Cuenca del Ebro, informe final del convenio de colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA) del año 2005, 194 p
- CHE-CITA, 2003. Revisión bibliográfica sobre la eficiencia del riego e impacto medioambiental en los recursos hídricos de zonas regables de la cuenca del Ebro. Convenio de Colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA), 200361p.
- CHE-CSIC, 2004. Revisión de las necesidades hídricas netas de los cultivos de la cuenca del Ebro. Convenio de Colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro y el Consejo Superior de Investigaciones Científicas, 111 p.
- CHE-Sádaba, 2017. Informes de Campañas de Riego en el Canal de Bardenas. Informe interno, campañas de riego: 2004/05 - 2016/17. Servicio Tercero de Explotación de Sádaba, Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE).
- CHE-Sádaba, 2013. Hectáreas para la aplicación de la tarifa y canon de los riegos del Sistema del Canal de Bardenas. Informe interno, años: 1960-2013. Servicio Tercero de Explotación de Sádaba, Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE).
- Daliakopoulos, I. N., I. K. Tsanis, A. Koutroulis, N. N. Kourgialas, A. E. Varouchakis, G. P. Karatzas and C. J. Ritsema, 2016. The threat of soil salinity: A European scale review. *Science of the Total Environment*, 573: 727-739.
- De los Ríos, F., 1984. El Agua en la Cuenca del Ebro. Editorial Institución "Fernando el Católico", Excelentísima Diputación de Zaragoza, 141 p.
- De los Ríos, F., 1966. Colonización de las Bardenas, Cinco Villas, Somontano y Monegros. Editorial Institución "Fernando el Católico", Excelentísima Diputación de Zaragoza, 56 p.
- Dechmi, F., E. Playán, J. M. Faci and M. Tejero, 2003. Analysis of an irrigation district in northeastern Spain: I. Characterisation and water use assessment. *Agricultural Water Management*, 61 Issue 230: 75-92.
- Diamantini, E., S. R. Lutz, S. Mallucci, B. Majone, R. Merz and A. Bellina, 2018. Driver detection of water quality trends in three large European river basins. *Science of The Total Environment* 612: 49-62
- DGA, 2017a. Distribución general de tierras, superficies, producciones y destinos de la producción de los aprovechamientos agrícolas existentes en la agricultura aragonesa. Documento estadístico 1T, años 2000-2017. Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad del Gobierno de Aragón (DGA). Disponible en: <http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Departamentos/DesarrolloRuralSostenibilidad>

- DGA, 2017b. Datos superficiales en todos los municipios aragoneses declarados por los agricultores en su solicitud conjunta de superficies de cultivo (Política Agrícola Común - PAC). Años 2000-2017. Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad del Gobierno de Aragón (DGA). Disponible en:
<http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Departamentos/DesarrolloRuralSostenibilidad>
- DGA, 2017c. Sistema de Información Geográfica de Identificación de Parcelas Agrarias en Aragón escala 1:5000. Años: 2006-2017 (SIG-PAC). Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad del Gobierno de Aragón (DGA).
- DGA, 2016. El futuro de Bardenas y sus retos. La visión del Gobierno de Aragón. Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad del Gobierno de Aragón (DGA). disponible en:
http://www.cgbardenas.com/admin/resources/jornadas/files/671/JESUS_NOGUES.pdf
- DGA, 2012. Atlas Climático de Aragón: precipitaciones y temperaturas medias mensuales y anuales en las estaciones climatológicas seleccionadas en el Atlas Climático de Aragón, Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad del Gobierno de Aragón (DGA) 2012, disponible en:
<http://www.aragon.es/DepartamentosOrganismosPublicos/Institutos/ch.InstitutoAragonesEstadistica.detalleDepartamento>
- EC, 2018. Establishing rules on support for strategic plans to be drawn up by Member States under the Common agricultural policy (CAP Strategic Plans) and financed by the European Agricultural Guarantee Fund (EAGF) and by the European Agricultural Fund for Rural Development (EAFRD) and repealing Regulation (EU) No 1305/2013 of the European Parliament and of the Council and Regulation (EU) No 1307/2013 of the European Parliament and of the Council, Regulation of the European Parliament and of the Council, European Commission (EU).
- ECA, 2014. La integración de los objetivos de la política del agua de la UE en la PAC: un éxito parcial. European Court of Auditors (ECA). Informe especial nº 4, Luxemburgo, 63 pag. Disponible en: https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR14_04/SR14_04_ES.pdf
- Faci, J.M., A. Bensaci, A. Slatni, and E. Playán, 2000. A case study for irrigation modernisation I. Characterisation of the district and analysis of water delivery records. *Agricultural Water Management*, 42: 313-334.
- Faci, J., R. Aragües, F. Alberto, D. Quílez, J. Machin and J. L. Arrue, 1985. Water and salt balance in an irrigated area of the Ebro River Basin (Spain). *Irrigation Science*, 6: 29-37.
- FAO, 2006. Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudio FAO, Riego y Drenaje 56. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), Rome (Italy), 298 p.
- García-Garizábal, I., 2010. Evaluación de alternativas de gestión del regadío tradicional para la reducción del impacto agroambiental. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza. Departamento de Ciencias de la Tierra, 137 p.

- Germán Zubero, L., 2010. Agua para el Erial. Obras en Bardenas durante el siglo XX. Colección actas para la Historia. Editorial Institución “Fernando el Católico”, Excelentísima Diputación de Zaragoza: 33-56.
- Hall, F. R., 1970. Dissolved solids-discharge relationships: 1. Mixing models. *Water Resource Research*, 6(3): 845-850.
- Hall, F. R., 1971. Dissolved solids-discharge relationships: 2. Applications to field data. *Water Resource Research*, 7(3): 591-601.
- Hargreaves, G.H. and Z. A. Samani, 1985. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineers in Agriculture*, 1(2): 96-99.
- Herrero, A., C. Gutiérrez-Cánovas, O. Vigiak, S. Lutz, R. Kumar, D. Gampe, V. Huber-García, R. Ludwig, R. Batalla and S. Sabater, 2018. Multiple stressor effects on biological quality elements in the Ebro River: Present diagnosis and predicted responses. *Science of the Total Environment*, 630: 1608-1618.
- Imoke, E. D. and D. O. Nicholas, 2014. Estimation of groundwater recharge using Chaturvedi Method in Akpabuyu Local Government Area, Nigeria. *International Journal of Scientific Research and Education*, 2 (4): 589-600.
- ITGE, 1985. Investigación de los recursos hidráulicos totales de la cuenca del Arba, Documento interno. Instituto Tecnológico Geominero de España (ITGE).
- IGME, 2007. Identificación y caracterización de la interrelación que se presenta entre aguas subterráneas, cursos fluviales, descargas por manantiales, zonas húmedas y otros ecosistemas naturales de especial interés hídrico en la Demarcación Hidrográfica del Ebro, masa de agua subterránea 091.053 Arbas. Encomienda de gestión del Ministerio de Medio Ambiente al Instituto Geológico y Minero de España (IGME), para la realización de trabajos científico-técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas. Actividad 4.
- IGME, 1977-2009. Mapa Geológico de España Escala 1:50.000, Hoja 208 Uncastillo, 245 Sádaba, 246 luna, 283 Fustiñana, 284 Ejea de los Caballeros, 321 Tauste y 322 Remolinos. Instituto Geológico y Minero de España (IGME).
- INE, 2018. España en Cifras 2018. Instituto Nacional de Estadísticas (INE), disponible en: https://www.ine.es/prodyser/espa_cifras/2018/2/
- INE, 2009. Censo Agrario, años 1982, 1989, 1999 y 2009. Instituto Nacional de Estadística (INE), disponible en: http://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/categoria.htm?c=Estadistica_P&cid=1254735727106
- Isidoro, D., 2010. River salt loads as influenced by irrigation development in the Bardenas Irrigation Scheme (Spain). *Global Forum on Salinization and Climate Change*. Valencia, October 2010

- Isidoro, D. y R. Aragüés, 2007. La calidad de las aguas superficiales y agricultura de regadío en la cuenca del Ebro: Una visión de Síntesis. La gestión del Agua en Aragón. Ed Aranzadi Thomson Reuters, 111-128.
- Isidoro, D., D. Quílez and R. Aragües, 2006. Environmental Impact of Irrigation in La Violada District (Spain): I Salt Export Patterns. *Journal of Environmental Quality*, 35(3): 766-775.
- Isidoro, D., D. Quílez and R. Aragües, 2004. Water balance and irrigation performance analysis: La Violada Irrigation District (Spain) as a case study. *Agricultural Water Management*, 64: 123-142.
- Isidoro, D., J. Causapé, D. Quílez y R. Aragüés, 2002. Calidad de las aguas de drenaje de la Comunidad de Regantes V del Canal de las Bardenas (Zaragoza). *Investigaciones Agrarias, Producción y Protección Vegetales*, 17 (3): 375-394.
- Jiménez-Aguirre, M.T., 2017. Impacto de la modernización del regadío sobre la cantidad y calidad de los retornos de riego. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza. Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural, 236 p.
- Jolly, I. D., D. R. Williamson, M. Gilfedder, G.R. Walker, R. Morton, G. Robinson, H. Jones, L. Zhang, T.I. Dowling, P. Duce, R.J. Nathahn, N. Nandakumar, R. Clarke and V. McNeill, 2001. Historical stream salinity trends and catchment salt balances in the Murray-Darling Basin, Australia. *Marine and Freshwater Research*, 52 (1): 53-63.
- Kinzli, K., D. Martinez, M., Oad, R., Prior, A. and Gensler, D., 2010. Using an ADCP to determine canal seepage loss in an irrigation district. *Agricultural Water Management*, 97(6): 801-810.
- Llamas, M.R., 1962. Estudio geológico-técnico de los terrenos yesíferos de la cuenca del Ebro y de los problemas que plantean en los canales. Servicio Geológico Boletín no. 12 Informaciones y estudios. Ministerio de obras públicas, Dirección General de Obras Hidráulicas, Madrid, Spain, 192 p.
- Leib, K. J. and N. Bauch, 2007. Salinity Trends in the Upper Colorado River Basin Upstream From the Grand Valley Salinity Control Unit, Colorado, 1986 -2003. Scientific Investigations Report 2007-5288, U.S. Geological Survey, Virginia, 21p.
- Lana-Renault, N., E. Morán-Tejeda M. Moreno de las Heras, J. Lorenzo-Lacruz and N. López-Moreno, 2020. Chapter 10- Land use changes and impact. *Water Resources in the Mediterranean Region*, 257-296.
- Lasanta, T., M.C. Pérez Rontomé, J. Machín, A. Navas, W. Mosch y M. Maestro, 2001. La exportación de solutos en un polígono de regadío de Bardenas (Zaragoza). *C&G*, 15: 3-4.
- Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E. y Aragüés, R., 2009. Efecto de la modernización de regadíos sobre la cantidad y la calidad de las aguas: la cuenca del Ebro como caso de estudio, Monografías INIA: Serie agrícola nº 26-2009, Ministerio de Ciencia e Innovación, Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, 92 p.

- Lecina, S., E. Playan, D. Isidoro, F. Dechnim, J. Causapé and J.M. Faci, 2005. Irrigation evaluation and simulation at the Irrigation District V of Bardenas (Spain). *Agricultural Water Management*, 71: 223-245.
- Lecina, S., J. Monserrat y Ll. Cots, 1998. Estudio del uso del agua en la zona noroccidental de la acequia de Rufas (regadío de Flumen - Huesca). XVI Congreso Nacional de Riegos. Palma de Mallorca, 4 junio 1998.
- López-Moreno, J. L., S.M. Vicente-Serrano, J. Zabalza, J. Revuelto, M. Gilaberte, C. Azorín-Molina, E. Morán-Tejeda, J.M. García Ruíz y C. Tague, 2014. Respuesta hidrológica del Pirineo Central al Cambio Ambiental proyectado para el siglo XXI. *Pirineos*, 169: 1-10.
- Lopez-Moreno, J. I., S. M. Vicente-Serrano, E. Moran-Tejeda, J. Zabalza, J. Lorenzo-Lacruz, and J. M. García-Ruiz, 2011 Impact of climate evolution and land use changes on water yield in the Ebro basin. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15: 311-322.
- Lorenzo-González, M.A., D. Quílez and D. Isidoro, 2013. Statistical Behavior of Monthly Load Estimators. *Transactions of the ASABE*, 56(6): 1387-1396.
- Lorenzo-Lacruz, J., S.M. Vicente-Serrano, J.I. López-Moreno, E. Morán-Tejeda and J. Zabalza, 2011. Recent trends in Iberian streamflows (1945–2005). *Journal of Hydrology*, 414-415: 463-475.
- Martin, C. A. and T. K. Gates, 2014. Uncertainty of canal seepage losses estimated using flowing water balance with acoustic Doppler devices. *Journal of Hydrology*, 517: 746-761.
- Martínez-Cob, A., N. Zapata, I. Sánchez, E. Playán, R. Salvador y J.M. Faci, 2005. Variabilidad espacio-temporal de las pérdidas potenciales por evaporación y arrastre en el valle medio del Ebro. XXIII Congreso Nacional de Riegos. Elche, 14-16 de junio de 2005. 113-115. Edita: Universidad Miguel Hernández, Elche, España.
- Martínez-Cob, A., J. M. Faci González y A. Bercero Bercero, 1998. Evapotranspiración y necesidades de riego en los principales cultivos en las comarcas de Aragón. Editorial Institución “Fernando el Católico”, Excelentísima Diputación de Zaragoza, 223 p.
- Martínez-Beltrán, J., 1978. Drainage and reclamation of Salt-Affect soils, Bardenas Area (Spain). International Institute for Land Reclamation and Improvement (Wageningen-Netherlands). Publication 24, 322 p.
- Maté L., M. Ruíz, J.M. San Martín y M. Agualeles, 1997. Determinación de la eficiencia del riego por inundación y de los volúmenes extraídos por el sistema radicular del cultivo de maíz a distintas profundidades, con auxilio de la sonda de neutrones, en una parcela refinada por el método laser. Documento interno, Confederación Hidrográfica del Ebro. 7 p.
- Maté L., J. Cruz y L.M. Cruz, 1994. Evaluación de la eficiencia de un polígono de riego en la zona del Canal de Aragón y Cataluña y estimación del ahorro potencial de agua de riego debido a la aplicación de la técnica de refino láser y al aumento del módulo de agua disponible. *Actas del Symposium Nacional sobre presente y futuro de los regadíos españoles*.

- Mateo-Sagasta, J., S. Marjani Zadeh and H. Turrall, 2018. More people, more food, worse water? A global review of water pollution from agriculture. Ed. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome and the International Water Management Institute on behalf of the Water Land and Ecosystems research program of the CGIAR, Colombo, 207 p.
- Merchán, D., J. Casalí, J. del Valle de Lersundi, M.A. Campo-Bescós, R. Giménez, B. Preciado and A. Lafarga, 2018. Runoff, nutrients, sediment and salt yields in an irrigated watershed in southern Navarre (Spain). *Agricultural Water Management*, 195: 120 - 132.
- Merchán, E. D., 2015. Hydrological Assesment of a Newly Implemented Irrigated area in Spain: Salinization and nitrate pollution form irrigation retour flows. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza. Departamento de Ciencias de la Tierra, 183 p.
- Milano, M., D. Ruelland, A. Dezetter, J. Fabre, S. Ardoin-Bardin and E. Servat, 2013. Assesing the capacity of water resources to meet current and future water demands over the Ebro catchment (Spain). *Considering Hydrological Chance in Reservoir Planning and Management*, 362: 199-206
- MAPA, 2018a. Superficies y producciones anuales de cultivos Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación (MAPA). Disponible en:
<https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/superficies-producciones-anuales-cultivos/>
- MAPA, 2018b. Encuesta sobre Superficies y Rendimientos Cultivos (ESYRCE). Ministerio de Agricultura. Pesca y Alimentación (MAPA), disponible en:
<https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/esyrce/>
- MAPAMA, 2017. Servicio de consulta de datos del Sistema de Información Agroclimática para el Regadío del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (Red SIAR). Disponible en:
<http://eportal.mapama.gob.es/websiar/Inicio.aspx>
- MITECO, 2017. Sistema de información del Anuario de Aforos. Descarga de datos de caudal del Anuario de aforos, Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO). Disponible en:
<https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/evaluacion-de-los-recursos-hidricos/sistema-informacion-anuario-aforos/>
- Moriasi, D. N., J. G. Arnold, M. W. Van Liew, R. L. Bingner, R. D. Harmel and T. L. Veith, 2007. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. *Transactions of the ASABE*. 50(3): 885-900.
- Natarajan, P., S. V. Kottiswaran, A. Balasubramanian and B. Palanikumar, 2018. Groundwater Recharge Estimation Using Comparison of Methods in Sirumugai Area of Coimbatore, Tamil Nadu, India. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 7(6): 1433-1440.
- Perry, C., 2011. Accounting for water use: Terminology and implications for saving water and increasing production. *Agricultural Water Management* 98: 1840– 1846

- Playán, E. and Mateos, L., 2006. Modernization and optimization of irrigation systems to increase water productivity. *Agricultural Water Management* 80: 100–116.
- Playán, E., A. Slatni, R. Castillo and J.M. Faci, 2000. A case study for irrigation modernisation II: Scenario Analysis. *Agricultural Water Management*, 42: 335-354.
- Pike, J. G., 1964. The estimation of annual runoff from meteorological data in a tropical climate. *Journal of Hydrology*, 2: 116-123.
- Quemada, M., M. Baranski, N. D. Lange, A. Vallejo and J.M. Cooper, 2013. Meta-analysis of strategies to control nitrate leaching in irrigated agricultural systems and their effects on crop yield. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 174:1-10.
- Romaní, A., S. Sabater and I. Muñoz, 2010. The physical framework and historic human influences in the Ebro River. D. Barceló, M. Petrovic (Eds.). *The Ebro River Basin. The Handbook of Environmental Chemistry*, 13, Springer: 1-20.
- Rutledge, A. T., 1998. Computer Programs for Describing the Recession of Ground-Water Discharge and for Estimating Mean Ground-Water Recharge and Discharge from Streamflow Records—Update. U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations, Report 98-4148.
- Sabio Alcutén, A., 2010. Colonos, territorio y Estado. Los Pueblos del agua de Bardenas. Editorial Institución “Fernando el Católico”, Excelentísima Diputación de Zaragoza, 277 p.
- Saghravant, S. R., I. Yusoff, S. Mustapha and S. F. Saghravani, 2013. Estimating Groundwater Recharge Using Empirical Method: A Case Study in the Tropical Zone. *Sains Malaysiana*, 42(5): 553-560.
- Samani, Z., 2000. Estimating Solar Radiation and evapotranspiration using minimum climatological data. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 126(4): 265-267.
- Samper, J., D. Alvares, B. Pisani and M.A. García, 2007. Evaluación del efecto del cambio climático en los recursos hídricos en la cuenca hidrográfica del Ebro con GIS-Balan. *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo*, VIII: 347-353.
- Sato, Y., X. Ma., J. Xu, M. Matsuoka, H. Zheng, C. Liu and Y. Fukushima, 2007. Analysis of long-term water balance in the source area of the Yellow River basin. *Hydrological Processes*, 22: 1618-1629.
- Sharma, H.D., 1975. Manual of canal lining. In: Technical Report No. 14. Central Board of Irrigation and Power, New Delhi, India.
- Skhiri, A. and F. Dechmi, 2012. Impact of sprinkler irrigation management on the Del Reguero river (Spain). I: Water balance and irrigation performance. *Agricultural Water Management*, 103: 120-129.
- Soula, R., 2014. Seguimiento de la superficie regada en la cuenca del Arba en el periodo 1972-2012 con teledetección. Trabajo Fin de Máster del Centro Internacional de Altos Estudios Agronómicos Mediterráneos, Instituto Agronómico Mediterráneo de Zaragoza (CIHEAM), Zaragoza, 87 p.

- Stambouli, T., J. M. Faci and N. Zapata, 2014. Water and energy management in an automated irrigation district. *Agricultural Water Management*, 142: 66–76.
- Stambouli, T., N. Zapata and J. M. Faci, 2012. Irrigation patterns and scheduling of a telecontrolled irrigation district in north-eastern Spain. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering ASCE*, 138 (6): 503-516.
- Tanji, K.K. and N. C. Kielen, 2002. Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas. In: *Irrigation Drain. Paper 61*, FAO, Rome.
- Tedeschi, A., A. Beltrán and R. Aragües, 2001. Irrigation management and hydrosalinity balance in a semi-arid area of the middle Ebro river basin (Spain), *Agricultural Water Management*, 49(1): 31-50.
- Turc, L., 1954. Le bilan d'eau des sols. Relation entre la precipitation, l'évaporation et l'écoulement. *Annales Agronomiques*, 5: 491-569.
- Uku, S., 2003. Análisis económico y medioambiental de los sistemas de riego: Una aplicación al regadío de Bardenas. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza. Departamento de Estructura e Historia Económica y Economía Pública. 239 p
- USGS, 2016. Método computerizado para la estimación de los caudales de base, programa PART Versión 2.0., United State Geological Survey (USGS). Disponible en: <https://water.usgs.gov/ogw/part/>
- USGS, 1990. National Water Supply Summary, 1987: Hydrologic Events and Water Supply and Use. Paper 2350. United State Geological Survey (USGS), Denver (Colorado).
- Zapata, N. y M. A. Lorenzo-González, 2020. Análisis de la modernización de los regadíos de la cuenca del Ebro en Aragón en el Siglo XXI. Grupo Operativo Parteneriado del Agua de la cuenca del Ebro-Aragón, Zaragoza, 50 p.
- Zapata, N., 2002a. Informe técnico: Estudio del uso del agua en la comunidad de regantes de Tarazona. Propuestas de mejora. Oficina del Regante, DGA, Zaragoza, 21 p.
- Zapata, N., 2002b. El uso del agua antes y después de una Modernización: Acequia de Bayunga. Navarra Agraria Ed. INTIA, 131: 53-61.

Capítulo IV
ANÁLISIS DE LAS TENDENCIAS DE
SALINIDAD DEL TRAMO FINAL DEL RÍO
EBRO

Convenio de Colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA): “*Previsión de los efectos futuros de las medidas del Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro en la salinidad del tramo bajo del río Ebro*” (2014).

CAPÍTULO IV. Análisis de las tendencias de salinidad en el tramo final del río Ebro

IV. 1. Introducción y Objetivos

La cuenca del Ebro presenta áreas de elevada salinidad que contribuyen al contenido en sales de las aguas superficiales (Navas, 1991; Alberto y Navas, 1986). Estas sales se deben a las condiciones geológicas de la cuenca del Ebro, que formó parte de un gran mar interior durante el Terciario (Quirantes, 1978). Otros factores como la baja pluviometría en la zona central de la cuenca (Alberto et al., 1986a) así como el regadío, contribuyen también a la salinidad de este río (Quílez, 1998).

Entre los efectos que produce la salinidad en las aguas superficiales se encuentra las afecciones a los ecosistemas, dado que muchas especies tanto vegetales como animales no son tolerantes a ciertas concentraciones de sal (Pinder et al., 2005; Lorenz, 2014; Herbert et al., 2015; Nielsen et al. 2003; Cañedo-Argüelles et al., 2013), así como también una elevada concentración de sales limita el uso del agua para el abastecimiento urbano, el riego o la industria (Mateo-Sagasta et al., 2018; WHO, 2012).

Dentro de la cuenca del Ebro se han realizado trabajos para determinar el origen y evolución de las sales (Négrel et al., 2007; CHE-CITA, 2006; Navas, 1991; Alberto y Navas, 1986). Muchos de estos trabajos emplean metodologías basadas en balances de masas para determinar los aportes de sales en su conjunto (Alberto et al., 1986b) y en tramos particulares del río Ebro (Alberto y Lebrón, 1984a; Alberto et al., 1984b); pero sobre todo se han utilizado en cuencas pequeñas para establecer los aportes de sales (y nutrientes) de zonas regables (Bellot et al., 1989; Isidoro et al., 2006; Barros et al., 2012; Jiménez-Aguirre et al., 2017; CHE-CITA, 2006, 2009a, 2011, 2013 y 2017).

Otros métodos empleados para el análisis de la evolución de los parámetros fisicoquímicos del agua son métodos estadísticos basados en análisis de series temporales. A partir de ellos se analiza la evolución de además de las sales, de otros muchos otros parámetros como es el caso de los sólidos en suspensión, los nutrientes, el caudal, la temperatura, entre otros (Lassetta et al., 2009; Worrall and Burt, 1998; Chanut et al., 2016; Murphy y Sprague, 2019; Lorenzo-González et al., 2014).

La tendencia en la salinidad de las aguas superficiales de la cuenca del Ebro comenzó a estudiarse en los años 80 (Alberto y Aragüés, 1986). La CHE también ha realizado estudios más amplios en 31 estaciones de la cuenca del Ebro en el cual se examinan las tendencias de las concentraciones salinas y de nutrientes (CHE-CITA, 2007) y las tendencias en las masas de sales y de nutrientes (CHE-CITA, 2011). Algunos de estos estudios se han centrado en el uso de

técnicas ARMA intentando incluir el efecto de la variabilidad de los caudales (Abaurrea et al., 2011), otras han optado por técnicas no paramétricas aplicadas a series de datos hidrológicos (Bouza et al., 2008), o también se han centrado en las relaciones entre el caudal y la concentración de sales (Quílez et al., 1992).

Los métodos estadísticos para la evaluación de las tendencias de calidad de las aguas dependen fundamentalmente de los objetivos que se persiguen. En general, la mayoría de las técnicas y pruebas estadísticas utilizadas están basadas en funciones de distribución. Loftis et al. (1983) sugieren que las distribuciones Normal, Log-Normal y Gamma son apropiadas para modelizar datos de calidad de aguas. Dentro de estos métodos, donde se asume una distribución normal de los datos, se encuentra la estimación de tendencias mediante regresión lineal. Para detectar la existencia o no de una tendencia se realiza una prueba t sobre el valor estimado de la pendiente. Esta prueba t, que indica la significación de la tendencia, puede ser errónea si existe una periodicidad, si los datos no se distribuyen normalmente o si presentan autocorrelación. Hirsch et al. (1982), mediante simulación de Montecarlo, concluyen que en estas situaciones la prueba t puede indicar una tendencia cuando ésta no existe realmente.

Debido a estos problemas, se han desarrollado otros métodos no paramétricos en los que no se asume ningún tipo de hipótesis de partida en los datos (normalidad, linealidad, independencia, etc.) para la detección de tendencias. Dentro de los métodos no paramétricos, el más utilizado es la prueba anual Z de Mann Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1975) y su versión estacional desarrollada a partir de la misma por Hirsch et al. (1982).

Hirsch et al. (1982) compararon, mediante simulación de Montecarlo, la eficiencia en la detección de tendencias de la regresión lineal, la regresión estacional y la prueba estacional de Kendall para distintos tipos de procesos. De sus resultados queda claro que en el caso de presencia de periodicidad es necesario considerarla y utilizar una prueba estacional; en esta situación, el método de regresión fue el que peor funcionó. En el caso de que la variable a analizar se distribuyera normalmente y presentara periodicidad, la prueba estacional de Kendall y la regresión estacional dieron resultados semejantes. En el caso de que la variable no se distribuyera normalmente, la simulación, efectuada utilizando una distribución Log-Normal, indicó que la prueba estacional de Kendall era claramente superior a la regresión estacional. Finalmente, en el caso bastante frecuente de autocorrelación en los datos, la prueba estacional de Kendall fue también la de mejor comportamiento.

En definitiva, puede concluirse que la prueba estacional de Kendall se comporta mejor en los casos en que existe periodicidad, falta de normalidad o autocorrelación, y de una manera semejante a la regresión en el caso en que exista Normalidad.

Esterby (1996) realizó una revisión general de métodos para la detección y estimación de tendencias con énfasis en aplicaciones de calidad de aguas. Dentro del campo de calidad de aguas los métodos no paramétricos más utilizados y estudiados fueron el método de Mann-Kendall y el estacional de Kendall. Aplicaciones de estos métodos se pueden encontrar en los trabajos de Aulenbach et al. (1996), Robson y Neal (1996), Webb (1996), Yu y Zou (1993) que lo aplican sobre componentes principales, o Loftis et al (1991) que modifican el método para aplicaciones multivariantes.

En este trabajo, la salinidad del río Ebro en su conjunto, se aborda también empleando una aproximación estadística basada en el análisis de series de caudal y salinidad obtenidas en la última estación del río Ebro antes de desembocadura y a partir de los resultados, estas tendencias se extrapolan para poder determinar la salinidad del este río en un futuro cercano.

A diferencia de otros métodos, los estadísticos tienen el inconveniente de que las tendencias establecidas se basan en el comportamiento de Q y SDT del periodo de estudio; de manera que para que se puedan extrapolar a futuro estas tendencias, es necesario que se mantengan las mismas condiciones de uso del suelo y meteorológicas, que existían en el periodo de análisis de las mismas. Además, no permiten introducir específicamente el efecto de un régimen variable de caudales o hacer cálculos para condiciones específicas de caudal.

La mayoría de las variables de calidad de agua de los ríos están relacionadas con el caudal. El tipo de relación y grado de correlación dependen de la variable fisicoquímica de análisis y de las características de cada río: superficie de la cuenca de aportación, litología, usos del suelo, régimen hídrico, etc. Para el caso de la salinidad la relación más frecuente con el caudal es de tipo inverso; en la medida que el caudal disminuye, la concentración de sal en los ríos aumenta. Esto se debe a que la escorrentía superficial actúa generalmente como agente de dilución de las componentes subterránea y subsuperficial, más concentradas (Christophersen y Hooper, 1992; Hall, 1970; Katsuyama et al., 2001; Pinder y Jones, 1969).

Esta relación entre el caudal y la salinidad del agua introduce incertidumbre a la hora de analizar las tendencias de salinidad, en la medida que las variaciones observadas en la salinidad del río pueden deberse a las variaciones de caudal del período de análisis, sin que se pueda definir la tendencia real de la salinidad. De este modo, para determinar la tendencia específica de las sales es necesario separar ambas tendencias: las tendencias debidas a los cambios de caudal consecuencia del aumento del consumo de agua, cambio climático o regulación (por ejemplo) de las debidas a los cambios en la salinidad de los ríos vinculadas a efectos tales como los cambios en los usos del suelo que se pueden producir con independencia de la variación del caudal.

Diversos autores (Smith et al., 1982; Mueller y Osen, 1988) recomiendan utilizar valores de la variable corregida por el caudal, es decir analizar los residuos de la ecuación de regresión entre

caudal y concentración. Esta corrección permite identificar variaciones en la concentración del elemento de análisis no atribuible a los posibles cambios de caudal, así como también determinar las variaciones de concentración debidas a los cambios del caudal, independientemente de si éstos son naturales o antrópicos (Quílez, 1998).

Siguiendo estas recomendaciones se ha optado por la descomposición de la salinidad en dos términos: la salinidad ligada al caudal (SDT_q) y la salinidad independiente del caudal (SDT_{aj}), a partir de las regresiones entre Q y CE. Los SDT_q son los valores de salinidad asociados al caudal circulante y se estiman directamente a partir de los datos de Q y la regresión entre Q y CE. Los valores de SDT_{aj} son los residuos de la regresión entre Q y SDT, es decir $SDT_{aj}=SDT - SDT_q$. Este procedimiento permite establecer las tendencias de SDT_q (a partir de las tendencias de Q) e, independientemente, las tendencias de SDT_{aj} , de modo que se puede separar en las tendencias de la salinidad el efecto de los cambios previstos en el caudal (tendencias de SDT_q) y el incremento debido a una mayor contribución de sales, mayor disolución o aporte de sales, en los flujos que componen el caudal (SDT_{aj}). Este método permite además introducir el efecto de variaciones de caudal, como las debidas al cambio climático, o establecer estimas de salinidad en condiciones específicas de caudales (como años muy secos o muy húmedos).

Otro problema importante a la hora de analizar tendencias en parámetros hidrológicos, es el periodo de datos disponibles; es importante disponer de series suficientemente largas y completas de datos. Además, estas aproximaciones tienen el inconveniente de que asumen implícitamente que las condiciones que están dando lugar a los cambios observados de caudal y salinidad en el periodo empleado para el ajuste, se mantienen en los años siguientes. Esto quiere decir, un mismo patrón de reforestación o aumento de la superficie regada; un ritmo similar de modernización de regadíos; o una misma pauta en la regulación de embalses y en particular el de Mequinenza, entre otros factores. Las condiciones que se han verificado durante el periodo de análisis, deberían mantenerse para el periodo posterior de diagnosis. Por tanto, es necesario definir correctamente el periodo a analizar, el cual debe ser suficientemente largo y estable de modo que los años extraordinarios no determinen los resultados y a su vez, que sea lo más representativo del horizonte que se quiere estimar.

Uno de los retos más importantes que se plantean en el nuevo ciclo de planificación hidrológica (2021-2027), se encuentra el alcanzar los objetivos ambientales de las masas de agua. La Instrucción de Planificación Hidrológica, aprobada en septiembre de 2008 (Orden ARM/2656/2008), fija como plazo para alcanzar dichos objetivos en el año 2027. Para ello se deben definir y llevar a cabo programas de medidas y a su vez, analizar diferentes escenarios tendenciales que determinen si esas medidas permiten alcanzar o no los objetivos fijados para cada masa de agua.

Entre los cambios que se contemplan dentro de este tercer ciclo de planificación hidrológica de la cuenca del Ebro (PHE 2021-2027) (CHE, 2021) que puedan tener una mayor relación con la salinidad de las aguas superficiales y mejorar o comprometer los objetivos ambientales de las masas de agua de la cuenca, se encuentra el incremento de la superficie de riego (47.500 ha para 2027) y la modernización del regadío (7.000 ha/año). El aumento de la superficie de riego va a suponer previsiblemente un aumento de la salinidad de los ríos en la medida en que se moviliza una mayor cantidad de sales, y la modernización del regadío un descenso de las masas de sal y aumento de la concentración de las sales en los retornos de riego, tal y como se ha mostrado en el capítulo III. Este incremento de la superficie de riego, unido al cambio climático (CEDEX, 2012) también supone una reducción en los recursos hídricos de esta cuenca, lo que también va a repercutir indirectamente sobre la salinidad de sus aguas.

Estos cambios en su conjunto van a repercutir sobre su tramo final, tramo que presenta unas características de gran valor ecológico (Delta del Ebro declarado Parque Natural, zona ZEPA, espacio Ramsar y Reserva de la Biosfera), y de importante aprovechamiento agrícola (arrozales del Delta del Ebro calificados como Denominación de Origen Protegida).

Con todo ello, el objetivo de este trabajo es realizar una evaluación de las tendencias de salinidad del río Ebro en su tramo final y hacer predicciones de SDT en 2027, bajo diferentes escenarios definidos en los periodos de estudio e introducir otras variables como puede ser el cambio climático. Entre los objetivos específicos se encuentra:

- Establecer las tendencias de salinidad en el tramo bajo del río Ebro utilizando distintos métodos de estimación para distintos periodos de la serie de datos disponible, considerando la estacionalidad de los datos e incluyendo métodos que permitan establecer el efecto del caudal sobre las tendencias de salinidad establecidas
- Establecer una previsión de la salinidad mensual en el tramo bajo del río Ebro en 2027 (octubre 2026-septiembre 2027) a partir de las tendencias establecidas incorporando las variaciones de caudal previstas en el Plan Hidrológico de la cuenca del Ebro (RD 129/2014).

IV. 2. Materiales y Métodos

La Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE), organismo responsable de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas en la demarcación hidrográfica del Ebro, dispone de series de datos de periodos largos de tiempo de salinidad —conductividad eléctrica, CE— (desde 1972) y caudal en el tramo bajo del Ebro. Esta información se ha utilizado para establecer las tendencias de la salinidad y estimar los valores esperables para el año hidrológico 2027 (octubre 2026 - septiembre 2027).

Se han seguido dos aproximaciones metodológicas: (a) métodos estadísticos de análisis de tendencias aplicados a la serie de concentraciones (Sólidos Disueltos Totales, SDT) disponible para la estación del Ebro en Tortosa; y (b) métodos basados en la relación entre caudal y concentración, lo que permite distinguir los cambios (incrementos o descensos) de salinidad derivados de los cambios en el caudal y los cambios debidos a un mayor aporte intrínseco de sales, normalmente ligados a los usos del territorio y en particular a cambios en el regadío.

Las dos metodologías empleadas se basan en ajustar una serie de modelos estadísticos a las series históricas observadas de conductividad eléctrica (CE) o sólidos disueltos totales (SDT) y caudal (Q) estableciendo así una relación entre la salinidad y el tiempo. Una vez ajustados los parámetros que definen los modelos, se prolongan las series hasta el horizonte 2027 para obtener las estimas de salinidad en ese año.

2.1. Datos hidrológicos de partida

Para el análisis de las series de datos mensuales, se han empleado datos de caudal (Q) y salinidad, obtenidos de las series históricas disponibles en las redes de aforo y calidad de la CHE. La salinidad se ha caracterizado a partir del valor de sólidos disueltos totales, SDT (mg/l), o como conductividad eléctrica CE (dS/m, 25°C) —entre ambas variables, CE y SDT, existe una relación estrecha en la estación de Tortosa y en la mayoría de las aguas naturales.

Las condiciones del tramo bajo del Ebro se consideran representadas por los datos de la estación de aforo del Ebro en Tortosa (9027; CEDEX, 2014) y el punto de control fisicoquímico de río Ebro en Tortosa (EB0027; CHE, 2014a). El periodo analizado ha sido desde el año hidrológico 1972/73, cuando se inició la toma de datos de salinidad en las estaciones de la Cuenca al 2011/12 (Tabla IV.1.).

Tabla IV.1. Procedencia de los datos analizados. Se incluye el origen de los mismos, el mes de inicio de registro de la red de control y la cadencia con la que se miden.

Dato	Red	Mes inicio registros	Cadencia
Caudal	Red de aforo: 9027	Oct-1951	Diaria
Caudal	SAIH: A027	Sep-2003	Quinceminutal
Conductividad eléctrica	Red de calidad: EB0027	Oct-1972	Mensual
Iones mayoritarios	Red de calidad: EB0027	Oct-1972	Mensual/Bianual/Cuatrimestral

El dato de salinidad del que se dispone se encuentra normalmente en forma de CE y no de SDT. Por ello un primer paso consistió en establecer la relación entre SDT y CE en la estación de Tortosa utilizando un modelo de regresión lineal (Figura IV.1.) [Ec. 1]. Los SDT se calcularon como la suma de las concentraciones iónicas en mg/l en todos los meses con observaciones de los iones principales (al menos Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- , SO_4^- y alcalinidad) en los que la diferencia entre la suma de cationes y aniones expresada en meq/L fuese inferior al 5% de la suma del total de iones, dentro del periodo 1973-2012. La CE referida a 20°C (desde octubre de 1990) o a 22°C (octubre 1972 a septiembre 1973) se convirtió a CE a 25°C mediante los factores de conversión adecuados [$\text{CE} (25^\circ\text{C}) = 1,11 \cdot \text{CE} (20^\circ\text{C})$ y $\text{CE} (25^\circ\text{C}) = 1,07 \cdot \text{CE} (22^\circ\text{C})$].

$$\text{SDT} (\text{mg/l}) = 591,62 \cdot \text{CE} (\text{dS/m}, 25^\circ\text{C}) + 123,56 \quad [\text{Ec. 1}]$$

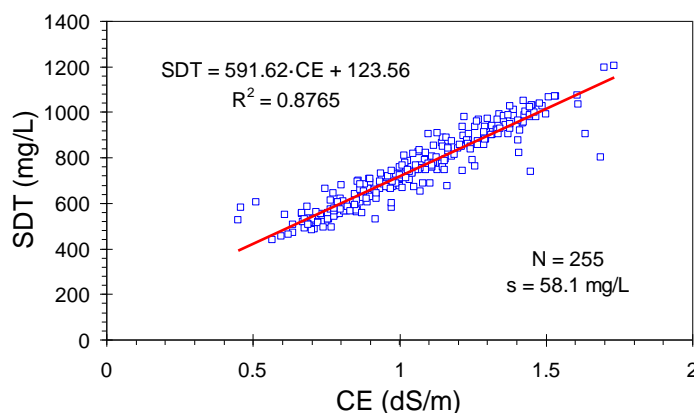


Figura IV.1. Relación entre sólidos disueltos totales (SDT) y conductividad eléctrica a 25°C (CE) en la estación de Ebro en Tortosa para el periodo 1973-2012. N: Número de observaciones; s: error estándar de la estima.

Mediante esta relación, los valores mensuales de CE se convirtieron a SDT y se dispuso de una serie mensual de SDT en la estación del Ebro en Tortosa para un periodo de 40 años hidrológicos (octubre de 1972 a septiembre de 2012).

De la serie completa de datos se seleccionaron varios periodos de análisis de caudal y SDT aplicando diferentes criterios (Tabla IV.2):

- Serie de salinidad más larga: desde octubre de 1972 hasta septiembre de 2012 (40 años hidrológicos).

- Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH; MARM, 2008): Análisis de las series hidrológicas para series completas y periodo comprendido entre los años hidrológicos (1980/1981-2005/2006), que se ha expandido hasta 2012: desde octubre de 1980 a septiembre de 2012.
- Variabilidad observada en la serie de caudales (Figura IV.2.). Se aprecia una mayor estabilidad de los caudales mensuales (Q_m) a partir de 1985/86, por lo que también se ha incluido como periodo a analizar: desde octubre de 1989 a septiembre de 2012.
- Aprobación e inicio de las obras recogidas en los Planes de Modernización de la Cuenca del Ebro (Real Decreto 329/2002, de 5 de abril, por el que se aprueba el Plan Nacional de Regadíos; MAPA, 2002): Serie desde octubre de 2001 hasta septiembre de 2012.

Tabla IV.2. Definición de las series de análisis. Se incluye el número de años que comprenden, el mes de inicio y fin de la serie y el número de datos mensuales de CE que contienen.

Serie	Periodo	Criterio	Años	Datos	Mes inicio	Mes fin
1973-2012	1972/73 -2011/12	Serie completa con datos de CE	40	480	oct-72	sep-12
1981-2012	1980/81 -2011/12	Límite de la IPH hasta fin de serie	32	384	oct-80	sep-12
1990-2012	1989/90 -2011/12	Cambio en el régimen de Q_m	23	276	oct-89	sep-12
2001-2012	2000/01 -2011/12	Planes de modernización	12	144	oct-00	sep-12

El periodo 1973-2012; (40 años hidrológicos) resulta del compromiso entre la elección de un periodo lo más largo y lo más representativo posible. Este periodo excluye los años aparentemente demasiado húmedos de la década de los 60 (caudales máximos superiores y mínimos algo menores, posiblemente debido a que aún no estaba en pleno funcionamiento el Embalse de Mequinenza, construido en 1964; CHE, 2014b), y carentes además de información de salinidad (los registros mensuales de CE se inician en octubre de 1972). El año 2013 se excluyó del análisis porque los datos de salinidad (CE) eran bastante incompletos.

El segundo de los periodos, periodo 1980-2012, viene definido por la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH; MARM, 2008), en la cual se indica que las variables hidrológicas, así como sus análisis estadísticos y balances deberán ser calculados tanto para las series completas como para el periodo comprendido entre los años hidrológicos 1980/81-2005/06. Así mismo, se indica que este periodo deberá ser extendido en las sucesivas revisiones de los planes de cuenca. La serie seleccionada tomo como inicio el año definido por la IPH hasta final de la serie de datos disponible.

Por otro lado, la serie de caudales mensuales (Q_m) presenta periodos con características muy distintas (Figura IV.2.) que puede repercutir en que las tendencias obtenidas sean diferentes

dependiendo el periodo analizado. A partir de la entrada en funcionamiento del embalse de Mequinenza (en torno a 1973 aproximadamente), los caudales pasaron a tener una oscilación interanual menos acusada; con más meses en cada año con valores relativamente bajos (pero superiores a los de meses secos del periodo anterior) y menos meses con valores altos (Figura IV.2.), comportamiento posiblemente debido a la entrada en servicio de la presa.

En los años posteriores a 1973 se aprecia un primer periodo de caudales descendentes (hasta 1985-1991 aproximadamente) y un periodo de caudal más estable a partir de esas fechas. Dentro de este último puede distinguirse un periodo final (desde 2000 aproximadamente) en el que el caudal en Tortosa se caracteriza por seguir una línea base (constante o con un ligero aumento) casi todos los meses, con unos pocos episodios de meses con crecidas (Figura IV.2.). Este comportamiento puede derivarse de los cambios en la regulación de la cuenca [construcción de nuevos embalses de regulación en la cuenca como Rialb (2000) o Itoiz (2003)], en el manejo del territorio (abandono de tierras de cultivo en las zonas de montaña y desarrollo del regadío fundamentalmente), a una variación en la gestión de las hidroeléctricas de los principales embalses del tramo bajo del Ebro o el establecimiento de un caudal mínimo de dilución térmica para el vertido de la central de Ascó (activa desde 1985). En todo caso, para tomar en consideración estas diferencias se ha analizado el periodo 1990-2012.

Finalmente, el periodo 2001-2012, a pesar de sus limitaciones, se ha analizado también pues es el periodo en el que se observa un régimen más estable de Q_m (Figura IV.2.) y en el que se han llevado a cabo las modernizaciones de regadíos previstas en el Plan Nacional de Regadíos (MAPA, 2002). En este periodo, los valores mínimos anuales parecen estabilizarse después de un periodo de descenso (Figura IV.2.). A esto se añade el diferente comportamiento de los últimos años (con la mayor parte del año presentando un caudal bastante continuo). Esas diferencias pueden dar lugar a una distribución diferente de los valores máximos de salinidad a lo largo del año, con valores de la salinidad en cada mes diferentes a los esperables en la situación anterior. Las tendencias establecidas para el periodo 1973-2012 se han comparado en todos los casos con las obtenidas en los periodos 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012.

Esto pone de manifiesto que las estimas de Q_m o de salinidad (muy ligada al caudal) dependerán del periodo de estudio elegido y serán tanto más adecuadas cuanto más se parezcan las condiciones del periodo elegido a las que se van a verificar en el futuro. Tales cambios pueden afectar además a la relación CE- Q_m , y por ello, en las aproximaciones basadas en las relaciones CE- Q_m . Se ha comprobado y constatado la estabilidad de estas relaciones a lo largo del periodo 1973-2012.

La Figura IV.2. revela (i) un patrón descendiente de los aportes, aunque no uniforme a lo largo del periodo con datos; (ii) una mayor variabilidad, con valores más altos de los valores

máximos y más bajos de los valores mínimos, en el primer tercio de la serie; y (iii) un cambio en la estacionalidad en la última década de la serie, con periodos más largos de caudales bajos, superiores al periodo anterior, y picos de uno o dos meses. Finalmente, la última de las series de estudio (años hidrológicos 2001-2012) corresponde con el inicio de los grandes planes de modernización de la cuenca.

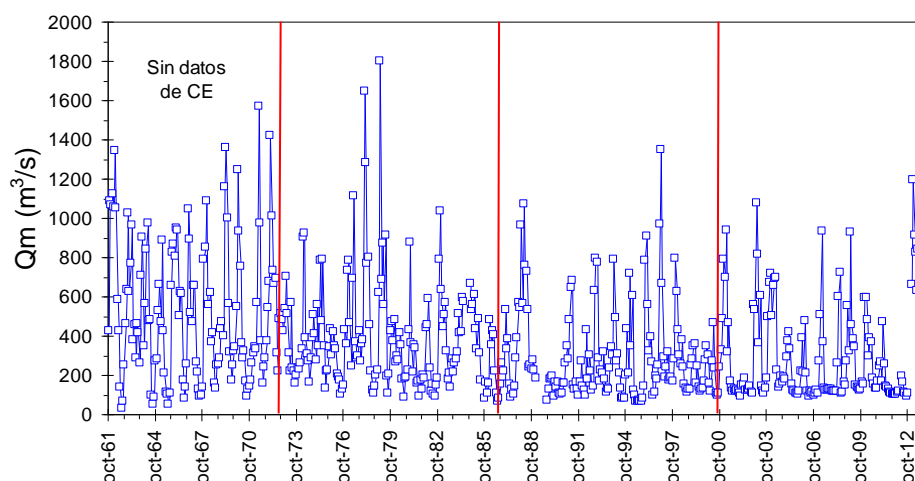


Figura IV.2. Caudal medio mensual en la estación de Ebro en Tortosa para el periodo 1962-2012 (periodo de estudio elegido: octubre 1972 - septiembre 2012).

2.2. Análisis estadístico de la evolución de la salinidad

Los métodos estacionales estadísticos que se han utilizado para analizar las tendencias de salinidad con el tiempo son:

- Regresión lineal con componente armónico
- Ajuste mediante modelos autorregresivos integrados de medias móviles (modelo ARIMA)
- Regresión lineal de la salinidad con el tiempo individualmente para cada uno de los 12 meses del año
- Método no-paramétrico estacional de Kendall, con estimación de la pendiente para cada uno de los meses individualmente.

Es importante incidir en que todos los métodos estadísticos que se han utilizado para extrapolar la salinidad en el año 2027 reproducen los valores observados, de manera que los incrementos de salinidad van a variar de un periodo a otro y a su vez no tienen por qué ser exactamente las mismas que las del periodo a estimar 2012-2027. En este sentido, el periodo elegido para el análisis de tendencias (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 o 2001-2012) que debería dar mejores resultados sería aquel para el que las condiciones de uso del territorio se

asemejaren más a las del periodo a extrapolar (2012-2027). Por otro lado, cuanto más larga sea la serie de estudio mayor será consistencia de los resultados obtenidos.

2.2.1 Regresión lineal con componente armónica

La regresión lineal de SDT sobre el tiempo en meses (N) presenta la problemática de que las variaciones propias de SDT a lo largo del año no se ajustan a una tendencia lineal con lo que el término de error incluye las oscilaciones estacionales dentro de cada año. Por ello, aunque la regresión lineal SDT-N pueda resultar significativa y permita establecer un incremento de la salinidad en mg/l·mes, es preferible buscar una relación que incluye esas variaciones estacionales.

En la regresión con componente armónicas se ha establecido la ecuación de regresión de los valores mensuales de SDT (variable dependiente) y el tiempo (N) (variable independiente) y se han incorporado componentes armónicas de frecuencia 1 año⁻¹ (periodo 12 meses o frecuencia angular $\omega = \pi/6 \text{ rad} \cdot \text{mes}^{-1}$): $\cos(N \cdot \pi/6)$ y $\sin(N \cdot \pi/6)$ que permiten introducir el efecto de la estacionalidad de la CE (o SDT).

La incorporación de términos armónicos de mayor frecuencia [de la forma general $\cos(k \cdot N \cdot \pi/6)$ y $\sin(k \cdot N \cdot \pi/6)$ donde k son números enteros] permite establecer la presencia de ciclos de periodo menor que un año. Los términos armónicos de orden k recogen la presencia de ciclos de periodo 1/k años o 12/k meses.

Solo los armónicos de orden 1 y 2 (ciclos anuales y semestrales, respectivamente) resultaron significativos en todos los casos y son los que se han considerado en el ajuste de los modelos [Ec. 2]

$$SDT = a + b \cdot N + c_1 \cdot \cos(N\pi/6) + d_1 \cdot \sin(N\pi/6) + c_2 \cdot \cos(2 \cdot N\pi/6) + d_2 \cdot \sin(2 \cdot N\pi/6) \quad [\text{Ec. 2}]$$

Estas ecuaciones permitieron identificar el término de incremento de la salinidad a lo largo del tiempo (coeficiente b, en mg/l·mes) y además la amplitud de los ciclos anual (A_1) y semestral (A_2), y el desfase a lo largo del año del ciclo anual (ϕ_1) y semestral (ϕ_2) respecto al mes de septiembre [Ec.3]:

$$A_1 = (c_1^2 + d_1^2)^{1/2} \quad [\text{Ec. 3}]$$

$$A_2 = (c_2^2 + d_2^2)^{1/2}$$

$$\text{tg } \phi_1 = -c_1/d_1$$

$$\text{tg } \phi_2 = -c_2/d_2$$

Los valores mensuales de salinidad para el horizonte 2027, se estimaron utilizando la ecuación 3 ajustada para cada periodo de estudio para valores de N obtenidos sumando entre 180

meses (mes de octubre 2026) a 192 meses (mes de septiembre de 2027) al valor máximo de N de la serie.

Para obtener estimaciones a futuro de SDT mediante este modelo se incorporaron nuevos valores de N a cada uno de las ecuaciones lineales del mes con un valor inicial de TDS definido por a_k e incrementado cada mes por la pendiente b_k .

2.2.3. Modelos autorregresivos integrados de medias móviles (ARIMA)

Se ajustaron sobre la serie de valores mensuales de SDT distintos modelos autorregresivos integrados con media móvil considerando además la estacionalidad anual utilizando modelos estacionales ARIMA. Entre los modelos ajustados se eligió el que presentaba un mejor ajuste (mínima varianza residual) con un comportamiento satisfactorio de los residuos (normalidad y ausencia de autocorrelación).

Los modelos autorregresivos y de medias móviles (ARMA) son un caso particular de los filtros lineales que permiten transformar una serie temporal completamente aleatoria, en la que todos los términos siguen una misma distribución normal de varianza (σ_a^2) constante (ruido blanco, a_t) en otra serie (z_t) que mantiene una estructura determinada de relaciones entre sus términos junto con una componente puramente aleatoria (Box y Jenkins, 1976).

Una serie temporal z_t sigue un modelo autorregresivo de orden p [AR(p)] cuando cada observación es una función lineal de las p observaciones anteriores más una componente de error a_t [Ec. 4]:

$$z_t = \phi_1 \cdot z_{t-1} + \phi_2 \cdot z_{t-2} + \dots + \phi_p \cdot z_{t-p} + a_t \quad [\text{Ec. 4}]$$

Por conveniencia, definimos el operador B (*backward shift operator*) como aquel que aplicado a un valor de la serie temporal (z_t) lo transforma en el valor anterior de la serie (z_{t-1}) y el operador ∇ (*difference operator*), como el que transforma el valor z_t en su diferencia con el valor anterior ($z_t - z_{t-1}$) [Ec. 5]:

$$B(z_t) = z_{t-1} \quad ; \quad \nabla = z_t - z_{t-1} = (1 - B)z_t \quad [\text{Ec. 5}]$$

Los valores anteriores con un desfase mayor (k) y las diferencias sucesivas con valores previos se pueden expresar con los mismos operadores [Ec. 6]:

$$B^2(z_t) = z_{t-2}, \quad B^k(z_t) = z_{t-k}; \quad [\text{Ec. 6}]$$

$$\nabla^2 = z_t - z_{t-2} = (1 - B)^2 z_t = (1 - 2B + B^2)z_t, \quad \nabla^k = z_t - z_{t-k} = (1 - B)^k z_t$$

De modo que la primera diferencia (primera ∇) representa la diferencia entre valores consecutivos, la diferencia segunda (∇^2), la diferencia entre las diferencias primeras de valores consecutivos y así sucesivamente.

Con esta terminología, un proceso AR(p) permite expresar el ruido gaussiano a_t en un punto de la serie como un polinomio del operador B [$\Phi(B)$] sobre los p valores del proceso z_t [Ec. 7]:

$$a_t = (1 - \phi_1 \cdot B - \phi_2 \cdot B^2 - \dots - \phi_p \cdot B^p) \cdot z_t = \Phi(B)z_t \quad [\text{Ec. 7}]$$

Un proceso de media móvil de orden q [MA(q)], por contra, permite relacionar el término z_t con los q términos aleatorios precedentes (todos ellos idénticamente distribuidos según la misma distribución normal, de varianza σ_a^2) [Ec. 8]:

$$z_t = \theta_1 \cdot a_{t-1} + \theta_2 \cdot a_{t-2} + \dots + \theta_q \cdot a_{t-q} = \Theta(a_t) ; \quad a_t \sim \mathcal{N}(0, \sigma_a^2) \quad [\text{Ec. 8}]$$

Para definir completamente un proceso AR(p) es necesario determinar p+2 parámetros: la media μ_z del proceso z_t , los p coeficientes ϕ_k y la varianza residual σ_a^2 . Y de la misma manera, para definir un modelo MA(q) son necesarios q+2 parámetros (μ_z , los q coeficientes θ_k y σ_a^2).

Un proceso autorregresivo y de medias móviles de órdenes p y q [ARMA(p,q)] surge de la combinación de los dos procesos anteriores [Ec. 9]:

$$\Phi(B)z_t = \Theta(a_t) \Rightarrow z_t = \Phi^{-1}(B) \cdot \Theta(B)a_t = \Psi(a_t) \quad [\text{Ec. 9}]$$

Donde $\Psi(a_t)$ es un filtro lineal que transforma el ruido blanco a_t en la serie z_t . Los procesos ARMA son estacionarios, es decir, los valores z_t del proceso estocástico en los tiempos sucesivos deben oscilar alrededor de un valor medio μ_z , que se estima simplemente como la media de las n observaciones de la serie [Ec. 10]:

$$\hat{\mu}_z = \sum_{k=1}^n z_t \quad [\text{Ec. 10}]$$

De hecho, normalmente se trabaja con las series centradas (las z_t menos su media μ_z).

Para introducir una tendencia (proceso no estacionario) en las series con un comportamiento no-estacionario, el modelo ARMA se aplica sobre las diferencias de z_t sobre los d términos anteriores, esto es, en lugar de modelizar los valores de z_t directamente, aplicamos el filtro lineal a la d-ésima diferencia lineal (∇^d).

$$\Phi(B)\nabla^d z_t = \Phi(B)(1 - B)^d z_t = \Theta(B)a_t + \theta_0 \quad [\text{Ec.11}]$$

El término θ_0 se introduce explícitamente para captar las tendencias en las diferencias d-ésimas, lineales o de un polinomio de mayor grado. En el caso de un modelo con $d = 1$, el parámetro θ_0 mide la tendencia lineal del proceso z_t ; para valores mayores de d, el término θ_0 representa un valor constante en la derivada segunda o sucesiva de z_t respecto al tiempo (Bras y Rodríguez-Iturbe, 1993).

A un modelo ARMA(p,q) construido sobre las diferencias de orden d se le denomina ARIMA(p,d,q) (*Autorregresive Integrated Moving Average*) —el término *integrated* se utiliza por ser la operación inversa de la diferenciación.

Finalmente, para introducir estacionalidad, de periodo s unidades de tiempo en la serie se hace uso del operador ∇_s [Ec. 12]:

$$\nabla_s z_t = (1 - B^s)z_t = z_t - z_{t-s} \quad [\text{Ec.12}]$$

que calcula las diferencias de cada valor z_t con el valor s unidades de tiempo anterior z_{t-s} . El filtro lineal se genera en este caso al aplicar un modelo ARIMA (P,D,Q) a las diferencias con el valor s unidades anterior (hasta D periodos atrás) sobre la estructura del modelo general ARIMA(p,d,q) calculado sobre las diferencias d -ésimas [Ec.13]:

$$\phi(B)\Phi(B^s)(1 - B)^d(1 - B^s)^D z_t \nabla^d z_t = \Phi(B)(1 - B)^d z_t = \theta(B)\theta(B^s)a_t + \theta_0 \quad [\text{Ec.13}]$$

El modelo así construido se denomina SARIMA (*Seasonal Autorregresive Integrated Moving Average*) o más simplemente ARIMA (p,d,q) x (P,D,Q) $_s$, donde P y Q son el orden de los modelos AR y MA aplicados a $\nabla_s z_t$, D es el orden de la diferenciación (el número de periodos anteriores a los que se aplica) y S es el periodo en unidades temporales de la serie y θ_0 la tendencia en las diferencias d -esimas.

En todos los casos, los coeficientes (y el número de términos regresivos, p y P , o de media móvil, q y Q , del modelo general y estacional necesarios) y el valor del periodo S vienen sugeridos por la forma de las funciones de autocorrelación y de autocorrelación parcial y se pueden calcular por diversos métodos de aproximación cuyo objetivo es minimizar la varianza residual (o su raíz cuadrada, el RMSE) (Bras y Rodríguez-Iturbe, 1993) u otros estadísticos de calidad del ajuste, como el criterio de información de Akaike (AIC; Box y Jenkins, 1976). Otros criterios deseables para los modelos ajustados son que tengan el menor número posible de parámetros (parsimonia), es decir, evitar al sobreparametrización y que los residuos se distribuyan normalmente (Box y Jenkins, 1976). En este trabajo, los modelos se han ajustado mediante el paquete estadístico Statgraphics Centurion 18 – X64.

Los modelos ARIMA tienen ciertas limitaciones cuando hay datos perdidos o que no se pueden utilizar para estimar los parámetros (datos por debajo del límite de detección) ya que un mayor número de valores perdidos al principio o al final de una serie con tendencia, o en los periodos de valores mayores en una serie con estacionalidad (datos perdidos distribuidos sistemáticamente), puede resultar en una estimación inadecuada de los parámetros o incluso en una incorrecta identificación del modelo (Lettenmaier et al., 1991). Asimismo, no permiten calcular tendencias diferentes para estaciones diferentes (por meses, por ejemplo) ya que solo permiten calcular una tendencia única θ_0 para el conjunto del proceso. No obstante, se han utilizado con mucha frecuencia en estudios hidrológicos (Hipel, 1985), para tendencias de caudal (Beauchamp et al., 1989; Lohani et al., 2012), niveles piezométricos (Ahn, 2000) y series de calidad de agua (Edmonds y Blew, 1997; Worrall y Burt, 1999; Pinault y Dubus, 2008; Abuarrea et al., 2011) entre otras.

En este trabajo, las predicciones para 2027 con los modelos ARIMA se realizaron aplicando las tendencias anuales obtenidas a todos los valores mensuales de salinidad: producto de la tendencia lineal obtenida por el número de años desde el año medio de la serie más el valor de salinidad en ese año medio.

2.2.2. Regresión lineal por meses

En la regresión lineal por meses los datos se agruparon separadamente para cada mes del año y se estableció la regresión lineal entre SDT y el tiempo (N) para cada uno de ellos de forma individualizada [Ec. 14]:

$$SDT_k = a_k + b_k \cdot N \quad [\text{Ec. 14}]$$

donde k es un índice para cada mes tomando los valores de 1 a 12, para las observaciones del mes de octubre (k = 1) hasta el mes de septiembre (k = 12).

De esta manera se establecieron 12 regresiones lineales diferentes, sobre las distintas series de análisis con una tendencia específica para cada mes de año. Los coeficientes de regresión b_k son los que definieron la tendencia de salinidad para cada mes (mg/l·año).

A su vez, los valores mensuales de salinidad para el horizonte 2027, se estimaron utilizando la ecuación 14 ajustada para cada uno de los 12 meses del año y periodo de estudio empleando un valor de N definido por los años comprendidos entre el final de la serie de referencia y el 2027.

2.2.4. Método estacional no paramétrico de Kendall

Las observaciones hidrológicas no suelen estar distribuidas normalmente, por lo que no resulta recomendable utilizar métodos paramétricos que dependen de la distribución normal de los datos originales, como es el caso de la regresión lineal. Aunque las observaciones de SDT en el periodo 1973-2012 no presentan valores extremos tan característicos como los de otras variables hidrológicas (como el caudal particularmente), su distribución no es normal (Figura IV.3.), lo que justifica aún más la utilización de métodos no paramétricos.

Hirsch et al. (1982) proponen, basándose en simulaciones de Montecarlo, la utilización de la prueba de Mann-Kendall o bien su versión estacional en el caso de presencia de estacionalidad, ya que se obtienen resultados más fiables que mediante regresión lineal. De este modo, en este trabajo se ha utilizado el análisis estacional de Mann-Kendall (M-K) y el estimador estacional de la pendiente de Sen (Gilbert, 1987; Sen, 1968).

Estos métodos, además de no resultar afectados por valores extremos, al estar basados en los valores de la mediana en lugar de la media, permiten obtener valores de tendencias distintos para cada periodo estacional (para cada mes en este caso), al igual que las regresiones lineales independientes para cada mes definidas en el apartado anterior. Además, esta metodología

permite trabajar con datos perdidos y datos por debajo de un límite de detección, debido a que utiliza magnitudes relativas y no los valores medidos per se, además de no requerir la normalidad de las series (McBride, 2005). Al trabajar solo con la relación entre cada par de datos (si una medida es mayor, menor o igual que otra tomada en otro instante en la serie) y no con sus valores numéricos, la presencia de datos por debajo del límite de detección se solventa considerando esas medidas inferiores a cualquier otra con dato, mientras que los meses sin dato (datos perdidos) simplemente no se tienen en cuenta a la hora de contar el número de diferencias positivas, negativas o nulas. Estas propiedades son las que hacen generalmente preferibles los métodos no paramétricos a los paramétricos en el análisis de series hidrológicas, generalmente no normales (Esterby, 1996). La metodología para la aplicación del método de Mann-Kendall y el estimador estacional de la pendiente de Sen se encuentran explicados en detalle en el Capítulo V.

Las estimaciones de SDT a futuro se calculan a partir de las pendientes obtenidas para cada uno de los meses, que se multiplica por el número de meses transcurridos desde el inicio de la serie. Sin embargo, este método define una pendiente pero no un valor inicial de partida como la regresión lineal, por ello como valor inicial de la serie para realizar las estimas se tomó la ordenada en el origen definida por la regresión lineal por meses (a_k).

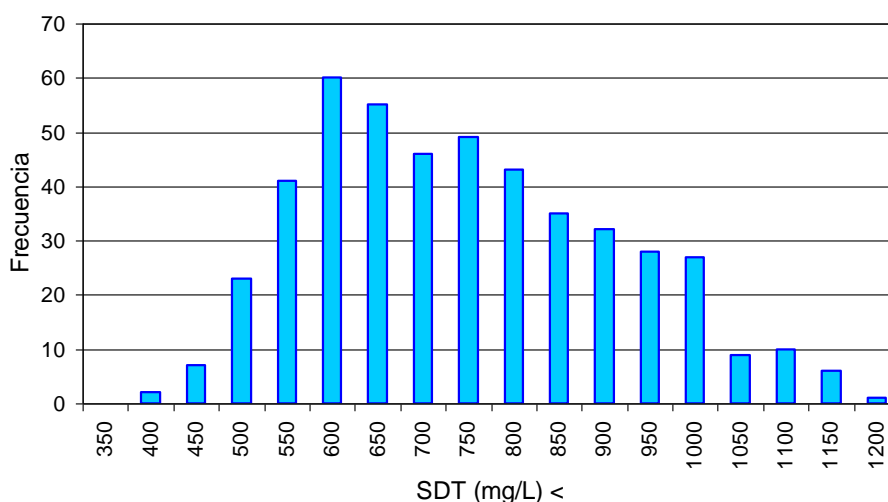


Figura IV.3. Histograma de los valores de SDT (mg/l), estimados a partir de las observaciones mensuales de CE (dS/m), en la estación de Ebro en Tortosa para el periodo octubre 1972 - septiembre 2012.

2.3. Análisis estadístico basado en la relación salinidad - caudal

El contenido en sales de las aguas superficiales depende de muchos factores como son el tipo de cuenca de aportación, su composición litológica, los usos del suelo, la regulación de los caudales, el régimen de precipitaciones o la tasa de intercambio entre las aguas subterráneas y superficiales. Buena parte de estos condicionantes tienen una relación directa con el caudal de los

ríos y es por ello que, para muchos, se puede definir una ecuación que relaciona la salinidad del agua con el caudal circulante (CHE-CITA, 2006). Se trata de una relación inversa, donde un incremento de caudal supone un descenso de salinidad, derivada por lo general, de que el caudal resulta de la mezcla de aguas subterráneas de mayor salinidad con agua de escorrentía superficial más diluida (Hall, 1970).

Esta estrecha relación entre caudal y salinidad puede ocasionar que tendencias obtenidas en salinidad sean debidas a un efecto de los caudales. Así, si el caudal presenta una tendencia decreciente en un periodo de tiempo, la salinidad presentará una tendencia a incrementarse en ese mismo periodo. Por ello en este trabajo además de analizar las tendencias de los SDT se utilizó la relación entre Q y salinidad para poder separar las tendencias de salinidad en dos componentes, la primera debida a las variaciones del caudal (SDT_q) y definida por la relación entre Q y SDT y la segunda, independiente del caudal (SDT_{aj}) condicionada por los cambios intrínsecos en la cuenca como pueden ser los cambios en los usos del suelo.

Esta diferenciación en dos componentes permite realizar estimaciones de las tendencias de salinidad en situaciones de cambios apreciables de caudal; y distinguir entre el efecto de los cambios de Q y otros efectos en las tendencias de SDT. Además, este método permite superponer al incremento intrínseco de la salinidad, el efecto de la evolución observada en los caudales (tendencia observada de Q) de diferentes escenarios previstos de evolución del caudal, con la incorporación de las previsiones de cambio climático o las situaciones de años de caudales bajos o medios.

Para diferenciar estos efectos en primer lugar se estableció la relación entre Q y SDT. A partir de esta ecuación se definió el valor de SDT_q , o valor de la salinidad asociado al caudal circulante en cada punto de la serie de datos, simplemente aplicando la ecuación de regresión encontrada [Ec. 15] a cada valor de Q de la serie. Los residuos de la relación ajustada, o diferencias entre los SDT observados y los calculados mediante la ecuación ajustada (SDT_q), definen la serie de SDT ajustada por el caudal (SDT_{aj}) según la ecuación. 15.

$$SDT_q = f(Q) \quad \text{[Ec. 15]}$$

$$SDT_{aj} = SDT - f(Q)$$

2.3.1 Relaciones entre salinidad y caudal

La estación de Ebro en Tortosa se sitúa aguas abajo de los embalses de Mequinenza, Ribarroja y Flix, de modo que no existe una relación directa entre SDT y el caudal instantáneo (Q_i) en el momento de muestreo como ocurre en las cuencas sin regulación. Su comportamiento responde más bien, a un efecto mezcla de los volúmenes de agua embalsados en Mequinenza y su tiempo de residencia en el embalse. De este modo, la relación más estrecha entre salinidad y caudal no

se obtuvo con el caudal instantáneo (Q_i) en el momento de toma de la muestra, que sería lo habitual en otras estaciones de la Cuenca del Ebro (CHE-CITA, 2006), sino que la relación más estrecha se obtuvo con el caudal medio mensual (Q_m).

Además, el tiempo medio de residencia de las aguas en los embalses y su regulación, así como los procesos de mezcla dentro de estos embalses, conllevan que la relación de la salinidad con el caudal no solo esté relacionada con el caudal del mismo mes sino también, con los caudales medios registrados en meses anteriores al muestreo, incluso con una mayor significación que con los del propio mes (Quílez et al., 1992). El estudio de procesos inherentemente estocásticos y variables en el tiempo mediante una regresión dinámica sobre otra u otras variables se conoce como Función de transferencia-Ruido (*Transfer Function-Noise*, TFN; Box y Jenkins, 1976) y se utiliza ampliamente en procesos hidrológicos como la evapotranspiración (Hameed et al., 1995), el nivel piezométrico (Mohanasundaram et al., 2017) y la recarga (Collenteur et al., 2021) en acuíferos, el caudal a partir de la precipitación (Anselmo y Ubertini, 1983) o la calidad del agua —sólidos disueltos y en suspensión (Marivoet, 1983; Zetterqvist, 1991; Lemke, 1991)—, entre La relación entre caudal y salinidad se han establecido a través de un modelo potencial, por ser el que presentó un mejor ajuste de los modelos lineales probados y porque es utilizado habitualmente para explicar las relaciones entre caudal y salinidad (Steele, 1969; Hall, 1971; Quílez, 1988; Liebermann et al., 1988).

La relación potencial entre caudal y salinidad implica, que la concentración de la escorrentía superficial es cercana a cero o muy pequeña comparada con el del componente subterráneo (Hall, 1970), hipótesis que parece bastante plausible en la estación de Tortosa; aunque este proceso de dilución también puede modelizarse mediante relaciones más complejas que incorporan una cierta salinidad en el agua de escorrentía como un parámetro de la ecuación no lineal de regresión (Hall, 1970, 1971; Capítulos II y III).

Para establecer la relación entre caudal y salinidad se utilizan generalmente ecuaciones estáticas, es decir, que relacionan el caudal y la salinidad medidos el mismo mes. Para este trabajo se han empleado ecuaciones dinámicas que tienen en cuenta posibles desfases temporales en la relación entre caudal y salinidad.

De alguna manera esta relación dinámica estaría relacionada con el tiempo de residencia del agua en los embalses. Así el modelo de relación utilizado entre caudal y salinidad incluye, no solo el caudal del mismo mes, sino el caudal de meses anteriores [Ec. 16]:

$$CE_t = a \cdot (Q_t)^{bt_0} \cdot (Q_{t1})^{bt_1} \dots \cdot (Q_{t11})^{bt_{11}} + \varepsilon \quad [\text{Ec. 16}]$$

donde la CE se establece como una relación con los caudales mensuales de ese mes (Q_t) y de los meses anteriores ($Q_{t1} \dots Q_{t11}$, donde el subíndice i se refiere al número de meses antes del mes

considerado) elevados a una constante de ajuste (b_{t0} a b_{t11}) mayor o menor que 0, en función de si existe una relación directa o inversa entre el Q_m y la CE para ese mes (Quílez et al., 1992).

El uso de regresiones entre la salinidad, CE (o la concentración de algunos solutos), con el caudal en meses (o momentos de muestreo en general) anteriores se hace necesario cuando la CE está relacionada con aquellos, frecuentemente en puntos de muestreo localizados aguas abajo de embalses, en los que las aguas de entrada se mezclan a lo largo de varios meses y la salinidad del agua de salida depende de la salinidad de las entradas durante esos meses. Por eso, los modelos TFN se han utilizado en la modelización de la salinidad en grandes ríos afectados por embalses (entre otras afecciones) (Quílez, 1992; Lee et al., 1993; CHE-CITA, 2006, 2007, 2009b; Abudu et al., 2011).

Los parámetros de la relación CE-Q ajustada mostraron que en general las diferencias entre los 4 periodos analizados son pequeñas tanto en el valor de los parámetros ajustados como en los meses con valores significativos. Así se mantuvieron significativas las contribuciones de los caudales Q_{t1} , Q_{t2} y Q_{t10} en todos los periodos, la incorporación de Q_{t4} solo fue significativa para el periodo más corto (2001-2012) y la del mismo mes (Q_t) solo para el periodo más largo (1973-2012). Los valores ajustados de los parámetros fueron negativos para Q_t , Q_{t1} , Q_{t2} y Q_{t4} y positivos para Q_{t10} para todos los periodos y con valores bastante similares.

Después de este análisis preliminar se decidió aplicar, para todos los periodos, la misma ecuación, incorporando el caudal del mes anterior (Q_{t1}), el del 2º mes anterior (Q_{t2}), el del 4º mes anterior (Q_{t4}) y el de 10 meses antes (Q_{t10}), según la ecuación 17:

$$CE = a * Q_{t1}^{b1} * Q_{t2}^{b2} * Q_{t4}^{b4} * Q_{t10}^{b10} \quad [\text{Ec. 17}]$$

Los valores de los parámetros ajustados, con sus intervalos de confianza, el coeficiente de determinación de la ecuación ajustada y el error estándar de estimación para cada uno de los 4 periodos analizados se presenta en la Tabla IV.3. A partir de las ecuaciones definidas en la Tabla IV.3. para cada periodo, y de los valores de caudal medio mensual para cada mes, se obtuvieron los valores de CE dependientes del caudal (CE_q) que se convirtieron en SDT_q utilizando la ecuación 1. La diferencia entre los valores observados (SDT) menos los calculados por esta ecuación (SDT_q) conformaron la serie de datos de SDT ajustados por el caudal (SDT_{aj}).

Las tendencias establecidas para la variable SDT_{aj} se asocian a aumentos de salinidad debidos a un aumento en la masa de sales disueltas, lo que implica que la salinidad de las aguas aumenta o disminuye en el tiempo debido al efecto aporte o salinización por disolución de minerales para un mismo caudal o volumen de agua. Las variaciones establecidas sobre la variable SDT_q cuantifican las variaciones de salinidad debidas a una variación del caudal, lo que puede achacarse a dos razones: por un lado, a una variación de la pluviometría y, por otro, a un cambio en el uso consuntivo del agua en la cuenca. El aumento del uso consuntivo del agua implica (a) menor agua

de dilución (parte del caudal natural se detrae para su consumo), (b) mayor evapo-concentración (concentración de sales debida a la evaporación y/o transpiración del agua) y (c) mayor salinidad de los retornos evapoconcentrados (Quílez, 1998).

Tabla IV.3. Parámetros de ajuste de la relación $CE \text{ (dS/m)} = a \cdot Q_{t1}^{b1} \cdot Q_{t2}^{b2} \cdot Q_{t4}^{b4} \cdot Q_{t10}^{b10}$, donde Q_{t1} (m^3/s) es el caudal medio del mes anterior, Q_{t2} (m^3/s) es caudal medio del segundo mes anterior; Q_{t4} (m^3/s) es el caudal medio del cuarto mes anterior y Q_{t10} (m^3/s) es el caudal medio del décimo mes anterior con los estadísticos de calidad del ajuste: coeficiente de determinación (R^2) y error estándar de la regresión (RMSE).

	Serie 1973-12			Serie 1981-12			Serie 1990-12			Serie 2001-12		
	Inter. Conf. (95%)			Inter. Conf. (95%)			Inter. Conf. (95%)			Inter. Conf. (95%)		
	Estima	Inf	Sup	Estima	Inf	Sup	Estima	Inf	Sup	Estima	Inf	Sup
a	5,494	4,155	6,832	3,957	2,866	5,048	4,193	2,821	5,564	6,372	4,024	8,720
b ₁	-0,195	-0,236	-0,155	-0,176	-0,219	-0,132	-0,172	-0,222	-0,122	-0,203	-0,268	-0,138
b ₂	-0,108	-0,151	-0,064	-0,098	-0,145	-0,051	-0,104	-0,158	-0,050	-0,115	-0,185	-0,045
b ₄	-0,069	-0,099	-0,039	-0,062	-0,094	-0,029	-0,056	-0,093	-0,018	-0,084	-0,130	-0,039
b ₁₀	0,059	0,034	0,084	0,087	0,060	0,114	0,076	0,045	0,107	0,073	0,037	0,108
R ²	0,5776			0,5728			0,5695			0,6996		
RMSE	0,185			0,182			0,186			0,163		

Las tendencias de ambos términos (SDT_q y SDT_{aj}) se han analizado de forma independiente, de modo que se obtuvo por un lado la evolución de los caudales y a partir de ahí, la evolución de SDT_q , y por el otro, la evolución de la salinidad condicionada por otros factores ajenos al caudal (SDT_{aj}). Las tendencias sobre estas variables se determinaron únicamente utilizando el método estacional de Kendall definido en el apartado d) del punto anterior.

Así la evolución de la salinidad el Ebro en Tortosa va a estar condicionada por la variación de los caudales y su relación con los SDT que quedarían definidos por las tendencias obtenidas por SDT_q , y por otro lado por la evolución de la salinidad ajustada por el caudal o componente independientes del caudal, definido por las tendencias en la serie de SDT_{aj} .

Esta metodología presenta la ventaja sobre los análisis de tendencias precedentes de que permite incorporar en las previsiones para 2027 el efecto de cambios en los caudales (como los derivados del cambio climático) o evaluar la salinidad en condiciones de caudal diferentes de la media. Así, se han podido establecer previsiones de salinidad en las condiciones de caudal derivadas de los efectos del cambio climático previstas en la PHE (descenso del 5%) y las previsiones correspondientes a situaciones de caudal inferiores o superiores a las condiciones medias en el Ebro en Tortosa (definidos por diferentes cuantiles de la serie de Q_m).

2.3.2. Proyecciones de salinidad para diferentes escenarios de caudales

Una vez que se conoce la tendencia estimada en los SDT independiente de las variaciones observadas de caudal (ΔSDT_{aj}) y la relación (estable) entre SDT y Q_m , se puede superponer los efectos del incremento de la salinidad propia de la cuenca con el de diferentes escenarios de variación de caudal y su efecto sobre la salinidad a través de la relación CE- Q_m establecida.

A partir de esta metodología se analizaron las variaciones en SDT, combinando las tendencias obtenidas sobre SDT_{aj} con dos posibles escenarios de cambios de caudal: (1) considera las variaciones asociadas a las series estadísticas de Q_m que incluye Q_{50} o mediana, Q_5 o cuantil del 5 % correspondiente a los años de caudales más altos, y Q_{95} o cuantil del 95% correspondiente a los años de caudales más bajos; (2) se aplica el descenso previsto de Q_m asociado al cambio climático y se extrapola a 2027.

Las estimas para el 2027, se obtuvieron sumando al valor de SDT del año 2012, los incrementos ΔSDT_{aj} aplicados a 15 años (2012-2027) más los incrementos de salinidad que implica cada uno de los escenarios de caudales considerados: los caudales correspondientes a distintos cuantiles (escenarios de disponibilidad de agua) y las predicciones debidas al cambio climático (Q_{cc}).

(1) Proyecciones de salinidad para diferentes caudales estadísticos (cuantiles)

Los caudales en la estación del Ebro en Tortosa fluctúan considerablemente a lo largo de la serie de años utilizada, y con ello también la salinidad. Para toda la serie con registro de caudal (1913-2012), encontramos que en el año correspondiente al cuantil Q_5 (caudal que es sobrepasado en el 5% de los años), se registraron más de 22.500 hm³/año (715 m³/s) frente al cuantil Q_{95} (caudal que es sobrepasado en el 95% de los años) donde llegaron a registrarse solo algo más de 6011 hm³/año (190 m³/s). Esta variabilidad se incorpora a las predicciones para 2027, definiendo para cada uno de estos años secos (Q_{95}) o húmedos (Q_5) y para la mediana (Q_{50}), cómo van a comportarse los SDT mensualmente.

Se han utilizado los cuantiles de caudal anual y no los mensuales por el tipo de relación existente entre el caudal y la salinidad del río Ebro en Tortosa. Los meses de caudales bajos no siempre corresponden a valores de conductividad alta, responden más bien a la calidad del agua de entrada en los embalses en los meses anteriores al muestreo y a las necesidades impuestas por la regulación del río Ebro (demanda de agua para riego, producción de energía eléctrica, amortiguación de vertidos térmicos, etc.). Es por ello, que para definir correctamente los valores correspondientes a Q_5 , Q_{50} o Q_{95} no se han elegido los meses clasificados independientemente, sino que se han clasificado los años y se han empleado los meses de esos años, definiendo en cada uno de ellos, el valor mensual de SDT.

La metodología aplicada consistió en definir los diferentes cuantiles de caudal para la serie más completa con datos de CE (1973-2012) y establecer los SDT mensuales correspondientes a cada uno de estos años. Los valores de SDT para cada cuantil se obtuvieron como el promedio mensual de los 3 años más cercanos al cuantil. Finalmente, a estos valores de SDT, se les incorporaron las tendencias de salinidad de la componente independiente del caudal (ΔSDT_{aj}), y se hicieron previsiones para 15 años a futuro (2012-2027).

(2) Proyecciones de salinidad con la incorporación del efecto del cambio climático sobre los caudales

La IPH establece dentro del apartado sobre evaluación del efecto del cambio climático (MARM, 2008) un porcentaje de disminución de la aportación en régimen natural dentro de la Demarcación Hidrográfica del Ebro del 5 % para 2027. Este resultado se ajusta a los definidos por el Libro Blanco del Agua en España (MIMAM, 2000) para el escenario 1 (aumento de 1°C la temperatura) y se incrementa hasta un 15% para el escenario 2, cuando se incorpora para el horizonte 2030, además del aumento de temperatura, un descenso de las precipitaciones de un 5%.

Otros trabajos llevados a cabo por el CEDEX sobre la evaluación de impacto del cambio climático en los recursos hídricos en régimen natural (CEDEX, 2010) estiman distintas reducciones de caudal en función de los escenarios de emisión (A2 y B2) y los modelos aplicados a los periodos de referencia: 1961-1990, 1940-2005 y 1980-2005. Si nos centramos en las estimas para el 2011-2040, se calcula una reducción de la escurrentía de entre un 2 y un 19%. Además, estos descensos no son homogéneos a lo largo del año, siendo los meses de verano los que acusan el mayor descenso alcanzando valores de hasta un 17% aplicado sobre el promedio más desfavorable (periodo 1961-1990). También se incluye dentro de este trabajo un análisis de las afecciones sobre el recurso hídrico disponible, obteniendo en la cuenca del Ebro reducciones de entre un 10 y un 11% calculado a partir de una demanda de agua variable, y de entre un 17 y un 22%, a partir de una demanda de agua uniforme (CEDEX, 2012).

Otros trabajos específicos de la cuenca del Ebro sobre las afecciones en el recurso hídrico debidos al cambio climático son los realizados por la Fundación Universidad de A Coruña para la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE, 2005). En este trabajo se analiza la reducción tanto de la escurrentía superficial como del caudal total en 15 subcuencas para diversos escenarios de cambio climático. Los resultados para el periodo de simulación 2010-2040 dan reducciones del 12 % en el caudal total y del 17 % en la escurrentía superficial. Estas reducciones se agravan en los meses de verano, y alcanzan los valores máximos en las cuencas de la margen derecha: 50% de reducción de la escurrentía superficial en las cuencas del río Jalón y Algas frente a un 5% en la cuenca del río Ega.

A tenor de la incertidumbre en las estimas del cambio climático, además de la reducción del 5% incluida en la IPH (MARM, 2008), se ha analizado el efecto sobre SDT de varios porcentajes de reducción, entre el 2 y el 30%, aplicados de manera uniforme sobre los caudales medios de cada mes.

También se han aplicado diferentes reducciones de caudal en función de la estación del año, recogiendo los máximos descensos en los meses de verano. Para incluir este efecto se han realizado estimaciones de SDT para 2027 considerando la información de los trabajos del CEDEX para la situación más desfavorable (serie 1940-2005, escenario B2), que establece descenso del caudal del 7% en el periodo marzo-mayo y del 16% en el periodo junio-agosto 16%

Para estos cálculos se ajustó una nueva relación CE- Q_m utilizando la serie de datos del periodo 1980-2006 (periodo definido dentro del PHE) [Ec. 18].

$$CE = 3,102 \cdot Q_1^{-0.166} \cdot Q_2^{-0.088} \cdot Q_4^{-0.048} \cdot Q_{10}^{0.095} \quad (N = 274; R^2 = 0,55) \quad [\text{Ec. 18}]$$

Las proyecciones a 2027 no se realizaron a partir de los datos reales de SDT del año 2011-12 (el último de la serie utilizada) dado que se trata de un año con valores de salinidad muy por encima de la media de los últimos 5 años. En su lugar, los SDT correspondientes al año 2011-12 se calcularon para cada serie de estudio sumando a la mediana de los SDT de la serie 1973-2012 los Δ SDT obtenidos mediante el método de Mann-Kendall por la mitad del número de años de la serie.

Finalmente, los SDT mensuales del río Ebro en Tortosa en 2027 correspondieron con el valor de los SDT_q que se obtiene a partir de la ecuación 1 y el caudal con la reducción del cambio climático, más los incrementos de SDT_{aj} aplicando las tendencias de Mann-Kendall de cada periodo de análisis.

IV. 3. Resultados y Discusión

3.1. Análisis estadístico de la evolución de la salinidad (SDT) en el tramo bajo del Ebro y perspectivas para el año 2027

3.1.1 Regresión lineal con componente armónica

Los parámetros del modelo de regresión lineal con componente armónica ajustado para los SDT para los distintos periodos analizados se presentan en la tabla IV.4.

Para la serie 1973-2012 [Ec. 19] la salinidad presenta una tendencia creciente de 0,479 mg/l-mes o lo que es lo mismo 5,8 mg/l-año. La ecuación muestra además un ciclo anual muy marcado, con una amplitud de 122,4 mg/l y una oscilación menor cada 6 meses con una amplitud de 31,6 mg/l. En el caso del ciclo anual, el desfase de $-0,93$ rad ($-1,8$ meses) indica que el valor correspondiente a 0 de la sinusoidal está desplazado 1,8 meses antes del mes de setiembre (para el que $N =$ múltiplo de 12); y que los valores máximos se alcanzarían entre octubre y noviembre (1,2 meses después de setiembre). El valor mínimo del ciclo anual se alcanza 6 meses después (abril-mayo). El ciclo de frecuencia 2 (semestral) está desplazado $-0,5$ meses ($-0,25$ rad) respecto a setiembre (también adelantado), con lo que alcanzaría su máximo en noviembre-diciembre (2,5 meses después de setiembre) y nuevamente 6 meses después. Los mínimos anuales para este ciclo se presentan desplazados 3 meses respecto a los máximos. La Figura IV.4. presenta las componentes de la variable SDT para el año medio, en el que el incremento lineal de SDT apenas es perceptible, en especial frente a la magnitud de las oscilaciones anual y semestral.

$$SDT (mg/l) = 606,1 + 0,479 N + 122,4 \cdot \text{sen}(N\pi/6 + 0,93) + 31,6 \cdot \text{sen}(N\pi/3 + 0,25) \quad [\text{Ec. 19}]$$

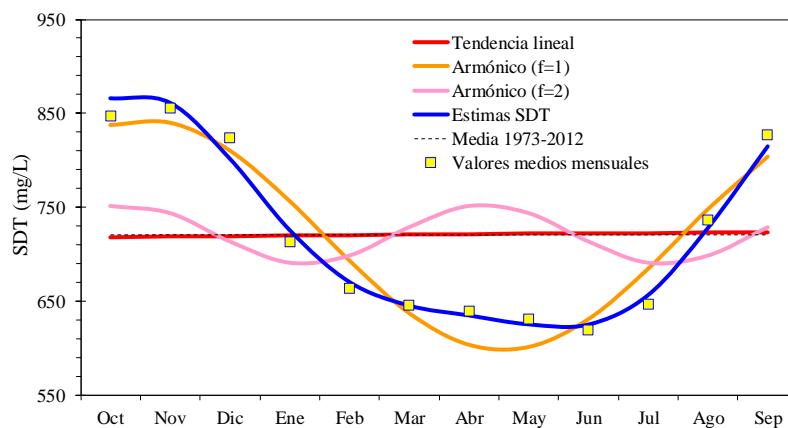


Figura IV.4. Componentes de la variable SDT para el año medio: tendencia lineal; armónicos de frecuencias 1 y 2; valor estimado de la variable (Estimas SDT); valor medio de la serie; y valores medios mensuales de SDT (datos del periodo 1973-2012).

La regresión para los periodos 1980-2012 y 1990-2012 presenta unos valores de los parámetros similares a los de la serie 1972-2012 (Tabla IV.4) con un aumento anual de 4,8 y 3,8 mg/l·año respectivamente. Se observa una disminución en las tendencias de los SDT conforme las series se hacen más cortas. Esto puede ser debido a los descensos significativos de los caudales para las series largas que no se observan en periodos de tiempo más cortos. Los años 70 se caracterizan por un caudal más elevado que los años siguientes (a partir de los 80 el caudal disminuye; Figura IV.2); estos valores más altos de caudal llevan asociados valores más bajos de salinidad, de modo que la inclusión de los años 70 en el análisis se traduce en aumentos más significativos y de mayor pendiente de la salinidad.

Sin embargo, la serie más corta (2001-2012), muestra un comportamiento totalmente distinto [Ec. 20]. El ciclo semestral ($f = 2$) deja de ser significativo y la amplitud anual (A_1), diferencia entre valores máximos y mínimos de salinidad, se hace mayor.

$$SDT (mg/l) = 503,7 + 0,711 N + 154,9 \cdot sen(N\pi/6 + 0.57) \quad [\text{Ec. 20}]$$

Una de las posibles causas de este cambio en la variabilidad anual de los SDT puede ser la variabilidad de los caudales del Ebro en Tortosa. Si observamos la gráfica de las aportaciones para este periodo de tiempo 2001-2012 (Figura IV.2.) vemos como los caudales dibujan un hidrograma con unos valores mínimos muy marcados y prolongados en el año junto con unos valores máximos correspondientes a los meses de riego (abril-agosto). Este nuevo patrón eliminaría el ciclo semestral además de generar mayores diferencias a lo largo del año.

En este periodo de estudio también se observa un incremento de salinidad mayor que en los anteriores (8.53 mg/l·año). Sin embargo, como mostraremos más adelante, estos valores se deben a que la serie es muy corta, de modo que los valores a inicio y final de la serie tienen mucho más peso y determinan si existen o no incrementos significativos de salinidad y su valor.

El método de regresión lineal con componente armónico define un incremento medio anual de la salinidad para el año 2027 de entre 13% y 28% en función del periodo de estudio (Figura IV.5.). Esto supone un incremento de salinidad de entre 100 y 200 mg/l con respecto a la media de cada una de las series (Tabla IV5).

Sin embargo, si comparamos estas estimaciones con los datos de los últimos 5 años de registro (2008-2012) estos incrementos no son tal elevados. Para un valor medio anual observado en el Ebro en Tortosa de 817 mg/l, los valores de salinidad para el 2027 van a incrementarse entre 50 y 150 mg/l -entre el 6% y el 18% (Tabla IV.5).

Tabla IV.4. Parámetros ajustados (estima, y error estándar (s)) y estadísticos de las ecuaciones de regresión lineal con componente armónica

$SDT=a+b \cdot N+c_1 \cdot \cos(N\pi/6)+d_1 \cdot \sin(N\pi/6)+c_2 \cdot \cos(2 \cdot N\pi/6)+d_2 \cdot \sin(2 \cdot N\pi/6)$; para los distintos periodos de estudio. Amplitud (A_k , mg/l) y desfase (ϕ_k ; rad) de los armónicos de frecuencia k ; y estadísticos de calidad del ajuste: coeficiente de determinación (R^2) y error estándar de la estima (RMSE); valor del incremento medio anual de la salinidad estimado; P significación del valor ajustado del parámetro. En los casos en que un parámetro (c_k o d_k) de una frecuencia es significativo y el otro no, esa frecuencia k se considera significativa y se mantiene el otro término no significativo para el cálculo de A_k y Φ_k .

	1973-2012			1981-2012			1990-2012			2001-2012		
Parámetros del modelo												
	Estima	s	P	Estima	s	P	Estima	s	P	Estima	s	P
a	606,1	11,4	0,00	633,1	18,3	0,00	663,3	36,6	0,00	505,8	110,7	0,00
b	0,479	0,041	0,00	0,401	0,059	0,00	0,316	0,104	0,00	0,706	0,270	0,01
c_1	83,3	8,1	0,00	77,2	9,3	0,00	81,2	11,7	0,00	76,7	15,8	0,00
d_1	89,7	8,1	0,00	100,1	9,3	0,00	97,4	11,8	0,00	134,8	15,9	0,00
c_2	7,6	8,1	0,34	3,4	9,3	0,71	2,1	11,7	0,86	-	-	ns
d_2	30,6	8,1	0,00	28,4	9,3	0,00	27,0	11,8	0,02	-	-	ns
Amplitud y desfase de los armónicos												
A_1	122,4			126,4			126,9			155,1		
A_2	31,6			28,6			27,1			-		
ϕ_1	-0,93			-0,77			-0,83			-1,09		
ϕ_2	-0,25			-0,12			-0,08			-		
Estadísticos de calidad del ajuste												
R^2	0,447			0,390			0,332			0,423		
RMSE	124			128			137			133		
Incremento anual de la salinidad (mg/l·año)												
mg/l·año	5,75			4,80			3,79			8,47		

En cuanto al incremento mensual, este modelo no permite calcular tendencias independientes para cada uno de los meses del año. Las ecuaciones del modelo representan la estacionalidad y el incremento anual obtenido para cada uno de los periodos de estudio que se aplican de forma constante a todos los meses.

Tabla IV.5. Promedio anual de SDT e incremento anual estimado (ΔSDT) y valor medio anual previsto para 2027 (SDT_{27}) para cada periodo de estudio mediante regresión lineal-armónico. Incremento de las predicciones de salinidad en 2027 respecto a la media de cada periodo; (ΔSDT media serie) y respecto a la media los últimos 5 años (2008-2012) en mg/l y en % ($\Delta SDT_{2008-12}$).

	PERIODOS DE ESTUDIO			
	1973-2012	1981-2012	1990-2012	2001-2012
Promedio SDT (mg/l)	721	749	772	793
ΔSDT (mg/l·año)	5,75	4,80	3,79	8,47
SDT_{27} media anual (mg/l)	920	896	870	968
ΔSDT media serie (mg/l)	199	147	99	175
ΔSDT media serie (%)	28%	20%	13%	22%
$\Delta SDT_{2008-12}$ (mg/l)	103	79	53	151
$\Delta SDT_{2008-12}$ (%)	13%	10%	6%	18%

Las estimaciones mensuales de salinidad para el año 2027 obtenidas a partir de las tres primeras series (1973-2012, 1981-2012 y 1990-2012) son muy similares entre sí, salvo que cada una de ellas posee valores mensuales más elevados cuanto más larga es la serie de referencia (mayor pendiente; Figura IV.5). Las series predichas presentan ciclos anuales de amplitud muy similar, donde los meses de menor salinidad van de marzo a junio y los de mayor salinidad son octubre y noviembre, con una subida y bajada relativamente brusca entre ambos periodos (Figura IV.5).

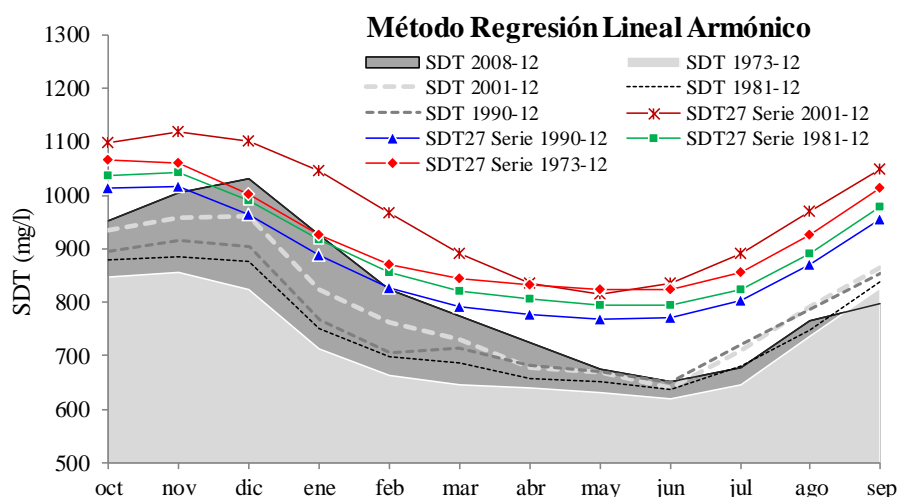


Figura IV.5. Valores de SDT (mg/l) estimados para el año hidrológico 2027 (SDT27) por el modelo de regresión lineal-armónico para cada uno de los periodos de estudio. Se incluyen los promedios mensuales de SDT observados para cada uno de los periodos, los valores medios de 1973-2012 y los de últimos 5 años de registros (2008-12).

Sin embargo, la estimación realizada con la serie más corta y reciente (2001-2012) muestra un comportamiento distinto. El incremento anual de SDT para esta serie es de 8,7 (mg/l-año) y los valores estimados para 2027 aumentan en un 18 % con respecto a la media del periodo 2008-2012 y un 22% sobre la media de periodo 2001-2012 (Tabla IV.5). La predicción para 2027 presenta además unas variaciones entre meses más marcadas que las series anteriores (mayor amplitud), donde la diferencia entre la salinidad en el mes de mayor salinidad (octubre) y el de menor (mayo) alcanza los 155 mg/l, frente a amplitudes en torno a 125 mg/l para las predicciones realizadas con las otras 3 series (Tabla IV.5). Con esta serie, la salinidad esperable en los meses de noviembre a febrero es claramente superior a la predicha a partir de las otras series, mientras que en los meses de abril a junio las proyecciones son prácticamente iguales (Figura IV.5). No obstante, como se ha indicado anteriormente, este último periodo de estudio es muy corto y por tanto poco estable y representativo (con una serie de 12 años se pretende hacer una proyección de salinidad a 15 años vista). Es importante señalar que para el cálculo de tendencias (con cualquier método de estimación) conviene utilizar siempre series lo más largas (Hirsch et al., 1991) y lo

más completas posible, cuanto mayor sea el número de datos en un cierto periodo, más fácil será detectar tendencias en ese periodo (McBride, 2005).

Los valores medios mensuales de SDT para cada uno de los periodos de estudio, así como de los últimos 5 años (2008-2012) quedaron dentro del intervalo de confianza (valores puntuales, $P = 0.95$) de los valores estimados para 2027, utilizando el correspondiente periodo de estudio (Figura IV.6). Los intervalos de confianza son más estrechos para las series más largas (1973-2012, 1981-2012 y 1990-2012), que para la serie 2001-2012 (Figura IV.6). La mayor amplitud del intervalo de confianza para la serie más corta refuerza la idea de su menor representatividad para la predicción de la salinidad.

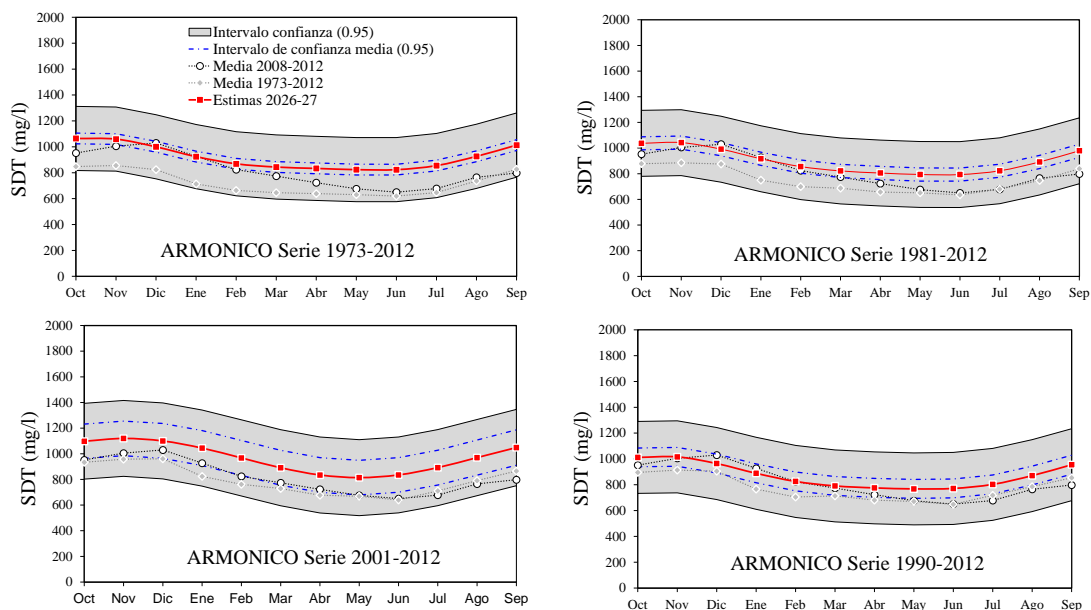


Figura IV.6. Valores mensuales de SDT estimados por el modelo de regresión lineal con componente - armónica para el año hidrológico 2027 con el intervalo de confianza correspondiente del valor medio y para estimas puntuales a partir de las mediciones de los años 1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012; SDT medios mensuales para cada uno de los periodos de estudio y de los últimos 5 años con registro de CE (2008-2012).

Los valores máximos de estimas puntuales de salinidad, exceptuando la serie 2001-12, son de algo más de 1300 mg/l (límite superior del intervalo de confianza) que se alcanzan en los meses de octubre y noviembre; frente a los menores, que rondarían los 570 mg/l (límite inferior del intervalo de confianza), en los meses de mayo y junio (Tabla IV.6). Las estimas del valor medio de salinidad previsto en 2027 para cada mes (Figura IV. 6) apuntan a un máximo en torno a los 1060 mg/l en octubre-noviembre y un mínimo de 824 mg/l en junio-julio.

Las estimaciones para 2027 con las series de los períodos 1981-2012 y 1990-2012 quedan ligeramente por encima de las medias de las series respectivas e incluso son inferiores a los valores medios mensuales observados en 2008-12 para diciembre y enero (Figura IV.6; Tabla IV.6). Para

la serie 1973-2012, el incremento de salinidad es más evidente, aunque en diciembre el valor medio esperado sigue siendo similar al valor medio de la serie 2008-12 (Figura IV.6; Tabla IV.6).

Tabla IV.6. SDT mensuales (mg/l) estimados para el año 2027 e intervalo de confianza (límite superior (LS) y límite inferior (LI) de las estimas individuales, $P = 0,95$) obtenidos por el método de regresión lineal-armónica. Se incluyen en las dos últimas líneas los valores observados de SDT medios mensuales para la serie completa de datos (1973-2012) y para los últimos 5 años (2008-2012).

		SDT (mg/l)	oct	nov	dic	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep
Periodos de estudio	1973-12	SDT ₂₀₂₇	1065	1060	1000	924	869	844	833	824	824	855	927	1013
		LI	817	812	753	677	621	596	586	576	576	607	679	766
		LS	1312	1308	1248	1172	1117	1092	1081	1072	1071	1103	1174	1261
	1981-12	SDT ₂₀₂₇	1037	1042	991	917	856	822	805	794	793	823	892	979
		LI	780	785	734	660	599	565	548	537	536	566	635	722
		LS	1294	1299	1248	1174	1113	1079	1062	1051	1050	1080	1149	1236
	1990-12	SDT ₂₀₂₇	1012	1016	964	889	826	791	776	768	771	803	871	955
		LI	733	737	686	610	547	512	497	489	493	524	592	676
		LS	1291	1295	1243	1167	1104	1070	1054	1047	1050	1082	1150	1234
	2001-12	SDT ₂₀₂₇	1098	1120	1100	1045	968	891	835	814	835	892	970	1049
		LI	829	851	831	776	699	622	566	545	566	623	701	780
		LS	1367	1389	1369	1313	1237	1160	1103	1083	1104	1161	1239	1317
SDT 1973-2012		848	856	824	713	663	646	639	631	619	647	737	827	
SDT 2008-12		952	1005	1030	927	824	774	723	676	650	678	765	798	

3.1.2. Modelos autorregresivos integrados de medias móviles (ARIMA)

El modelo autorregresivo de mejor ajuste encontrado para todas las series presenta una fuerte autocorrelación con el valor precedente [término AR(1)] y una media móvil respecto al valor estacional anterior diferenciado [término SMA(1)]. Se trata de un modelo SARIMA (1,0,0)x(0,1,1)₁₂, en el que las observaciones quedan explicadas por regresión sobre el valor anterior y una media móvil de la diferencia entre el valor en ese momento y el valor de un año antes. La necesidad de diferenciación en el ajuste del modelo muestra la existencia de una tendencia significativa, cuya pendiente se estima como la media del término diferenciado. Así, para el periodo 1973-2012 se obtiene un incremento anual de 5,70 mg/l·año, que disminuye progresivamente en la medida que el periodo de estudio se hace más corto 4,73 mg/l·año (1981-2012) y 3,38 mg/l·año (1990-2012) (Tabla IV.7). Estos valores son muy similares a los obtenidos a partir de la regresión sobre el tiempo en meses (N) y sus componentes armónicas, sin embargo, la pendiente del periodo 1990-2012, deja de ser significativa ($P > 0.05$; Tabla IV.7).

Tabla IV.7. Parámetros del modelo SARIMA ajustado $(1,0,0) \times (0,1,1)_{12}$: estima y error estándar (s) del coeficiente de autoagresión [AR(1)] y del coeficiente de la media móvil estacional diferenciada [SMA(1)]; media (mg/l-año) y constante del modelo (mg/l); y estadísticos de calidad del ajuste: raíz del error cuadrático medio (RMSE), error absoluto medio (MAE) y error medio (ME), para los 4 periodos analizados (1973-2012; 1981-2012; 1990-2012 y 2001-2012).

	1973-2012			1981-2012			1990-2012			2001-2012		
Parámetros del modelo												
	Estima	s	P	Estima	s	P	Estima	s	P	Estima	s	P
AR(1)	0,538	0,039	0,00	0,566	0,043	0,00	0,563	0,051	0,00	0,635	0,068	0,00
SMA(1)	0,946	0,012	0,00	0,942	0,010	0,00	0,927	0,014	0,00	0,888	0,025	0,00
Media	5,70	1,124	0,00	4,73	1,537	0,00	3,38	2,556	0,19	7,60	7,469	0,31
Constante	2,629			2,049			1,478			2,778		
Términos de error (mg/l)												
RMSE	107			109			116			109		
MAE	79,7			81,4			87,9			84,3		
ME	-1,3			-1,1			-5,3			1,2		

La serie más corta, 2001-2012, de nuevo mostró el incremento de salinidad más elevado (7.6 mg/l-año) de todas las series, siendo esta no significativa ($P > 0.05$) y con parámetros de calidad del ajuste (RSME, MAE y ME) similares al del resto de las series (Tabla IV.7).

Las estimas de SDT para el año 2027, son similares a las obtenidos con la regresión lineal con armónico: incrementos de salinidad entre un 12% y un 27% (entre 100 y 200 mg/l) con respecto a la media de cada serie. Y si comparamos con la media de los últimos 5 años (2008-2012) este incremento es algo inferior, entre el 6 y 16% (50-130 mg/l).

En cuanto a la variabilidad mensual, como muestra la Figura IV.7, los valores de SDT para las tres primeras series se incrementan de forma similar en cada uno de los meses, con mayor incremento cuanto mayor es el periodo de estudio. En cambio, con la serie 2001-2012 se obtienen estimas mensuales claramente mayores entre octubre y marzo (Figura IV.7).

De nuevo los valores de mayor salinidad estimados para el año 2027 se localizarían en la estación de no riego (de octubre a diciembre) donde los SDT superarían los 1000 mg/l frente a los meses de la estación de riego (mínimos en mayo y junio) donde los valores se situarían entre 700 y 800 mg/l (Figura IV.7; Tabla IV.9).

Tabla IV.8. Valor medio anual de SDT e incremento anual estimado (Δ SDT) y valor medio anual previsto para 2027 (SDT_{27}) para cada periodo de estudio mediante el modelo ARIMA. Incremento de las predicciones de salinidad en 2027 respecto a la media de cada periodo; (Δ SDT media serie) y respecto a la media los últimos 5 años (2008-2012) en mg/l y en % (Δ SDT₂₀₀₈₋₁₂).

	PERIODOS DE ESTUDIO			
	1973-2012	1981-2012	1990-2012	2001-2012
Promedio SDT (mg/l)	721	749	772	793
Δ SDT (mg/l·año)	5.70	4.73	3.38	7.60
SDT_{27} media anual (mg/l)	917	894	863	947
Δ SDT media serie (mg/l)	196	145	92	154
Δ SDT (%)	27%	19%	12%	19%
Δ SDT ₂₀₀₈₋₁₂ (mg/l)	100	77	47	131
Δ SDT ₂₀₀₈₋₁₂ (%)	12%	9%	6%	16%

Si comparamos las medias mensuales de los últimos 5 años (2008-12) con las estimaciones del 2027 serían los meses de la estación de riego los que acusarían mayormente esta subida (>100 mg/l) —situación que también se presenta con el modelo de regresión lineal-armónico (Figura IV.6) y que obedece a la mayor salinidad en los meses de invierno observada en el periodo 2008-12.

Los valores medios mensuales de SDT para cada uno de los periodos de estudio, así como la media de los últimos 5 años se encuentran dentro del intervalo de confianza (valores puntuales, $P = 0.95$) de los valores estimados para el 2027 utilizando dicho periodo (Figura IV.8). De forma general para todas las series, el límite superior para las predicciones puntuales se sitúa en los meses de mayor salinidad (octubre-diciembre) en torno a 1300 mg/l y el límite inferior (abril-julio) en torno a 500 mg/l (Figura IV.8)

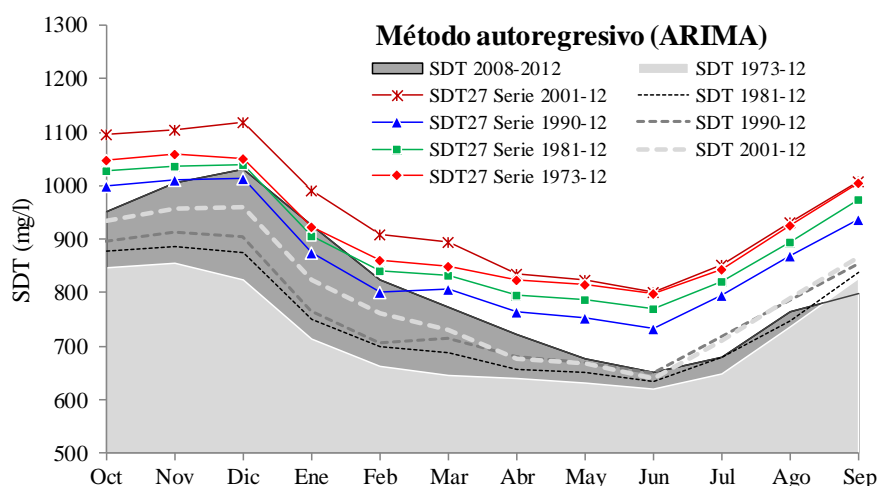


Figura IV.6. Valores de SDT (mg/l) estimados para el año 2027 (SDT_{27}) por el modelo de autorregresivo (ARIMA) para cada uno de los periodos de estudio. Se incluye los promedios de SDT observados para cada uno de los periodos, los valores medios de 1973-2012 y los de los últimos 5 años de registros (2008-12).

Tabla IV.9. SDT mensuales (mg/l) estimados para el 2027 e intervalos de confianza (límite superior (LS) e inferior (LI)) de las estimas (P = 0.95) obtenidos por el método ARIMA. En las dos últimas filas se incluyen los valores observados de SDT medios mensuales para la serie completa de datos (1973-2012) y para los últimos 5 años (2008-2012).

SDT (mg/l)		oct	nov	dic	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	
Periodos de estudio	1973-12	SDT ₂₀₂₇	1049	1059	1050	922	861	848	824	814	798	844	927	1007
		LI	792	803	794	666	604	592	567	558	542	587	671	750
		LS	1305	1316	1307	1179	1117	1105	1080	1071	1055	1100	1184	1263
	1981-12	SDT ₂₀₂₇	1029	1036	1039	905	842	833	796	787	769	821	894	975
		LI	761	769	772	638	574	565	528	520	502	554	626	707
		LS	1296	1304	1307	1173	1110	1100	1063	1055	1037	1089	1162	1243
	1990-12	SDT ₂₀₂₇	999	1010	1015	876	801	806	765	754	733	796	869	938
		LI	709	720	725	586	511	516	475	464	443	506	579	648
		LS	1288	1300	1305	1166	1091	1096	1055	1044	1023	1086	1159	1228
	2001-12	SDT ₂₀₂₇	1098	1105	1119	990	908	894	835	825	801	853	932	1009
		LI	783	790	803	675	592	579	520	510	486	538	616	694
		LS	1412	1420	1434	1306	1223	1209	1150	1140	1117	1169	1247	1325
SDT 1973-2012		848	856	824	713	663	646	639	631	619	647	737	827	
SDT 2008-12		952	1005	1030	927	824	774	723	676	650	678	765	798	

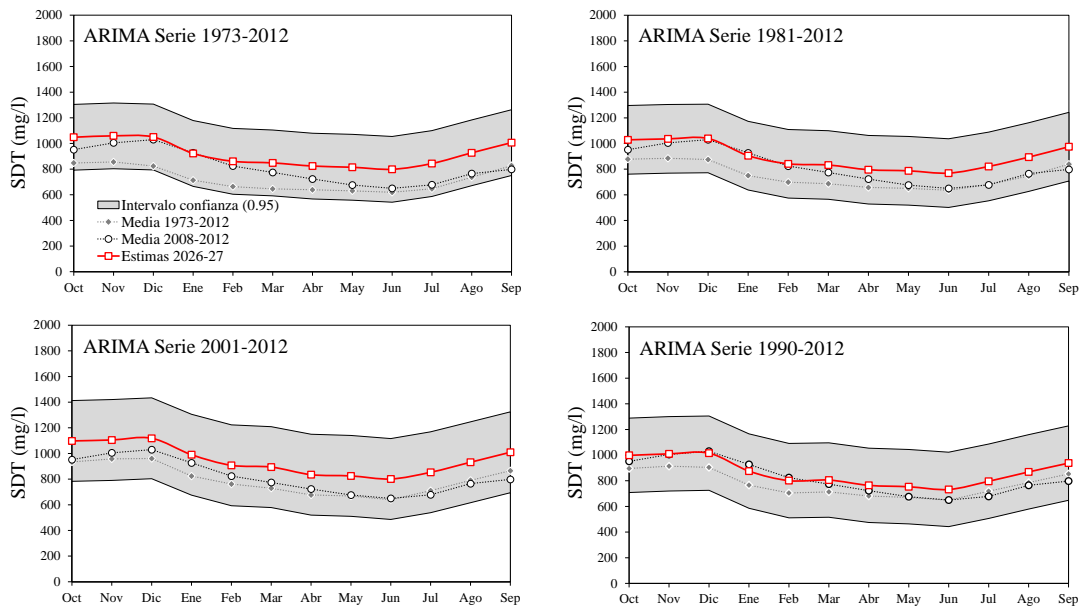


Figura IV.8. Valores mensuales de SDT estimados por el modelo autoregresivo (ARIMA) para el año hidrológico 2027 con el intervalo de confianza correspondiente a partir de las mediciones de los años 1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012; SDT medios mensuales de cada uno de los periodos de estudio y de los últimos 5 años con registro de CE (2008-2012).

3.1.3. Regresión lineal por meses

Las regresiones lineales realizadas a partir de todos los datos disponibles para cada una de las series, mostraron pendientes anuales similares a las obtenidas por los métodos anteriores (Tabla IV.10). De nuevo la serie más larga fue la de mayor pendiente, siendo la más corta (2001-2012) no significativa (para el coeficiente de regresión b se tiene $P > 0,05$; Tabla IV.10).

Tabla IV.10. Valores estimados y error estándar (s) de los parámetros de la regresión lineal SDT (mg/l) = $a + b \cdot N$ (mes). establecida para cada periodo de estudio. Estadísticos de bondad del ajuste: coeficiente de determinación (R^2) y error estándar de la estima (RMSE), y tendencia anual estimada de SDT (ΔSDT (mg/l·año)).

	1973-12	P	1981-12	P	1990-12	P	2001-12	P
a	608	0,00	637	0,00	672	0,00	562	0,00
b	0,47	0,00	0,39	0,00	0,29	0,02	0,57	0,11
R^2	15,5		6,9		2,0		1,9	
RMSE (mg/l)	153		157		164		173	
ΔSDT (mg/l·año)	5,66		4,64		3,50		6,82	

Estas regresiones lineales mostraron unos parámetros de bondad de ajuste muy bajos (ya que las variaciones debidas a los ciclos anuales quedan incluidas en el término de error) por lo que se optó por realizar regresiones lineales por meses, que definen pendientes específicas para cada uno de ellos y determinan los meses en los que la salinidad presenta una variación significativa con el tiempo,

Las pendientes mensuales obtenidas integradas muestran un incremento de salinidad anual de entre 3,81 y 5,76 mg/l·año, muy similar a la obtenida para todos los meses de forma conjunta (Tabla IV.11).

Las tendencias estimadas para cada mes presentaron un nivel de significación similar, pero diferente en cuanto al valor de su magnitud. Para la serie más corta 2001-2012 no se observa ningún incremento o descenso significativo de la salinidad.

Los aumentos de salinidad más elevados se detectaron en los meses de la estación de no riego entre octubre y enero, meses donde este incremento fue significativo para todas las series, a excepción del mes de enero del periodo 1990-2012 y de la serie más corta (Tabla IV.11). Cabe destacar que en la serie más larga (1973-2012) casi todos los meses mostraron incrementos significativos de salinidad (salvo junio y septiembre; Tabla IV.11), mientras que en las demás series va disminuyendo el número de meses con tendencias significativas conforme más corta es la serie.

Tabla IV.11. Valores estimados de los parámetros de la ecuación $SDT (mg/l) = a_k + b_k \cdot N$ y error standard de b_k (s) para cada uno de los meses del año y para los 4 periodos analizados (1973-2012; 1981-2012; 1990-2012 y 2001-2012), con el coeficiente de determinación (R^2) y error estándar de la estima (s) y la estima anual de la tendencia (ΔSDT). Se presentan en negrita los valores de los parámetros significativos a $P < 0,05$, sin remarcar los valores significativos a $P < 0,10$ y en gris los valores no significativos ($P > 0,10$).

	1973-2012				1981-2012				1990-2012				2001-2012			
	a_k	b_k	R^2	s	a_k	b_k	R^2	s	a_k	b_k	R^2	s	a_k	b_k	R^2	s
Oct	720	0,54	0,367	101	755	0,43	0,190	103	679	0,64	0,200	107	595	0,84	0,003	120
Nov	713	0,60	0,318	126	718	0,59	0,215	129	663	0,74	0,174	135	694	0,65	0,004	107
Dic	622	0,86	0,444	138	682	0,68	0,237	142	568	0,99	0,242	150	613	0,86	0,004	136
Ene	556	0,68	0,264	158	582	0,60	0,132	172	447	0,95	0,152	185	-194	2,53	0,001	180
Feb	535	0,54	0,208	150	580	0,41	0,073	164	475	0,68	0,095	172	143	1,53	0,003	194
Mar	501	0,60	0,265	143	579	0,37	0,072	153	692	0,06	0,001	158	357	0,91	0,005	172
Abr	562	0,32	0,124	121	581	0,27	0,052	130	720	-0,11	0,005	133	497	0,44	0,007	161
May	555	0,31	0,156	103	586	0,22	0,056	105	707	-0,11	0,008	100	623	0,11	0,008	82
Jun	564	0,23	0,073	115	592	0,15	0,020	119	679	-0,09	0,003	134	346	0,71	0,004	112
Jul	523	0,51	0,346	100	573	0,37	0,147	103	799	-0,23	0,037	101	824	-0,28	0,006	82
Ago	656	0,33	0,182	100	610	0,47	0,238	98	761	0,07	0,004	102	744	0,11	0,009	112
Sep	769	0,24	0,088	109	764	0,26	0,065	110	782	0,21	0,020	119	760	0,26	0,008	159
ΔSDT	5,76				4,82				3,81				8,69			

Los valores medidos anuales de SDT estimados para 2027 suponen según este método un incremento de entre 100 y 200 mg/l con respecto a la media de cada una de las series (Tabla IV.12), que en términos porcentuales supone un aumento de la salinidad de entre el 13 y 28 %. Si se contrasta con los últimos 5 años (2008-2012), como con los métodos anteriores el aumento de salinidad previsto desciende hasta situarse en el rango 7 - 13 % (excluyendo el resultado de la serie 2001-2012, en el que ninguna pendiente mensual resultó significativa).

Si el análisis de la salinidad para el año 2027 la realizamos por meses y nos limitamos solo a los meses con valores significativos de la pendiente (Tabla IV.11), encontramos que los meses de octubre a diciembre son para los que se estima un mayor valor de salinidad en sus aguas, entre 1100 y 1200 mg/l (Tabla IV.13, Figura IV.9). Los menores valores de salinidad se situarían entre mayo y junio, donde no se observan incrementos significativos en la mayor parte de las series.

El método de regresión lineal por meses permite definir intervalos de confianza específicos para las estimas de cada uno de los meses del año (Figura IV.10), en contraste con los métodos anteriores en que la incertidumbre de las estimas en 2027 era la misma para todos los meses. Considerando solo los meses y los periodos para los que las regresiones han sido significativas ($P < 0,05$; en negrita en la Tabla IV.13), los intervalos de confianza difieren considerablemente situándose la amplitud máxima del intervalo en los meses de diciembre y enero en los que su anchura puede llegar hasta 1000 mg/l (para la serie 1990-2012; Tabla IV.13). Para las series más largas, la incertidumbre (anchura del intervalo de confianza) se reduce notablemente,

encontrándose la máxima en enero (720 mg/l para la serie 1973-2012 y 834 mg/l para la serie 1981-2012; Tabla IV.13).

Tabla IV.12. Valor medio anual de SDT con el incremento anual estimado (Δ SDT) y valor medio anual previsto para 2027 (SDT_{27}) para cada periodo de estudio mediante las regresiones lineales frente al tiempo por meses. Incremento de las predicciones de salinidad en 2027 respecto a la media de cada periodo (Δ SDT media serie) y respecto a la media de los últimos 5 años (2008-2012) en mg/l y en % (Δ SDT₂₀₀₈₋₁₂).

	PERIODOS DE ESTUDIO			
	1973-2012	1981-2012	1990-2012	2001-2012
Media anual SDT (mg/l)	721	749	772	793
Δ SDT (mg/l-año)	5,76	4,82	3,81	8,69
SDT_{2027} media anual (mg/l)	920	896	871	973
Δ SDT media serie (mg/l)	199	147	99	180
Δ SDT media serie (%)	28%	20%	13%	23%
Δ SDT ₂₀₀₈₋₁₂ (mg/l)	104	79	55	156
Δ SDT ₂₀₀₈₋₁₂ (%)	13%	10%	7%	19%

Como con los otros métodos de regresión, las salinidades máximas se presentarían entre octubre y diciembre (con un pico más acusado, en torno a 1200 mg/l, en diciembre; Figura IV.9) y los valores mínimos se situarían en la estación de riego, entre abril y junio con valores medios de SDT en torno a 500 mg/l (Tabla IV.13).

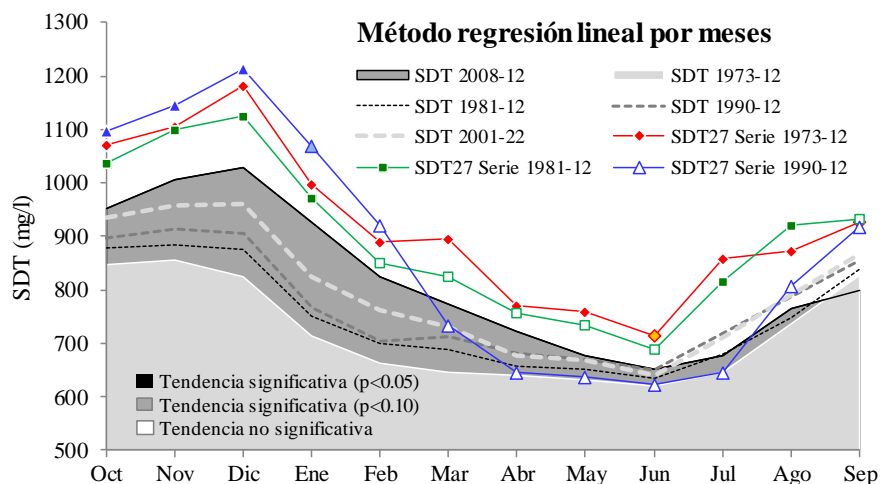


Figura IV.9. Valores de SDT (mg/l) estimados para el 2027 (SDT_{27}) por el método de regresión lineal por meses para cada uno de los periodos de estudio. Se incluye los promedios de SDT observados para cada uno de los periodos, los valores medios de 1973-2012 y los de los últimos 5 años de registros (2008-12).

Las regresiones lineales sobre los datos agregados (sin separar por meses) dieron resultados similares a los otros métodos de regresión (Tabla IV.10) y a la media de las pendientes de los meses (Tabla IV.11), aunque con valores algo inferiores. Aunque las regresiones son altamente significativas, los estadísticos de calidad del ajuste (R^2 y s) para las regresiones sobre el conjunto

de los datos son claramente peores que para las regresiones sobre variables armónicas o separadas por meses.

Tabla IV.13. SDT mensuales (mg/l) estimados para el año 2027 e intervalos de confianza (límite superior (LS) e inferior (LI)) de las estimas ($P = 0,95$) obtenidos por el método de regresión lineal por meses. Se incluyen en las dos últimas líneas los valores observados de SDT medios mensuales para la serie completa de datos (1973-2012) y para los últimos 5 años (2008-2012). Las estimas obtenidas a partir de regresiones significativas con $P < 0,05$ se presentan en negrita y resaltadas, las estimas significativas con $P < 0,10$, resaltadas en tono más claro y sin negrita y los valores no significativos ($P > 0,10$), en gris.

SDT (mg/l)		oct	nov	dic	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	
Periodos de estudio	1973-12	SDT₂₀₂₇	1071	1106	1182	998	890	895	771	760	713	858	874	926
		LI	843	822	869	638	549	573	498	527	454	631	647	679
		LS	1300	1390	1494	1358	1231	1218	1045	992	973	1086	1101	1172
	1981-12	SDT₂₀₂₇	1037	1101	1125	972	850	823	755	732	689	815	920	932
		LI	791	792	785	555	451	457	445	481	405	568	685	668
		LS	1283	1409	1465	1389	1250	1189	1066	984	973	1062	1156	1196
	1990-12	SDT₂₀₂₇	1096	1146	1213	1068	921	733	646	637	622	647	808	918
		LI	711	678	704	448	327	187	172	266	144	270	428	485
		LS	1481	1615	1722	1687	1515	1279	1120	1009	1100	1024	1188	1351
	2001-12	SDT₂₀₂₇	1141	1119	1172	1456	1145	954	785	696	815	642	818	929
		LI	116	181	37	53	-393	-403	-521	-63	-167	-118	-175	-378
		LS	2165	2057	2308	2859	2683	2310	2091	1455	1797	1403	1812	2236
SDT 1973-2012		848	856	824	713	663	646	639	631	619	647	737	827	
SDT 2008-12		952	1005	1030	927	824	774	723	676	650	678	765	798	

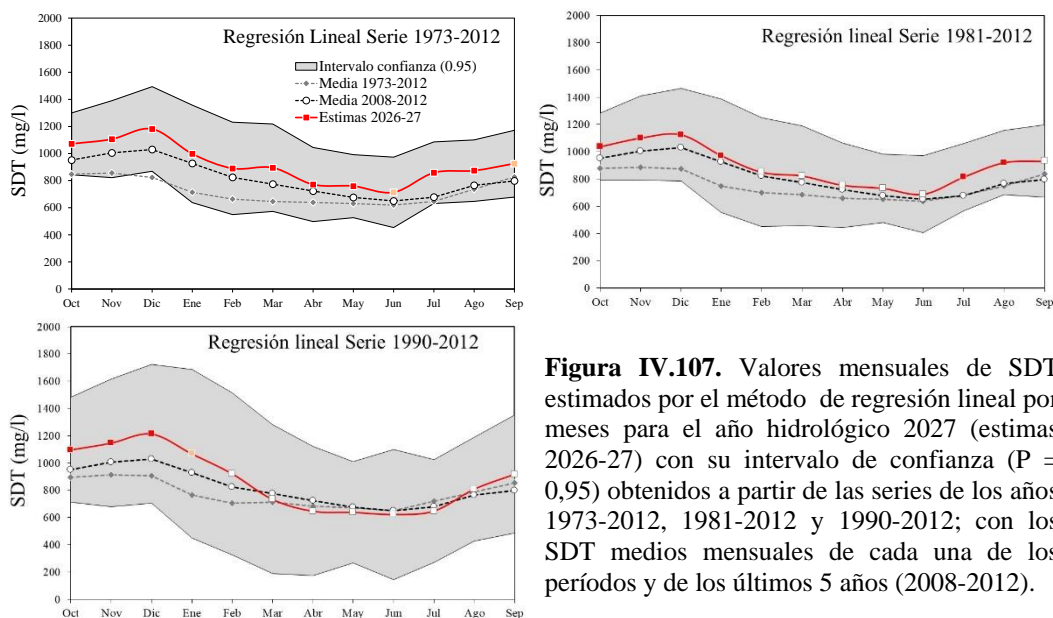


Figura IV.107. Valores mensuales de SDT estimados por el método de regresión lineal por meses para el año hidrológico 2027 (estimas 2026-27) con su intervalo de confianza ($P = 0,95$) obtenidos a partir de las series de los años 1973-2012, 1981-2012 y 1990-2012; con los SDT medios mensuales de cada una de los períodos y de los últimos 5 años (2008-2012).

3.1.4. Método estacional no paramétrico de Kendall

Las tendencias anuales de salinidad obtenidas mediante el estimador de Kendall son muy parecidas a las obtenidas mediante los tres métodos anteriores. Todas las series analizadas muestran un incremento anual significativo de los SDT (estadístico Z significativo y pendiente significativamente distinta de 0; $P < 0,05$), siendo la pendiente menos acusada cuanto más corta es la serie. Las tendencias anuales de SDT oscilan entre 5,6 mg/l·año para la serie que abarca el periodo más completo (1973-2012) y 3,1 mg/l·año para la serie más corta (1990-2012) (Tabla IV.14). A diferencia de las series más cortas, la serie 2001-2012 muestra una tendencia anual significativa ($P < 0,05$) muy elevada, 8,18 mg/l·año. Se debe señalar, como ya se ha mencionado anteriormente, que se trata de una serie excesivamente corta donde valores bajos de salinidad dentro de los primeros años determinan la tendencia de toda la serie.

La pendiente establecida con el estimador de Sen resulta especialmente alta para los meses de noviembre a enero y en general durante el otoño-invierno (precisamente fuera de la estación de riego). Para el periodo 1973-2012, todos los meses excepto junio y septiembre (Tabla IV.14) presentan tendencias significativas con valores de entre 3,3 y 10,4 mg/l·año. Estas tendencias van perdiendo significación en la medida que las series se hacen más cortas, es decir cuánto más corta es la serie de datos, las estimas mensuales presentan demasiadas incertidumbres como para poder establecer tendencias robustas. Para el periodo 1990-2012, tan solo resultaron significativas los incrementos de salinidad obtenidos en los meses de octubre y diciembre, 8,0 y 13,0 mg/l·año (Tabla IV.14), mientras que con la serie más corta (2001-2012) no se obtuvieron tendencias significativas para ninguno de los meses del año. De nuevo este método vuelve a definir el mismo comportamiento observado en los otros métodos, para el periodo más corto 1990-2012 las tendencias estimadas son inferiores a las del periodo más largo 1973-2012 y, lo que es más importante, para muchos meses las tendencias encontradas no son significativas. Además, los únicos meses significativos resultaron ser los de otoño.

Para analizar un poco más en detalle la casuística de las series cortas de tiempo a la hora de estimar las tendencias, se han estimado las tendencias para periodos diferentes utilizando la serie de datos 2000-2012 (oct.1999 – sep. 2012). En la Tabla IV.15, se muestran las tendencias anuales estimadas para los SDT mediante el método de Mann-Kendall para series que abarcan 8 y 13 años. Los valores anuales muestran tendencias significativas tan sólo en aquellas series con incrementos de salinidad elevada de entre 8,0 y 11,2 mg/l·año. Sin embargo, el nivel de significación de estos resultados no decrece conforme se toman series más cortas (Figura IV.11).

Tabla IV.14. Estadístico Z de Mann-Kendall y estimador estacional de la pendiente (M) de los SDT para cada mes y el año en conjunto con sus intervalos de confianza, $P = 0,95$: límite inferior (LI) y límite superior (LS), para los 4 periodos analizados (1973-2012; 1981-2012; 1990-2012 y 2001-2012). Se presentan en negrita los valores significativos de Z y M con $P < 0,05$, sin remarcar los valores con $P < 0,10$ y en gris los valores no significativos ($P > 0,10$).

mg/l·año	Serie 1973-2012				Serie 1981-2012			
	Estadístico (M-K)		Pendiente mediana (mg/l·año)		Estadístico (M-K)		Pendiente mediana (mg/l·año)	
	Z	M	LI	LS	Z	M	LI	LS
SDT								
Oct	3,95	6,88	3,75	9,72	2,58	5,80	1,31	10,01
Nov	3,72	7,29	3,86	10,67	2,61	6,85	1,86	11,06
Dic	4,13	10,36	6,41	14,2	2,46	8,05	2,29	13,81
Ene	3,15	7,80	2,74	12,25	1,67	7,42	-1,05	13,90
Feb	2,64	5,99	2,17	10,44	1,32	4,32	-2,49	12,20
Mar	3,95	6,82	4,14	10,27	1,90	4,74	-0,15	9,38
Abr	2,39	3,30	0,65	6,28	1,54	3,01	-0,77	7,47
May	3,15	4,07	1,85	6,36	2,43	3,25	0,69	6,41
Jun	1,71	2,54	-0,32	6,17	0,73	1,21	-2,74	6,61
Jul	4,54	6,47	4,24	8,28	3,14	5,26	2,36	7,67
Ago	2,48	3,90	0,95	6,8	2,94	5,92	2,25	9,20
Sep	1,51	2,54	-0,67	6,11	1,05	2,43	-1,96	7,73
Anual	10,79	5,60	4,62	6,48	7,08	4,67	3,42	5,99

mg/l·año	Serie 1990-2012				Serie 2001-2012			
	Estadístico (M-K)		Pendiente mediana (mg/l·año)		Estadístico (M-K)		Pendiente mediana (mg/l·año)	
	Z	M	LI	LS	Z	M	LI	LS
SDT								
Oct	2,32	7,96	1,16	14,50	1,17	12,24	-12,74	37,89
Nov	1,58	7,32	-1,66	16,84	0,62	7,16	-20,60	27,13
Dic	2,26	12,98	1,61	23,29	0,62	11,72	-22,84	39,27
Ene	1,64	11,07	-2,45	27,83	1,71	33,53	-8,14	90,32
Feb	1,18	6,66	-6,62	21,97	1,40	23,45	-24,62	76,96
Mar	0,32	1,97	-10,78	11,20	1,03	10,64	-28,10	49,12
Abr	-0,61	-2,52	-10,87	6,89	1,03	11,41	-19,20	38,51
May	0,37	0,92	-5,23	6,07	0,00	0,93	-14,06	17,69
Jun	0,11	0,66	-9,17	8,74	0,89	8,71	-14,25	25,44
Jul	0,25	0,52	-7,91	4,67	0,21	0,96	-22,73	12,62
Ago	-0,06	-0,23	-5,81	6,68	0,75	1,40	-18,68	24,82
Sep	0,05	0,31	-6,73	9,78	0,07	4,15	-21,06	49,36
Anual	2,75	3,06	0,94	5,36	2,89	8,18	1,64	13,82

Así, las series 2000-12 y 2001-12 presentan tendencias elevadas, en torno a 8 mg/l·año, que son aún más altas para la serie 2003-12 (11,2 mg/l·año), todas ellas significativas ($P < 0,05$). Sin embargo, la tendencia de la serie 2002-12 (2,8 mg/l·año), es más baja y no resulta significativa y si se toma la serie 2005-12 la tendencia llega a invertirse, se obtiene una tendencia negativa,

aunque no significativa ($P > 0,05$) (Tabla IV.15). Si además se contrastan los resultados de las tendencias mensuales (Figura IV.11) se observa, que tan sólo el mes de enero muestra un valor cercano a la significación ($P < 0,10$) con incrementos muy elevados de entre 30 y 50 mg/l-año. Solo las tres primeras series (2000-12, 2001-12, 2002-12) muestran un comportamiento similar en cuanto a las tendencias estimadas para 2027 a lo largo del año. Esta variabilidad en los resultados obtenidos según el año de inicio pone de manifiesto el efecto del año de inicio elegido sobre los resultados al usar series cortas, y desaconseja el uso de predicciones basadas en pocos años (y por tanto el uso de la serie 2001-12).

Tabla IV.15. Tendencias estimadas mediante método de Mann-Kendall para series de datos de distinta longitud definidas dentro del periodo 2000-2012. Se indica el valor del estadístico Z y pendiente anual (mg/l-año) con el límite inferior (LI) y superior (LS) de su intervalo de confianza con $P = 0,95$. Se presentan en negrita las pendientes significativas con $P < 0,05$, en caracteres normales los valores con $P < 0,10$ y en gris los valores no significativos ($P > 0,10$).

	2000-2012	2001-2012	2002-2012	2003-2012	2004-2012	2005-2012
Mes de inicio	oct-99	oct-00	oct-01	oct-02	oct-03	oct-04
Número de años	13	12	11	10	9	8
Número de datos	154	142	130	118	106	94
Z	3,370	2,885	1,354	2,984	1,820	-0,037
Pendiente (mg/l-año)	8,02	8,18	2,85	11,18	9,48	-1,45
LI	2,48	1,64	-3,51	1,82	-1,91	-16,95
LS	12,74	13,82	11,80	21,04	19,72	12,79

Las estimas de los valores de SDT para el año 2027 a partir de las pendientes anuales obtenidas por el método de Mann-Kendall arrojaron valores similares a los obtenidos por los métodos anteriores (Tabla IV.16). Para el 2027 se obtienen incrementos de salinidad con respecto a la media de cada una de las series entre el 13% y el 27 % (100 – 180 mg/l), lo que daría un valor medio anual para el resultado más desfavorable (serie 1973-2012) de 913 mg/l (Tabla IV.16). Este valor representa un incremento algo inferior (entre un 7% y un 11 % o entre 50 y 90 mg/l) con respecto a la media de los últimos 5 años (2008-2012).

Los meses de otoño son los que acusan los mayores incrementos de salinidad alcanzando los valores más elevados de todo el año 2027, entre 1050 mg/l y 1160 mg/l, y los meses de abril a junio los que presentan el menor incremento de salinidad, situándose sus SDT en torno a 750 mg/l para 2027 (Tabla IV.17).

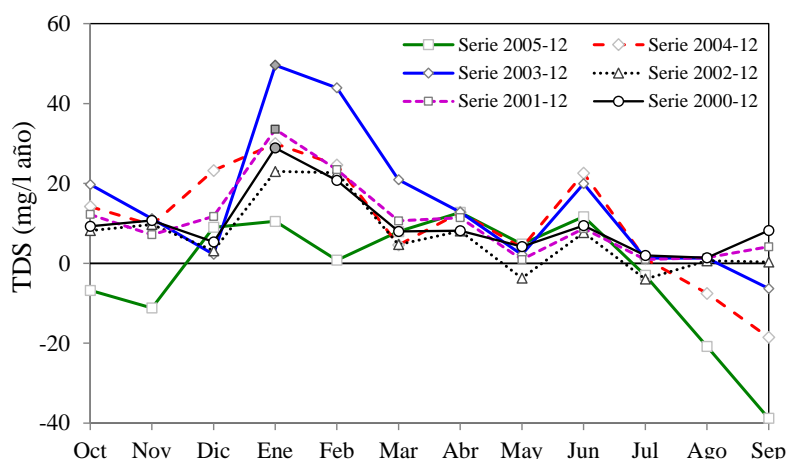


Figura IV.11. Valores de la tendencia estacional de SDT (mg/l·año) obtenida por el método Mann-Kendall para distintos periodos de tiempo a partir del año hidrológico 1999-2000 (series cortas).

Tabla IV.16 Promedio anual de SDT e incremento anual estimado (Δ SDT) y valor medio anual previsto para 2027 (SDT_{27}) para cada periodo de estudio mediante el método de Mann-Kendall. Incremento de las predicciones de salinidad en 2027 respecto a la media de cada periodo; (Δ SDT media serie) y respecto a la media los últimos 5 años (2008-2012) en mg/l y en % (Δ SDT₂₀₀₈₋₁₂).

	PERIODOS DE ESTUDIO			
	1973-2012	1981-2012	1990-2012	2001-2012
Promedio SDT (mg/l)	720,8	748,7	771,5	793,3
Δ SDT (mg/l·año)	5,60	4,67	3,06	8,18
SDT₂₇ media anual (mg/l)	913	894	872	1003
Δ SDT media serie (mg/l)	192	145	100	210
Δ SDT (%)	27%	19%	13%	26%
Δ SDT ₂₀₀₈₋₁₂ (mg/l)	96	77	55	186
Δ SDT ₂₀₀₈₋₁₂ (%)	12%	9%	7%	23%

La amplitud de los intervalos de confianza ($P = 0,95$) también varía por meses (Tabla IV.17; Figura IV.13), como ocurría en la regresión lineal por meses, si bien la anchura de los intervalos es menor en el caso del método de Mann- Kendall (Figura IV.10 y Figura IV.13). Considerando los periodos de tendencias significativas, la máxima anchura del intervalo de confianza se presenta en enero (excluyendo la serie 2001-12), y el mínimo en julio. Nuevamente, cuanto más corta la serie, mayores son las incertidumbres en las estimas (Figura IV.13).

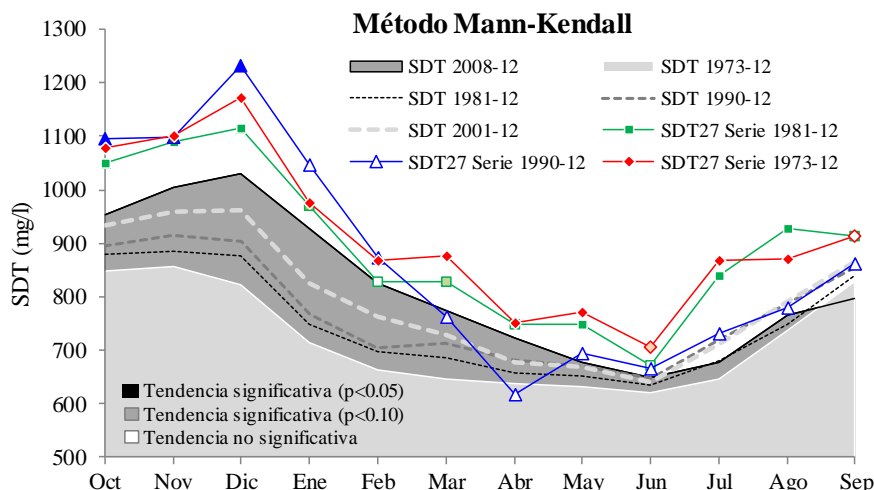


Figura IV.12. Valores de SDT (mg/l) estimados para el año 2027 (SDT_{27}) por el método de Mann Kendall -Sen para cada uno de los periodos de estudio. Se incluye los valores medios de SDT observados para cada uno de los periodos y el de los últimos 5 años (2008-12).

Tabla IV.17. SDT mensuales (mg/l) estimados para el año 2027 e intervalos de confianza (límite superior (LS) e inferior (LI) de las estimas ($P = 0,95$) obtenidos por el método de Mann-Kendall. Se incluyen en las dos últimas líneas los valores observados de SDT medios mensuales para la serie completa de datos (1973-2012) y para los últimos 5 años (2008-2012). Las estimas obtenidas a partir de regresiones significativas con $P < 0,05$ se presentan en negrita y resaltadas, las estimas significativas con $P < 0,10$, resaltadas en tono más claro y sin negrita y los valores no significativos ($P > 0,10$), en gris.

		SDT (mg/l)	oct	nov	dic	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep
Periodos de estudio	1973-12	SDT_{2027}	1079	1101	1174	977	867	878	752	770	707	869	871	915
		LI	973	986	1040	806	737	787	661	694	608	792	769	804
		LS	1174	1215	1303	1128	1018	995	853	848	831	931	971	1038
	1981-12	SDT_{2027}	1050	1088	1115	971	828	829	748	749	672	839	928	913
		LI	917	940	943	719	624	682	634	672	552	751	816	779
		LS	1174	1213	1286	1165	1064	968	882	844	835	913	1027	1075
	1990-12	SDT_{2027}	1095	1098	1233	1046	874	764	617	694	666	732	780	862
		LI	925	872	946	704	537	439	403	536	413	515	635	679
		LS	1259	1338	1493	1471	1263	999	858	826	874	839	959	1108
	2001-12	SDT_{2027}	1174	1099	1192	1489	1229	942	906	687	816	730	819	951
		LI	685	553	510	662	271	167	291	385	351	248	409	434
		LS	1676	1492	1736	2615	2295	1712	1450	1025	1155	967	1297	1878
	SDT 1973-2012		848	856	824	713	663	646	639	631	619	647	737	827
	SDT 2008-12		952	1005	1030	927	824	774	723	676	650	678	765	798

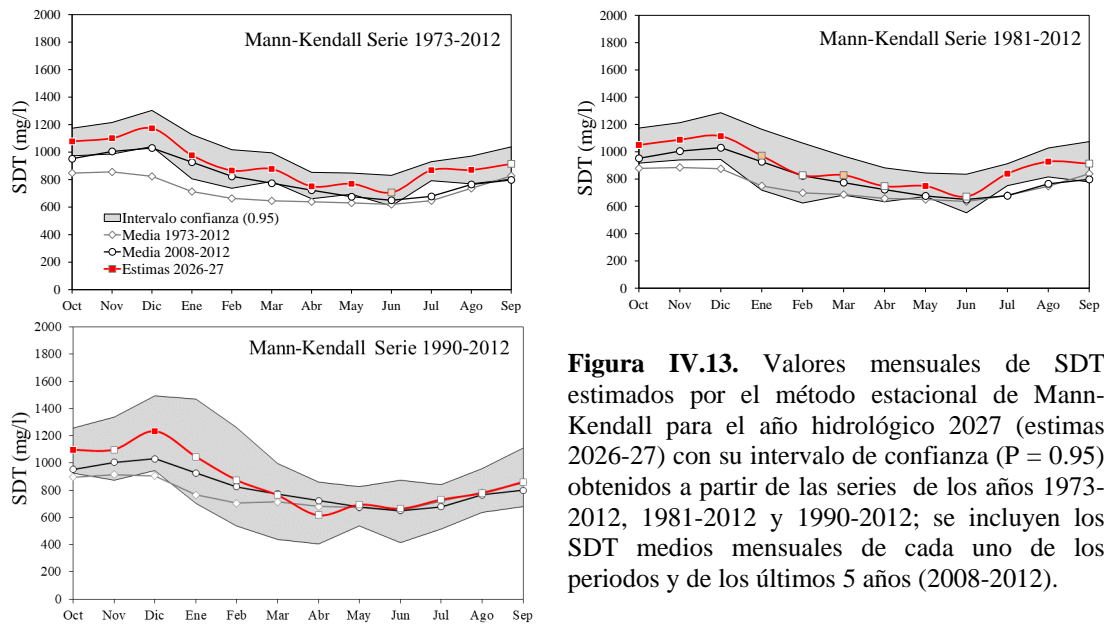


Figura IV.13. Valores mensuales de SDT estimados por el método estacional de Mann-Kendall para el año hidrológico 2027 (estimas 2026-27) con su intervalo de confianza ($P = 0.95$) obtenidos a partir de las series de los años 1973-2012, 1981-2012 y 1990-2012; se incluyen los SDT medios mensuales de cada uno de los periodos y de los últimos 5 años (2008-2012).

3.2. Análisis estadístico basado en la relación salinidad - caudal

A partir de los caudales medios mensuales (Q_m) se calcularon los valores de SDT asociados al caudal (SDT_q) utilizando la ecuación 16 con los valores de los parámetros ajustados y presentados en la Tabla IV.3. Por diferencia entre los valores medidos de SDT y los SDT obtenidos mediante la regresión (SDT_q) se obtuvo la serie de valores de SDT independiente del caudal (SDT_{aj}). Esta descomposición de SDT en sus componentes para el periodo 1973-2012 se puede observar en la Figura IV.14.

El análisis de tendencias mediante el método de Mann-Kendall muestra tendencias anuales significativas tanto para el componente derivado del caudal (ΔSDT_q) como para el independiente del caudal (ΔSDT_{aj}) (Tablas IV.19 y IV.20). Es decir, se observa un incremento anual significativo de salinidad en el río Ebro en Tortosa, que procede en parte del descenso observado de los caudales (más acusado desde los años 70; Tabla IV.21), y en parte, de otros componentes ajenos al caudal, como pueden ser los cambios en los usos del suelo. Estos incrementos son mayores para los SDT_{aj} (3,1-3,5 mg/l·año) que para los de SDT_q , (1,4 - 2,7 mg/l·año) (Tablas IV.18 y IV.19). Es decir, con independencia de las variaciones de caudal, se registra un mayor contenido en sal de las aguas a lo largo del tiempo.

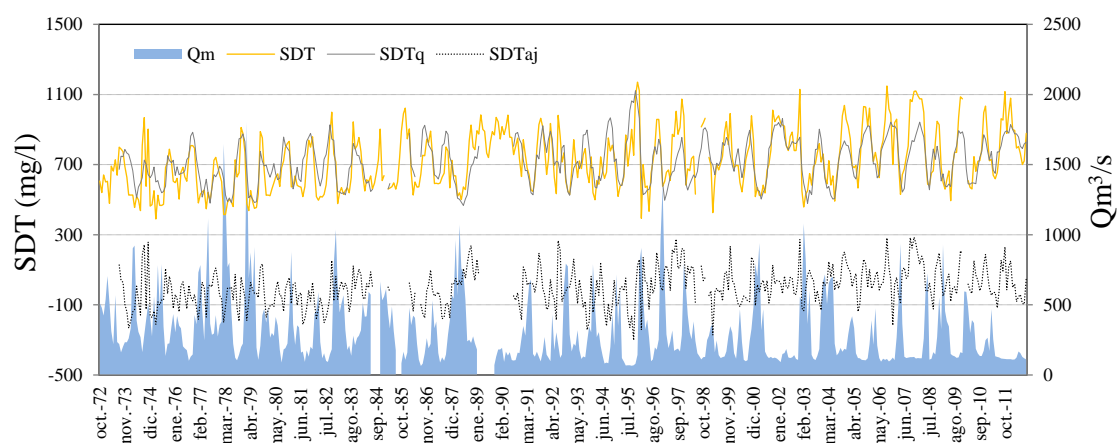


Figura IV.14. Sólidos disueltos totales (SDT), sólidos disueltos totales dependientes del caudal (SDT_q), sólidos disueltos totales independientes del caudal (SDT_{aj}), y caudales medios mensuales (Q_m) registrados en la estación del Ebro en Tortosa para los años hidrológicos 1973 a 2012.

La comparación de estos datos con las tendencias obtenidas para los SDT mediante el método de Mann-Kendall (Tabla IV.14) permite observar como la suma de ambas componentes, ΔSDT_q y ΔSDT_{aj} , conforma la tendencia definida para los SDT (ΔSDT). Además, en la medida que las series se hacen más cortas, el componente dependiente del caudal disminuye a favor del independiente del caudal (Figura IV.15).

Por meses, es de nuevo la estación de no riego la que muestra un mayor número de meses con pendientes significativas tanto para SDT_{aj} como para SDT_q así como un incremento mayor en el contenido de sales en el agua (Figura IV.15). Tan solo toman importancia los meses de la estación de riego en los incrementos de salinidad de SDT_{aj} para la serie 1981-2012 (Figura IV.15; Tabla IV.18). Las series más cortas presentan menor número de meses con tendencias significativas, así, para la serie 2001-12 solo hay un mes (enero) con tendencia significativa ($P < 0,05$) mientras que para la serie 1973-2012 todos los meses de diciembre a abril más julio tuvieron una tendencia significativa positiva ($P < 0,05$) y en octubre y noviembre estuvieron próximas a la significación ($P < 0,10$) (Tabla IV.18). Como se ha indicado anteriormente, la serie 2001-2012 presenta demasiadas incertidumbres como para determinar tendencias de salinidad. Por ello en la Figura IV.15 se han presentado solo las tendencias mensuales de SDT_{aj} , SDT_q y SDT únicamente para las series 1973-2012 y 1981-2012.

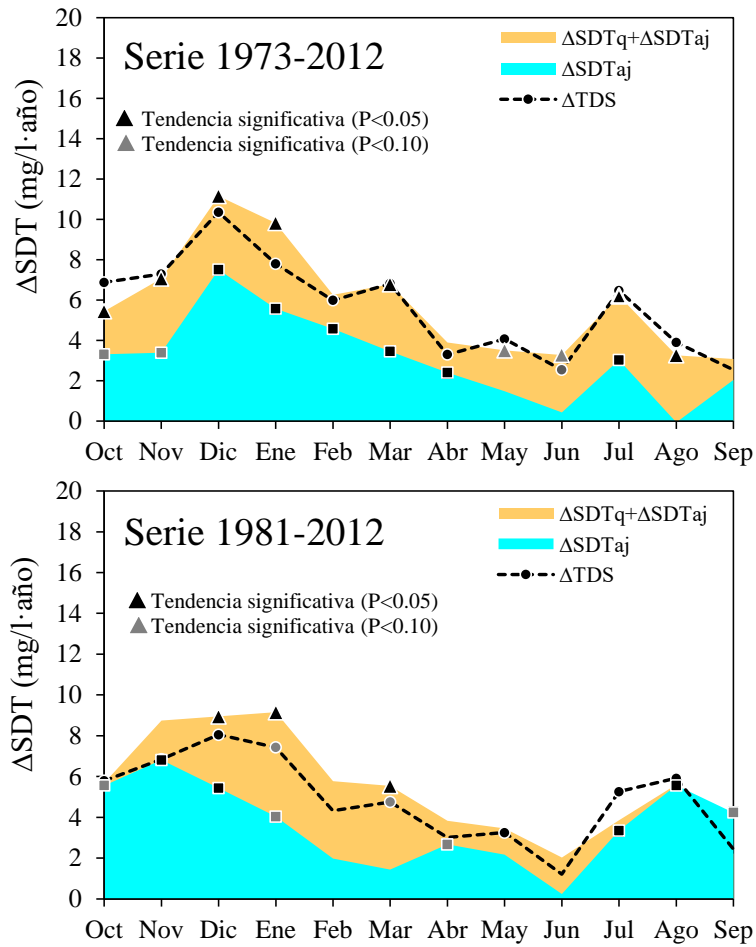


Figura IV.158. Tendencias mensuales obtenidas por el análisis de Mann-Kendall para los SDT observados en el río Ebro en Tortosa (ΔSDT) y sus dos componentes: dependiente (ΔSDT_q) e independiente (ΔSDT_{aj}) del caudal para el periodo 1973-2012 (arriba) y 1981-2012 (debajo).

La comparación de las tendencias mensuales obtenidas con las 4 series de estudio (para SDT_{aj} y SDT_q) muestra que, aunque las series más cortas pueden dar lugar a estimas de tendencias más elevadas, éstas son por lo general no significativas (Figura IV.16; Tablas IV.18 y IV.19). Nuevamente, para las series más cortas, el número de meses con pendientes significativas descende. Este comportamiento se observa de forma más acusada en los SDT_q , influidos por las tendencias en el caudal que dejan de ser significativas a partir de los años 90 (Tabla IV.20). Para el periodo 1990-2012, solo los meses de la estación de no riego presentaron un incremento significativo de salinidad y, por los resultados (ausencia de tendencias significativas en los caudales, y por consiguiente en los valores de los SDT_q), debidos fundamentalmente a las tendencias de los SDT_{aj} ; es decir a un mayor aporte intrínseco de sales (Tablas IV.18 y IV.19). Pero para la serie más larga, el incremento de SDT se debe tanto a las tendencias de SDT_{aj} como a las de SDT_q (Tablas IV.18 y IV.19).

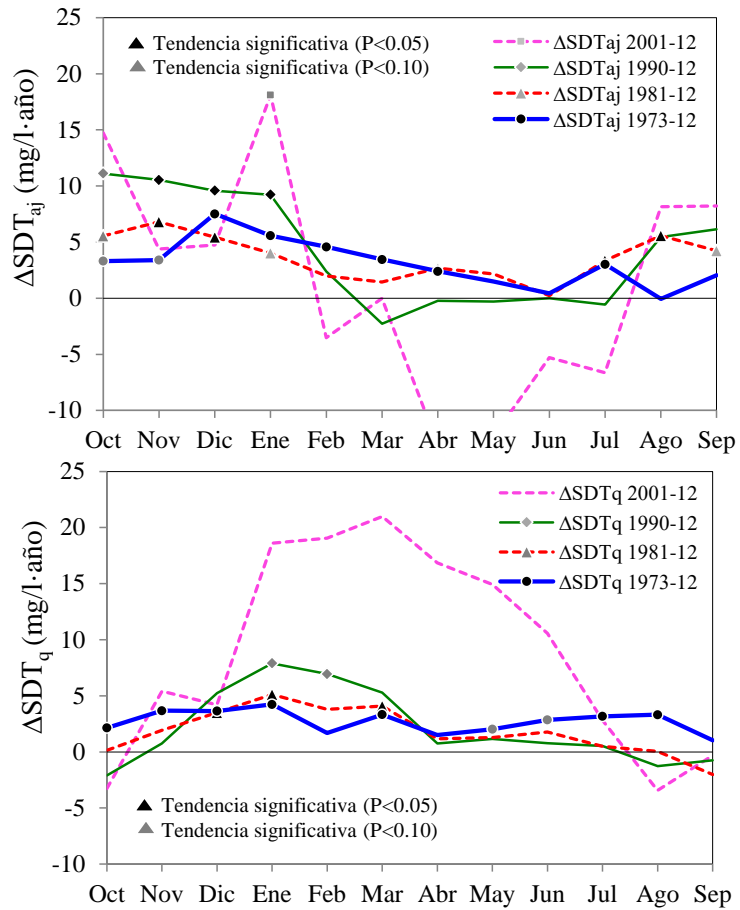


Figura IV.16. Tendencias mensuales de salinidad de la componente independiente del caudal (ΔSDT_{aj}) y de la componente dependiente del caudal (ΔSDT_q) obtenidos por el método de Mann-Kendall para cada uno de los periodos de estudio

Tabla IV.18. Tendencias sobre SDT_{aj} : Estadístico Z de Mann-Kendall y estimador estacional de la pendiente de Kendall (M) para cada mes y el año en conjunto con sus intervalos de confianza, $P = 0,95$: límite inferior (LI) y límite superior (LS), para los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012). Se presentan en negrita los valores significativos de Z y M con $P < 0,05$, en caracteres normales los valores con $P < 0,10$ y en gris los valores no significativos ($P > 0,10$).

		Serie 1973-2012				Serie 1981-2012			
mg/l-año		Estadístico (M-K)		Pendiente mediana (mg/l-año)		Estadístico (M-K)		Pendiente mediana (mg/l-año)	
ΔSDT_{aj}		Z	M	LI	LS	Z	M	LI	LS
	Oct	1,65	3,31	-0,82	8,12	1,67	5,55	-0,87	11,21
	Nov	1,92	3,39	-0,18	6,83	2,61	6,82	1,78	11,62
	Dic	4,06	7,52	4,67	10,27	2,15	5,44	0,72	9,55
	Ene	3,29	5,58	2,73	8,46	1,72	4,03	-0,46	8,84
	Feb	2,82	4,58	1,62	7,45	1,18	1,98	-1,33	6,14
	Mar	2,60	3,45	0,97	6,37	0,89	1,44	-1,72	4,90
	Abr	2,34	2,40	0,61	4,47	1,68	2,67	-0,3	5,54
	May	1,13	1,48	-0,68	3,66	1,29	2,17	-0,92	4,74
	Jun	0,54	0,44	-2,09	3,55	0,18	0,24	-3,98	5,33
	Jul	2,25	3,03	0,73	5,63	1,96	3,35	-0,01	8,07
	Ago	-0,07	-0,06	-3,73	3,87	2,23	5,56	0,93	10,17
	Sep	1,09	2,05	-1,91	5,36	1,74	4,23	-0,61	9,27
	Anual	6,82	3,06	2,29	3,92	5,61	3,41	2,31	4,57

		Serie 1990-2012				Serie 2001-2012			
mg/l-año		Estadístico (M-K)		Pendiente mediana (mg/l-año)		Estadístico (M-K)		Pendiente mediana (mg/l-año)	
ΔSDT_{aj}		Z	M	LI	LS	Z	M	LI	LS
	Oct	1,80	11,11	-0,48	19,17	1,03	14,72	-11,65	32,28
	Nov	2,43	10,54	1,5	19,01	0,21	4,39	-23,34	42,27
	Dic	2,08	9,59	0,55	17,94	0,34	4,73	-28,94	21,38
	Ene	2,02	9,23	1,14	15,44	2,02	18,09	2,73	34,27
	Feb	0,57	2,37	-3,35	12,77	-0,47	-3,52	-14,67	13,25
	Mar	-0,90	-2,27	-6,47	4,68	0,00	-0,01	-16,4	16,1
	Abr	-0,06	-0,23	-6,26	5,28	-1,30	-13,09	-23,61	4,47
	May	0,00	-0,29	-3,79	6,86	-1,85	-12,28	-28,8	0,53
	Jun	0,00	0,01	-6,08	9,83	-0,34	-5,28	-22,51	15,27
	Jul	-0,03	-0,56	-8,12	5,1	-1,30	-6,63	-16,07	3,35
	Ago	1,13	5,45	-3,94	13,21	0,89	8,16	-14,11	28,64
	Sep	1,43	6,15	-2,53	14,85	0,89	8,22	-12,29	48,84
	Anual	3,03	3,51	1,3	5,81	0,00	0,04	-4,62	4,76

Tabla IV.19. Tendencias sobre ΔSDT_q : Estadístico Z de Mann-Kendall y estimador estacional de la pendiente de Kendall (M) para cada mes y el año en conjunto con sus intervalos de confianza, $P = 0,95$: límite inferior (LI) y límite superior (LS), para los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012). Se presentan en negrita los valores significativos de Z y M con $P < 0,05$, en caracteres normales los valores con $P < 0,10$ y en gris los valores no significativos ($P > 0,10$).

mg/l-año	Serie 1973-2012				Serie 1981-2012			
	Estadístico (M-K)		Pendiente mediana (mg/l-año)		Estadístico (M-K)		Pendiente mediana (mg/l-año)	
	Z	M	LI	LS	Z	M	LI	LS
ΔSDT_q								
Oct	1,98	2,14	0,00	4,59	0,17	0,13	-2,91	2,89
Nov	2,90	3,67	1,21	5,94	1,22	1,93	-1,23	4,94
Dic	2,82	3,64	1,41	6,28	2,01	3,50	0,05	6,95
Ene	2,00	4,24	0,14	6,62	1,78	5,12	-0,48	10,27
Feb	1,11	1,68	-1,44	6,00	1,39	3,79	-2,00	8,12
Mar	2,42	3,33	0,81	6,35	2,07	4,10	0,45	8,49
Abr	1,32	1,50	-0,85	4,51	0,75	1,16	-2,15	5,60
May	1,81	2,02	-0,18	4,91	1,18	1,29	-1,17	5,50
Jun	1,85	2,84	-0,19	5,97	0,81	1,79	-2,81	6,07
Jul	2,02	3,18	0,11	6,54	0,18	0,51	-3,70	4,48
Ago	2,45	3,31	0,78	5,78	0,00	0,04	-2,52	3,08
Sep	0,75	1,03	-1,37	3,02	-1,29	-2,03	-4,65	1,00
Anual	6,78	2,67	1,89	3,43	3,04	1,51	0,61	2,62

mg/l-año	Serie 1990-2012				Serie 2001-2012			
	Estadístico (M-K)		Pendiente mediana (mg/l-año)		Estadístico (M-K)		Pendiente mediana (mg/l-año)	
	Z	M	LI	LS	Z	M	LI	LS
ΔSDT_q								
Oct	-0,96	-2,10	-7,65	2,46	-0,89	-3,28	-23,63	6,43
Nov	0,23	0,75	-4,62	5,25	0,48	5,41	-8,73	16,80
Dic	1,47	5,25	-2,59	12,75	0,34	4,21	-10,81	26,42
Ene	1,64	7,89	-2,25	16,74	0,89	18,61	-12,65	47,67
Feb	1,92	6,95	-0,51	16,20	1,17	19,05	-15,85	57,08
Mar	1,69	5,29	-2,43	14,41	1,58	20,99	-11,40	57,50
Abr	0,23	0,75	-6,89	9,50	1,58	16,85	-9,67	49,67
May	0,51	1,16	-5,23	9,14	1,58	14,92	-9,05	35,52
Jun	0,06	0,77	-6,30	7,63	1,30	10,56	-18,49	40,57
Jul	0,06	0,52	-5,83	7,01	0,07	2,81	-17,26	24,93
Ago	-0,53	-1,28	-6,63	2,80	-0,48	-3,42	-17,15	14,43
Sep	-0,48	-0,76	-5,36	2,55	0,00	-0,31	-9,36	10,86
Anual	1,68	1,41	-0,31	3,14	2,32	5,83	1,25	10,62

Tabla IV.20. Caudal medio mensual (Q_m): Estadístico Z de Mann-Kendall y estimador estacional de la pendiente de Kendall (M) para cada mes y el año en conjunto con sus intervalos de confianza, $P = 0,95$: límite inferior (LI) y límite superior (LS), para los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012). Se presentan en negrita los valores significativos de Z y M con $P < 0,05$, en caracteres normales los valores con $P < 0,10$ y en gris los valores no significativos ($P > 0,10$).

Q_m	Serie 1973-2012				Serie 1981-2012			
	Estadístico (M-K)		Pendiente mediana ($m^3/s \cdot \text{año}$)		Estadístico (M-K)		Pendiente mediana ($m^3/s \cdot \text{año}$)	
	Z	M	LI	LS	Z	M	LI	LS
Oct	-3,05	-3,33	-6,12	-1,21	-1,63	-2,27	-4,19	0,61
Nov	-3,11	-5,29	-9,28	-2,12	-2,22	-4,21	-10,45	-0,24
Dic	-1,64	-3,44	-7,91	1,10	-1,31	-3,26	-11,08	2,41
Ene	-1,04	-3,35	-9,73	3,26	-1,25	-4,24	-16,56	4,28
Feb	-1,91	-7,74	-15,01	0,34	-1,09	-5,62	-14,52	4,89
Mar	-0,92	-3,36	-10,15	3,22	0,14	0,60	-8,33	9,49
Abr	-2,08	-4,86	-10,75	-0,43	-1,26	-3,61	-9,56	2,38
May	-1,19	-2,81	-8,75	2,08	-0,24	-0,80	-8,51	7,70
Jun	-3,12	-5,82	-11,08	-1,62	-1,16	-1,40	-5,48	1,53
Jul	-2,79	-2,61	-4,08	-0,89	-0,11	-0,09	-2,07	0,89
Ago	0,01	0,00	-1,13	0,81	1,14	0,66	-0,6	1,68
Sep	-2,45	-1,68	-3,11	-0,39	-1,18	-0,93	-2,49	0,58
Anual	-6,77	-2,98	-3,84	-2,03	-3,05	-1,45	-2,53	-0,58

m^3/s Q_m	Serie 1990-2012				Serie 2001-2012			
	Estadístico (M-K)		Pendiente mediana ($m^3/s \cdot \text{año}$)		Estadístico (M-K)		Pendiente mediana ($m^3/s \cdot \text{año}$)	
	Z	M	LI	LS	Z	M	LI	LS
Oct	-1,00	-2,84	-5,76	1,67	-0,89	-4,31	-11,73	2,75
Nov	-1,27	-2,64	-14,16	2,75	-0,48	-2,02	-35,62	9,66
Dic	-1,48	-5,52	-19,89	5,34	-1,17	-16,51	-60,31	12,12
Ene	-1,21	-7,30	-29,83	6,85	-1,17	-27,51	-80,93	15,32
Feb	-0,11	-0,68	-18,09	18,65	-1,17	-42,70	-96,55	29,13
Mar	0,95	9,33	-8,18	19,5	-1,71	-43,61	-82,72	7,67
Abr	0,26	1,95	-8,14	10,9	-0,75	-8,59	-61,64	18,34
May	0,21	1,41	-10,12	15,18	-1,03	-15,73	-61,35	28,04
Jun	-0,58	-1,16	-6,5	4,57	0,48	1,44	-10,69	23,06
Jul	1,11	0,80	-1,06	2,37	0,34	0,79	-2,57	3,99
Ago	0,42	0,45	-1,11	1,75	0,62	0,98	-1,97	3,88
Sep	0,21	0,13	-1,7	2,1	-1,03	-2,13	-7,15	2,86
Anual	-0,71	-0,40	-1,6	0,68	-2,40	-2,84	-6,35	-0,44

3.2.1. Proyecciones de salinidad para diferentes escenarios de caudal

Una vez que se conoce la tendencia estimada en los SDT independiente de las variaciones observadas de caudal (ΔSDT_{aj}) y la relación (estable) entre SDT y Q_m , se puede superponer los efectos del incremento de la salinidad propia de la cuenca con el de diferentes escenarios de variación de caudal y su efecto sobre la salinidad a través de la relación CE- Q_m establecida.

Así se han analizado las variaciones en SDT, combinando las tendencias obtenidas sobre SDT_{aj} con diferentes variaciones asociadas a las series estadísticas de caudal: Q_{50} o mediana, Q_5 o cuantil del 5 % correspondiente a los años de caudales más altos, y Q_{95} o cuantil del 95%, correspondiente a los años de caudales más bajos.

Para la serie más completa de datos (1973-2012), los caudales medios anuales para los cuantiles Q_5 , Q_{50} y Q_{95} corresponden a 563, 301 y 130 m^3/s respectivamente. Para estos años los valores medios anuales de SDT son de 606, 707 y 886 mg/l (Tabla IV.21). Al incorporar los incrementos de salinidad definidos por los SDT_{aj} para el horizonte 2027, se obtienen unas previsiones de SDT para el año 2027 de (Tabla IV.21) 652 mg/l para los años húmedos (Q_5), 753 mg/l para años medio (Q_{50}) y 932 mg/l para años secos (Q_{95}).

Tabla IV.21. Valores estimados de SDT en el año 2027 para el río Ebro en Tortosa para años de caudales altos (cuantil Q_5), medios (cuantil Q_{50}) y bajos (cuantil Q_{95}) de la serie 1973-2012. Se incluyen los valores de caudales medios mensuales (m^3/s), SDT (mg/l) observados para cada cuantil de caudal ($\text{SDT}(Q_5)$, $\text{SDT}(Q_{50})$, $\text{SDT}(Q_{95})$) y las estimas para el horizonte 2027 ($\text{SDT}_{27}(Q_5)$, $\text{SDT}_{27}(Q_{50})$, $\text{SDT}_{27}(Q_{95})$). En las dos últimas filas se presentan los valores observados medios de SDT mensuales para la serie completa de datos (1973-2012) y para los últimos 5 años (2008-2012).

	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Año
Q_5 (m^3/s)	287	287	384	516	1470	844	904	706	699	318	156	188	563
$\text{SDT}(Q_5)$ (mg/l)	724	722	749	670	510	458	526	498	503	491	640	786	606
$\text{SDT}_{27}(Q_5)$	774	773	862	754	578	509	562	520	510	537	639	816	652
Q_{50}	159	181	283	607	413	392	434	471	226	161	138	146	301
$\text{SDT}(Q_{50})$	873	880	847	708	665	641	597	564	622	598	695	789	707
$\text{SDT}_{27}(Q_{50})$	923	931	960	791	734	693	633	586	628	644	694	820	753
Q_{95}	101	122	138	134	132	118	149	164	148	119	116	120	130
$\text{SDT}(Q_{95})$	999	931	968	967	919	897	875	864	800	805	788	821	886
$\text{SDT}_{27}(Q_{95})$	1048	982	1081	1051	987	949	911	887	807	851	787	851	932
SDT 1973-12	848	856	824	713	663	646	639	631	619	647	737	827	721
SDT 2008-12	952	1005	1030	927	824	774	723	676	650	678	765	798	817

Por meses, se puede observar (Tabla IV.21) que en los años de caudales elevados (Q_5) los máximos valores de SDT se sitúan en otoño-invierno (de septiembre a enero), donde se estima para el mes de diciembre de 2027 un valor medio mensual máximo de 862 mg/l . Los mínimos, se localizan en los meses de primavera-verano (entre febrero y julio) y el mes de menor salinidad corresponde a marzo con 509 mg/l para 2027 (Tabla IV.21 y Figura IV.17).

Por otro lado, los años de caudales bajos (Q_{95}) muestran una menor variabilidad estacional de caudal, (entre 100 y 160 m^3/s ; Figura IV.17). Para estos años, los valores máximos de salinidad se sitúan también en la estación de otoño-invierno algo más retrasados que en el caso de caudales elevados (de octubre a marzo) y los mínimos en la temporada de riego (de mayo a septiembre) (Tabla IV.21). Las estimas de salinidad para el 2027 dan un valor máximo para el mes de diciembre de 1081 mg/l y un mínimo para el mes de agosto de 787 mg/l .

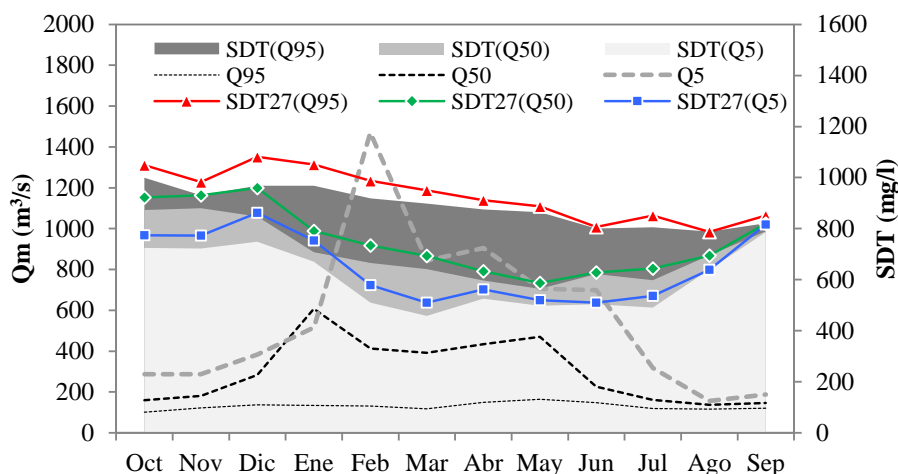


Figura IV.179. Distribución mensual de Q_m y de la salinidad (SDT) para los años que definen los cuantiles de caudal del 5% (Q_5) representando años húmedos, 50% (Q_{50}) representando años medios y 95% (Q_{95}) representando años secos. SDT obtenidos a partir de los datos registrados en la estación del Ebro en Tortosa correspondiente a cada cuantil de caudal y valores estimados para el horizonte 2027 (SDT_{27}) para cada cuantil.

3.2.2. Incorporación del efecto del cambio climático sobre los caudales

Los valores estimados de SDT medios anuales para 2027 asumiendo un descenso del caudal del 5% son muy similares para los cuatro periodos de estudio, con valores en torno a 884 mg/l (Tabla IV.22). Esto supone un incremento de entre un 15-23% con respecto a las medias de cada una de las series (excluyendo la serie corta 2001-12 que daría solo un aumento del 11%) y de un 8 % con respecto a la media de los últimos 5 años (Tabla IV.22).

En este método, a diferencia de los anteriores, las estimas de salinidad se hacen mayores para las series más cortas, excluyendo el periodo 2001-2012. Esto se debe a que el principal factor que marca el aumento de salinidad es el SDT_{aj} , cuyas tendencias, en la medida que se acortan las series, se mantienen más elevadas y son más significativas que las de SDT_q (Tablas IV.18 y IV.19).

Tabla IV.22. Valor medio de SDT, incremento intrínseco de la salinidad anual (ΔSDT_{aj} mg/l·año) y aumento estimado para 2027 (ΔSDT_{aj} mg/l); incremento de la salinidad originado por el descenso de caudal debido al cambio climático ($\Delta\text{SDT}_{Q_{cc}}$) previsto para 2027; valor medio anual de SDT previsto para 2027 (SDT_{27}); e incrementos previstos de salinidad en 2027 respecto a la media de cada periodo (ΔSDT media serie) y respecto a la media de los últimos 5 años (2008-2012) en mg/l y en % ($\Delta\text{SDT}_{2008-12}$) para los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012)

	PERIODOS DE ESTUDIO			
	1973-2012	1981-2012	1990-2012	2001-2012
SDT medio anual (mg/l)	721	749	772	793
ΔSDT_{aj} (mg/l·año)	3,06	3,41	3,51	0,04
ΔSDT_{aj} (mg/l)	46	53	64	22
$\Delta\text{SDT}_{Q_{cc}}$ 5% (mg/l)	6	6	6	6
SDT₂₇ media anual (mg/l)	884	883	885	879
ΔSDT media serie (mg/l)	163	135	114	86
ΔSDT media serie (%)	23%	18%	15%	11%
$\Delta\text{SDT}_{2008-12}$ (mg/l)	67	67	68	62
$\Delta\text{SDT}_{2008-12}$ (%)	8%	8%	8%	7%

Por otro lado, las variaciones de SDT debidas únicamente al descenso de los caudales, inducido por el cambio climático, (ΔSDT_q) son mayores cuanto mayores son los descensos porcentuales de caudal (Figura IV.18). El 5 % de descenso de caudal estipulado por el PHE supone un incremento medio anual de tan solo 6 mg/l (para todas las series consideradas), muy inferior al marcado por causas independientes al caudal ($\text{SDT}_{aj} = 46-64$ mg/l para las 3 series más largas; Tabla IV.22). Para que ambos efectos resulten similares, sería necesario alcanzar descensos de caudales de más de un 30% (Figura IV.18).

Además, este aumento debido a la relación existente entre el caudal y la salinidad, afecta de forma más acusada a los meses de menor caudal, entre agosto y diciembre (Tabla IV.23).

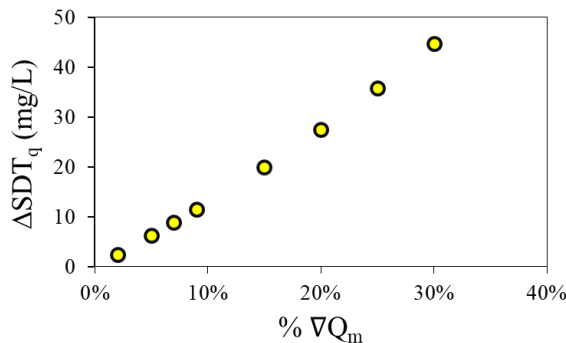


Figura IV.1810. Relación entre el descenso del caudal en porcentaje debido al cambio climático (∇Q_m) y el incremento medio anual de los SDT dependiente del caudal en el río Ebro en Tortosa (ΔSDT_q). Ajustes a partir de la serie Q_m -CE, 1981-2006.

Tabla IV.23. Incremento de salinidad para 2027 debido a los descensos de caudal (ΔSDT_q) para disminuciones de Q_m (∇Q_{cc}) entre el 2% y el 30%, que presentan distintos escenarios de cambio climático.

∇Q_{cc}	ΔSDT_q (mg/l)												Año
	oct	nov	dic	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	
2%	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2
5%	8	8	7	6	6	5	5	5	5	6	7	7	6
7%	11	11	10	9	8	8	7	7	7	8	9	10	9
9%	14	14	13	11	10	10	10	10	10	11	12	14	11
15%	25	24	22	20	18	18	17	17	17	18	21	24	20
20%	34	34	30	27	25	24	23	23	23	25	29	33	28
25%	44	43	39	35	33	31	30	30	30	33	38	42	36
30%	55	54	49	44	41	39	38	37	37	41	47	53	45

Los resultados mensuales obtenidos para el horizonte 2027 muestran como es el otoño-invierno el periodo en el cual se espera un mayor contenido de sales en el río Ebro en Tortosa (Figura IV.19), al igual que ocurría con los métodos de análisis de tendencias. Los valores máximos de salinidad se sitúan en diciembre, donde los SDT alcanzan valores de entre 1100 y 1200 mg/l, y se mantienen elevados entre octubre y diciembre. Los mínimos se localizan en los meses de abril a junio con valores de entre 650 y 750 mg/l, si bien para la mayoría de esos meses no muestran cambios significativos (Tabla IV.24).

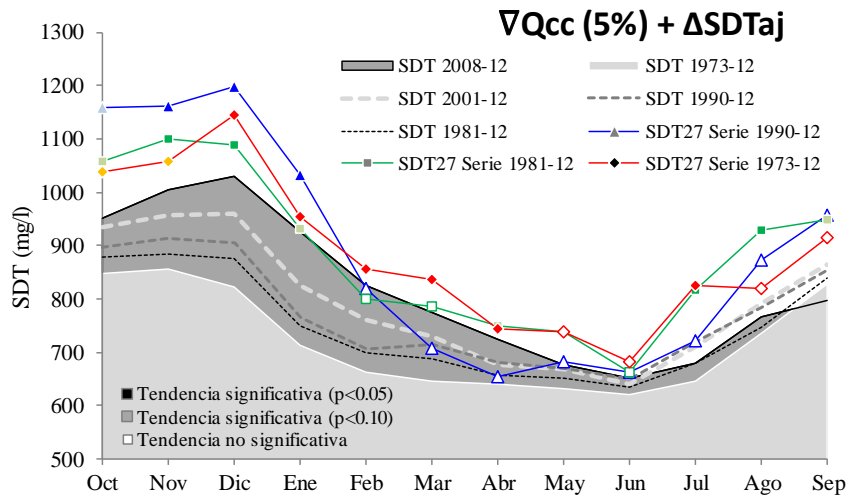


Figura IV.19. Valores de SDT (mg/l) estimados para el 2027 (SDT27) incorporando un descenso de caudal del 5% debido al cambio climático para los 4 periodos analizados (1973-2012; 1981-2012; 1990-2012 y 2001-2012). Se incluye los valores medios de SDT observados para cada uno de los periodos y el de los últimos 5 años de registros (2008-12).

En las estimas anteriores se ha considerado una variación uniforme del caudal en todos los meses del año. A continuación, se realizan estimaciones de salinidad considerando reducciones de caudal diferentes en función de la estación del año. Se ha tomado como referencia es estudio de CEDEX (2010) que considera descensos del caudal variable dependiendo del mes de año (0% septiembre-noviembre, 2% diciembre-febrero, 7% marzo-mayo y 16% junio-agosto). Con estas reducciones variables de caudal (Tabla IV.25), se encuentra que los máximos incrementos de salinidad para 2027 se registran en los meses de julio a octubre donde una reducción de caudal del 16% supone un incremento de 46-50 mg/l de SDT en el mes de julio para 2027, en las series significativas (1973-2012 y 1981-2012; Tabla IV.25). La regulación de los embalses hace que la reducción de caudal se acuse en la salinidad con varios meses de retardo. El resto de los meses se mantienen con valores muy similares a los obtenidos inicialmente dado que los descensos de caudal no son muy acusados y que la mayor parte del incremento de salinidad se debe a las tendencias definidas por los SDT_{aj} .

Hay que tener en cuenta que este método contempla los incrementos de salinidad independientes del caudal más los debidos al descenso de caudales consecuencia del cambio climático. Sin embargo, no contempla los descensos de caudal que pueden derivar del incremento del uso del agua consecuencia entre otras cosas, de un incremento de la superficie de riego en la cuenca. Se asume que el consumo del agua va a seguir en la misma dinámica de los últimos años, en la que no se observa tendencias significativas de los caudales desde los años 90. Si nos retrotraemos hasta el año 1973, comienzo de la serie, o el año 1981, para estos periodos sí que se observan descensos significativos anuales de caudal, de 2,9 y 1,37 m³/s·año respectivamente (Tabla IV.20).

Tabla IV.24. Aumento de la salinidad estimado para 2027 debido al descenso de caudal previsto del 5% por el cambio climático ($\Delta\text{SDT}_{\text{Qcc}}$) y debido a la tendencia de la salinidad intrínseca ($\Delta\text{SDT}_{\text{aj}}$) y predicciones mensuales de SDT (mg/l) para 2027 (SDT_{27}) con sus intervalos de confianza (límite superior (LS) e inferior (LI)) de las estimas ($P = 0,95$) para los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012). Se incluyen en las dos últimas líneas los valores observados de SDT medios mensuales para la serie completa de datos (1973-2012) y para los últimos 5 años (2008-2012). Las estimas significativas con $P < 0,05$ se presentan en negrita y resaltadas, las estimas significativas con $P < 0,10$, resaltadas en tono más claro y sin negrita y los valores no significativos ($P > 0,10$), en gris.

SDT (mg/l)	oct	nov	dic	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	
$\Delta\text{SDT}_{\text{Qcc}}$	8	8	7	6	6	5	5	5	5	6	7	7	
1973-12	$\Delta\text{SDT}_{\text{aj}}$	50	51	113	84	69	52	36	22	7	46	-1	31
	SDT_{27}	1039	1057	1145	955	855	836	745	738	681	824	819	915
	LI	916	936	1026	814	736	747	666	662	587	746	706	793
	LS	1167	1174	1262	1085	984	947	834	815	798	898	934	1034
	$\Delta\text{SDT}_{\text{Qcc}}$	8	8	7	6	6	5	5	5	5	6	7	7
1981-12	$\Delta\text{SDT}_{\text{aj}}$	79	102	74	60	30	22	40	32	4	50	83	63
	SDT_{27}	1055	1101	1081	931	801	787	750	739	663	817	929	947
	LI	893	948	929	733	646	664	646	653	538	722	803	807
	LS	1209	1238	1240	1104	986	911	862	826	823	926	1049	1105
	$\Delta\text{SDT}_{\text{Qcc}}$	8	8	7	6	6	5	5	5	5	6	7	7
1990-12	$\Delta\text{SDT}_{\text{aj}}$	167	158	144	138	35	-34	-3	-4	0	-8	82	92
	SDT_{27}	1158	1160	1198	1032	819	707	655	682	661	722	872	957
	LI	909	926	938	762	588	503	473	561	462	516	669	749
	LS	1350	1392	1437	1310	1144	912	842	845	898	852	1064	1191
	$\Delta\text{SDT}_{\text{Qcc}}$	8	8	7	6	6	5	5	5	5	6	7	7
2001-12	$\Delta\text{SDT}_{\text{aj}}$	221	66	71	271	-53	0	-196	-184	-79	-99	122	123
	SDT_{27}	1223	1058	1062	1262	842	805	594	597	746	664	1003	976
	LI	697	502	408	826	412	334	222	164	229	350	483	573
	LS	1634	1749	1504	1841	1389	1246	961	779	1014	836	1363	1877
	$\text{SDT}_{1973-12}$	848	856	824	713	663	646	639	631	619	647	737	827
$\text{SDT}_{2008-12}$	952	1005	1030	927	824	774	723	676	650	678	765	798	

Tabla IV.25. SDT mensuales (mg/l) estimados para el año 2027 (SDT_{27}) como la suma del incremento debido a las reducciones de caudal asociadas al cambio climático (∇Q_{cc}) definidas para cada mes ($\Delta SDT_{Q_{cc}}$) más el incremento de salinidad no dependiente del caudal (ΔSDT_{aj}), para los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012). Se incluyen en las dos últimas líneas los valores observados de SDT medios mensuales para la serie completa de datos (1973-2012) y para los últimos 5 años (2008-2012). Las estimas significativas con $P < 0,05$ se presentan en negrita y resaltadas, las estimas significativas con $P < 0,10$, resaltadas en tono más claro y sin negrita y los valores no significativos ($P > 0,10$), en gris.

SDT (mg/l)		oct	nov	dic	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep
∇Q_{cc}		0%	0%	2%	2%	2%	7%	7%	7%	16%	16%	16%	0%
$\Delta SDT_{Q_{cc}}$		16	5	4	-2	-1	-1	-1	1	1	21	30	34
73-12	ΔSDT_{aj}	50	51	113	84	69	52	36	22	7	46	-1	31
	SDT_{27}	1047	1054	1143	947	848	830	739	734	677	840	842	941
81-12	ΔSDT_{aj}	83	102	82	60	30	22	40	32	4	50	83	63
	SDT_{27}	1067	1098	1086	923	794	781	743	735	659	833	953	974
90-12	ΔSDT_{aj}	167	158	144	138	35	-34	-3	-4	0	-8	82	92
	SDT_{27}	1166	1157	1196	1024	813	700	649	678	657	737	895	983
01-12	ΔSDT_{aj}	221	66	71	271	-53	0	-196	-184	-79	-99	122	123
	SDT_{27}	1238	1068	1100	1278	837	787	542	491	610	638	951	1046
SDT 1973-12		848	856	824	713	663	646	639	631	619	647	737	827
SDT 2008-12		952	1005	1030	927	824	774	723	676	650	678	765	798

3.3. Comparación de resultados de los métodos estadísticos. Proyecciones para 2027

En este apartado se hace una comparación de todos los métodos de análisis de tendencias utilizados y de las proyecciones realizadas para el horizonte 2027, así como una referencia a las principales ventajas e inconvenientes que presentan.

Las tendencias de salinidad obtenidas por todos los métodos empleados son muy similares. La principal variación está asociada al periodo de datos utilizado; las variaciones se hacen más pequeñas en la medida que las series se acortan, salvo para la última de las series (2001-2012) en la que se alcanzan los valores más altos. La tendencia anual de los SDT es positiva con un incremento que oscila entre 3,1 y 8,7 mg/l·año (Tabla IV.26).

En cuanto a la bondad de las estimas de los métodos empleados, los promedios anuales de las observaciones de SDT se ajustan bien, en general, a los promedios anuales de las estimas en todos los métodos para el periodo de estudio (Tabla IV.27), diferencias menores del 0,2%. Estos resultados sugieren que, para obtener valores promediados anuales, cualquier método es válido.

Tabla IV.26. Tendencia anual de SDT (mg/l·año obtenida con cada uno de los métodos utilizados: Regresión lineal-armónico (RL-Armónico), modelo autorregresivo integrado de medias móviles (ARIMA), Regresión lineal por meses (RL-meses), Mann-Kendall (M-K) y método basado en la regresión caudal-CE (Reg Q-CE; suma de $SDT_{aj}+SDT_q$) para los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012).

	ΔSDT mg/l·año				
	RL-Armónico	ARIMA	RL-meses	M-K	Reg Q-CE
1973-2012	5,75	5,70	5,66	5,60	5,73
1981-2012	4,80	4,73	4,82	4,67	4,92
1990-2012	3,79	3,38	3,81	3,06	4,92
2001-2012	8,47	7,60	8,69	8,18	8,57

Tabla IV.27. Valores medios anuales de SDT observados (Observaciones) y estimados por los distintos métodos utilizados: Regresión lineal-armónico (RL-Armónico), modelo autorregresivo integrado de medias móviles (ARIMA), Regresión lineal por meses (RL-meses), Mann-Kendall (M-K) y método basado en la regresión caudal-CE (Reg Q-CE; promedio de las estimas de CE obtenidas con la ecuación 17) para los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012).

Media (mg/l)	Observ.	Estimas de SDT para el mismo periodo				
		RL-Armónico	ARIMA	RL-meses	M-K	Reg Q-CE
1973-2012	721	721	725	722	720	718
1981-2012	749	749	754	749	748	745
1990-2012	772	772	772	772	770	766
2001-2012	793	794	800	795	792	793

La raíz del error cuadrático medio (RMSE) apunta a que el método ARIMA y el de regresión Q-CE son los que generan las diferencias más bajas entre los SDT observados y los calculados en cada periodo de estudio (Tabla IV.28).

La eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE), estadístico que define la bondad del ajuste (Moriassi et al., 2007; descripción en el Capítulo II), indica que los ajustes de todos los métodos para todos los periodos son aceptables con los valores más altos ($NSE > 0,5$), para los métodos ARIMA y regresión Q-CE (Tabla IV.28). Estos resultados indican que tanto el método ARIMA como el de regresión Q-CE, son los que mejor se ajustan a los cambios de salinidad a lo largo de toda la serie de datos.

A nivel mensual, todos los métodos ajustan los cambios estacionales definidos por las medias de las observaciones (Figura IV.20) para los 4 periodos analizados. Se observa que a medida que los periodos de estudio se hacen más cortos, el ajuste es algo peor. De entre todos los métodos, son el método de regresión lineal por meses y el método de Mann-Kendall los que mejor definen la variabilidad mensual (Figura IV.20), y es debido a que son los únicos métodos que permiten aplicar tendencias independientes por mes.

Tabla IV.28. Error cuadrático medio (RMSE) o desviación estándar de las diferencias entre los valores observados y los estimados por los distintos métodos, y eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) para cada uno de los métodos utilizados: Regresión lineal-armónico (RL-Armónico), modelo autorregresivo integrado de medias móviles (ARIMA), Regresión lineal por meses (RL-meses), Mann-Kendall (M-K) y método basado en la regresión caudal-CE (Reg. Q-CE). Estadísticos aplicados a los 4 periodos analizados (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012)

Periodo	RMSE (mg/l)				
	RL-Armónico	ARIMA	RL-meses	M-K	Reg Q-CE
1973-2012	123	106	120	120	109
1981-2012	127	109	125	125	107
1990-2012	135	115	130	130	109
2001-2012	131	108	127	163	94
Periodo	NSE				
	RL-Armónico	ARIMA	RL-meses	M-K	Reg Q-CE
1973-2012	0,447	0,589	0,476	0,476	0,577
1981-2012	0,390	0,553	0,408	0,405	0,569
1990-2012	0,332	0,516	0,387	0,380	0,570
2001-2012	0,423	0,610	0,467	0,112	0,702

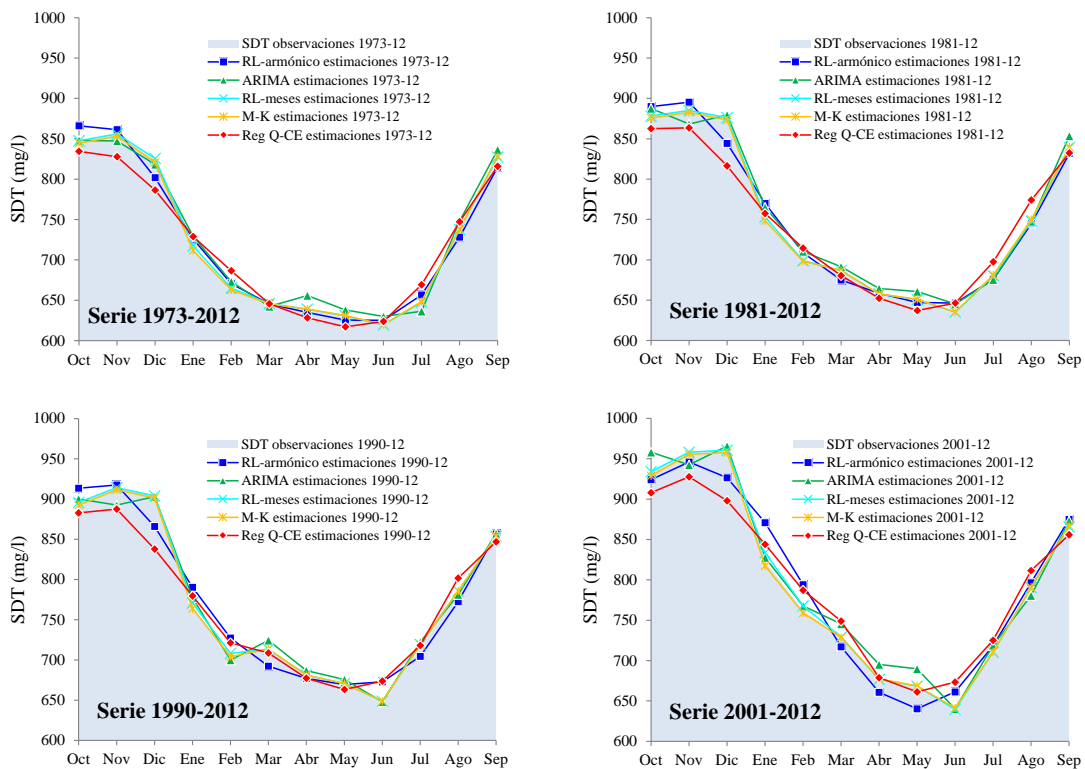


Figura IV.20. Valores medios mensuales de SDT (mg/l) estimados para cada periodo de estudio por cada uno de los métodos utilizados: Regresión lineal-armónico (RL-Armónico), modelo autorregresivo integrado de medias móviles (ARIMA), Regresión lineal por meses (RL-meses), Mann-Kendall (M-K) y método basado en la regresión caudal-CE (Reg. Q-CE). Se incluye el promedio de las observaciones de SDT para cada uno de los periodos de estudio.

Para poder prolongar las series y hacer estimaciones a futuro, los valores de SDT obtenidos en los extremos de las series no deben diferir de las observaciones, lo que incrementaría el error de las estimas para el horizonte 2027. Por ello, se han comparado también los valores medios de SDT observados en la serie de los últimos cinco años (2008-2012), frente a los valores medios estimados para ese periodo, utilizando los distintos modelos establecidos y periodo de análisis (Tabla IV.29. y Figura IV.21)

En todos los métodos y periodos se obtienen valores que no se alejan más del 1,5%, (infraestimando o sobreestimando dependiendo del periodo) del valor medio de 817 mg/l (observaciones 2008-2012), con excepción del método de regresión Q-CE (Tabla IV.29). Por periodos, las diferencias no son muy amplias. Para los periodos 1973-2012, 1981-2012 y 1990-2012 las estimas se hacen más bajas en la medida que las series se acortan, siendo el periodo 1990-2012 el que acumula las mayores diferencias en todos los métodos.

El método de regresión Q-CE, infraestima sistemáticamente el valor medio del periodo (media 4,5%), ajustando mejor las series más cortas. El valor medio de SDT estimado por este método utilizando la serie de datos más largo (1973-2012) quedan un 6,5 % por debajo del observado.

Tabla IV.29. Valores medios anuales de SDT observados (Observaciones) y estimados para el periodo 2008-12 (5 últimos años de las series analizadas) por los distintos métodos: Regresión lineal-armónico (RL-Armónico), modelo autorregresivo integrado de medias móviles (ARIMA), Regresión lineal por meses (RL-meses), Mann-Kendall (M-K) y método basado en la regresión caudal-CE (Reg. Q-CE; promedio de las estimas de CE obtenidas al aplicar la ecuación 17).

SDT (mg/l)	Observ.	Estimas de SDT				
		RL-Armónico	ARIMA	RL-meses	M-K	Reg Q-CE
2008-2012	817	-	-	-	-	-
1973-2012	-	822	816	822	817	764
1981-2012	-	814	813	814	812	772
1990-2012	-	808	808	806	804	785
2001-2012	-	824	815	825	824	808

Para los cinco años finales de estudio (2008-2012), todos los métodos sobreestiman los valores de la estación de riego (en especial de julio a septiembre) excepto el de regresión Q-CE que en cambio infraestima notablemente los SDT en el resto del año (Figura IV.21). El método de regresión lineal por meses y el de Mann-Kendall son los que mejor definen las variaciones mensuales de los años finales de la serie, aunque siguen dando estimas por encima de las observaciones para los meses de julio a septiembre, particularmente cuando se utilizan las dos series más largas (1973-2012 y 1981-2012). Sin embargo, para estos dos métodos, en la medida que los periodos de estudio se hacen más cortos, las tendencias de los meses, fundamentalmente

los de la estación de riego, dejan de ser significativas (Figura IV.21). Por otro lado, los métodos Armónico y ARIMA, si bien sus promedios anuales son buenos, sobreestiman la salinidad de los meses de riego e infravaloran los de no riego (Figura IV.21).

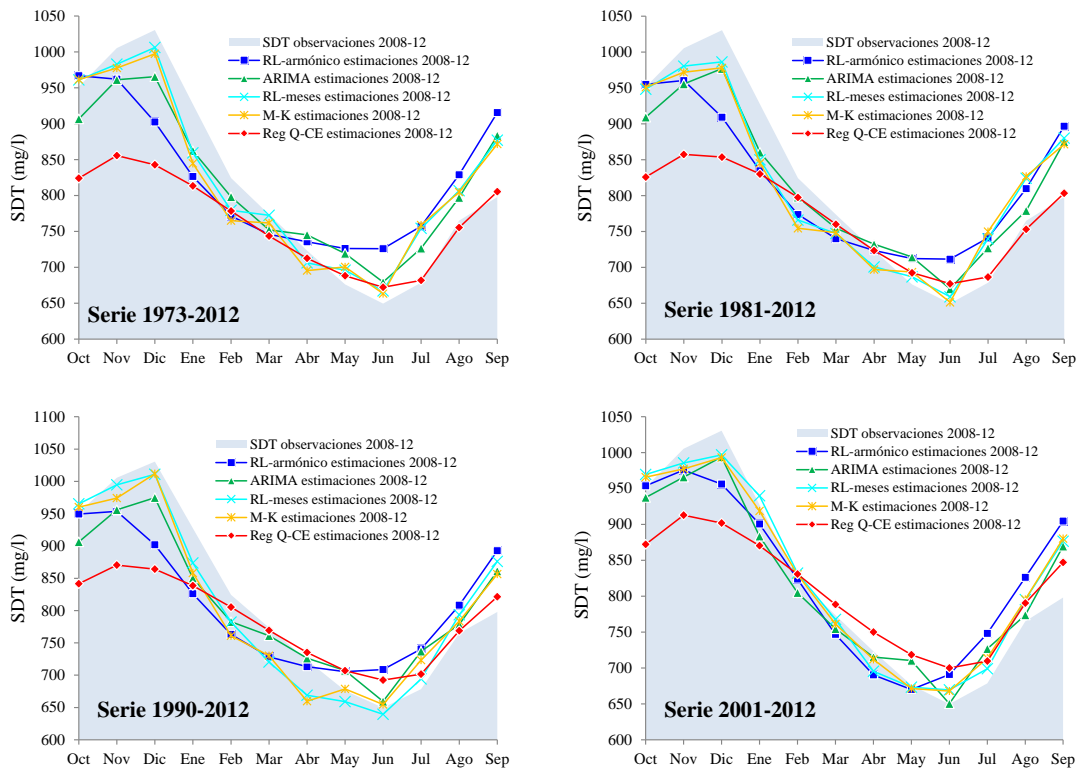


Figura IV.21. Valores medios mensuales de SDT (mg/l) observados y estimados en el periodo 2008-2012 (5 últimos años de las series analizada) por los distintos métodos: Regresión lineal-armónico (RL-Armónico), modelo autorregresivo integrado de medias móviles (ARIMA), Regresión lineal por meses (RL-meses), Mann-Kendall (M-K) y método basado en la regresión caudal-CE (Reg. Q-CE).

Las proyecciones de SDT para el año 2027 obtenidas por los distintos métodos y series utilizadas dan promedios anuales de SDT muy similares, con valores entre 860 y 920 mg/l, dependiendo del periodo de estudio (excluida la serie corta 2001-12), siendo mayor la salinidad cuanto más larga es la serie (Tabla IV.30). La única excepción es el método que desliga las tendencias de los caudales del valor de salinidad [$\Delta SDT_{aj} + Q_{cc}$ (5%)], que se mantiene en todos los periodos de estudio en torno a 884 mg/l. Si comparamos con la salinidad registrada por el Ebro en los últimos años de la serie, estos resultados suponen un incremento de la salinidad de entre un 5,6% y un 12,6%. La serie más corta (2001-2012), con tendencias muy elevadas, da resultados de salinidad mucho más altos (entre 870 y 1000 mg/l; Tabla IV.30), pero dado que se trata de una serie excesivamente corta y poco estable, no debe ser considerada para las estimas del horizonte 2027.

Tabla IV.305. Media anual de SDT para el año 2027 dada por cada método: Regresión lineal-armónico (RL-Armónico), modelo autorregresivo integrado de medias móviles (ARIMA), Regresión lineal por meses (RL-meses), Mann-Kendall (M-K) y método basado en la regresión caudal-CE incluyendo una reducción del caudal del 5% (Reg Q-CE_{Q_{cc5%}}) utilizando los 4 periodos de datos (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012). Se incluye la previsión de SDT calculada con la serie 1973-2012 para el año seco, cuantil del 95% (Q₉₅).

SDT 2027 (mg/l)	RL-Armónico	ARIMA	RL-meses	M-K	Reg Q-CE Q _{cc5%}	Q ₉₅
1973-2012	920	917	920	913	884	932
1981-2012	896	894	896	894	883	
1990-2012	870	863	871	872	885	
2001-2012	968	947	973	1003	879	

Cabe destacar que las previsiones de SDT para los años más secos dentro del horizonte 2027 (definidos por el Q₉₅) no son mucho más elevadas que las obtenidas por el resto de metodologías (932 mg/l; Tabla IV.30). Esto se debe a que algunos de los años que se han empleado para definir los cuantiles de caudales en años secos se localizan en la parte final de la serie 1973-2012. A esto hay que añadir que los cálculos para el horizonte 2027 del cuantil del 95%, solo incorporan los incrementos de salinidad desligados del caudal, asumiendo por tanto que no va a producirse variaciones en los aportes de agua en la cuenca.

Los valores mensuales de salinidad estimados para el año 2027 presentan comportamientos algo distintos en función de los métodos y periodos de estudio. Los métodos que no permiten diferenciar tendencias estacionales (Armónico y ARIMA) dan valores con una menor variabilidad entre meses, (Figura IV.22), con SDT máximos de 1015 - 1065 mg/l para los meses de otoño y mínimos de 733 - 823 mg/l en los meses de primavera (Tabla IV.31), según la serie utilizada para el cálculo. Los otros tres métodos que permiten calcular las tendencias por meses de forma independiente (Regresión Lineal por meses, Mann-Kendall y Regresión Q-CE con un 5% reducción de caudales por CC), muestran máximos muy marcados en los meses de diciembre y noviembre entre 1100 y 1200 mg/l y mínimos a comienzos de la estación de riego, entre 620 y 710 mg/l (Figura IV.22). Dentro de estos últimos, las tendencias para los periodos de estudio más cortos no son significativas, lo que indica que no hay evidencias de que vaya a producirse un incremento de salinidad para estos meses a no ser que cambien los patrones de comportamiento observados en los últimos años.

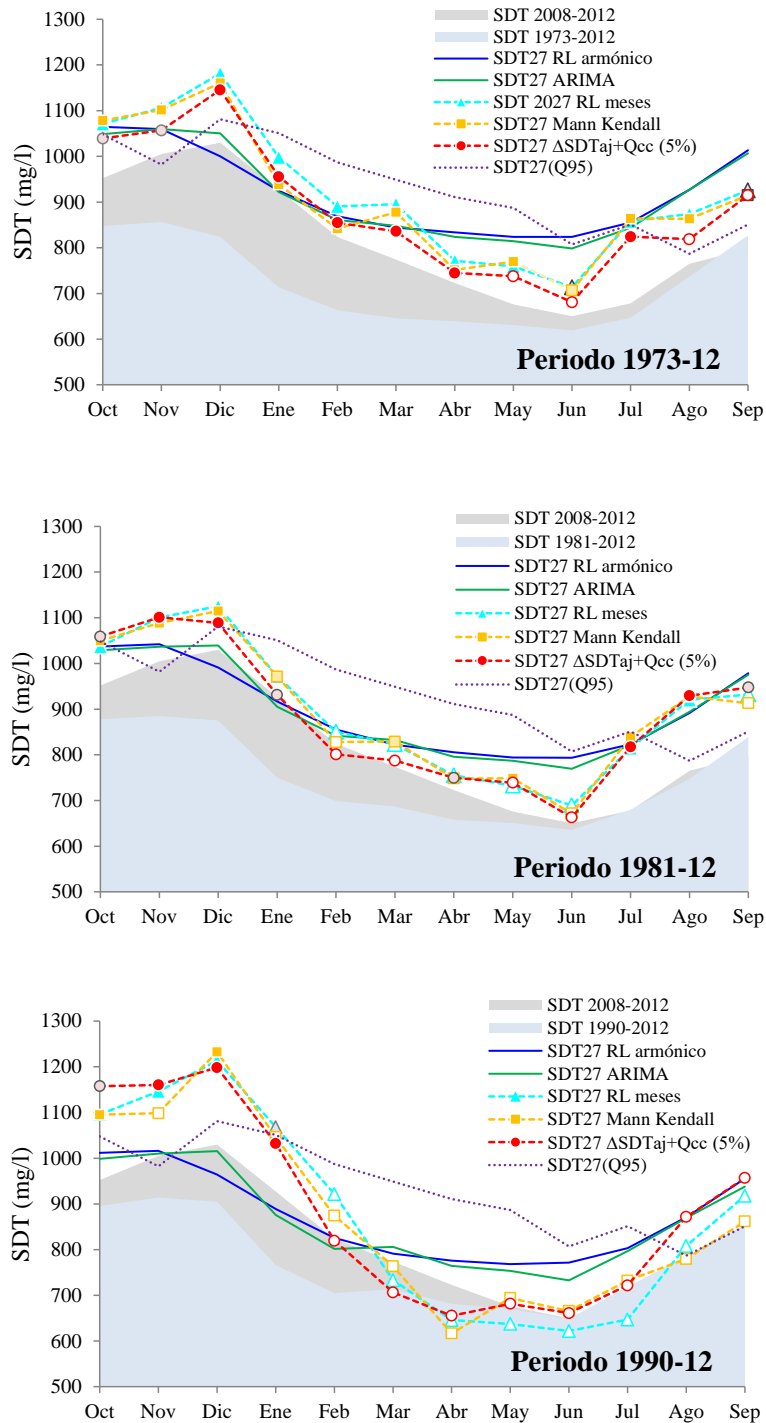


Figura IV.22. Estimaciones mensuales de SDT (mg/l) para el año hidrológico 2027 (SDT 2027), obtenidas por los distintos métodos: Regresión lineal-armónico (RL-Armónico), modelo autorregresivo integrado de medias móviles (ARIMA), Regresión lineal por meses (RL-meses), Mann Kendall (M-K) y método basado en la regresión caudal-CE incorporando una reducción de caudales del 5% (reg Q-CE $Q_{cc5\%}$) y proyección de salinidad del cuantil del 95% (Q_{95}) utilizando los periodos de datos (a) 1973-2012, (b) 1981-2012 y (c) 1990-2012. Se incluye el valor medio de SDT observado para los años 2008-2012 (SDT 2008-2012) y para cada una de las series.

Los valores de salinidad disminuyen en la medida que las series se hacen más cortas (serie 2001-12 excluida) como marcan las tendencias definidas por cada uno de los modelos (Tabla IV.26); con la salvedad de que los métodos de tendencias aplicadas por mes (Mann-Kendall y regresión lineal por meses), en la serie 1990-2012 en la que solo los meses de otoño presentan valores significativos como respuesta a unas pendientes elevadas [8-12 mg/l·año], los resultados de SDT pueden llegar a superar 1200 mg/l en el mes de octubre de 2027 (Tabla IV.31).

En la Tabla IV.32 se exponen de forma esquemática los principales inconvenientes y ventajas de los métodos empleados para la establecer el análisis de las tendencias y las proyecciones a futuro de los SDT.

Tabla IV.6. Valores máximo y mínimo de SDT mensual (y mes en que se producen: Mes max, Mes min) estimados para el año hidrológico 2027 por los distintos métodos utilizando y los 4 periodos de datos (1973-2012, 1981-2012, 1990-2012 y 2001-2012): Regresión lineal-armónico (RL-Armónico), modelo autorregresivo integrado de medias móviles (ARIMA), Regresión lineal por meses (RL-meses), Mann-Kendall (M-K) y método basado en la regresión caudal-CE incluyendo una reducción del caudal del 5% (Reg Q-CE $Q_{cc5\%}$). Se incluye también la previsión de SDT calculada con la serie 1973-2012 para el año seco, cuantil del 95% (Q_{95}).

SDT 2027	Armónico	ARIMA	Reg. lineal	M-K	Reg Q-CE $Q_{cc5\%}$	Q_{95}
mg/l	Periodo 1973-2012					
Valor mes max	1065	1059	1182	1161	1145	1081
Mes max	Oct	Nov	Dic	Dic	Dic	Dic
Valor mes min	823	798	713	713	681	787
Mes min	Jun	Jun	Jun	Jun	Jun	Ago
Periodo 1981-2012						
Valor mes max	1042	1039	1125	1115	1101	-
Mes max	Nov	Dic	Dic	Dic	Nov	-
Valor mes min	793	769	689	672	663	-
Mes min	Jun	Jun	Jun	Jun	Jun	-
Periodo 1990-2012						
Valor mes max	1016	1015	1213	1233	1198	-
Mes max	Nov	Dic	Dic	Dic	Dic	-
Valor mes min	768	733	622	617	661	-
Mes min	May	Jun	Jun	Abr	Jun	-
Periodo 2001-2002						
Valor mes max	1120	1119	1456	1489	1286	-
Mes max	Nov	Dic	Ene	Ene	Ene	-
Valor mes min	814	801	642	687	495	-
Mes min	May	Jun	Jul	May	May	-

Tabla IV.32. Principales ventajas e inconvenientes que presentan los distintos métodos desarrollados para la estimación de los SDT en este trabajo.

MÉTODO	VENTAJAS	INCONVENIENTES
Regresión lineal con componente armónico	<ul style="list-style-type: none"> - Incorpora la estacionalidad de las series - Muy buen ajuste para parámetros con estacionalidad muy marcada - Permite su aplicación en series incompletas - Misma ecuación para toda la serie - Buenos resultados para promedios anuales 	<ul style="list-style-type: none"> - No admite diferentes tendencias por mes, valores mensuales suavizados - No tiene en cuenta la variabilidad del caudal
Autoregresión y medias móviles <u>ARIMA</u>	<ul style="list-style-type: none"> - Error más bajo de las estimas - Buenos resultados para las estimas de promedios anuales 	<ul style="list-style-type: none"> - No admite diferentes tendencias por mes, valores mensuales suavizados - No tiene en cuenta la variabilidad del caudal - El error se incrementa cuanto más distante en el tiempo sea la serie a estimar
RL por meses	<ul style="list-style-type: none"> - Permite aplicar diferentes tendencias por mes - Ajustes buenos en datos mensuales 	<ul style="list-style-type: none"> - Valores y significación muy dependientes del número de datos (se necesita un número elevado de datos, series largas)
Mann-Kendall <u>M-K</u>	<ul style="list-style-type: none"> - Permite aplicar diferentes tendencias por mes - Método no paramétrico, definición de tendencias más estable y no afectada por datos extremos - Define tendencias con datos incompletos - Ajustes buenos en datos mensuales 	<ul style="list-style-type: none"> - Aplica pendientes a todo el conjunto de datos sin diferenciar entre los incrementos debidos a las variaciones de caudal de los que no lo son
M-K sobre los residuos de las regresiones Q-CE	<ul style="list-style-type: none"> - Aplicable en series incompletas de CE - Incorpora la variable del caudal en los cálculos - Permite definir de forma independiente la pendiente debida a la variación de caudal y la que tiene otras causas. - Permite considerar, independientemente, la evolución de caudal y su efecto sobre la salinidad - Errores más bajos en las estimas puntuales 	<ul style="list-style-type: none"> - Requiere de un buen ajuste de los caudales frente a la conductividad: los ajustes buenos se dan en cuencas con valores altos de CE y variabilidad elevada de Q y CE. En las zonas de cabecera los ajustes suelen ser malos - Relación Q-CE variable con el tiempo, en ocasiones - Resultados muy condicionados por la variabilidad del hidrograma - El efecto de los embalses establece relaciones desfasadas en el tiempo - Para realizar estimas a futuro, es necesario establecer correctamente los residuos y aplicar otros métodos de análisis de tendencias sobre ellos

IV. 4. Conclusiones

Los métodos de análisis de tendencias elegidos han resultado adecuados, para hacer previsiones de salinidad para el año 2027.

Los métodos ARIMA y los basados en la regresión caudal-salinidad parecen ser superiores (menor RMSE y mayor NSE) al resto de métodos. El método estacional de Mann-Kendall y la Regresión lineal por meses permiten establecer tendencias independientemente para cada mes (también se pueden establecer en el método Reg. Q-CE al aplicar M-K sobre los residuos de las regresiones o las series de Q_m) lo que resulta en estimaciones futuras anuales menos suavizadas entre meses que las del resto de métodos, pero son más representativos de los cambios mensuales observados.

En cuanto a las series utilizadas para establecer las tendencias, es recomendable descartar la serie 2001-2012, por ser demasiado corta (12 años frente a una proyección de 15 años hasta 2027) y muy sensible a la elección del año de inicio. La serie 1973-2012 es la que incluye un mayor número de años y todos los métodos con la serie 1973-2012 proporcionan tendencias más elevadas que con las otras dos series (1981-2012 y 1990-2012). Por ello se considera que las estimaciones con esta serie pueden marcar un límite superior al valor de SDT en el año hidrológico 2027. Además, esta serie es la que se ha usado para establecer los cuantiles de caudales para realizar las estimas en años secos y húmedos.

En el periodo 1973-2012 se ha producido un aumento de la salinidad del tramo bajo del Ebro que se estima entre 5,60 y 5,75 mg/l·año. La descomposición de la variación del SDT en sus dos componentes muestra que la tendencia de caudal encontrada puede atribuirse en mayor medida a la carga salina de las aguas ($\Delta\text{SDT}_{aj} = 3,1$ mg/l·año) que al efecto de la disminución de los caudales circulantes ($\Delta\text{SDT}_{aj} = 2,7$ mg/l·año).

Este aumento anual de los SDT en el periodo 1973-2012 produce unas estimaciones de la salinidad media anual en 2027 de entre 913 y 920 mg/l, lo que supone un aumento del 27,5% sobre la media del periodo 1973-2012 y de un 12,5% sobre la media de los últimos 5 años (2008-12). En 2027, se estima que el mes con mayor salinidad será diciembre (1100-1200 mg/l) y el de menor salinidad, junio (~700 mg/l).

Este incremento calculado se basa en la asunción de que las variables que afectan a la salinidad del Ebro, como es el caso de los cambios en los usos del suelo, mantendrán un patrón de variación similar al que tenían en los periodos usados para el cálculo de tendencias. En este sentido, el incremento anual de 4000 ha/año de superficie de riego (INE 1982-2009) en los últimos años del periodo de estudio es inferior al previsto en el Plan Hidrológico del Ebro (CHE, 2021),

que plantea un incremento algo más elevado de 7.900 ha/año (47.300 ha en el periodo 2021-2027), lo que podrá suponer un mayor aporte de sales.

El efecto del cambio climático considerando una reducción de caudales del 5%, uniforme en todos los meses, proporciona una estimación de la salinidad media anual en 2027 de 884 mg/l, que supone un aumento del 8% sobre la media de 2008-2012.

Referencias

- Abaurrea, J., J. Asín, A.C. Cebrián and M.A. García-Vera, 2011. Trend analysis of water quality series based on regression models with correlated errors. *Journal of Hydrology* 400: 341-352.
- Abudu, S., J.P. King and Z. Sheng, 2011. Comparison of the Performance of Statistical Models in Forecasting Monthly Total Dissolved Solids in the Rio Grande. *Journal of the American Water Resources Association*, 48(1):10-23.
- Ahn, H., 2000. Modeling of groundwater heads based on second-order difference time series models. *Journal of Hydrology* 234:82-94.
- Alberto F. y A. Navas, 1986. La participación de los yesos en la salinización de las aguas superficiales de la cuenca del Ebro. I Cartografía de síntesis de las formaciones con yesos. *Anales de Aula Dei* 18(1-2): 7-18.
- Alberto, F., J. Machín y R. Aragüés, 1986a. La problemática general de la salinidad en la Cuenca del Ebro. Sistema integrado del Ebro, estudio interdisciplinar: Convenio de cooperación técnico Hispano-Norteamericano: 221-236.
- Alberto, F., R. Aragüés, y D. Quílez, 1986b. Balance de sales de la cuenca del Ebro. Sistema integrado del Ebro, estudio interdisciplinar: Convenio de cooperación técnico Hispano-Norteamericano: 279-291.
- Alberto, F. y R. Aragüés, 1986. Curvas de tendencia salinidad-tiempo en las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro. Sistema integrado del Ebro, estudio interdisciplinar: Convenio de cooperación técnico Hispano-Norteamericano: 237-251.
- Alberto, F. y I. Lebrón, 1984a. Balance hidrosalino del río Ebro entre Tudela y Zaragoza. I. Usos del agua y balance salino e iónico. *Anales de Aula Dei* 17 (1-2): 88-101.
- Alberto, F., I. Lebrón y J. Machín, 1984b. Balance hidrosalino del río Ebro entre Tudela y Zaragoza. II. Identificación, localización y mecanismos de aportes salinos naturales. *Anales de Aula Dei* 17 (1-2): 102-114.
- Anselmo, V. and L. Ubertini, 1983. Transfer function-noise applied to flow forecasting. *Hydrological Sciences-Bulletin-des Sciences hydrologiques*, 24 (3): 353-359
- Aulenbach B.T., R.P. Hooper and O.P. Bricker, 1996. Trends in the chemistry of precipitation and surface water in a national network of small watersheds. *Hydrological processes*, 10(2): 151-181.
- Barros, R., D. Isidoro, and R. Aragüés, 2012. Three study decades on irrigation performance and salt concentrations and loads in the irrigation return flows of La Violada Irrigation District , Spain), *Agriculture, Ecosystems and Environment* 151: 44-52.
- Beauchamp, J.J., D.J. Downing and S.F. Railsback, 1989. Comparison of regression and time series methods for synthesizing missing streamflow records. *Water Resources Bulletin*, 25(5): 961-975.

- Bellot, J., F. Golley, and M.T. Aguinaco, 1989. Environmental consequences of salts exports from an irrigated landscape in the Ebro River Basin, Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 27(1-4): 131-138.
- Box, G.E.P. and G. M. Jenkins, 1976. *Time Series Analysis: Forecasting and Control*. Holden Day Inc., Oakland, CA, USA.
- Bouza-Deaño, R., M. Ternero-Rodríguez and A.J. Fernández-Espinosa, 2008. Trend study and assessment of surface water quality in the Ebro River (Spain). *Journal of Hydrology* 361(3): 227-239.
- Bras, R.L. and I. Rodríguez-Iturbe, 1993. *Random Functions and Hydrology*. Dover Publications, Inc., New York, NY, USA.
- Cañedo-Argüelles, M., B.J. Kefford, C. Piscart, N. Prat, R.B. Schäfer and C.J. Schulz, 2013. Salinisation of rivers: an urgent ecological issue. *Environmental pollution*, 173:157-167.
- CEDEX, 2014. *Anuario de Aforos 2010-2011*. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Disponible en <http://hercules.cedex.es/anuarioaforos/default.asp> , verificado en diciembre de 2014.
- CEDEX, 2012. *Estudio de los impactos del cambio climático en los recursos hídricos y las masas de agua*. Informe técnico para el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM) realizado por el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX).
- Chanat, J.G., D.L. Moyer, J.D. Blomquist, K.E. Hyer and M.J. Langland, 2016 *Application of a weighted regression model for reporting nutrient and sediment concentrations, fluxes, and trends in concentration and flux for the Chesapeake Bay Nontidal Water-Quality Monitoring Network, results through water year 2012*. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2015–5133, Reston, VA (2016), p. 76.
- CHE, 2021. *Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Ebro, Revisión del tercer ciclo (2021-2027) Memoria, versión para consulta pública*.
- CHE, 2014a. *Resultados analíticos - Calidad de Aguas*. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). Disponible en: <http://www.chebro.es/contenido.visualizar.do?idContenido=34149&idMenu=440>, verificado en diciembre de 2014.
- CHE, 2014b. *Embalses de la cuenca. Presas y embalses*. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). Disponible en: <http://www.chebro.es/contenido.visualizar.do?idContenido=3059&idMenu=3081>, verificado en diciembre de 2014.
- CHE, 2005. *Evaluación preliminar de la incidencia del cambio climático en los recursos hídricos de la Cuenca del Ebro*. Asistencia técnica realizada por la Fundación Universidad de A Coruña para la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE), p. 166.
- CHE-CITA, 2017. *Evaluación de la afección al estado de las masas de agua superficiales por los retornos de riego de cuatro sistemas de la Cuenca del Ebro, informe final del convenio de*

- colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA) para los años 2013-2015, 349 p.
- CHE-CITA, 2013. Evaluación del impacto medioambiental de las actividades agrarias en cuatro sistemas de riego de la Cuenca del Ebro, informe final del convenio de colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA) para los años 2011-2012, 287 p.
- CHE-CITA, 2011. Evaluación del impacto medioambiental de las actividades agrarias en cinco sistemas de riego de la Cuenca del Ebro, informe final del convenio de colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA) para los años 2009-2010, 252 p.
- CHE-CITA, 2009a. Evaluación del impacto medioambiental de las actividades agrarias en tres sistemas de riego de la Cuenca del Ebro, informe final del convenio de colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA) de los años 2007-08, 125 p.
- CHE-CITA, 2009b. Análisis de tendencias de masas exportadas en la Cuenca del Ebro. Asistencia Técnica del Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA) para la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) 2009-PH-07 I, 102 p.
- CHE-CITA, 2007. Control de los retornos de las actividades agrarias de la Cuenca del Ebro: evaluación de las tendencias de la calidad del agua, control experimental de los retornos y propuesta de red de control, Informe final del convenio de colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA) del año 2006, 285 p.
- CHE-CITA, 2006. Caracterización de la calidad de las aguas superficiales y control de los retornos del riego en la Cuenca del Ebro, Informe Final del convenio de colaboración entre la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA), 194 p.
- Christophersen, N. and R.P. Hooper, 1992. Multivariate Analysis of Stream Water Chemical Data: The Use of Principal Components for the End-Member Mixing Problem. *Water Resources Research*, 28 (1): 99-107.
- Collenteur, R. A., M. Bakker, G. Klammler, and S. Birk, 2021. Estimation of groundwater recharge from groundwater levels using nonlinear transfer function noise models and comparison to lysimeter data, *Hydrology and Earth System Sciences*, 25: 2931–2949.
- Edmonds, R.L. and R.D. Blew, 1997. Trends in Precipitation and Stream Chemistry in a pristine old-growth Forest Watershed, Olympic National Park, Washington. *Journal of the American Water resources Association*, 33(4): 781-793.
- Esterby, S.R., 1996. Review of methods for the detection and estimation of trends with emphasis on water quality applications. *Hydrological processes*, 10 (2):127-149.
- Gilbert, R.O., 1987. *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*, Van Nostrand Reinhold, New York, pp. 320.

- Hameed T., M.A. Mariño and R. H. Shumway, 1995. Evapotranspiration Transfer-Function-Noise Modeling. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 121(2): 159-169.
- Hall, F.R., 1970. Dissolved solids-discharge relationships. 1. Mixing models. *Water Resources Research* 6(3): 845-850.
- Hall F.R., 1971. Dissolved solids-discharge relationships 2. Applications to field data. *Water Resources Research*, 7(3):591-601.
- Herbert, E.R., P. Boon, A.J. Burgin, S.C. Neubauer, R.B. Franklin, M. Ardón, K.N. Hoppensperger, L.P.M. Lamers and P. Gell, 2015. A global perspective on wetland salinization: ecological consequences of a growing threat to freshwater wetlands. *Ecosphere*, 6(10):1-43.
- Hipel, K.W., 1985. Time series analysis in perspective. *Water resources Bulletin*, 21 (4): 609-624.
- Hirsch R. M., J.R. Slack and R.A. Smith, 1982. Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resources Research*, 18:107-121
- Hirsch, R.M., R.B. Alexander and R.A. Smith, 1991. Selection of methods for the detection and estimation of trends in water quality. *Water Resour. Res.* 27:803-813.
- Isidoro, D., D. Quílez, D. and R. Aragüés, 2006. Environmental impact of irrigation in La Violada district (Spain) I: Salt export patterns, *Journal of Environmental Quality* 35 (3): 766-775.
- Jiménez-Aguirre, M.T., 2017. Impacto de la modernización del regadío sobre la cantidad y calidad de los retornos de riego. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza. Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural, 236 p.
- Katsuyama, M., N. Ohte and S. Kobashi, 2001. A three-component end-member analysis of streamwater hydrochemistry in a small Japanese forested headwater catchment. *Hydrological Processes*, 15: 249-260.
- Kendall, M.G., 1975. Rank correlation methods. Charles Griffin. London.
- Lassetta, L., H. García-Gómez, B.S. Gimeno and J.V. Rovira, 2009. Agriculture-induced increase in nitrate concentration in stream waters of a large Mediterranean catchment over 25 years (1981-2005). *Science of the Total Environment*. 407: 6034-6043.
- Lee, D.J., R.E. Howitt and M.A. Mariño, 1993. A Stochastic Model of River Water Quality: Application to Salinity in the Colorado River. *Water Resources Research*, 29(12): 3917-3923.
- Lemke, K., 1991. Transfer function models of suspended sediment concentration. *Water Resources research*, 27(3): 293-305.
- Lettenmaier, D.P., E.R. Hooper, C. Wagoner and Faris, K.B., 1991. Trends in Stream Quality in the Continental United States, 1978-1987. *Water Resources Research*, 27(3):327-339.
- Liebermann T.D., D.K. Mueller, J.E. Kircher and A.F. Choquette, 1988. Characteristics and trends of streamflow and dissolved solids in the upper Colorado river basin, Arizona,

- Colorado, New Mexico, Utah y Wyoming. U.S. Geological Survey open file report 87-568, 99p.
- Loftis, J.C., C. H. Taylor, A. D. Newell and P.L. Chapman, 1991. Multivariate trend testing of lake water quality. *Journal of the American Water Resources Association* 27(3) p. 461-473.
- Loftis, J.C., R.C. Ward and G.M. Smillie, 1983. Statistical models for water quality regulation. *J. Water Pollution Control Federal*, 55(8):1098-1104.
- Lohani, A.K., R. Kumar and R.D. Singh, 2012. Hydrological time series modeling: A comparison between adaptive neuro-fuzzy, neural network and autoregressive techniques. *Journal of Hydrology* 442-443: 23-35.
- Lorenz, J.J., 2014. A review of the effects of altered hydrology and salinity on vertebrate fauna and their habitats in northeastern Florida Bay. *Wetlands*, 34:189–200.
- Lorenzo-González, M.A., D. Quílez and D. Isidoro, 2014. Trend analysis of river water temperatures in the Ebro River Basin (Spain). *European Geosciences Union General Assembly, Austria*, 27 de abril a 2 de mayo de 2014.
- Mann, H.B., 1945. Non-parametric test against trend. *Econometrica*, 13:245-249.
- MARM, 2008. ORDEN ARM/2656/2008 de 10 de septiembre por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica, BOE núm. 229 de 22 de septiembre de 2008: 38472-38582. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM).
- MIMAM, 2000. Libro Blanco del Agua en España. Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica del Ministerio de Medio Ambiente (MIMAM), 637 p.
- MAPA, 2002. Real Decreto 329/2002, de 5 de abril, por el que se aprueba el Plan Nacional de Regadíos, BOE núm. 101 de 27 de abril de 2002: 15558-15566. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA).
- Marivoet, J.L., 1983. Real time water quality forecasting models based on the water quantity/quality relationship. En: *Dissolved Loads of Rivers and Subsurface Water Quantity/Quality Relationships (Proceedings of the Hamburg Symposium, August 1983)*, IAHS Publication no. 141: 395-404.
- McBride, G.B., 2005. *Using Statistical Methods for Water Quality Management: Issues, Problems and Solutions*. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, NJ, USA.
- Mohanasundaram, S., B. Narasimhan and G.S. Kumar, 2017. Transfer function noise modelling of groundwater level fluctuation using threshold rainfall-based binary-weighted parameter estimation approach. *Hydrological Sciences Journal*, 92(1): 36-49.
- Moriasi, D.N., J. G. Arnold, M.W. Van Liew, R.L. Binger, R.D. Harmel and T.L. Veith, 2007. Model Evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations, *American Society of Agricultural and Biological Engineers* ISSN 0001-2351: 885-900

- Mateo-Sagasta J., S. Marjani Zadeh and H. Turrall, 2018. More people, more food, worse water? A global review of water pollution from agriculture. Ed. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome and the International Water Management Institute on behalf of the Water Land and Ecosystems research program of the CGIAR, Colombo, 207 p.
- Mueller, D.K., and L.L. Osen, 1988. Estimation of Natural Dissolved-Solids Discharge in the Upper Colorado River Basin, Western United States. U.S. Geological Survey, Water Resources Investigation Report 87-4069.
- Murphy, J. and L. Sprague, 2019. Water-quality trends in US rivers: exploring effects from streamflow trends and changes in watershed management *Science of Total Environment*, 656 (2019), pp. 645-658,
- Navas, A., 1991. The pattern of gypsum transport in the Ebro river network. *Catena* 18: 45-49.
- Négrel, P., S. Roy, E. Petelet-Giraud, R. Millot and A. Brenot, 2007. Long-term fluxes of dissolved and suspended matter in the Ebro River Basin (Spain). *Journal of Hydrikiy* 342, 249-260.
- Nielsen, D.L., M.A. Brock, F.N. Rees and D.S. Baldwin, 2003. Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany*, 51(6):655-665.
- Pinault, J.L. and I.G. Dubus, 2008. Stationary and non-stationary autoregressive processes with external inputs for predicting trends in water quality. *Journal of Contaminant Hydrology* 100: 22–29.
- Pinder, J.F. and J.F. Jones, 1969. Determination of the Ground-Water Component of the Peak Discharge from the Chemistry of Total Runoff. *Water Resources Research*, 5(2): 438-445.
- Pinder, A.M., S.A. Halse, J.M. McRae and R.J. Shiel, 2005. Occurrence of aquatic invertebrates of the wheatbelt region of Western Australia in relation to salinity. *Hydrobiologia*, 543:1–24.
- Quílez, D., R. Aragüés and K.K. Tanji, 1992. Salinity of rivers: Transfer function-noise approach. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 118(3): 343-359.
- Quílez, D., 1998. La salinidad de las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro: Análisis del impacto potencial del regadío de Monegros II. *Universitat de Lleida*, 266 p.
- Quílez, D., 1988. Stochastic modelling of flow and salinity in the Ebro River, Spain. Tesis de Master. University of California (Davis), 124 pp.
- Quirantes Puertas, J., 1978. Estudio sedimentológico y estratigráfico del Terciario continental de los Monegros. Institución “Fernando el Católico” de la Excma. Diputación Provincial de Zaragoza, Publicación 681, Zaragoza, 207 p.
- Robson, A.J. and C. Neal, 1996. Water quality trends at an upland site in Wales UK, 1983-1993. *Hydrological processes*, 10(2): 183-203.
- Sen, P.K., 1968. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau, *Journal American Statistic Association*, 63:1379-1389.

- Smith, R.A., R.M. Hirsch and J.R. Slack., 1982. A study of trends in total phosphorous measurements at stations in the NASQAN network. U.S. Geological Survey Water Supply paper 2190. U.S. Geological Survey. Alexandria, Va.
- Steele, T.D., 1969. Digital-computer applications in chemical quality studies of surface waters in a small watershed. The use of analog and digital computer in hydrology. IAHS-AIHA-UNESCO.
- Webb, B.W., 1996. Trends in stream and river temperature. *Hydrological processes*, 10(2):205-226.
- WHO, 2003. Chloride in drinking-water: background document for development of World Health Organization (WHO) guidelines for drinking-water quality.
- Worrall, F. and Burt, T.P., 1999. A univariate model of river nitrate time series. *Journal of Hydrology* 214:74-90.
- Worrall, F and T.P. Burt, 1998. Decomposition of river water nitrate time-series comparing agricultural and urban signals. *Science of the Total Environment* 210-211: 153-162
- Yu Y.S. and S. Zou., 1993. Relating trends of principal components to trends of water quality. Constituents. *Water Resources Bulletin*, 29(5). 797-806.
- Zetterqvist, L., 1991. Statistical estimation and interpretation of trends in water quality time series. *Water Resources Research*, 27(7): 1637-1648.

Capítulo V

**TEMPORAL AND LONGITUDINAL WATER
TEMPERATURE ANALYSIS IN THE EBRO
RIVER AND MAIN TRIBUTARIES**

CAPÍTULO V. Temporal and longitudinal water temperature analysis in the Ebro River and main tributaries

V. 1. Introduction

Water temperature (T_w) is an important parameter for river systems, influencing all physical, chemical and biological processes taking place in waters (Stevens et al., 1975). It is also an important factor affecting water quality in regard, for instance, to industrial water supply or refrigeration systems and to drinking and recreational uses. High water temperature enhances the growth of microorganisms and may increase problems due to bad taste, odour, or colour and corrosion problems (WHO, 2011). On the other hand, water temperature in rivers (average value, evolution along the year, and long-term trends) results from natural (air temperature, volume of precipitation as rainfall and snowfall, groundwater discharge and land cover, among others) and anthropogenic (return flows from human activities such as industrial uses –mainly refrigeration– irrigation or climate and land use-changes) factors. This chapter deals with this second aspect, the thermal regime of the Ebro River and its main tributaries (northeast Spain) in relation to its potential driving factors.

Water temperature has a paramount influence on river ecosystems, affecting the life cycles of many organisms, their rate of growth, and metabolic or reproductive rates; and interfering in the competitiveness among species (Vannote and Sweeney, 1980; Ward and Stanford, 1982; Nebeker, 1971; García de Jalón, 1996). In the Ebro River Basin, García de Jalón et al. (1988) found that regulated rivers with colder summer water, showed lower counts of macrobenthic species and lower growth rate and productivity of trout.

Water temperature also affects water composition through its influence on mineral solubility and CO_2 partial pressure (Stumm and Morgan, 1970). An increase in T_w generally increases salt solubility, and therefore water salinity (Catalán and Catalán, 1987). The analysis of the main mineral dissolution rates for the waters of the Ebro River Basin showed that T_w and air temperature (T_a), related to the CO_2 partial pressure, had a positive relationship with the number of calcite and dolomite saturated and oversaturated samples (Alberto and Navas, 1987). Water temperature is also a conditioning factor for water pH, with pH decreasing as T_w increases (Labrador-Páez et al., 2019). The Ebro River Basin Authority (Confederación Hidrográfica del Ebro, CHE) has monitored T_w as a possible origin of water acidification trends (CHE, 2012). It found a general trend of water acidification and an upward trend in T_w in many rivers related to the atmospheric emissions of thermal power plants and an upward trend in T_w in the Ebro River, with some differences among reaches in the 1970s. It found a general trend of water acidification

and an upward trend in T_w in many rivers related to the atmospheric emissions of thermal power plants in the Ebro River, with some differences among reaches in the 1970s.

Dissolved oxygen (DO, a most important factor for aquatic life) is determined by T_w as cold water can hold more dissolved oxygen than warm water (Stevens et al., 1975). Higher T_w may also enhance the organisms' metabolism, leading to enhanced oxygen consumption and decreasing DO. This alteration can contribute to anoxia events in deep rivers with low water velocity (Prats, 2011) or to the profusion of macrophytes in stretches downstream of major reservoirs, where minimum flows are quite constant (García Vera, 2013). In this regard, the CHE has implemented a water temperature depth-profile control network throughout reservoirs in the Ebro River Basin to prevent eutrophication and to study water stratification (CHE, 1996).

Water temperature is controlled primarily by climatic and geographic factors such as the annual and daily sun radiation cycles, the contribution of snowmelt, or the river altitude. In general, higher altitude entails lower average and lower annual range of T_w (Arrúe and Alberto, 1986). Other natural drivers of T_w in a river stretch are groundwater discharge (including thermal springs), flow velocity, channel characteristics and storage capacity, riparian area, and inputs from tributaries (Poole and Berman, 2001).

The human affections to T_w derive normally from riparian and land use changes, channel alterations, and discharges (either directly to the main stem or through tributaries). The most important anthropogenic drivers of T_w are water storage in reservoirs and river regulation (Webb and Walling, 1988; Webb, 1996); discharges from nuclear or thermal power plants (Peterson and Jaske, 1968); urban and industrial discharges (Kinouchi et al., 2007); river channeling and riparian modifications (Poole and Berman, 2001); irrigation return flows (Verma, 1986); and changes in land uses or water diversions (Beschta and Taylor, 1988).

Alberto and Arrúe (1986) studied the relationship between water temperature (T_w), air temperature (T_a) and altitude (Z) in 60 monitoring stations in the Ebro River Basin in order to identify thermal anomalies and their driving factors (natural or human-induced). They found that stations affected by irrigation return flows presented lower T_w during the irrigation season and that the river reaches with thermal groundwater discharges showed higher T_w throughout the whole year and lower annual T_w range. Also, the discharges from nuclear power plants increased T_w in more than 3°C and this anomaly was felt more than 150 km downstream, and the reaches including cities or industrial areas had higher T_w during all the year, especially during the summer months. Finally, the reservoirs in the Ebro River smoothed the annual T_w cycle (rising T_w in winter and lowering it in summer) with one-month lag of maximum and minimum values in relation to other monitoring stations.

Climate change is an anthropogenic driver of T_w trends. It can affect T_w in a different fashion either through changes in air temperature or in precipitation (the amount and intensity of the rainfall and the type of precipitation, rain or snow). During the last century the T_a has increased over most of the Ebro River Basin, with an average increase of 0.2°C per decade in the period 1950-2006 (De Castro et al., 2005) and a higher summer increase up to 0.34°C per decade (López-Moreno et al., 2011). In mountain areas of the Ebro River Basin, the increase in T_a has led to a higher ratio of rainfall to snowfall, thus accelerating the snowmelt (López-Moreno et al., 2011), what is felt in the upper and medium Ebro River reaches, where the minimum T_w are found during the high flows originating from snowmelt (Arrúe and Alberto, 1986). Additionally, climate change has induced a progressive decrease of the snow storage in the Ebro River Basin in the last 50 years (MAGRAMA, 2008; López-Moreno and García-Ruiz., 2004).

Land use changes also contribute to alterations in the flow regime and thus of T_w . Thus, Lorenzo-Lacruz et al. (2012) found a decrease in discharge in more than 90% of the gauging stations in the Ebro River Basin following the increase in water consumption by agriculture and urban and industrial uses; and also, the extension of natural vegetation in the basin headwaters at the expense of traditional agriculture (López-Moreno et al., 2011). The result is an increase in T_w as more heat (resulting from rising T_a) must be absorbed by less water (resulting from lower flows). Lower flows also increase water travel times, what induces lower thermal inertia (Prats et al., 2010). Furthermore, land uses affect directly T_w . Álvarez-Cabria et al. (2016) applied a forest model to study the spatial and seasonal variability of water quality in the Ebro River Basin, and found that higher forest covers reduced the mean annual T_w .

This problem is not particular to the Ebro River Basin alone. The European Environmental Agency (EEA) reported an increase in T_w of $1\text{--}3^\circ\text{C}$ for the major European rivers over the last century (EEA, 2012). The mean T_w has increased in 1°C in the Danube River during the last century and 3°C in the lower reaches of the Rhine River between 1910 and 2010 (EEA, 2012). The Rhine River trend is attributed to the increase in water use for cooling and the increase in T_a as result of climate change (Bresser et al., 2006). The main stretch of the Danube River in Austria showed an increase of $0.8\text{--}1.0^\circ\text{C}$ for the period 1901-1990, with a highest value of 2.0°C for October and November (Webb and Nobilis, 1995). Part of this trend is associated with heated effluents and regulation, and with the climate patterns of the North Atlantic Oscillation (Webb and Nobilis, 2007). Other studies in USA showed an increase of $0.009\text{--}0.077^\circ\text{C}/\text{year}$ in 20 major streams and rivers (Kaushal et al., 2010) with higher trends in summer months. Seven unregulated rivers in northwest USA showed a summer increase of $0.22^\circ\text{C}/\text{decade}$ for the period 1980-2009; where the dominant driving factor was the observed increase in T_a (Isaak et al., 2011).

Except for some general studies in the 1980's (Arrúe and Alberto, 1986; Alberto and Arrúe, 1986), most of the studies on the T_w of the Ebro River Basin have focused either on the effect of anthropogenic alterations on T_w or on the effect of T_w on river ecosystems (Val et al., 2016; García de Jalón, 1996; García de Jalón et al., 1988). Most of the latter, generally addressed the effect of the reservoirs and the discharges from the Ascó nuclear power plant on T_w in the lower reach of the Ebro River (Arbat-Bofill et al., 2014; Prats, 2012; Prats et al., 2010; Val et al., 2003; Dolz et al., 1996). Some other studies analyzed the trends of T_w along with other water quality parameters using different statistical tools (Abaurrea et al., 2011; Valencia, 2007; Bouza, 2006) or even developed models for the creation of T_w scenarios (Val et al., 2018).

Thus, there is a lack of specific studies on the temporal and spatial variability of T_w in the Ebro River Basin that incorporate the river as a continuous system. The few analyses available on T_w trends do not incorporate long and complete data series (Diamantini et al., 2018 (1990-2015); Bouza-Deaño et al., 2008 (1981-2004)). Furthermore, the Ebro River Basin Authority has been recording T_w from 1972 in the main water quality monitoring stations along the Ebro River and its main tributaries (CHE, 2021a). This 40-year-long series offers a good opportunity to analyze the behavior of T_w in a global context, including spatial distribution, seasonal patterns and long-term trends.

The objectives of this chapter are: (i) To assess the thermal regime of the Ebro River and its main tributaries over a period of 40 years; (2) to establish the trends in the surface water temperatures (T_w) in the Ebro River Basin; and (3) to search for patterns of the thermal regime and, especially, water temperature trends and their potential link to anthropogenic activities and land use changes. This is necessarily a preliminary analysis, as it only deals with the trunk and main tributaries of the Ebro River (and does not incorporate long-term, detailed information on land uses and water diversion). But it may be used as a start point for establishing the links between climate and land use changes and T_w , providing the tools for analyzing future scenarios of water and land use and climate change on T_w (both directly and through diminished water resources).

V. 2. Materials and Methods

2.1. The Ebro River Basin

The Ebro River is the greatest river in the Iberian Peninsula, with a natural flow of 15,506 $Mm^3/year$ (period 1980-2017; CHE, 2021a) and a length of 950 km. It has a catchment area of 85,570 km^2 with high physiographic and climatic variability. It is located between 4°24'15" W, 43°02'17" N and 0°52'7" E, 40°43'49" N. The basin is limited to the north by the Cantabrian Mountains and the Pyrenean Range (with altitudes up to 3500 m.a.s.l.) and to the south by the

Iberian Ranges (up to 2500 m.a.s.l.). These ranges and the headwaters areas present an Oceanic and Mediterranean mountain climate with a precipitation from 700 to 1800 mm/year and mean annual air temperature (T_a) from 9°C to 12°C (CHE, 2013). In contrast, the central basin area (the Ebro Depression) is characterized by a dry Mediterranean-Continental climate, with low and discontinuous precipitations (below 500 mm/year), and mean annual T_a of 14-16°C with an annual range of 17 to 20°C (CHE, 2013). The river source is located in the Cantabrian Mountains at 880 m.a.s.l. (extreme north-west of the basin; Figure V.1) and the mouth on the Mediterranean coast to the southeast of the basin.

The main tributaries of the Ebro River flow in from the left bank, originating from the Pyrenees: The Aragón-Arga (natural flow 3,619 Mm³/year) and Cinca-Segre (4,968 Mm³/year) rivers in the left bank (Figure V.1) account for 59% of the total flow of the Ebro River (data for 1980-2005; CHE, 2013). The inflows from the right bank amount to only 5% of the total flow (Batalla et al., 2004). The Ebro River flow regime is influenced accordingly by the left bank tributaries, with a high contribution of snowmelt in the late spring season that represents 6 % of the total water supply of the Ebro River Basin (MAGRAMA, 2008). The maximum natural flow for these pluvio-nival or nivo-pluvial rivers correspond to the late spring months or even summer months (Bejarano et al., 2010; Masachs Alavedra, 1948). On the other hand, the Ebro River presents a pluvial regime influenced in the medium-lower reaches by the nivo-pluvial regimen of the left bank tributaries (Masachs Alavedra, 1948). The Ebro River is characterized by long periods of maximum flows along winter and spring (Bejarano et al., 2010).

The mean annual flow shows a significant decreasing trend between <1% for the Aragón-Arga River and 3% for the Cinca-Segre River (Lorenzo-Lacruz et al., 2012). The flow at the last gauging station in these rivers is 2,600 Mm³/year for the Aragón-Arga River and 4,000 Mm³/year for the Cinca-Segre River (average from 1980/81 to 2005/06; MAGRAMA, 2021). The Ebro River also shows the same behavior; the mean annual flow for the last gauging station at Tortosa was 9,200 Mm³/year (37% lower than the historic average of 14,623 Mm³/year; CHE, 2013), showing a significant decreasing trend of -2.9 m³/s per year (Lorenzo-González et al, 2014).

Irrigated agriculture is the main water user in the Ebro River Basin, accounting for 93.8 % of the total diversions (CHE, 2016). In the last 30 years the irrigated area has increased by 17 %, from 558,000 ha in 1982 to 672,000 in 2009 (INE, 2009) and its current demand is estimated in 7,623 Mm³/year (CHE, 2013). The irrigated surface is particularly important in the Cinca-Segre River Basin with 380,000 ha (17% of the total area), in the Arba River Basin with 60,000 ha (28%) and less important in the Aragón-Arga River Basins with 44,700 ha (5%) (CHE-CITA, 2006). The diversions for urban (359 Mm³/year) and industrial (249 Mm³/year) uses are much lower (CHE, 2013).

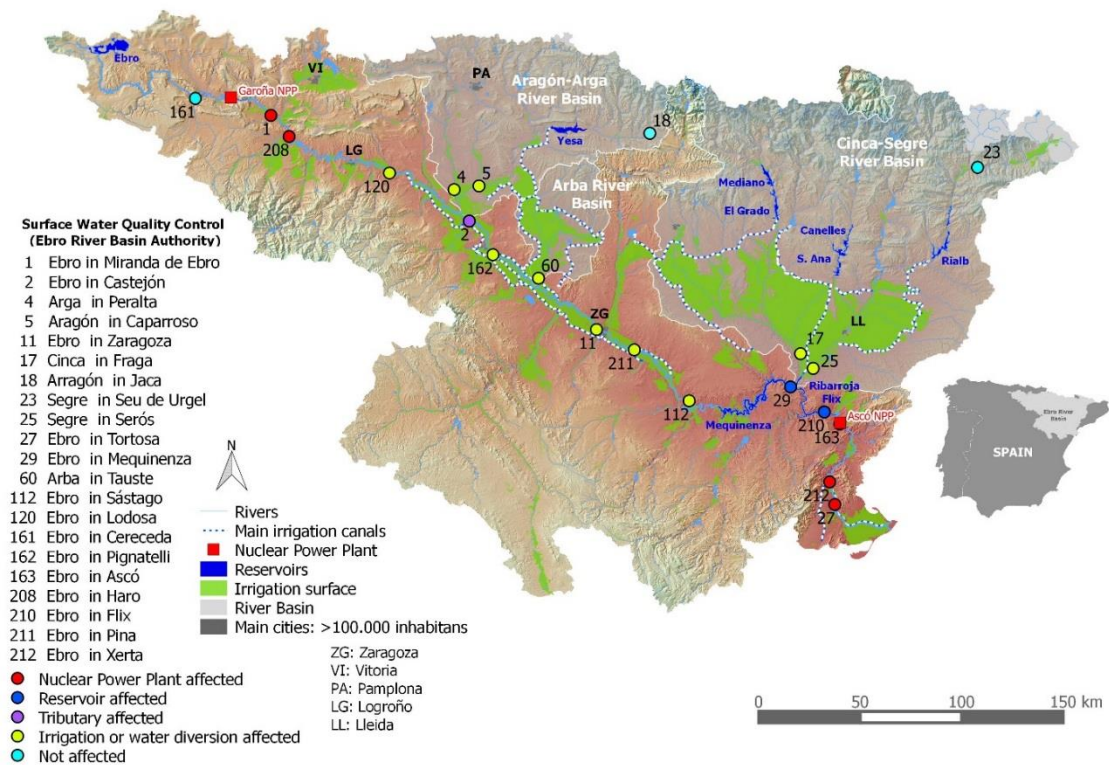


Figure V.1. Map of the Ebro River Basin with the location of the power plants, irrigated areas, main cities, and surface water quality monitoring stations used for this work.

There are some reservoirs and several weirs along the main stem used for diverting water for irrigation. The Ebro Reservoir (storage capacity of 540 Mm³) is located at the Ebro River headwaters and is managed mainly for regulation (Figure V.1). The lower reaches of the main stem are dominated by the Mequinenza Reservoir (1534 Mm³ for hydropower generation) upstream of the confluence of the Cinca-Segre, and the smaller Ribarroja and Flix reservoirs downstream (also, for hydropower generation) (Figure V.1). The main reservoirs are located in the Pyrenean tributaries (Yesa Reservoir on the Aragón River with 476 Mm³; the El Grado-Mediano system on Cinca river with 835 Mm³; Rialb Reservoir on the Segre with 403 Mm³ and Canelles-Santa Ana with 915 Mm³). These reservoirs supply water for the huge irrigated areas of the left margin: Bardenas (82,000 ha), Alto Aragón (124,000 ha), Aragón y Cataluña Canal (105,000 ha) and Urgel (70,500 ha) (CHE, 2013).

There are two main thermal discharges from nuclear (NPP) power plants (Figure V.1) along the Ebro River. The Garoña NPP, located in the upper reaches of the Ebro River, was active from March 1971 to December 2012 with an annual mean output of 3,800 GWh (NUCLENOR, 2013). The Garoña NPP did not have refrigeration towers and discharged to the Sobrón reservoir (20 Mm³). The Ascó NPP is located on the lower reaches of the Ebro River; it is fully active since March 1986 (with two reactors: Ascó I and Ascó II). The Ascó NPP has a mean annual output of

14,855 GWh (Coll and Fernández, 1996; ANAV, 2012) and its refrigeration effluent is discharged directly to the Ebro River, downstream the Flix Reservoir, after flowing through a refrigeration tower (built 1995). The Ascó NPP has a 77 m³/s water allowance for refrigeration and another 29 m³/s for thermal dilution (CHE, 2008).

Finally, the main cities along the Ebro River, Zaragoza (population 680,000) and Logroño (population 154,000) and, to a lesser extent Miranda de Ebro (population 38.000) in the upper reach, and their surrounding industrial areas may be another source of thermal affection (Figure V.1). The effluents of another four cities may affect the T_w in some left bank tributaries: Lleida (population 138.000) on the Segre River, Vitoria (population 245.000) on the Zadorra River, Pamplona (population 195.000) on the Arga River and Huesca (population 52.000) on the smaller Isuela River.

2.2. Data base

The surface water quality control network (SWQ) of the Ebro River Basin was created by CHE and started collecting monthly T_w data in 1972-73 (MOPU, 1990). There were only 22 monitoring stations in the Ebro River and main tributaries at the beginning, but today the number of stations in the network has peaked to more than 400 (CHE, 2021a).

Twenty-one SWQ stations were selected on the Ebro River and its main tributaries for this study, 14 in the Ebro River and 6 in the main tributaries. From each station, the monthly data of T_w , T_a (CHE, 2021a; MOPU, 1990), the flow at the time of measurement (Q_i) (CHE, 2021a; MOPU, 1990) and the mean monthly flow (Q_m) (MAGRAMA, 2021) were retrieved (one data per month). Both T_w and T_a series were screened and the values that were deemed blunt errors (too far from the main stream of values) were eliminated.

There were two important factors to select stations: long and (reasonably) complete data series (hydrologic years 1973-2012), and the plausibility of the stations to be affected by the main temperature drivers in the Ebro River Basin (that they were located downstream nuclear power plants, regulated reaches, reservoirs, and main irrigation areas, or on the main tributaries, among others) (Table V.1; Figure V.1). The series from October 1975 to September 2008 was selected to compare the behavior of T_w throughout the year in all the stations while the trends were analyzed with the longest series available at each station.

Table V.1. No se encuentran entradas de índice.. Monitoring stations of the Ebro River Basin SWQ network, used in this work with indication of their possible thermal affections, distance to the source (D), altitude of station above sea level (Z), surface of the contributing basin (S), and their available data series. RG: regulated river stretch; RS: station located on reservoir; MT: downstream the main tributaries; PP: nuclear power plants; IR: receiving irrigation return flows; WD: water diversion.

River	SWQ stations	RG	RS	MT	PP	IR	WD	D (km)	Z (m)	S (km ²)	Available Date Series
Ebro	161 Ebro in Cereceda	+						145	547	4530	Oct-74/Jul-09
	1 Ebro in Miranda	+			+			235	453	5480	Oct-73/Sep-12
	208 Ebro in Haro	+			+			256	441	7300	Oct-75/Jun-12
	120 Ebro in Lodosa	+				+		363	319	12010	Oct-73/Sep-12
	2 Ebro in Castejón			+		+		436	260	25195	Oct-73/Sep-08
	162 Ebro in Pignatelli					+	+	467	249	26430	Oct-75/Sep-12
	11 Ebro in Zaragoza					+		581	198	40435	Oct-73/Jul-12
	211 Ebro in Pina					+		606	169	47130	Oct-74/Sep-12
	112 Ebro in Sástago						+	671	138	48975	Oct-73/Jul-09
	29 Ebro in Mequinenza	+	+					814	121	57440	Oct-76/Ago-12
	210 Ebro in Flix	+	+	+				846	41	81060	Oct-75/Jul-12
	163 Ebro in Ascó	+				+		888	25	82245	Oct-80/Sep-12
	212 Ebro in Xerta	+				+		908	7	82970	Oct-76/Sep-12
	27 Ebro in Tortosa	+				+	+	922	1	84230	Oct-73/Sep-12
Aragón	18 Aragón in Jaca							33	765	240	Oct-73/Ene-09
	5 Aragón in Caparroso	+				+		174	300	5470	Oct-73/Sep-12
	4 Arga in Peralta	+				+		143	278	2760	Jun-74/Sep-12
Cinca-Segre	23 Segre in Seo							67	672	560	Oct-74/Feb-12
	25 Segre in Seros	+				+		255	87	12780	Oct-73/Sep-12
	17 Cinca in Fraga	+				+		177	98	9610	Oct-73/Sep-12
Arba	60 Arba in Tauste					+	93	243	2190	Oct-74/Sep-12	

Two stations were selected at the headwaters of the Aragón (Aragón in Jaca [18]) and Segre River (Segre in Seo [23]), presumably with little or nil thermal affections, and one at the headwaters of the Ebro River (Ebro in Cereceda [161]), 125 km downstream the Ebro Reservoir. The thermal conditions and change along the main tributaries were monitored with the data from the stations of the Arga in Peralta [4], Aragón in Caparroso [5] (Aragón-Arga River system), Cinca in Fraga [17], Segre in Serós [25] (Cinca-Segre Rivers) and Arba River station at Tauste [60]. The station of Miranda [1] is the first quality station downstream the Garoña NPP in the upper reach of the main stem, whereas Ascó [163], Xerta [212] and Tortosa [27] lay downstream the Ascó NPP. The Haro station [208], in the Ebro River upper reach, may be affected too by the Garoña NPP effluent (48 km upstream). Along the Ebro River middle reaches, the main thermal influences are diversions for irrigation (as in the stations of Ebro in Pignatelli [162], Pina [211] and Xerta [212]) and inflows from tributaries (Castejón [2]). The stations on the lower Ebro River reaches are also affected by the flow regulation of the Mequinenza Reservoir (as Ebro in Mequinenza [29]); with two stations located downstream the confluence of the Cinca River on

smaller reservoirs (Flix [210] and Ascó [163]). The features and possible affections of the selected stations are summarized in Table V.1.

2.3. Statistical procedures

Water temperature characterization

The annual behavior of T_w in each monitoring station was characterized by simple statistics applied to the monthly T_w series either for the whole year or for each month. The average T_w was calculated as the average of all the values in a series and the mean T_w of a given month as the average T_w of all the measurements taken in that month. The months with maximum and minimum T_w were identified from these means. The annual T_w range (R) in each station was taken as the difference between the mean T_w in the months with maximum and minimum T_w .

The relationships between T_w and other climatic (T_a), geographic [distance to the source (D) and altitude above sea level (Z)]; or hydrological (mean monthly flow, Q_m) variables were examined by correlation and regression analyses.

The T_w annual cycle was characterized through a harmonic equation fitted by linear regression on the number of months since the beginning of the time series (N, taking $N = 1$ for the first month, October of the first hydrologic year), which also allowed for the calculation of the average trend:

[Eq. 1]

$$T_w = b_0 + b_1 \cdot N + c_1 \cdot \sin(N \cdot \pi/6) + d_1 \cdot \cos(N \cdot \pi/6) + c_2 \cdot \sin(N \cdot \pi/3) + d_2 \cdot \cos(N \cdot \pi/3)$$

where b_0 (intercept of the regression) is the T_w the month prior to the beginning of the series ($N = 0$) and b_1 is the regression coefficient for N (an estimate of the trend in °C/month). With 12 measurements per year, c_k and d_k are the regression coefficients of the transformed variables $\sin(k \cdot N \cdot \pi/6)$ and $\cos(k \cdot N \cdot \pi/6)$ which account for cycles with angular frequency $\omega = 2 \cdot \pi \cdot k/12 = k \cdot \pi/6$, that is for cycles of period $T = 1/k$ yr and frequency $\nu = k$ yr⁻¹. Other higher and lower frequencies were tried, but only the cycles of frequencies 1 and 2 (periods of one year and six months, respectively) were significant ($P < 0.05$) in at least one of the transformed variables (sine or cosine) for all the series, while no other frequency showed significant coefficients. Thus, only the harmonics of order two were fitted to all the stations.

From the trigonometrical identity

$$\cos(a - b) = \cos a \cdot \cos b + \sin a \cdot \sin b \quad [\text{Eq. 2}]$$

equation 1 can be rewritten as

$$T_w = b_0 + b_1 \cdot N + A_1 \cdot \cos(N \cdot \pi/6 - \varphi_1) + A_2 \cdot \cos(N \cdot \pi/3 - \varphi_2) \quad [\text{Eq. 3}]$$

with

$$A_k = \sqrt{c_k^2 + d_k^2} \quad ; \quad \varphi_k = \arctan(c_k/d_k) \quad k = 1, 2 \quad [\text{Eq. 4}]$$

which allows for a more direct interpretation of the parameters: A_i and φ_i are the amplitude and phase angle of the wave of frequency $k \text{ yr}^{-1}$ ($k = 1$ or 2). The phase angle in radians may be converted to months or days with:

$$\varphi (\text{month}) = 6 \cdot \varphi (\text{rad}) \cdot /\pi \quad ; \quad \varphi (\text{day}) = 365.25 \cdot \varphi (\text{rad}) / (2 \cdot \pi) \quad [\text{Eq. 5}]$$

with a positive (negative) sign meaning the days after (before) 15 September (the observation for which $N = 0$ or multiples of 12) when the cycle achieved its maximum.

Relations between T_w and auxiliary variables

The most important parameter controlling water temperature is T_a . A good (or bad) relationship between T_a and T_w points to a small (or big) influence of other factors and little (or big) thermal inertia at that location. For this reason, in this study we used the simple linear regression of T_w on T_a to define the stations where T_a exerted a greater influence on T_w :

$$T_w = a + b \cdot T_a \quad [\text{Eq. 6}]$$

Another parameter naturally related to T_w is the flow. Thus, we analyzed the relationship between the T_w and the mean monthly flow (Q_m) at each station. We used the Q_m instead of the instantaneous flow at the time of T_w measurement (Q_i), because the monthly flow series was far more complete. The logarithmic equation was selected as it showed the best fit in all stations.

$$T_w = a + b \cdot \ln(Q_m) \quad [\text{Eq. 7}]$$

Trends analysis

Two parametric regression methods (linear regression of T_w for each month individually and harmonic analysis) and one non-parametric method (the seasonal Kendall test along with the seasonal Kendall slope estimator; Gilbert, 1987) were used to detect and estimate trends in the original T_w series.

Linear regression by month

For a given month (i), the linear regression of the mean monthly temperature in that month (T_{wi}) on the year (Y , taken as 1 for the first year in each series)

$$T_{wi} = a_i + b_i \cdot Y \quad [\text{Eq. 8}]$$

yields a slope (b_i) that can be regarded as the trend in T_w along time (expressed in $^{\circ}\text{C yr}^{-1}$) for month “i”. The trends in a given month “i” were considered significant when the slopes b_i were significantly different from 0 ($P < 0.05$). The intercepts a_i yield the value of T_w in month “i” of the year $Y = 0$, that is the year right before the analyzed series.

Harmonic regression analysis

In the harmonic regression above [Eq. 3], T_w was fitted to two cosine waves plus a trend. The regression coefficient b_1 [Eq. 3] yields the increase/decrease of T_w per month ($^{\circ}\text{C}/\text{month}$) and can be taken as the linear trend in T_w at each station. The trend of T_w in a given station was significant if the parameter b_1 was significantly different from 0 ($P < 0.05$).

Seasonal Kendall slope estimator

The non-parametric Mann-Kendall test (Mann, 1945; Kendall, 1975) is a useful method for trend detection in non-complete data series and without any particular distribution (Gilbert, 1987). It is commonly used to analyze hydro-meteorological and water quality trends of variables as flow, precipitation, salinity or temperature, (Webb and Nobilis, 1995; Kaushal et al., 2010; López-Moreno et al., 2011; Prats et al., 2007; Bouza, 2006).

The non-parametric seasonal Kendall test for trend (Hirsch et al., 1982) was used to assess the presence of trends and the seasonal Kendall slope estimator (based on the Sen Median slope estimator) was used to determine the trend in each month and for the whole year (Hirsch et al., 1982). The seasonal Kendall test for trend is based on the statistic S calculated from the signs of the differences between observations of T_w in the same month of different years. If X_{ij} represents the measured value of the variable X in the i^{th} year of a series (with $i = 1$ to L) in the j^{th} season, the trend S_j for the season j (with $j = 1$ to K) is calculated as

$$S_j = \sum_{i=2}^L \sum_{h=1}^{i-1} \text{sgn}(X_{ij} - X_{hj}) \quad [\text{Eq. 9}]$$

where $\text{sgn}(A)$ is the sign function:

$$\text{sgn}(A) = \begin{cases} 1 & \text{if } A > 0 \\ 0 & \text{if } A = 0 \\ -1 & \text{if } A < 0 \end{cases} \quad [\text{Eq. 10}]$$

and the S_j are distributed as normal variates with mean $E[S_j] = 0$ and variance:

$$V(S_j) = \frac{1}{18} \left[n(n-1)(2n+5) - \sum_{p=1}^g t_p(t_p-1)(2t_p+5) \right] \quad [\text{Eq. 11}]$$

with n being the number of observations (years in the series) and t_p standing for the number of tied observations in each group “ p ” of tied observations, with “ g ” groups of tied observations in total.

For a given month, the variable Z_j calculated as:

$$Z_j = \begin{cases} \frac{S_j - 1}{\sqrt{V(S_j)}} & \text{if } S_j > 0 \\ 0 & \text{if } S_j = 0 \\ \frac{S_j + 1}{\sqrt{V(S_j)}} & \text{if } S_j < 0 \end{cases} \quad [\text{Eq. 12}]$$

behaves like a standard normal variate. Thus, the trend for the j^{th} month was considered significant or not (with level of significance $\alpha = 0.05$) according to

$$\begin{aligned} Z_j > 0 \text{ significant if } Z_j > Z_{1-\alpha/2} = 1.96 \\ Z_j < 0 \text{ significant if } Z_j < Z_{\alpha/2} = -1.96 \end{aligned} \quad [\text{Eq. 13}]$$

In this chapter, X is T_w , “ i ” ranges from 1 to the total number of years in each station (from 32 to 39), and 12 seasons (months) per year are considered: $j = 1$ to 12, with 1 corresponding to October, the first month of the hydrologic year.

For the whole year, the trend is established with the statistic S , whose variance is the sum of the variances of the S_j 's:

$$S = \sum_{j=1}^{12} S_j \quad ; \quad V(S) = \sum_{j=1}^{12} V(S_j) \quad [\text{Eq.14}]$$

and the variable Z calculated making use of Eq. 12 on S .

The magnitude of the monthly trends (Q_j , $j = 1$ to 12) was assessed by the seasonal Kendall slope estimator:

$$Q_j = \sum_{i=2}^L \sum_{m=1}^{i-1} \frac{X_{ij} - X_{mj}}{i - m} \quad [\text{Eq. 15}]$$

The presence of a global homogeneous trend for the K seasons (12 months) in the M (21) stations was tested by means of the χ^2 test based on the Z_{jh} statistics calculated for the j^{th} season ($j = 1$ to K) in the h^{th} station ($h = 1$ to M) (Gilbert, 1987). The mean of the Z_{jh} statistics for each season (\bar{Z}_j) and station (\bar{Z}_h) and the global mean ($\bar{Z}_{..}$) were calculated as

$$\bar{Z}_j = \frac{1}{M} \sum_{h=1}^M Z_{jh} \quad ; \quad \bar{Z}_h = \frac{1}{K} \sum_{j=1}^K Z_{jh} \quad ; \quad \bar{Z}_{..} = \frac{1}{K \cdot M} \sum_{j=1}^K \sum_{h=1}^M Z_{jh} \quad [\text{Eq. 16}]$$

$$\bar{Z}_{j.} = \frac{1}{M} \sum_{h=1}^M Z_{jh} ; \quad \bar{Z}_{.h} = \frac{1}{K} \sum_{j=1}^K Z_{jh} ; \quad \bar{Z}_{..} = \frac{1}{K \cdot M} \sum_{j=1}^K \sum_{h=1}^M Z_{jh}$$

With these means, the χ^2 statistics with the corresponding ν degrees of freedom, were calculated as [Eq. 17]:

$$\chi_{Season}^2 = M \cdot \sum_{j=1}^K \bar{Z}_{j.}^2 - K \cdot M \cdot \bar{Z}_{..}^2 ; \quad \nu = K - 1 \quad [\text{Eq. 17}]$$

$$\chi_{Station}^2 = K \cdot \sum_{h=1}^M \bar{Z}_{.h}^2 - K \cdot M \cdot \bar{Z}_{..}^2 ; \quad \nu = M - 1$$

$$\chi_{Trend}^2 = K \cdot M \cdot \bar{Z}_{..}^2 ; \quad \nu = 1$$

$$\chi_{Season-Station}^2 = \sum_{j=1}^K \sum_{h=1}^M Z_{jh}^2 - \chi_{Season}^2 - \chi_{Station}^2 - \chi_{Trend}^2 ; \quad \nu = (K - 1) \cdot (M - 1)$$

$$\chi_{Homog}^2 = \chi_{Total}^2 - \chi_{Trend}^2 = \sum_{j=1}^K \sum_{h=1}^M Z_{jh}^2 - K \cdot M \cdot \bar{Z}_{..}^2 ; \quad \nu = K \cdot M - 1$$

At the α probability level, when the χ^2 statistics for the season (χ^2_{Season}), station ($\chi^2_{Station}$) and the interaction of seasons and stations ($\chi^2_{Season-Station}$) are all lower than the corresponding ($\chi^2_{1-\alpha;\nu}$) we can accept that there is a common trend for all seasons in all stations and the global trend must be tested by comparing χ^2_{Trend} with $\chi^2_{1-\alpha; 1}$. On the contrary, when $\chi^2_{Season} < \chi^2_{1-\alpha; K-1}$ but $\chi^2_{Station} > \chi^2_{1-\alpha; M-1}$ there are different trends at each station but not for every season; but when $\chi^2_{Season} > \chi^2_{1-\alpha; K-1}$ but $\chi^2_{Station} < \chi^2_{1-\alpha; M-1}$ there are different trends for each season for all stations. When both $\chi^2_{Station} > \chi^2_{1-\alpha; M-1}$ and $\chi^2_{Season} > \chi^2_{1-\alpha; K-1}$ or $\chi^2_{Season-Station} > \chi^2_{1-\alpha; (M-1)(K-1)}$ the trends are assumed different (with level of significance $\alpha = 0.05$) at each station for all seasons, and then, all individual Z_{ij} must be tested for significance individually.

When the trends are not homogeneous for all stations in all seasons, both the homogeneity of the trends within each station and the homogeneity of the annual trends for all the stations can be tested. The homogeneity of the annual trends in the M (21) stations was tested by use of the statistic χ^2_{Homog} calculated with the data of the stations:

$$\chi_{Homog}^2 = \chi_{Total}^2 - \chi_{Trend}^2 = \sum_{h=1}^M Z_h^2 - K \cdot \bar{Z}^2 ; \quad \bar{Z} = \frac{1}{K} \sum_{h=1}^M Z_h \quad [\text{Eq. 18}]$$

where Z_h is the annual Z statistic calculated in station h . The statistic χ^2_{Homog} follows a χ^2 distribution with $M - 1$ degrees of freedom (Gilbert, 1987), so the significance of the homogeneity between the annual trends in the M stations was tested as follows [Eq. 19]:

$$\begin{aligned}
 & \text{If } \chi_{Homog}^2 > \chi_{1-\alpha}^2 \Rightarrow \text{Different trends for each station} \\
 & \text{If } \chi_{Homog}^2 < \chi_{1-\alpha}^2 \Rightarrow \text{Homogeneous regional trend} \begin{cases} \text{If } \chi_{Trend}^2 > \chi_{1-\alpha}^2 \Rightarrow \text{Common Trend} \\ \text{If } \chi_{Trend}^2 < \chi_{1-\alpha}^2 \Rightarrow \text{No global Trend} \end{cases}
 \end{aligned}$$

with level of significance $\alpha = 0.05$ and degrees of freedom $\nu = M - 1 = 20$, $\chi_{1-\alpha}^2 = 31.41$.

The homogeneity of the trends in the K (12) seasons in each station was tested in a similar fashion by the statistic χ_{Homog}^2 calculated for each station:

$$\chi_{Homog}^2 = \chi_{Total}^2 - \chi_{Trend}^2 = \sum_{j=1}^K Z_j^2 - K \cdot \bar{Z}^2 \quad ; \quad \bar{Z} = \frac{1}{K} \sum_{j=1}^K Z_j \quad \text{[Eq. 20]}$$

where Z_j is the seasonal Z statistic in the season j for each station. The statistic χ_{Homog}^2 behaves like a χ^2 variable with $K - 1$ degrees of freedom (Gilbert, 1987), so the significance of the homogeneity between the trends in the j seasons was tested as follows [Eq. 21]:

[Eq. 21]

$$\begin{aligned}
 & \text{If } \chi_{Homog}^2 > \chi_{1-\alpha}^2 \Rightarrow \text{Different trends for each season} \\
 & \text{If } \chi_{Homog}^2 < \chi_{1-\alpha}^2 \Rightarrow \text{Homogeneous seasonal trend} \begin{cases} \text{If } \chi_{Trend}^2 > \chi_{1-\alpha}^2 \Rightarrow \text{Common Trend} \\ \text{If } \chi_{Trend}^2 < \chi_{1-\alpha}^2 \Rightarrow \text{No global Trend} \end{cases}
 \end{aligned}$$

the level of significance $\alpha = 0.05$ and degrees of freedom $\nu = K - 1 = 11$, $\chi_{1-\alpha}^2 = 4.57$.

V. 3. Results

3.1. Water temperature patterns in the Ebro River Basin

3.1.1 Ebro River longitudinal analysis: Annual and seasonal results

T_w along the Ebro River axis

Along the Ebro River main stem, the mean annual T_w (1975-2008) increased in 4.6°C from the first upstream station at Ebro/Cereceda [161] to the last station at Ebro/Tortosa [27], resulting in an average gradient of 0.6°C/100·km. However, this increase was not homogeneous along the river (Figure V.2; Table V.2):

- In the upper reaches, T_w increased 2.8°C between Ebro/Cereceda [161] (upstream the Garoña NPP) and Ebro/Miranda [1] (downstream) separated by 90 km (an average increase of 3.1°C/100 km).

- Downstream this point, flowing into the Ebro Depression, T_w decreased 1.5°C, along the 201 km stretch between Ebro/Miranda [1] and Ebro/Castejón [2] (-0.8°C/100·km), a decrease in T_w opposite to the natural river behavior (increasing T_w downstream). The contribution of the Iberian tributaries from the right bank and especially, the bigger tributaries from the left (Ega, Aragón and Arga; with a flow higher than the Ebro River itself in this stretch) was responsible for this decrease. Particularly, the Aragón-Arga rivers (T_w = 13.4°C) caused the decrease of T_w in the Ebro River from 14.3°C in Lodosa [120] to 13.9°C in Castejón [2].

- In the lower-medium reaches of the Ebro Depression, the Ebro River temperature rose at a rate of 0.5°C/100·km from Castejón [2] to Mequinenza [29]. From the Mequinenza Dam [29] (T_w = 15.9°C) to the Flix Dam [210] (T_w = 15.2°C), T_w decreased by 0.7°C, due to the discharge from the Cinca-Segre system, with lower mean T_w (14.6°C for the Cinca in Fraga [17] and 14.8°C for the Segre in Serós [25]).

- Finally in the lower reaches, downstream the Ascó NPP, the T_w increased 1.9°C between the Ebro/Flix ([210], 15.2°C) and Ebro/Ascó ([163], 17.1°C) stations (4.5°C/100 km) and remained high (T_w > 17°C) to the river mouth (Ebro/Tortosa [27]).

Range of T_w along the Ebro River axis

On the contrary, the temperature range (difference between the maximum and minimum monthly T_w) increased more steadily from Miranda [1], (14.3°C) to Sástago [112] (18.5°C) at a rate of +0.9°C/100 km, unaffected by the Garoña NPP (Figure V.2). The Sástago station [112] is located in the most continental and driest area of the Ebro River Basin, downstream of a reach with low slope and water speed. This increase in the annual T_w range down the Ebro River was caused mainly by the rise of summer T_w from Lodosa [120] to Sástago [112] (Figure V.3a). The

maximum T_w range in the Basin and particularly along the Ebro River was found in Sástago [112], the last station in the Ebro Depression upstream of the Mequinenza Reservoir [29], which was also the station (not affected by NPPs) with maximum T_w (Figure V.2) except for Ebro/Mequinenza.

Table V.2. Monthly water temperature (T_w) statistics in the 21 selected stations: mean, maximum, minimum temperature (and month of occurrence), and range; amplitude (A) and phase angle (ϕ , as days for the maximum of the cycle to take place before (-) or after (+) October 1, first day of the hydrologic year), of the first- and second-order harmonics fitted to the T_w data. The mean annual flow (Q_m) is also given.

Stations	Statistics T_w (°C)						Harmonics				Q_m (m ³ /s)
	Mean	Max		Min		Range	1 st order		2 nd order		
		°C	Month	Month	Month		Month	A ₁ (°C)	ϕ_1 (d)	A ₂ (°C)	
161 Ebro/Cereceda ⁽²⁾	12.7	20.4	Aug	6.1	Jan	14.3	6.8	-59	0.5	-49	44
1 Ebro/Miranda	15.5	23.0	Aug	8.7	Jan	14.3	7.1	-51	0.4	-48	49
208 Ebro/Haro ⁽¹⁾	14.9	22.8	Aug	8.1	Jan	14.6	7.1	-52	0.5	-48	--
120 Ebro/Lodosa	14.3	22.4	Aug	6.9	Jan	15.5	7.5	-57	0.6	-44	100
2 Ebro/Castejón	13.9	21.7	Aug	6.6	Jan	15.1	7.4	-61	0.5	-49	200
162 Ebro/Pignatelli ⁽²⁾	14.5	22.6	Aug	6.5	Jan	16.1	7.8	-59	0.4	-38	225
11 Ebro/Zaragoza	14.7	22.9	Aug	6.7	Jan	16.2	7.9	-61	0.4	-34	210
211 Ebro/Pina ⁽¹⁾	15.2	23.4	Aug	7.0	Jan	16.4	8.1	-67	0.4	-51	--
112 Ebro/Sástago ⁽²⁾	15.8	25.1	Aug	6.6	Jan	18.5	8.9	-68	0.5	-52	220
29 Ebro/Mequinenza	15.9	23.0	Aug	7.9	Feb	15.1	7.5	-48	0.4	37	214
210 Ebro/Flix	15.2	22.5	Sep	7.7	Jan	14.8	7.4	-50	0.5	19	313
163 Ebro/Ascó ⁽²⁾	17.1	25.4	Aug	8.8	Jan	16.7	8.2	-51	0.4	6	308
212 Ebro/Xerta ⁽¹⁾	17.0	24.3	Aug	8.9	Jan	15.4	7.9	-54	0.4	11	--
27 Ebro/Tortosa	17.3	25.1	Aug	9.1	Jan	15.9	7.8	-56	0.4	6	316
18 Aragón/Jaca	9.5	17.1	Aug	4.6	Jan	12.5	5.7	-56	0.8	-62	6
5 Aragón/Caparroso	13.4	21.9	Aug	6.3	Jan	15.7	8.0	-63	0.5	-72	47
4 Arga/Peralta	13.5	21.2	Aug	6.8	Jan	14.4	7.2	-62	0.4	-68	43
23 Segre/Seo	11.1	19.2	Aug	3.3	Jan	15.9	7.4	-68	0.9	-51	12
25 Segre/Serós	14.8	22.9	Aug	6.6	Jan	16.2	7.8	-66	0.5	-33	71
17 Cinca/Fraga ⁽²⁾	14.6	22.9	Aug	6.6	Jan	16.3	7.8	-69	0.4	-44	70
60 Arba/Tauste	13.5	20.0	Aug	6.6	Jan	13.4	6.6	-65	0.4	-32	7

⁽¹⁾ Stations without gauging stations

⁽²⁾ Stations with incomplete flow data

The increase in the annual T_w range along the Ebro River Depression was reversed downstream the Mequinenza-Ribarroja-Flix reservoirs (Figure V.2) as reservoirs smooth river T_w downstream (Webb, 1988). Downstream the Mequinenza Dam, the T_w decreased in summer and increased in winter. The maximum monthly T_w at Mequinenza was 2.1°C lower and the minimum 0.9°C higher than at the station upstream the reservoir (Sástago) (Figure V.3b). From September to January, the Ebro/Sástago [112] station showed lower T_w than Ebro/Mequinenza [29] and just the opposite from February to August (Figure V.3b).

Mixing in the Mequinenza Reservoir [29], reduced the annual T_w range to only 15.1°C. The T_w range remained low in Flix [210] (14.8°C) after the incorporation of the Cinca-Segre flows but rose in Ascó [163] to 16.7°C only to descend downstream to 15.4°C in Xerta [212] and 15.9°C at

the river mouth in Tortosa [27] (Table V.2; Figure V.2). Generally, the maximum T_w was found in August and the minimum T_w in January. Only in the Mequinenza Dam [29], did the T_w minimum shift to February and only in Flix [210] did the maximum T_w shift to September (Table V.2).

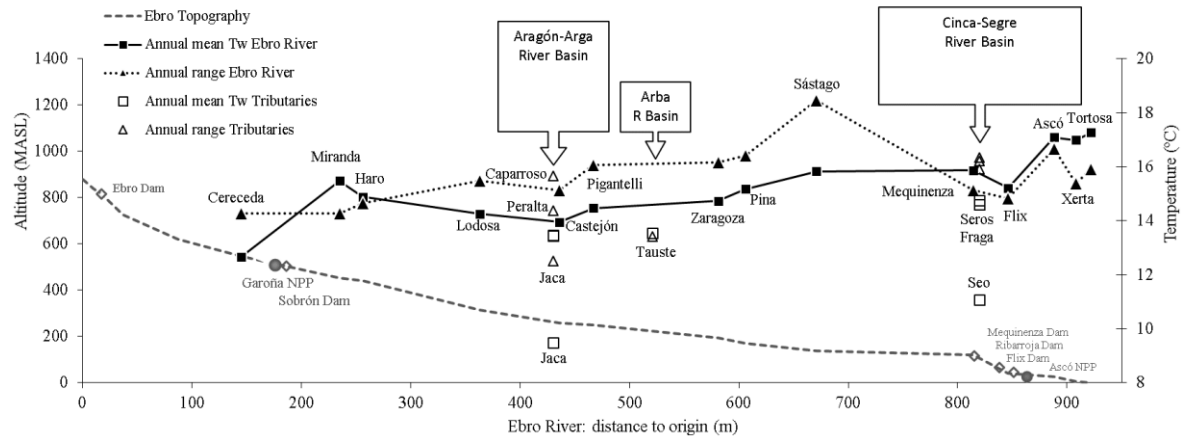


Figure V.2. Longitudinal profile of the annual mean T_w and annual range of the monthly water temperature along the Ebro River and main tributaries. For the tributaries, the graph only shows the annual mean and range of the T_w , not the distance to origin or altitude of the stations.

The dates of maximum and minimum T_w were determined by the annual and six-month T_w waves found in all stations in the basin (Table V.2), which were affected by the presence of reservoirs, more than by any other factor.

The reservoirs did not only affect the amplitude of the annual T_w cycle, they also shifted the month in which maximum and minimum T_w took place in the year. In Ebro/Mequinenza [29] the maximum T_w was found in September and in Ebro/Flix [210] the minimum T_w in February, whereas from Zaragoza [11] to Sástago [112] the maximum T_w occurred in August and the minimum in January, around one month before in both cases. This behavior can also be appreciated through the ϕ_1 value (shift of the annual wave) in the harmonic equation (Table V.2). In the stations downstream the reservoirs (Ebro/Mequinenza [29] and Ebro/Flix [210]) ϕ_1 got the lowest absolute value in the basin, showing that the maximum of the annual cycle was displaced only 48 (Mequinenza [29]) and 50 (Flix [210]) days before October 1; while it was moved 68 days before that date in Sástago [211] (Table V.2).

All throughout the basin, the peak of the annual T_w cycle took place 51 to 69 days before October 1, and this shift (ϕ_1) was highest in the tributaries (except for Aragón/Jaca [18]) and in the Ebro Depression (Table V.2). Along the Ebro River, this shift was higher than 55 days for all stations except in Haro [208] and Miranda [1] (both downstream the Ebro Reservoir) and in the stations right downstream of Mequinenza (from Mequinenza [29] to Xerta [212]) only, it peaked

to 56 days in Tortosa [27]) showing the impact of reservoirs in reducing this shift (Figure V.3b). In the central Ebro Depression, the shift increased downstream from 57 days in Lodosa [120] to 68 days in Sástago [211].

The peak of the 6-month cycles took place before October 1 in all stations in the basin ($\varphi_2 < 0$; Table V.2) except in those downstream the Mequinenza Reservoir, where it took place after that date ($\varphi_2 > 0$; Table V.2). Generally, the 6-month wave peaks did not follow a particular increasing or decreasing trend along the Ebro River or its tributaries (Table V.2). The maximum of the 6-month wave was found just 33 days after October 1 in the mouth of the Segre (Serós [25]) and 32 days before October 1 at the mouth of the Arba (Tauste [60]) but 72 days before that date in the mouth of the Aragón (Caparroso [5]) (Table V.2). Along the Ebro River upstream of Mequinenza, the maxima took place between 6 and 52 days before October 1, the shift being greatest in Sástago [112] (Table V.2).

The stations located up and downstream of the two NPPs showed different T_w behaviors. The stations located upstream (Ebro/Cereceda [161]) and downstream (Ebro/Miranda [1]) the Garoña NPP, showed similar annual range and cycle but the mean monthly T_w in Miranda was around 2-3°C higher than in Cereceda (Figure V.3c). On the other hand, the stations upstream (Ebro/Flix [210]) and downstream (Ebro/Ascó [163]) of the Ascó NPP showed different seasonal behavior. The annual range increased from Mequinenza [29] and Flix [210] reservoirs, upstream the Ascó NPP, to the Ascó station [163] downstream in 1.9°C (Figure V.2) (the same increase shown by of the average T_w ; Table V.2). The increase in the monthly T_w from Flix to Ascó was low and constant from November to April (1.5°C) and higher between May and October (2-2.8°C) (Figure V.3d).

The different effects of the two NPP on the Ebro River T_w patterns could be explained by the differences in streamflow. Streamflow was 6 times higher in Ebro/Ascó [163] than in Ebro/Miranda [1]. Thus, the Ebro River flow in Miranda had lower capacity to absorb the heat from the Garoña NPP, even in the months with higher flow (January to April) when the T_w difference between Cereceda [161] (upstream the NPP) and Miranda (downstream) remained close to 2°C. During the low flow months (August to December), the differences in T_w between Cereceda and Miranda were higher (>3°C), with the highest difference taking place in November (3.8°C).

Around the Ascó NPP, the highest flows in winter and spring (December to May) matched the lowest differences in T_w between Flix [210] and Ascó [163] (Figure V.3d). In these months, the heat discharges from the Ascó NPP were absorbed by the Ebro River more easily and thus the difference in T_w between the two stations remained relatively low. The lower flow during the summer months in the Ebro River diminished the ability of the river to absorb the thermal

discharges from the Ascó NPP (Prats, 2010), leading to higher differences between Flix and Ascó (Table V.2; Figure V.3d).

Downstream the Garoña NPP discharge, the T_w in the Ebro River decreased from Miranda [1] to Lodosa [120] all year through, with the highest decrease found in autumn and winter (1.5-2°C) leading to an increase in the annual range (Figure V.3c). Downstream the Ascó NPP, from Ascó [163] to Tortosa [29] (34 km), the changes in T_w were not so noticeable. During the high flows (January to July) the T_w increased in a rate of 2.1°C/100·km downwards to the Mediterranean Sea and from August to December, the T_w decreased in a rate of 1.4°C/100·km (Figure V.3d).

3.1.2. Tributaries: Annual and seasonal results

In the tributaries, the mean T_w and annual range increased from the headwaters to the river mouth (Table V.2). The annual mean T_w increased at a rate of 2.8°C/100·km along the Aragón River from Jaca [18] to Caparroso [5] and 2.0°C/100·km along the Segre River from La Seo de Urgel [23] to Serós [25]. The Arga River flows into the Aragón at Peralta [4], very close to the mouth of the Aragón, with a T_w (13.5°C) very similar to that of the Aragón at its mouth (Caparroso [5], 13.4°C). In the same way, the Segre River joins the Cinca few kilometers downstream of the Serós station [25] and very close to the mouth of the Cinca and the final station in Cinca/Fraga [17]. The T_w in Segre/Serós [25] (14.8°C) and Cinca/Fraga [17] (14.6°C) were also very similar (Table V.2).

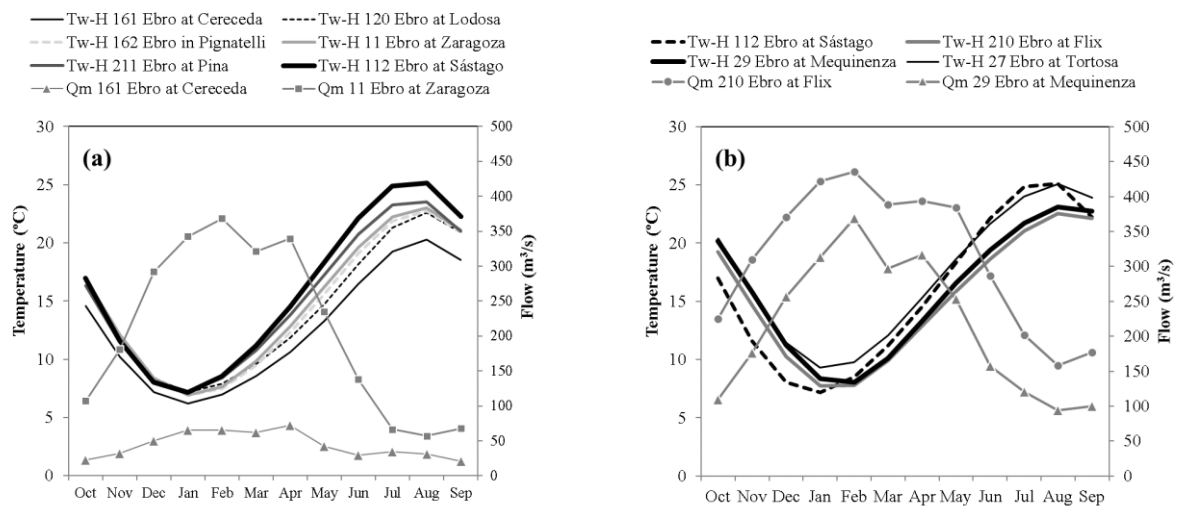
The stations located at the river mouth of the main tributaries have similar annual T_w range to those located in the middle reaches of Ebro River (Pigantelli to Pina), (~16°C) with the exception of Arga/Peralta [4] (Table V.2). This station had higher T_w in autumn and winter and lower T_w in summer than Aragón/Caparroso [5] (Figure V.3g). In contrast with other tributaries, there is not much agricultural development in the Arga River Basin (5,500 ha in 1999 and 10,700 ha in 2009). There are not major reservoirs along the Arga River [only the minor Alloz (65 Mm³) and Eugui (22 Mm³) reservoirs at the headwaters] and the main populated areas (Pamplona) are located 90 km upstream Arga/Peralta. The natural characteristics and less anthropogenic affection of this basin in contrast with other tributary basins may lead to softer annual cycles at its mouth.

Another seasonal T_w feature in the tributaries can be found in the headwater stations (Segre/Seo [23] and Aragón/Jaca [5]), where the higher flows took place in May and June (Figures V.3g and V.3h) due to snowmelt. In these stations, the amplitude of the six-month wave (ϕ_2) was much higher (0.8°C in Jaca and 0.9°C in Seo) than in the rest of the basin (from 0.4°C to 0.6°C) (Table V.2), pointing to a greater influence of snowmelt. This fact was also shown by the evolution of T_w along the year in these stations with a clear descend from the annual cycle in spring (Figures V.3g and V.3h).

The effects of Aragón-Arga, Arba and Cinca-Segre tributary systems upon the Ebro River T_w were different. The Aragón River flows into the Ebro River downstream of Ebro/Lodosa [120] and upstream of Ebro/Castejón [2]. The tributary mouth stations (Arga at Peralta [4] and Aragón at Caparroso [5]) showed lower T_w than Ebro/Lodosa in all months except for spring and it is only in this season that T_w increased a little ($<0.5^\circ\text{C}$) from Lodosa to Castejón (Figure V.3e). For the rest of the year, T_w was higher in Lodosa than Castejón with the maximum difference found in September-October (1.0°C).

The Arba River mouth station in Tauste [4] showed an annual range of only 13.4°C , the lowest annual amplitude only after Aragón in Jaca (Table V.2) and quite unlike the other tributaries from the left margin (Arga, Aragón, Cinca, and Segre) (Figure V.2). The Arba River basin is located on the semiarid area in the Middle Ebro Depression and its headwaters do not originate from the Pyrenees but from the lower Pre-Pyrenean Ranges (Figure V.1). The Arba River is also the main collector of the irrigation return flows of the Bardenas Irrigation Scheme, what moved the maximum flow to the irrigation season (Figure V.3f). Additionally, the irrigation water for the Arba River Basin is diverted from the Yesa reservoir on the Aragón River headwaters (Figure V.1). This colder water was applied to the fields during the summer months, contributing to lower the summer T_w and consequently to the lower annual range (Figure V.3f).

On the other hand, the Cinca-Segre system discharges to the Ebro River into the Ribarroja Reservoir and right downstream the Mequinenza Dam [29]. The effect of the Cinca-Segre discharge on the Ebro River T_w supersedes with the effect of the Mequinenza Dam (the biggest reservoir in the basin, 1500 Mm^3) with a marked influence on the annual T_w cycle.



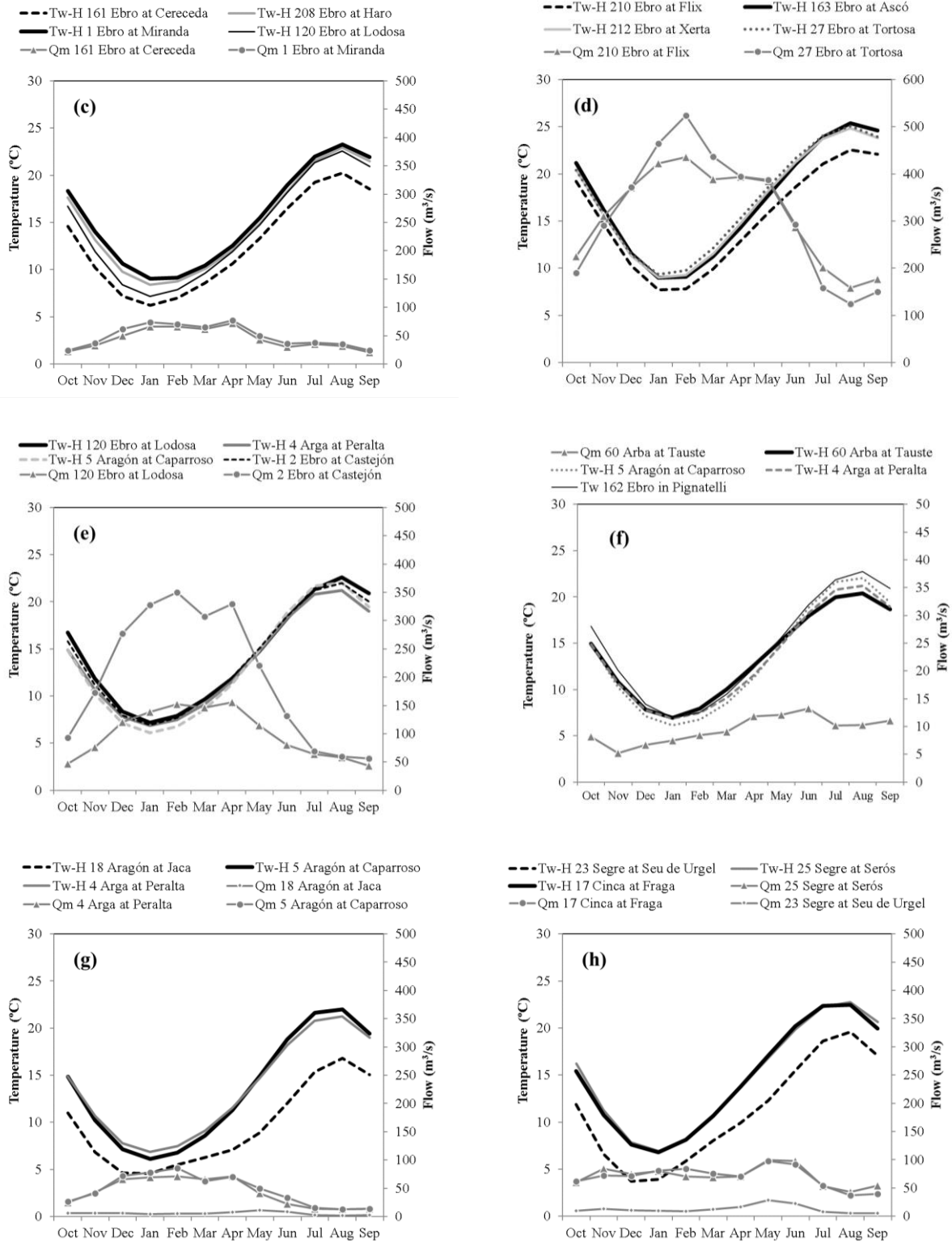


Figure V.3. Monthly T_w estimated with the harmonic equations and monthly flow in the different stations of the Ebro River and main tributaries (Series Oct 75-Sep 08)

3.1.3. Relationship of T_w with T_a and streamflow

Water temperature was well related to the air temperature at the time of sampling (T_a) in all the stations studied, but with some differences between stations. The linear relationship between T_a and T_w (Table V.3) was strong ($R^2 > 0.80$; $SE < 3.12^\circ\text{C}$) in the Ebro Depression from Pignatelli [162] to Sástago [112] and in the tributary mouths (Arga/Peralta [4], Aragón/Caparroso [5], Cinca/Fraga [17], Segre/Serós [25], and Arba/Tauste [60]). These stations are characterized by a common physical river morphology with open valleys, meandering courses and low water velocity, while their main affections come from the irrigated, industrial and urban areas.

The relationship was weaker ($R^2 = 0.700-0.800$; $SE = 2.86-3.65^\circ\text{C}$) at the stations downstream the reservoirs (Ebro/Flix) and the NPPs (Ebro/Haro, Ebro/Ascó, Ebro/Xerta and Ebro/Tortosa), where the different thermal affections had a higher weight on T_w than the T_a . The characteristics of the NPP thermal discharges, the regulation in the reservoirs, the river flow or distance to the discharge points are some parameters that can weaken the relationship between T_w and T_a .

The stations located at the headwaters, Aragón/Jaca [18] and Segre/Seo [23] also showed weaker relationship between T_w and T_a ($R^2 = 0.700-0.800$; $SE = 2.50-2.78^\circ\text{C}$). In this case, the effect of the snowmelt in spring, the different behavior of water and air at freezing temperatures in winter or even the high-speed flow and changes in the T_a with altitude can reduce this relationship.

The relationship between T_w and T_a was even weaker ($R^2 < 0.700$; $SE > 3.22^\circ\text{C}$) in Ebro/Miranda [1], Ebro/Castejón [2] and Ebro/Mequinenza [29] stations. In Miranda the T_w was largely controlled by Garoña NPP discharges as shown by its seasonal behavior. In Mequinenza, the heat storage in the reservoir and the altered regime of seasonal inputs and outputs control the T_w in addition to the T_a , while in Castejón T_w is controlled by the discharges from the Aragón-Arga system.

In general, the relationship between T_w and flow [$T_w = a + b \cdot \log(Q_m)$; with $b < 0$ generally] in the Ebro River and main tributaries was not good. In all cases except in Arba/Tauste [60], the T_w decreased with Q_m (higher flows brought along lower T_w). The coefficient of determination in most of the study stations was lower than 0.50 and the standard error (SE) higher than 4°C (Table V.3):

- The relation between T_w and flow was stronger in the stations located throughout the Ebro River Depression from Castejón [2] to Sástago [112] ($R^2 > 0.45$; $SE < 4.10^\circ C$).
- As expected, the Ebro River stations downstream the main reservoir and NPP discharges, from Miranda to Haro and from Mequinenza to Xerta, showed weaker relations ($R^2 < 0.30$; $SE > 4.74^\circ C$).
- The tributaries with high irrigation development in their basins (Cinca/Fraga [17] and Arba/Tauste [60]) showed the weakest relationships at the mouth stations ($R^2 < 0.10$; $SE > 5.1^\circ C$); and for the Arba River, the relationship was also inverted in relation to the other stations ($b > 0$).
- In the Aragón-Arga system, the Arga/Peralta [4] showed a better relationship ($R^2 = 0.44$; $SE = 4.2^\circ C$) than the Aragón/Caparroso [5] ($R^2 = 0.30$; $SE = 5.1^\circ C$), more affected by irrigation.
- And finally, the stations at the tributary headwaters (Segre/Seo [23] and Aragón/Jaca [18]) and the Ebro/Cereceda [160] showed a very weak relationship T_w/Q_m ($R^2 < 0.10$; $SE > 4.6^\circ C$).

Table V.3. Linear regression equations established between the measured monthly water temperature (T_w) and the air temperature at the time of sampling (T_a) and the natural logarithms of the mean monthly flow (Q_m): coefficients of determination (R^2) and standard error of the estimates (SE). Level of significance: *** $P < 0.001$; ** $P < 0.01$; * $P < 0.05$.

Stations	T_w / T_a $T_w = a + b \cdot T_a$				T_w / Q_m $T_w = a + b \cdot \ln(Q_m)$			
	a	b	R^2	SE	a	b	R^2	SE
161 Ebro/Cereceda ⁽²⁾	4.172	0.601	0.762***	2.55	19.16	-1.90	0.078***	5.06
1 Ebro/Miranda	6.124	0.626	0.668***	3.22	28.35	-3.60	0.202***	4.99
208 Ebro/Haro ⁽¹⁾	4.610	0.703	0.719***	2.93	24.73	-2.62	0.172***	5.01
120 Ebro/Lodosa	2.957	0.750	0.782***	2.68	33.41	-4.38	0.266***	4.92
2 Ebro/Castejón	4.817	0.587	0.545***	3.80	35.03	-4.29	0.484***	4.07
162 Ebro/Pignatelli ⁽²⁾	2.747	0.741	0.812***	2.63	33.12	-3.96	0.544***	4.03
11 Ebro/Zaragoza	3.078	0.709	0.815***	2.62	35.03	-4.29	0.484***	4.07
211 Ebro/Pina ⁽¹⁾	3.722	0.657	0.817***	2.67	38.45	-4.16	0.550***	3.81
112 Ebro/Sástago ⁽²⁾	3.105	0.733	0.795***	3.12	42.41	-5.35	0.480***	4.90
29 Ebro/Mequinenza	6.235	0.550	0.618***	3.65	35.02	-3.82	0.276***	4.98
210 Ebro/Flix	4.363	0.581	0.709***	2.98	40.11	-4.47	0.230***	4.82
163 Ebro/Ascó ⁽²⁾	4.154	0.655	0.725***	3.25	47.01	-5.30	0.245***	5.30
212 Ebro/Xerta ⁽¹⁾	3.345	0.671	0.709***	3.21	30.05	-2.39	0.134**	5.44
27 Ebro/Tortosa	2.293	0.729	0.771***	2.86	45.80	-5.20	0.366***	4.74
18 Aragón/Jaca	1.793	0.516	0.724***	2.50	11.45	-1.46	0.086***	4.57
5 Aragón/Caparroso	2.031	0.747	0.827***	2.55	24.20	-3.19	0.296***	5.12
4 Arga/Peralta	2.415	0.740	0.828***	2.32	26.86	-3.92	0.444***	4.15
23 Segre/Seo	1.169	0.593	0.771***	2.78	13.79	-1.25	0.034**	5.72
25 Segre/Seros	3.330	0.697	0.839***	2.35	22.54	-1.90	0.039***	5.76
17 Cinca/Fraga ⁽²⁾	2.641	0.708	0.858***	2.29	23.29	-2.13	0.056***	5.65
60 Arba/Tauste	3.848	0.615	0.798***	2.35	10.43	+1.64	0.041***	5.17

⁽¹⁾ Stations without gauging stations, the T_w/Q relationship correspond to Q_i from SWQ network

⁽²⁾ Stations with incomplete flow data

3.2. Water temperature trends in the Ebro River Basin

The annual trend estimates by the harmonic equation and the Mann-Kendall method (M-K) were similar, with a coefficient of determination of $R^2 = 0.976$ (Figure V.4a). The monthly trends obtained by linear regression for each month and by the seasonal Kendall median slope estimator were also similar ($R^2 = 0.949$) (Figure V.4b). In both cases, the slopes of the regressions of the M-K trends on the harmonic (annual) or linear regression (monthly) estimates were not significantly different from 1 and the intercepts not significantly different from 0 ($P > 0.95$), pointing to very similar results by both methods (Figure V.4; Table V.4).

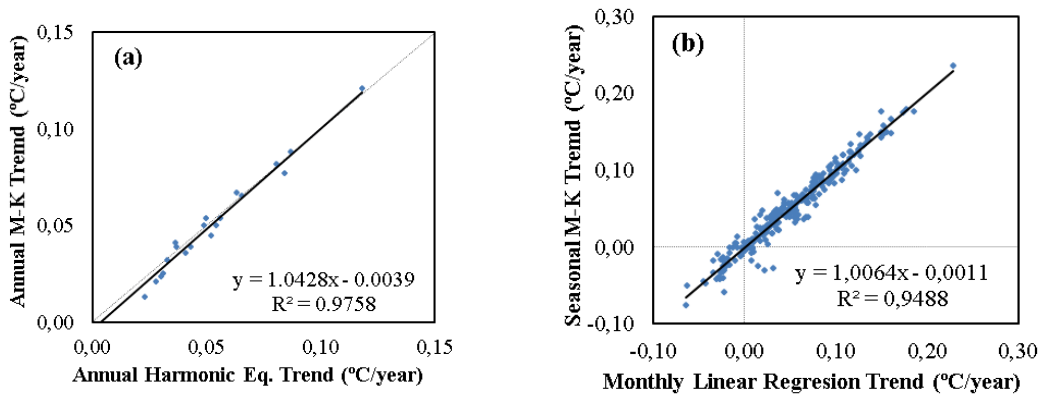


Figure V.4. Linear regression between annual T_w trends calculated by the M-K method and by the Harmonic equation method (a) and the monthly T_w trends calculated by the Seasonal M-K method and by the monthly linear regression method (b).

With all methods showing similar results, the seasonal Kendall test and median slope estimator were chosen to evaluate the T_w trends because these methods (i) do not require normal data, (ii) are less sensitive to outliers, and (iii) allow for testing the homogeneity of trends in different seasons and stations and identifying stations and months with higher trends.

Homogeneity of the trends

The χ^2 tests for homogeneity of the trends for all seasons in all the stations showed that there was no homogeneous trend ($P > 0.05$) in the Ebro River basin (with this choice of selected stations): $\chi^2_{Season-Station} = 233.60 < \chi^2_{0.95;220} = 255.60$. Thus, the annual trends in each station and the seasonal trends in all stations were analyzed separately.

Annual Trends

The annual trend was significantly homogeneous ($P < 0.05$) in the basin ($\chi^2_{Homog} = 10.64 < \chi^2_{0.95;20} = 31.41$), with a median increase of $0.04^\circ\text{C}/\text{year}$, although the trends were not significant ($P > 0.05$) for the tributary headwater stations (Segre/Seo [23] and Aragón/Jaca [18]) and for Aragón/Caparroso [5] (Table V.4). The annual trend (ΔT_w) increased downstream the Ebro River

from 0.04°C/year at Cereceda [161], to 0.09°C/year at Tortosa [27], showing some irregularity along the river (Figure V.5):

- In the upper reaches, the ΔT_w rose from 0.04°C/year in Cereceda [161] to 0.05°C/year in Miranda [1] and Haro [208], and then declined to 0.03°C/year at the next station, Lodosa [120].

- Along the Ebro Depression, the ΔT_w remained between 0.04-0.06°C/year to reach the highest value ($\Delta T_w = 0.08^\circ\text{C}/\text{year}$) at Sástago [211].

- In the stations located in the Mequinenza [29] and Flix [210] reservoirs, the ΔT_w was lower than in the upstream stations, around 0.03-0.04°C/year.

- And finally, ΔT_w showed a huge increase in the last stations, from Ascó [163] ($\Delta T_w = 0.12^\circ\text{C}/\text{year}$) where it reached the highest value in the basin, to Xerta [212] ($\Delta T_w = 0.08^\circ\text{C}/\text{year}$) and Tortosa [27] ($\Delta T_w = 0.09^\circ\text{C}/\text{year}$).

The thermal discharges from the NPPs increased the annual ΔT_w at the stations immediately downstream. The ΔT_w was 0.039°C/year in Cereceda [11], upstream the Garoña NPP, and 0.054°C/year in Miranda [1] downstream. The two stations immediately downstream the Garoña NPP, Ebro/Miranda [1] and Ebro/Haro [208], have higher annual trends than the upstream (Ebro/Cereceda) and downstream (Ebro/Lodosa [120]) stations (Table V.4).

In the case of Ascó, this affection was higher: the ΔT_w was only 0.041°C/year in Flix [210], upstream the Ascó NPP, but 0.121°C/year in Ascó [163], downstream. If the mean annual ΔT_w of all study stations was close to 0.05°C/year (1.9°C increase from 1973 to 2012), in the first station downstream the Ascó NPP (Ebro/Ascó [163]) the annual trend reached 0.121°C/year (equivalent to an increase of 4.5°C for the same period). This highest value only can be explained by the activity of the thermal discharges active since 1985. The temperature series in the Ebro/Ascó station started in 1980, thus including 5 years with no discharges from the Ascó NPP. These early years may lead to a higher calculated T_w trend. Excluding the first 5 years from the analysis, the annual trend decreased ($\Delta T_w = 0.08^\circ\text{C}/\text{year}$), and kept at the same range than the other Ebro River lower stations from Sástago to Tortosa with the exception of the reservoir stations (Table V.4).

The annual trend in the middle Ebro River in Sástago [112] reached 0.08°C/year and decreased in the reservoir stations to 0.04°C/year at Ebro/Mequinenza [29] and Ebro/Flix [210]. Water storage in the reservoirs may contribute to reduce the ΔT_w ; but although lower, the ΔT_w remained significant in these stations.

The annual T_w increased significantly in all tributary river mouth stations except Aragón/Caparroso [5], from 0.03°C/year in the Arga and Segre rivers to 0.05°C in the Arba River and 0.07°C/year in the Cinca River (Table V.4). These different trends suggest a link between the ΔT_w and irrigation development, as irrigated surface accounts for 17% and 28 % of the total basin

surface in the Cinca and Arba rivers, respectively, and only for 3% in the Aragón River Basin, 4% in the Arga River Basin and 10% in the Segre River Basin (INE, 2009).

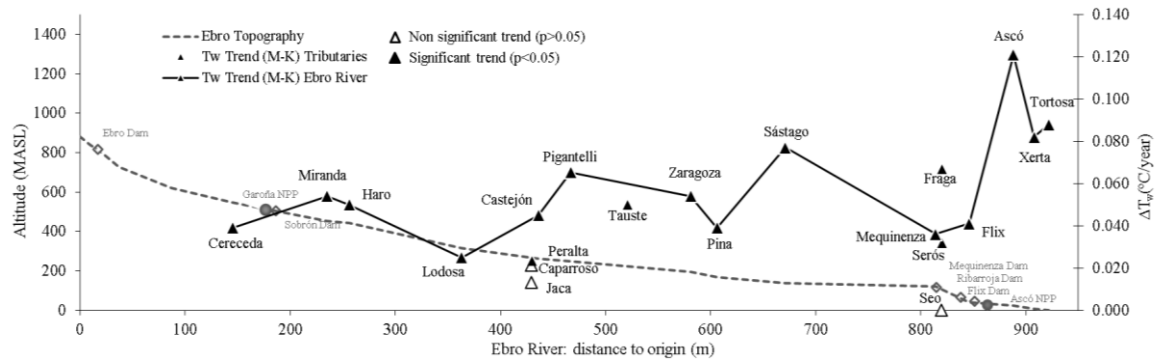


Figure V.5. Profile of the annual trends in water temperature (ΔT_w ; °C/year) along the Ebro River and main tributaries obtained by the Mann-Kendall method (M-K). For the tributaries, the graph only shows the annual trend, not the distance to origin or altitude of the stations.

Table V.4. Monthly and annual T_w trend (°C/year): LR-H: linear regression method for the monthly trend and Harmonic equation method for the annual trend. M-K: monthly and annual trend from by the seasonal Kendall slope estimator method. The stations with a significantly homogeneous upward trend for all seasons ($P < 0.05$) are marked with H-U and the stations with a homogeneous trend not significantly different from 0 ($P > 0.05$) in all seasons with H-0.

ΔT_w (°C/year)		Oct	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Year
Ebro River														
161 Cereceda	LR-H	0.038	0.033	0.050	0.023	0.028	-0.026	0.100	0.085	0.078	0.007	0.069	-0.042	0.037
	M-K	0.032	0.046	0.056	0.009	0.038	-0.016	0.111	0.090	0.094	0.010	0.059	-0.047	0.039
1 Miranda	LR-H	0.028	0.032	0.035	0.068	-0.016	0.028	0.063	0.152	0.127	0.054	0.015	0.009	0.050
	M-K	0.029	0.036	0.024	0.075	0.000	0.040	0.061	0.147	0.133	0.068	-0.025	0.008	0.054
208 Haro	LR-H	0.012	0.012	0.003	0.065	-0.007	0.009	0.125	0.109	0.161	0.079	0.058	0.025	0.054
	M-K	0.019	0.011	0.000	0.067	0.000	0.000	0.124	0.096	0.148	0.079	0.036	0.020	0.050
120 Lodosa	LR-H	-0.029	0.014	0.021	0.025	0.001	-0.022	0.104	0.114	0.079	0.057	0.009	-0.018	0.031
	M-K	-0.038	0.026	0.016	0.030	0.006	-0.031	0.108	0.112	0.083	0.067	-0.002	-0.014	0.025
2 Castejón H-U	LR-H	0.003	0.026	0.034	0.035	0.049	0.037	0.075	0.098	0.186	0.058	0.015	0.008	0.052
	M-K	-0.002	0.025	0.036	0.042	0.058	0.043	0.074	0.091	0.177	0.057	0.011	-0.017	0.045
162 Pignatelli H-U	LR-H	0.012	0.045	0.059	0.082	0.028	0.006	0.156	0.124	0.126	0.098	0.044	-0.002	0.065
	M-K	0.036	0.042	0.042	0.090	0.038	0.000	0.150	0.127	0.146	0.083	0.055	0.000	0.065
11 Zaragoza H-U	LR-H	0.069	0.043	0.030	0.044	0.004	0.018	0.075	0.116	0.108	0.074	0.049	0.045	0.056
	M-K	0.058	0.043	0.033	0.050	0.008	0.022	0.085	0.125	0.109	0.068	0.050	0.043	0.054
211 Pina	LR-H	-0.009	-0.004	0.002	0.052	-0.003	0.087	0.077	0.135	0.095	0.085	0.010	-0.017	0.043
	M-K	0.006	-0.012	0.004	0.056	-0.010	0.085	0.064	0.137	0.107	0.078	0.006	-0.008	0.039
112 Sástago H-U	LR-H	0.031	0.031	0.084	0.058	0.033	0.117	0.056	0.151	0.229	0.120	0.069	0.056	0.084
	M-K	0.030	0.019	0.085	0.060	0.030	0.106	0.032	0.177	0.236	0.120	0.063	0.048	0.077
29 Mequinzena H-U	LR-H	-0.063	0.006	0.020	0.043	0.075	0.078	0.036	0.123	0.070	0.049	0.082	-0.030	0.041
	M-K	-0.050	0.000	0.048	0.043	0.064	0.055	0.071	0.100	0.039	0.039	0.070	-0.041	0.036
210 Flix	LR-H	-0.021	-0.024	0.027	0.025	0.050	0.046	0.057	0.044	0.095	0.075	0.052	0.032	0.036
	M-K	-0.021	-0.031	0.030	0.038	0.043	0.040	0.058	0.058	0.089	0.074	0.050	0.036	0.041
163 Ascó H-U	LR-H	0.057	0.034	0.044	0.138	0.134	0.136	0.150	0.174	0.177	0.160	0.110	0.108	0.118
	M-K	0.048	0.035	0.063	0.147	0.142	0.140	0.143	0.175	0.179	0.167	0.107	0.121	0.121
212 Xerta H-U	LR-H	0.018	0.036	0.073	0.095	0.088	0.065	0.092	0.150	0.117	0.112	0.067	0.079	0.081
	M-K	0.043	0.049	0.074	0.089	0.074	0.037	0.085	0.150	0.135	0.100	0.040	0.089	0.082
27 Tortosa H-U	LR-H	0.069	0.030	0.076	0.101	0.069	0.096	0.094	0.097	0.152	0.130	0.093	0.040	0.087
	M-K	0.059	0.019	0.084	0.097	0.067	0.092	0.100	0.095	0.159	0.133	0.083	0.048	0.088
Aragón-Arga River Basin														
18 Aragón/ Jaca H-0	LR-H	0.115	0.017	0.009	0.006	-0.007	0.056	-0.020	0.022	-0.022	0.031	0.007	0.032	0.023
	M-K	0.116	0.025	0.011	0.008	0.014	0.043	-0.026	-0.030	-0.058	0.042	-0.007	-0.027	0.013
5 Aragón/Caparroso	LR-H	0.107	0.042	-0.003	-0.017	0.001	-0.027	0.064	0.102	0.081	-0.023	0.052	-0.026	0.028
	M-K	0.104	0.050	-0.007	-0.023	-0.005	-0.042	0.070	0.100	0.094	-0.018	0.046	-0.033	0.021
4 Arga/Peralta H-U	LR-H	0.058	0.052	0.001	0.038	0.015	-0.023	0.101	0.102	0.073	-0.044	0.010	0.003	0.030
	M-K	0.061	0.058	0.000	0.022	0.013	-0.040	0.096	0.105	0.079	-0.044	-0.006	0.000	0.023
Cinca-Segre River Basin														
23 Segre/Seo H-0	LR-H	0.002	-0.011	-0.013	-0.010	-0.035	0.004	-0.024	0.025	0.108	-0.035	0.056	-0.064	-0.002
	M-K	0.003	0.005	0.000	-0.017	-0.018	0.000	-0.030	0.029	0.120	-0.033	0.052	-0.075	0.000
25 Segre/Serós H-U	LR-H	0.086	0.032	-0.023	0.031	-0.023	0.064	0.053	0.008	0.048	0.051	0.026	0.054	0.033
	M-K	0.096	0.036	-0.013	0.042	-0.025	0.062	0.050	0.000	0.048	0.044	0.004	0.039	0.032
17 Cinca/Fraga	LR-H	0.034	0.030	-0.029	0.061	-0.001	0.076	0.093	0.038	0.101	0.116	0.128	0.107	0.063
	M-K	0.028	0.031	-0.008	0.065	0.007	0.091	0.105	0.022	0.100	0.125	0.118	0.088	0.067
Arba River Basin														
60 Arba/Tauste H-U	LR-H	0.100	0.059	0.021	0.024	0.035	0.014	0.070	0.095	0.083	0.017	0.041	0.020	0.049
	M-K	0.115	0.064	0.025	0.022	0.038	0.012	0.057	0.095	0.091	0.008	0.050	0.019	0.050

0.000

Significant trend (p<0.05)

0.000

Non-Significant trend

Seasonal trends in T_w

The trends in the headwaters of the Ebro River (down to Lodosa [120]) were not homogeneous in all seasons ($\chi^2_{\text{Homog}} > \chi^2_{0.95; 11}$); but the homogeneity between seasons was significant ($\chi^2_{\text{Homog}} < \chi^2_{0.95; 11}$) with an upward trend ($P < 0.05$) in all stations along the Ebro River downstream of Castejón [2] except in Pina [211] and Flix [210] (Table V.4). The trends in the headwater stations of the Pyrenean tributaries (Aragón/Jaca [18] and Segre/Seo [23]) were homogeneous in all seasons and non-significant; indicating that there was no global upward trend in the Upper Pyrenees stations (Table V.4). In the downstream end of the tributaries, there was a homogeneous upward trend in the Arga [4], Segre [17] and Arba [60] ($\chi^2_{\text{Homog}} < \chi^2_{0.95; 11}$), but not in the Aragón [5] and the Cinca [17] ($\chi^2_{\text{Homog}} > \chi^2_{0.95; 11}$) (Table V.4).

Generally, the stations along the Ebro River Basin showed significant upward trends in T_w from April to July (also the period with highest slopes in the harmonic regressions), being significant in May in all of them (Table V.4). In the stations downstream of Ascó, there were also many months with significant trends from December to March and in August-September. Among the tributary mouth stations, only Arga/Peralta [4], Aragón/Caparroso [5] and Arba/Tauste [60] followed this pattern, while the Segre River in Serós [25] only had significant trends in October and the Cinca in Fraga [17] in March, April and July to September (Table V.4). In the Pyrenean headwater stations, there were only two months with significant upward trends: October in Aragón/Jaca [18] and June in Segre/Seo [23] (Table V.4).

Aggregating the monthly data into seasons, the spring (April to June) average trend was higher than 0.08°C/year for all stations in the Ebro River with the exception of those in the lower reach reservoirs (Mequinenza [29] and Flix [210]) (Figure V.6). In all the stations except Ebro/Mequinenza [29], Segre/Seo [23], Segre/Serós [22], Cinca/Fraga [17] and Aragón/Jaca [18] at least two months showed significant upward trends ($P > 0.05$) (Figure V.6).

On the other hand, the period with less months with significant ΔT_w was autumn (October to December) (Table V.4). In this season, all the stations along the Ebro River showed non-significant trends except Sástago [112] and the two last stations (Xerta [212] and Tortosa [27]) in December (Figure V.6). On the contrary, the October trends were significant in the two stations in the Aragón River (Caparroso [5] and Jaca [18]), the mouth of the Segre (Serós [25]) and the Arba [60], where the November trend was also significant.

During the summer (July to September), only the stations downstream the Mequinenza Dam showed significant trends for more than two months, with a peak in Ascó [163] (in July, $\Delta T_w = 0.167^\circ\text{C}/\text{year}$). Downstream of Ascó, the summer trend remained higher than that of the Cinca in Fraga station (0.07°C/year) (Table V.4; Figure V.6).

Finally, in winter the T_w trend showed similar behavior to the summer season. Only the stations below the Ascó NPP had more than two months with significant upward trends, especially Ascó [163] that got trends in whole season above $0.13^\circ\text{C}/\text{year}$. Unlike summer, Sástago [112] presented two months with significant trend, and among the stations related to the reservoirs, only Mequinenza [29] showed a significant trend for February. Among the tributary stations, only Aragón /Jaca [18] and Cinca/Fraga [17] showed a significant trend in March (Table V.4; Figure V.6).

The stations located downstream the NPPs (Miranda [1] and Ascó [163]) increased their ΔT_w in relation to the upstream stations (Cereceda [161] and Flix [210]) in all seasons except for autumn in Miranda (Figure V.6). In Miranda, the ΔT_w were not significant from July to December, while in Ascó, only the months from October to December had non-significant trends (Table V.4). The highest monthly ΔT_w in the basin was found in Ascó (in June, $\Delta T_w = 0.179^\circ\text{C}/\text{year}$) where the ΔT_w was higher than $0.11^\circ\text{C}/\text{year}$ from January to September (Table V.4), what entails an increase in T_w of more than 5°C during the study period (1980-2012). During summer and winter, the ΔT_w were non-significant for most months upstream the Ascó NPP, but many months had significant and very high trends in the stations from Ascó downstream (Figure V.6), always lower in Xerta and Tortosa than in Ascó (Table V.4).

As for the influence of the big dams in the lower reaches, the Mequinenza [29] and Flix [210] stations did not show monthly ΔT_w as high as the upstream (Sástago [112]) and especially, the downstream (Ascó [163]) stations in any season (Figure V.6). The Mequinenza station is affected by the Mequinenza Dam and the Flix stations, the much smaller Flix Reservoir and the inflow of the Cinca-Segre system. The monthly T_w trends were significant in Mequinenza only in February and May and in Flix from April to August (Table V.4). Generally, the monthly trends increased along the Ebro River in winter, spring and summer, and not so clearly in autumn (Figure V.6). In the four seasons, the pattern of increasing monthly trends down the Ebro River was interrupted abruptly in Mequinenza, where the monthly ΔT_w was generally lower than upstream (Sástago); this decrease in the ΔT_w along the river in Mequinenza was less pronounced in winter (Figure V.6).

In spring, summer and winter, the trends in the tributary mouths were lower than the trends in the Ebro River stations upstream their mouths except for the Cinca/Fraga [17] in summer and winter (Figure V.6). On the contrary, during the autumn the ΔT_w was higher in the tributaries than in the stations immediately upstream their confluence (Figure V.6). The mouth stations of the Aragón-Arga system and the Arba River showed significant trends mainly in spring and around October, whereas the Cinca-Segre system had a different behavior at its mouth, with no significant

trends in the Segre/Serós (but for October) and significant trends mainly during the summer and March-April in Cinca/Fraga (Table V.4; Figure V.6).

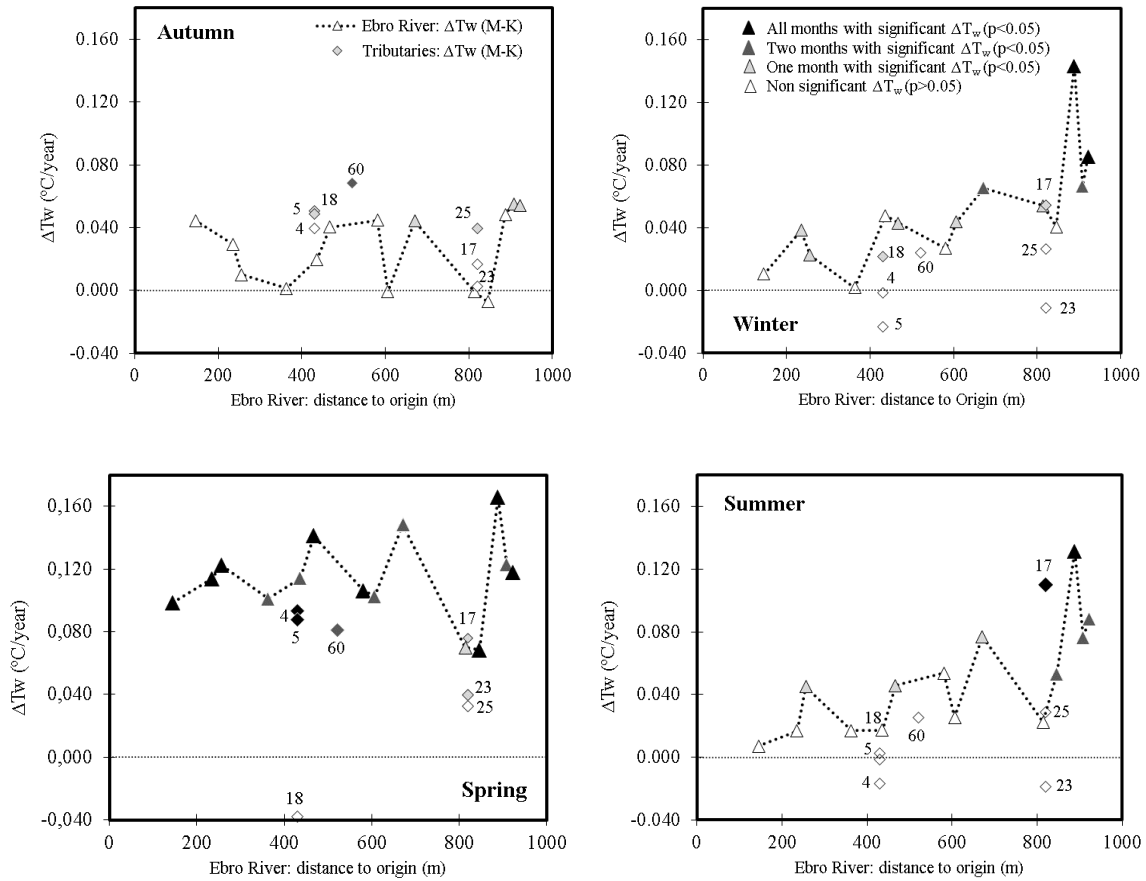


Figure V.6. Longitudinal profile of the mean seasonal ΔT_w ($^{\circ}\text{C}/\text{year}$) along the Ebro River and main tributaries. Results obtained by seasonal Kendall test (M-K). The color corresponds to the number of months with significant trend ($P < 95\%$) in the season (from 0 to 3) and the number to the tributary stations code. The tributary stations are represented at the distance to the source where they flow into the Ebro River.

V. 4. Discussion

All recent studies define a clear increase of the air temperature in the last century that should affect water temperatures (IPCC, 2014). In this work, we found that the T_w in the Ebro River has increased in most of the study stations along the last 40 years. It is difficult to define what part of this T_w changes should be attributed to the evolution of the T_a and what part should be attributed to other factors such as reservoirs, increases in water consumption, land use changes (as irrigation development) or thermal discharges, among others. Apparently, the behavior of T_w throughout the study period is not the result of any single specific environmental or anthropogenic change. It must be a combination of all of them.

The Ebro River stations with similar kinds of affections show common T_w behavior:

(1) The Mequinenza-Ribarroja-Flix reservoir system has caused a decrease in the T_w annual range. In the downstream stations, the spring and summer T_w have decreased while the autumn and winter T_w have increased. Dolz et al (1996) also found differences of more than 5°C in the mean T_w between the upstream reach of Mequinenza Reservoir and downstream the Flix Dam using continuous T_w measurements in the period June to July 1990. This lower-temperature water discharging from the Mequinenza Dam increased its temperature at a rate of 0.2°C/km downstream (in the higher insolation hours) until the river regained its natural T_w .

Prats et al (2010) took 10-minute-interval measurements of T_w in 9 control stations along the lower reaches of the Ebro River (from Mequinenza Dam to Xerta) and the Segre-Cinca River mouths from 1997 to 2003. They found that the annual T_w range changed along this reach. The range was 3°C smaller downstream the reservoirs, with the temperature cycle lagging 20 days in relation to the upstream stations. They showed how T_w decreased in spring - summer with a maximum decrease of 3.5-4.0°C in June-July and increased in autumn-winter with a peak increase of 3.0-3.5°C in November in relation to the non-affected upper reaches. This author also pointed out that the Cinca-Segre right upstream the Ribarroja Reservoir contributed to the reservoir T_w stratification in spring and summer months and raised the T_w in the reservoir outflow. This could in turn reduce the cooling ability of these waters upon the Ascó NPP effluents during the summer.

In this study, similar results were found at reservoir stations: the annual range in Flix (downstream the reservoirs) was 3.6°C lower than in Sástago (upstream the Mequinenza reservoir). The summer mean T_w at Flix station was 3.3°C lower than in Sástago, with maximum differences found in July (3.8°C); and the autumn mean T_w at Flix was 2.5°C higher, with maximum differences taking place in November (3.1°C). Finally, this study showed that the maximum and minimum T_w in the downstream stations took place one month later compared to the upstream stations.

It must be taken into account that the difference in T_w between Sástago and Flix is not a consequence of the Mequinenza reservoir regulation alone. The high flow discharge from the Cinca-Segre River (with lower mean T_w than Ebro/Mequinenza) right upstream the Ribarroja Reservoir also affects the T_w of the Ribarroja output. And this difference is also higher because Sástago station shows a particularly high T_w range compared to other stations in the Ebro Depression. If the annual range in Flix was compared to the range in the Ebro River stations from Pignatelli to Pina (all of them located in the Ebro Depression, upstream Sástago), the difference reduced to only 1.5°C.

(2) The nuclear power plant discharges produced an increase in the Ebro River T_w . The highest increases were found during the summer months in the case of Ascó NPP (2.5°C),

matching the lowest flow period. In the case of Garoña NPP, the T_w increase was more homogenous throughout the year with higher values from August to December ($>3^\circ\text{C}$). Alberto and Arrúe (1986) estimated an increase in the Ebro River T_w of 3°C due the Garoña NPP effluent (calculated from the NPP input and the Ebro River flow). They observed that the flow weighted mean T_w raised at Miranda from 9.3°C before the coming into service of Garoña NPP (1960-1971) to 12.3°C thereafter (1972-1982). They concluded that T_w in the river downstream the Garoña NPP decreased by thermal dissipation (to water and air) and also due to the thermal storage at Sobrón Reservoir.

In this study the difference in annual mean T_w between Cereceda and Miranda was 2.8°C , half a degree higher than the difference observed by Alberto and Arrúe (1986) at the same stations (2.3°C) for the period 1972-1982. This difference can be attributed to the T_w trends observed. Although the Ebro River at Cereceda station showed a significant increase in annual T_w , this trend was lower than the Miranda station trend (the higher T_w trend in Miranda led to a higher difference in T_w between the two stations with time). Also, the higher trend at Miranda may result from a higher thermal affection at the Garoña NPP discharge point, that should be higher than 3°C for the last decades of the study period.

The effect of the Ascó NPP upon the Ebro River T_w was studied by Prats et al (2010). These authors concluded that the discharges from this NPP increased the mean T_w about 3°C (1998-2003). And the variability along the year depended on the Ebro River discharge (the T_w increase was more noticeable in low flow periods) and on the Ascó NPP management.

The mean T_w difference between Flix and Ascó stations was around 2.0°C with a higher difference from May to October, concurring with the Ebro River low flows. The T_w seasonal increase is in agreement with the T_w trends observed at the Mequinenza and Flix stations and the SWQ stations downstream the Ascó NPP. The annual trend in the stations affected by the Ascó NPP discharges is twofold higher than in the reservoir stations.

(3) Irrigation return flows produced an increase in T_w , but this behavior was not clear in all the stations affected by the returns from irrigated areas. The mean annual T_w and annual range at Arba/Tauste station is lower than in other stations with similar climatic characteristics.

Alberto and Arrúe (1986) found that Arba/Tauste station had higher thermal storage by unit mass than other stations in the surrounding area. They attributed this to the high flow during the irrigation season and not to warmer irrigation return flows. They attributed the different T_w in Arba/Tauste and other stations to the supply of cool irrigation water and also to the effect of evaporation and the cooling of the soils by irrigation water.

(4) The discharges of main tributaries had an effect upon T_w in the Ebro River. The Aragón River inputs decreased the mean annual T_w and the annual temperature range in the Ebro River.

But this behavior changed between seasons and depended on the difference in T_w in the Ebro and Aragón rivers and the tributary flow: T_w in the Ebro River decreased from summer to winter and increased in spring. Alberto and Arrúe (1986) found that the Aragón River at Jaca station and Yesa Reservoir had not attained a T_a/T_w equilibrium due to the high difference between T_a and T_w and also to the high flow speed of this mountain river. These authors concluded that the storage time at Yesa Reservoir was not enough to reach this equilibrium. According to these authors the Aragón River probably did not reach this equilibrium all the way down to the mouth except in spring when the T_w in the Aragón River is similar or even higher than in the Ebro River at Lodosa. The higher water storage in Yesa Reservoir during spring could explain this difference. And also, the fact that a good deal of this cold water at Yesa is diverted to the Arba River Basin. Furthermore, the Ebro River at the Aragón River discharge point shows an abnormally high temperature produced by the Garoña NPP thermal effluent (as mentioned above). The Ebro River does not reach T_a/T_w equilibrium for more than 150 km downstream Garoña NPP (Alberto and Arrúe, 1986).

(5) The headwaters stations (Aragón/Jaca and Segre/Seo) exhibit a particular T_w behavior linked to snowmelt. For these stations, the increase in T_w during spring months (from April to June) is lower than the stations at the river mouths and this matches with the higher thawing flows. Arrúe and Alberto 1986 found a relationship between flow, T_w and water hardness unrelated to the T_a at the Ebro River in Escatrón (close to Sástago station). They attributed this relation to episodes of river flood produced by the snowmelt. They also found that the annual mean T_w at the Pyrenean headwaters was lower than T_a with more than 1.5°C of difference at Aragón/Jaca station and in the Yesa Reservoir (Alberto and Arrúe, 1986). This difference can also be observed at lower altitude stations as a result of the water origin and the flow velocity of these kind of rivers.

(6) The best stations to analyze T_w affection by water diversion are located in the Ebro River lower reach at Xerta and Tortosa (14 km downstream). Xerta Weir diverts more than 1200 Mm^3 /year, at high flow rate ($>40m^3/s$), during the irrigation season (April to October). During summer, the Ebro River flow upstream the Xerta Weir is around 200 m^3/s and it is in this period when the abstraction effect should be more noticeable downstream of the weir, with a closer T_w/T_a relationship and an increase in T_w and T_a that should result in a higher annual range. Downstream the Xerta Weir, the river would have less thermal capacity, lower flow velocity and more residence time that make the river more sensitive to summer high T_a . Nevertheless, the difference between stations was not particularly high, and the data missing in the Xerta station in some years did not allow for the comparison of both stations.

(7) The highest annual T_w trend was observed in Ebro/Ascó ($0.121^\circ\text{C}/\text{year}$). The trend at this station was much higher than in the upstream station at Ebro in Sástago ($0.077^\circ\text{C}/\text{year}$). In contrast, the reservoirs system led to a decrease of these trends downstream. Thus, the lowest annual trends are observed at Flix ($0.041^\circ\text{C}/\text{year}$) and Mequinenza ($0.036^\circ\text{C}/\text{year}$) stations. In general, the T_w annual trends increase from the upper reaches to the river mouths in the Ebro River and its tributaries, although some of these trends were non-significant, (the average of the mean annual significant trends was $\Delta T_w \sim 0.05^\circ\text{C}/\text{year}$). There was also a clear seasonal behavior in the trends: The spring months showed the highest significant trend (mean monthly $\Delta T_w \sim 0.10^\circ\text{C}/\text{year}$) in most of the stations.

Bouza-Deaño et al (2008) studied the trends of 34 chemical and physical parameters at 13 Ebro River stations from a shorter data series (1981 to 2004). They found a significant T_w increase in most stations with a mean trend of $0.08^\circ\text{C}/\text{year}$. These authors found the highest ΔT_w along the Ebro River in Zaragoza ($0.181^\circ\text{C}/\text{year}$, threefold the value found in this study: $0.054^\circ\text{C}/\text{year}$), in the Ebro Depression, followed by Sástago ($0.156^\circ\text{C}/\text{year}$). These authors also found a clearly lower trend at the reservoir stations ($0.030^\circ\text{C}/\text{year}$) and higher increases downstream the Ascó NPP ($0.080^\circ\text{C}/\text{year}$). These differences may be attributed to the data series: some stations showed lower trends in the shorter series (1975-2008), as the reservoir stations, while others showed higher upward trends, as the stations in Ebro River Depression.

Other authors (Alberto and Arrúe 1986) found for the lower Ebro River at Escatrón (1955-1978) an increase of $0.08^\circ\text{C}/\text{year}$ for the annual flow weighed average T_w . And Prats et al. (2007) with a more complete data series (1955-2000), obtained an increase of $0.05^\circ\text{C}/\text{year}$ at the Escatrón station (close to Ebro at Sástago). It is difficult to compare both stations with a different data series. Nevertheless, in this work the trend at Sástago station was also significant, with a mean annual value of $0.08^\circ\text{C}/\text{year}$.

(8) The general behavior in T_w was opposite to the apparent flow trends in the Ebro River Basin: the highly regulated rivers show a decreasing trend in flow during spring and an upward trend in the summer (Lorenzo-Lacruz et al., 2012) while the increase in T_w is highest in spring. The progressive increase of the regulated flow in the Ebro River Basin along these years resulted in higher volumes of stored water in spring, decreasing the river flow; while, the release of this stored water for irrigation leads to higher river flows in summer. The displacement of the peak melting flow to the early spring (IPPC, 2014; López-Moreno et al., 2011) and the progressive decrease of the snow storage (MAGRAMA, 2008; López-Moreno and García-Ruiz, 2004) by the effect of the climate change also introduced less cold water during spring months. Accordingly, the highest and most significant trends in T_w were found in the spring months.

(9) In order to get daily (instant) readings of T_w that represent adequately the average T_w of the month it would be necessary to make that measurement in a day and hour within the month in which T_w is close to the mean T_w of the month. For the trend analysis, the selection of the sampling day and date poses no problem if these remain the same for all the period or if they are selected at random in each month (the latter would only add some uncertainty to the estimates). But systematic shifts in the sampling hour along time might introduce a bias in the calculated trends. For example, if the sampling at the beginning of the series is made in the morning hours at the beginning of the month, and at the end of the series, at the afternoons and the last days of the month. This would introduce a bias in the trend estimates which value would be defined roughly by the daily and monthly T_w amplitude. Nevertheless, there was no particular pattern in the hour and day of measurement in the SWQ network: the day and hour of sampling changed between months and years more or less randomly.

To analyze this possible bias, Arrúe and Alberto (1986) calculated the monthly T_w from the daily data (T_w at 8:00 AM) of the input of the Escatrón Power Plant control station in a period of five years (1964/65-1974/75). They concluded that there were no significant differences between the mean monthly T_w and the annual T_w calculated by the average of all the daily data or selecting one random date per month, and therefore selected the 15th day of each month.

V. 5. Future Task

The prognosis for the first half of century in the Ebro River Basin is not promising. Air temperature is expected to increase a mean of 1.5-1.6°C with a maximum value in summer of 2.8°C (MAGRAMA, 2010); and precipitation, although there is no clear trend in the last decades (De Castro et al., 2005; García Vera et al., 2002), is supposed to decrease between 3 and 4 % (MAGRAMA, 2010). In this context, the Ebro River semi-arid reaches with low flow velocity, less area protected by riparian vegetation and huge exposed surface would experience the highest T_w increases due to climate change.

The analysis of river flows is also important. Many of the natural and anthropogenic factors affecting T_w in the Ebro River (including climate change) may be also altered by the reduction of river discharge. There is an apparent relation between evolution of T_w in the Ebro River and its tributaries (rising trend) and the evolution of their flows (decreasing trend). Future works may focus on elucidating how the changes in river flows interfere with the T_w/T_a relationship, how they affect the heat transport capacity of the rivers, and how these changes may aggravate some T_w affections as the urban or industrial thermal discharges. Furthermore, clear links have been found between T_w and T_a in all the stations, but the strength of this link is different in different stations, reaches of the rivers and regions in the basin (stations downstream major dams, Pyrenean

headwaters, etc.) Additional research could be addressed at establishing the nature and causes of these differences.

There are other factors affecting the Ebro River T_w , as the groundwater supply and its thermal characteristics. The right bank tributaries exert an important T_w control due to this effect in the Ebro River Basin (Alberto and Arrúe, 1986). However, given that these rivers do not contribute high discharges to the Ebro River, they were not included in this study. These groundwater controls could be included at a further stage in the analysis of the Ebro River water temperature regime.

Further consideration may be given to the selection of the sampling hour and day within the month, so as to obtain adequate readings, close to the average T_w of the month. The continuous (15-minute interval) data of the SAICA network of the CHE (CHE, 2021b) provide substantial information in some stations to help in the selection of the right sampling time for T_w (Isidoro et al. 2013).

Other minor factor that may deserve consideration are the changes in the riparian vegetation resulting from river canalization or shore deforestation, etc. To address this issue, two close-by stations should be chosen (with and without their shoreline vegetation affected, respectively) so there are no other factors that can introduce noise in the results. This is a limitation for the number of stations available for this tentative research.

V. 6. Conclusions

The T_w is an important parameter for the river ecosystem. T_w plays a role in some of the most important physical, chemical and biological river processes. For that reason, it is necessary to analyze how the different natural or anthropogenic factors determine the T_w changes along the river, its annual cycle and the its trends.

Along the Ebro River, the T_w regime is markedly influenced by the effluents of the Garoña and Ascó NPP and the tampering effect of the Mequinzenza-Ribarroja-Flix reservoir system. The bigger tributaries from the left bank (Aragón-Arga and Cinca-Segre rivers) also exert a noticeable influence. Compared to these, the influence of irrigation return flows and irrigation development on water temperature was low. The flow regime and climate change are also factors that have a clear influence on T_w , especially during spring.

The most important T_w issues found at the Ebro River and main tributaries were:

(1) There was a marked increase in T_w between the stations upstream and downstream the Ascó NPP. This increase in T_w was close to 3°C at Garoña and 2°C at Ascó in the mean, being higher in the low flow seasons (Garoña: 3.8° C in autumn and Ascó: 2.8°C in summer).

(2) The effect of the reservoirs is more evident upon the annual T_w range. The annual T_w range of Ebro River decreased in 3.7°C from upstream to downstream the Mequinenza-Ribarroja-Flix reservoir system, with the T_w increasing in winter more than 1°C , and decreasing 2.6°C in summer.

(3) The influence of the main tributaries to the Ebro River changes with the season controlled by the different flow and the periods of snowmelt.

(4) The influence of T_a upon T_w was more pronounced in the stations along the Ebro River Depression (Pignatelli to Sástago) and at the mouth of the main tributaries, (Aragón, Arga, Arba, Segre and Cinca rivers mouth stations). This influence was lower in the stations affected by NPP effluents or downstream the main reservoirs and at the Pyrenean headwaters (Aragón/Jaca and Segre/Seo). Water temperature was therefore better related to T_a in the lower reaches of rivers under natural conditions, where low summer flows concur with highest T_a , pointing out that this relationship might be linked to the relationship between T_w and Q_m .

(5) River flow (Q_m) showed a weaker relationship with T_w (lower R^2), but the pattern of the link between T_w and Q_m throughout the stations was similar to that of T_a - T_w . Lower T_w were linked to higher Q_m in all stations except Arba/Tauste, the station in which summer flows are essentially dominated by irrigation return flows.

(6) The irrigation return flow also affected the annual T_w range. The irrigation water supply from the cool headwater reservoirs caused a decrease in T_w during summer (as exemplified by the Arba River, supplied from the Yesa reservoir).

(7) No homogeneous trend in T_w for all stations and seasons in the Ebro Basin was found, but there was a significant homogeneous annual upward trend in the T_w of around $0.04^\circ\text{C}/\text{year}$. Only the stations in the Pyrenean headwaters (Aragón/Jaca and Segre/Seo) did not show significant annual trends. The magnitude of this trend increased downstream along the Ebro River, with peak values in NPP-affected stations (ΔT_w in Garoña: $0.054^\circ\text{C}/\text{year}$; ΔT_w in Ascó: $0.121^\circ\text{C}/\text{year}$) and lower values in reservoir-affected stations (ΔT_w Mequinenza: $0.036^\circ\text{C}/\text{year}$).

(8) Climate change and flow trends are also factors that must be taken in to account in studying the seasonal behaviour and trends of T_w . The decrease in spring flows due to increased rivers regulation, has reduced the cooling effect of spring snowmelt, whereas climate change has accelerated the thawing process. These factors explained the seasonal T_w trend patterns: the monthly trends were highest and most significant during spring in all station along the Ebro River (mean ΔT_w along the Ebro River $0.114^\circ\text{C}/\text{year}$) and also at the Aragón (ΔT_w $0.097^\circ\text{C}/\text{year}$), Arga (ΔT_w $0.097^\circ\text{C}/\text{year}$) and Arba (ΔT_w $0.076^\circ\text{C}/\text{year}$) river mouths. The highest value was found in the Ebro River downstream the Ascó NPP, where the spring mean ΔT_w reached $0.166^\circ\text{C}/\text{year}$. In the other hand, low and no significant seasonal T_w trends were found in autumn except for the significant slopes found in the tributaries in October: Aragón/Jaca (ΔT_w $0.116^\circ\text{C}/\text{year}$),

Aragón/Caparroso (ΔT_w 0.104°C/year), Segre/Serós (ΔT_w 0.096°C/year) and Arba/Tasute (ΔT_w 0.115°C/year).

(9) An increase in T_a due to climate change, along with lower river flow due to the increase of in water consumption, resulted in a higher heat load in the river and lower volumes of cool water to absorb it. This points to a general increase of T_w , highest in the arid and lower reaches of the Ebro River (particularly in Sástago [112]: 0.08°C/year) with the exception of the stations affected by NPP discharges.

References

- Abaurrea, J., J. Asín, A. C. Cebrián and M. A. García-Vera, 2011. Trend analysis of water quality series based on regression models with correlated errors. *Journal of Hydrology*, 400: 341-352.
- Alberto, F. and A. Navas, 1987. Caracterización de niveles de saturación en calcita dolomita y yeso en las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro. *Anales de Aula Dei* 18 (3-4): 199-228.
- Alberto, F. and J.L. Arrúe, 1986. Anomalías térmicas en algunos tramos de la red hidrográfica del Ebro. *Anales de Aula Dei* 18 (1-2): 91-113.
- Álvarez-Cabria, M., J. Barquín and F. J. Peñas, 2016. Modelling the spatial and seasonal variability of water quality for entire river networks: Relationships with natural and anthropogenic factors. *Science of the Total Environment*. 545-546: 152-162.
- ANAV, 2012. Memoria de Actividades 2012. The Nuclear Association of Ascó and Valdellos II.
- Arbat-Bofill, M. A., Sánchez-Juny, M. A. Bladé, E. A. Niñerola and D. A. Dolz, J. A, 2014. Hydrodynamics of Ribarroja Reservoir (Ebro River, Spain): Water temperature, water velocities and water age. *River Flow* 2014: 1737-1744
- Arrúe, J.L. and F. Alberto, 1986. El régimen térmico de las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro. *Anales de Aula Dei* 18 (1-2): 31-50.
- Batalla, R. J., C. M. Gómez and G. M. Kondolf, 2004. Reservoir-induced hydrological changes in the Ebro River Basin (NE Spain). *Journal of Hydrology* 290: 117-136.
- Bejarano, M.D., M. Marchamalo, D. García de Jalón and M. González del Tánago, 2010. Flow regime patterns and their controlling factors in the Ebro basin (Spain). *Journal of Hydrology* 385: 323-335.
- Beschta, R.L. and R. L. Taylor, 1988. Stream temperature increases and land use in a forested Oregon Watershed. *Water Resource Bulletin* 24 No 1: 19-25.
- Bouza, R., 2006. Estudio y evolución espacio-temporal de tendencias en datos históricos de calidad de aguas. Aplicación a la Cuenca Hidrográfica del Ebro. Ph. D. Dissertation. Sevilla University - Faculty of Chemistry. Sevilla (Spain).
- Bouza-Deaño, R., M. Ternero-Rodriguez and A.J. Fernández-Espinosa, 2008. Trend study and assessment of Surface water quality in the Ebro River. *Journal of hydrology* 361: 227-239.
- Bresser, A. H. M., M. M Berk, G. J. Van den Born, L. Van Bree, F. W. Van Gaalen, W. Ligtoet, J. G. Van Minnen and M. C. H. Witmer, 2006. The effects of climate change in the Netherlands. Netherlands Environment Assessment Agency, Bilthoven.
- Catalán, J. y J. M. Catalán, 1987. Ríos, caracterización y calidad de sus aguas. Dihrox. Ed.
- CHE, 2021a. Water quality consulting, Ebro River Basin Authority (CHE). Accessible at: <http://www.datoscalidadaguas.chebro.es:81/DatosCalidad/>
- CHE, 2021b. Automatic Water Quality Information System (SAICA). Accessible at: <https://www.saicaebro.com/redalerta/>

- CHE, 2016. Plan Hidrológico de la Demarcación del Ebro 2015-2021 aprobado por Real Decreto 1/2016, de 8 de enero. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE).
- CHE, 2013. Plan Hidrológico de la Demarcación del Ebro 2010-2015 aprobado por Real Decreto 129/2014, de 28 de febrero. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE).
- CHE, 2012. Evolución del pH y de la temperatura del agua en los ríos de la Cuenca del Ebro. Ebro River Basin Authority (CHE).
- CHE, 2008. The Ebro River Management Plant from Martin River to the river mouth, previously document for the Ebro Management Plant analysis. Ebro River Basin Authority (CHE).
- CHE, 1996. Limnos: Diagnósis y gestión ambiental de embalses en el ámbito de la Cuenca Hidrográfica del Ebro. Confederación Hidrográfica del Ebro. Ebro River Basin Authority (CHE).
- CHE-CITA, 2006. Control de los retornos de las actividades agrarias de la cuenca del Ebro: Evaluación de las tendencias de la calidad del agua, control experimental de los retornos y propuesta de red de control. Final report of the collaboration protocol between the Ebro River Basin Authority and the Agrifood Research and Technology Centre of Aragón (CITA-DGA).
- Coll, L., J. López de Santa María and A. Fernández, 1996. Perspectiva Histórica. Revista de la Sociedad Nuclear Española, Num. 159.
- De Castro, M., J. Martín-Vide and S. Alonso, 2005. The climate of Spain: Past, present and scenarios for the 21st century. Ministerio de Medio Ambiente: A preliminary general assessment of the impacts in Spain due to the effects of climate change.
- Diamantini, E., S. R. Lutz, S. Malluci, B. Majone, R. Merz and A. Bellin, 2018. Driver detection of water quality trends in three large European River Basin. *Science of the Total Environment* 612: 49-62
- Dolz, J., J. Puertas and E. Herrero, 1996. Incidencias de los embalses en el comportamiento térmico del río. In J. Dolz, J. Puertas, A. Aguado and L. Agulló, 1996. Efectos térmicos en presas y embalses. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Madrid.
- EEA, 2012. Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012. European Environmental Agency Report, No12/2012. Available at <http://www.eea.europa.eu/publications/climate-impacts-and-vulnerability-2012/>
- García de Jalón, D., 1996. Impactos de las modificaciones del régimen térmico en las comunidades fluviales. In J. Dolz, J. Puertas, A. Aguado and L. Agulló, 1996. Efectos térmicos en presas y embalses. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Madrid.
- García de Jalón, D., C. Montes, E. Barceló, C. Casado and F. Menes, 1988. Effects of a hydroelectric regulation in fluvial ecosystems from the Spanish Pyrenees. *Regulated Rivers. Research and Management* 4(2): 479-492.
- García Vera, M.A., 2013. The application of hydrological planning as a climate change adaptation tool in the Ebro basin. *International Journal of Water Resources Development*, Vol. 29- No 2: 219-239.

- García Vera, M.A., J. Abaurrea, J. Asín Lafuente and A. Centelles Nogues, 2002. Evolución de las precipitaciones en la cuenca del Ebro: caracterización espacial y análisis de tendencias. VII Reunión Nacional de Climatología, Albarracín 2002 (Spain).
- Gilbert R.O., 1987. Statistical methods for environmental pollution monitoring. Van Nostran Reinhold Ed. New York.
- Hirsch, R. M., J.R. Slack and R.A. Smith, 1982. Techniques of Trend Analysis for Monthly Water Quality Data. *Water Resource Research*, Vol 18(1): 107-121
- INE, 2009. National Statistics Institute. Agriculture Census. Accessible at: https://www.ine.es/dyngs/INEbase/en/categoria.htm?c=Estadistica_P&cid=1254735570567
- IPCC, 2014. Fifth Assessment Report: Climate change Report (Synthesis Report). Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Isaak, D., JS. Wollrab, D. Horan and G. Chandler, 2011. Climate change on stream and river temperatures across the northwest U.S. from 1980-2009 and implications for salmonid fishes. *Climatic Change* 113: 499-524.
- Isidoro, D., M. Balcells, I. Clavería and F. Dechmi, 2013. Momento óptimo de muestreo en las estimas de las cargas de contaminantes en el río Alcanadre (Huesca), XXXI Congreso Nacional de Riegos; Orihuela, 18-20 de junio de 2013.
- Kaushal, S.S., G.E. Linkens, N.A. Jaworski, M.L. Pace, A. M. Sides, D. Seekell, K. T. Belt, D.H. Secor and R. L. Wingate, 2010. Rising stream and river temperatures in United States. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: November 2010.
- Kendall, M.G., 1975. Rank Correlation Methods, 4th Ed. Charles Griffin, London.
- Kinouchi, T., H. Yagi and M. Miyamoto, 2007. Increase in stream temperature related to anthropogenic heat input from urban wastewater. *Journal of Hydrology* 335: 78-88.
- Labrador-Páez, L., C. Mingoos, F. Jaque, P. Haro-González, H. Bazin, J.M. Zwier, D. Jaque and N. Hildebrandt, 2019. "pH dependence of water anomaly temperature investigated by Eu (III) cryptate luminescence". *Analytical and bioanalytical chemistry*, 1-8.
- López-Moreno, J.I., S.M. Vicente-Serrano, E. Moran-Tejeda, J. Zabalza, J. Lorenzo-Lacruz and J.M. García Ruiz, 2011. Impact of climate evolution and land use changes on water yield in the Ebro Basin. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15: 311-322.
- López-Moreno, J.I. and J.M García-Ruiz, 2004. Influence of snow accumulation and snowmelt processes on the distribution on streamflow in the central Spanish Pyrenees. *Hydrological Sciences- Journal*, 49: 787-802.
- Lorenzo-González, M.A., D. Isidoro and D. Quílez, 2014. Long term salinity trends in the Ebro River (Spain). 3er Salinity Forum, 2014. University of California Riverside (USA).
- Lorenzo-Lacruz, J., S.M. Vicente-Serrano, J.I. López-Moreno, E. Morán-Tejada, and J. Zabalza, 2012. Recent trends in Iberian streamflow (1945-2005). *Journal of Hydrology* 414-415: 463-475.

- MAGRAMA, 2021. Anuario de Aforos, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MAGRAMA). Available at <http://sig.magrama.es/aforos/>
- MAGRAMA, 2010. Estudio de los impactos del cambio climático en los recursos hídricos y las masas de agua. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MAGRAMA) and Centro de Estudios de Experimentación de Obras Públicas (CEDEX).
- MAGRAMA, 2008. Datos sobre la nieve y los glaciares en las cordilleras Españolas, Programa ERHIN (1984-2008). Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino de España.
- Mann, H. B., 1945. Non-Parametric tests against trend. *Econometría* 13: 245-259.
- Masachs Alavedra, V., 1948. El Régimen de los ríos Peninsulares. Consejo Superior de Investigaciones Científicas: Instituto Lucas Mallada de Investigaciones Geológicas.
- MOPU, 1990. Análisis de Calidad de Aguas, Red Oficial del Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Obras Hidráulicas, años 1974-1990.
- Nebeker, A.V., 1971. Effect of high winter water temperatures on adult emergence of aquatic insect. *Water Research* 5: 777-783
- NUCLENOR, 2013. Central Nuclear de Santa María de Garoña, Datos y Cifras. Annual report.
- Peterson, D. E. and R. T. Jaske, 1968. A test simulation of potential effects of thermal power plants on stream on the upper Mississippi River Basin, Battelle Northwest laboratories, Richland Washington.
- Poole, G. C. and C.H. Berman, 2001. An ecological Perspective on in-stream temperature: Natural heat dynamics and mechanism of human-caused thermal degradation. *Environmental Management* Vol 27 (6): 787-802.
- Prats, J., 2012. Water temperature modeling in the Lower Ebro River (Spain): Heat fluxes, equilibrium, temperature, and magnitude of alteration caused by reservoir and thermal effluent. *Water Resource Research*, Vol 48(%): Article number W05523.
- Prats, J., 2011. El règim tèrmic del tram inferior de l'Ebre i les seues alteracions. Ph. D. Dissertation. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona (Spain)
- Prats, J., R. Val, J. Armengol and J. Dolz, 2010. Temporal variability in the thermal regime of the lower Ebro River (Spain) and alteration due to anthropogenic factors. *Journal of Hydrology* 387: 105-118.
- Prats, J., R. Val, J. Armengol and J. Dolz, 2007. A methodological approach to the reconstruction of the 1949-2000 water temperature series in the Ebro River at Escatrón. *Limnetica*, 26(2): 293-306.
- Stumm, W. and J.J. Morgan, 1970. *Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*. Wiley-Interscience Ed.
- Stevens, H. H., J. F. Ficke, and G. F. Smooth, 1975. Water temperature influential factors, field measurement and data presentation. *Techniques of Water Resource Investigation of the United State Geological Survey*, Book nº1, Chapter D1.

- Val, J., M. R. Pino and D. Chinarro, 2018. Development of a new methodology for the creation of water temperature scenarios using frequency analysis tool. *Science of Total Environment* 618: 610-620.
- Val, J., D. Chinarro, M. R. Pino and E. Navarro, 2016. Global change impacts on river ecosystems: A high-resolution watershed study of Ebro river metabolism. *Science of Total Environment* 569-570: 774-883.
- Val, R., D. Niñerola, J. Armengol and J. Dolz, 2003. Incidencias de los embalses en el régimen térmico del río. El caso del tramo final del Ebro. *Limnética* 22(1-2): 85-92.
- Valencia, J.L., 2007. Estudio estadístico de la calidad de las aguas de la Cuenca del Hidrográfica del río Ebro. Ph. D. Dissertation. Technical University of Madrid, School of Agricultural, Food and Biosystems Engineering, Madrid (Spain)
- Vannote, R.L. and B.W. Sweeney, 1980. Geographic analysis of thermal equilibria: A conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. *American Naturalist*, 115: 667-695.
- Verma, R.D., 1986. Environment Impacts of Irrigation projects. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 112 (4): 322-330
- Ward, J.V. and J.A. Stanford, 1982. Thermal responses in the evolutionary Ecology of aquatic insect. *Annual Review of Entomology*, 27: 97-117.
- Webb, B.W. and F. Nobilis, 2007. Long-term changes in river temperature and the influence of climatic and hydrological factors. *Hydrological Science Journal* 52(1):74-85.
- Webb, B.W., 1996. Trends in stream and river temperature. *Hydrological Processes*, Vol 10, 205-226.
- Webb, B.W. and F. Nobilis, 1995. Long term water temperature trends in Austrian rivers. *Hydrological Science Journal* 40(1):83-96.
- Webb, B. W. and D. E. Walling, 1988. Modification of temperature behavior through regulation of a British river system. *Regulated Rivers: Research & Management*, 2 (2): 103–116.
- WHO, 2011. *World Guidelines for drinking-water quality*, Fourth edition, World Health Organization, 541 p.

Capítulo VI
CONCLUSIONES GENERALES

CAPÍTULO VI. Conclusiones Generales

Esta Tesis se divide en cuatro apartados independientes que se estructuran en base a un objetivo común que es el estudio de las repercusiones de las actividades antrópicas y su relación sobre las variaciones de caudal y calidad observadas en los ríos.

Para ello se han desarrollado, empleado y contrastado diversos métodos estadísticos de análisis de tendencia aplicados a caudales, temperatura del agua, salinidad y nitrato, así como también se ha implementado un modelo de balance de agua y sal en uno de los principales Sistemas de riego de la cuenca del Ebro, los regadíos del Canal de Bardenas en la cuenca del río Arba.

Los resultados obtenidos han permitido identificar y valorar las principales variables que repercuten sobre la calidad del agua en los ríos (salinidad, nitrato y temperatura) y realizar diversas prognosis bajo diferentes escenarios.

Estimadores de masa de sal y nitrógeno mensuales

La realización de un análisis causa efecto entre los cambios en los usos del suelo y la calidad de los ríos requiere del empleo de métodos robustos, que permitan obtener series de tiempo capaces de cuantificar las principales variables de calidad en los ríos. Estos métodos deben adaptarse a la disponibilidad de datos, variables medidas, cadencias de las redes de control y duración de las series.

El regadío corresponde con uno de los usos del suelo que puede alterar la calidad de los ríos. Su desarrollo produce, entre otras cosas, un incremento de la masa de sales y nitrógeno de los ríos, receptores finales de los retornos de riego.

En este trabajo se han implementado y contrastado cinco métodos de cálculo de masas mensuales de sal y nitrato definidos a partir de registros mensuales de conductividad eléctrica y de concentración de nitrato y caudales medios diarios del río Arba en Tauste, obtenidos de las redes oficiales de la Confederación Hidrográfica del Ebro. Los resultados fueron contrastados con las series de referencia, obtenidas de medidas diarias de conductividad eléctrica y concentración de nitratos de la red RecoREbro.

De los seis métodos desarrollados, los métodos regresivos, incluyendo el método mixto que incorpora la interpolación en un método regresivo, son los que mostraron un mejor ajuste para el cálculo de las **masas mensuales de sal**. Son métodos basados en la relación existente entre la conductividad eléctrica y el caudal del río, lo que permite a partir de datos de caudal diario o mensual, determinar la concentración y masa de sales.

A diferencia de los métodos de interpolación que emplean las observaciones de conductividad eléctrica y caudal, los métodos regresivos pueden ser usados en series incompletas o con una cadencia de medición baja. Sin embargo, requieren de la existencia de una buena relación entre la conductividad eléctrica y el caudal, relación que no todos los ríos presentan, a lo que hay que añadir que la evolución de las series históricas de masa de sales obtenidos por estos métodos está fuertemente vinculada a la evolución de los caudales.

Otra cuestión a tener en cuenta en el empleo de modelos regresivos es que la relación caudal-conductividad eléctrica varía con el tiempo cuando se introducen cambios en el medio, como puede ser la ampliación de la superficie de riego con la incorporación de suelos salinos, mejora en los sistemas de riego o cambios en los patrones de cultivo, entre otros. En ese sentido la incorporación de la interpolación en los métodos regresivos mejora la bondad del ajuste y se ajusta mejor a las variaciones diarias de la masa de sal.

Por otro lado, para el cálculo de la **masa de nitrato**, los métodos regresivos también mostraron resultados satisfactorios. Sin embargo, no se obtuvo una clara relación entre el caudal y la concentración de nitrato, pero sí, entre el nitrato y la conductividad eléctrica. En estos métodos la masa de nitrógeno mensual se calcula a partir de la concentración de nitrato y la CE, multiplicada por el caudal.

Los métodos de interpolación, aquellos que emplean una medida de concentración de NO_3 al mes multiplicada por el caudal, también presentaron un ajuste satisfactorio, pero solo cuando la serie de medidas mensuales de concentración de NO_3 , es suficientemente completa.

Estos resultados permiten definir una estrategia de muestreo para el río Arba en Tauste que determine la masa de nitrógeno basada en una lectura al mes de la concentración de nitrato y del caudal del río, sin necesidad de estaciones de muestreo y aforo permanentes. Sin embargo, hay que añadir, que los resultados mejoran en la medida en la que aumenta la cadencia de las medidas de concentración de nitrato y caudal.

Balance de agua y sal en la cuenca del Arba

La realización de un modelo basado en balances mensuales de caudal y sales constituye una buena herramienta para el estudio de las repercusiones de la agricultura sobre la calidad y caudal de los ríos. Se trata de un método sencillo, adaptado a la disponibilidad de datos, lo que permite su aplicación en series muy largas de tiempo, que incluyen años con unas características climáticas, socioeconómicas, de desarrollo del riego específicas.

Este método identifica y cuantifica las variables que mayor cambio introducen en el medio (río receptor de los caudales de drenaje) y analiza la relación existente entre estas variables y el río, ajustando sus valores a partir de los datos de calidad y caudal observados en el río. A partir

de este análisis, del conocimiento de la relación causa-efecto entre las variables y su respuesta en los ríos, se pueden reproducir diferentes escenarios entre los que se encuentra la ampliación de la superficie de riego, la modernización del regadío o el cambio climático.

Este método se ha desarrollado en la cuenca del río Arba dado que se trata de una de las cuencas del Ebro con un mayor porcentaje de superficie de ocupación del riego y con una disponibilidad de datos de caudal y calidad en el río desde 1975. Estos riegos, abastecidos con agua de la cuenca del río Aragón mediante el canal de Bardenas, se remontan a los años 60, y desde su origen su superficie se ha ido incrementando progresivamente. A diferencia de otras cuencas, la del Arba posee litologías terciarias ricas en yesos y otras sales, de modo que sus drenajes presentan una importante componente salina.

La realización de balances mensuales de caudal y sales en la cuenca del Arba desde el año 1975 hasta el 2014 muestra como las aportaciones y salinidad del río Arba están fuertemente vinculados a los drenajes del SRCB-Arba (Sistema de riegos del canal de Bardenas en la cuenca del Arba). El 60% del agua aforada en el río Arba en Tauste y el 58% de sus sales corresponden a agua y sales procedentes de los drenajes de este sistema. Estas cifras varían según se trate de años secos o húmedos con un mayor porcentaje en los años secos y menor en los años húmedos.

Desde inicio el inicio de la serie de estudio estos drenajes han disminuido debido a la mejora en la gestión del agua y el aumento de la eficiencia del riego. Este aumento lleva asociado un descenso de los caudales en desembocadura, así como un incremento de la concentración de sales. La reutilización de los retornos de riego es uno de los principales factores que ha permitido incrementar la eficiencia global del Sistema junto con la disminución de las pérdidas en las redes de distribución.

De los escenarios definidos dentro de este trabajo, aquellos que incorporan la modernización del regadío son los que muestran un mayor impacto sobre el río Arba, con una bajada generalizada de los caudales circulantes por el río, un descenso de la masa de sales exportada, y una mayor concentración de sales en el río. Esta variación se hace más acusada en los meses de estiaje y en los posteriores a la campaña de riego (de julio a noviembre).

Por otro lado, el principal cambio que implica la ampliación de la superficie de riego es el incremento de los aportes de sal debido a la incorporación de superficies de riego sobre litologías salinas.

El escenario de cambio climático tiene un efecto más moderado sobre el río Arba, y muestra una reducción de los caudales y un aumento de la concentración de sales más bajos, que los mostrados por los escenarios de modernización y de ampliación de la superficie de riego. Sin embargo, su incorporación al resto de escenarios acentúa los efectos observados: se producen

mayores reducciones de caudal y mayores aumentos de la concentración de sales. Finalmente cabe concluir que, si bien se observa un comportamiento más o menos similar en los años medios y húmedos, la respuesta del Sistema en los años secos es diferente. En estos años la eficiencia general del sistema aumenta, la superficie de riego disminuye y los patrones de cultivo cambian hacia cultivos que requieren una menor demanda de agua. Son años en los que se alcanzan valores elevados de concentración de sales y muy bajos de caudal lo que dificulta su calibración y ajuste. El escenario de modernización del regadío junto con el de cambio climático en esta tipología de años muestra un río con caudales excepcionalmente bajos y con aguas con una concentración de sales muy elevada lo que puede suponer un problema para las comunidades de regantes de cola que se abastecen del río y de los ecosistemas situados en los tramos más bajos de la cuenca.

Análisis de las tendencias de salinidad del tramo final del río Ebro

La cuenca del Ebro presenta una importante superficie de áreas salinas que contribuyen a la aportación de sales a las aguas superficiales. El progresivo incremento de la superficie de riego desde mediados del siglo pasado, ha favorecido el aumento de la salinidad de este río debido al aumento del consumo de agua, lo que limita la capacidad de los ríos de diluir estas sales, además de la puesta en riego de importantes superficies de composición salina, que favorece la movilidad de las sales de suelo y subsuelo.

El análisis de las series observadas de concentración de sales del río Ebro en Tortosa, última estación de control de calidad antes de su desembocadura, permite analizar cómo han afectado estos regadíos a la salinidad del río. La prolongación de estas series a futuro mediante la aplicación de las tendencias observadas, permite hacer pronóstico de cómo va a ser la calidad de este río en un futuro, entendiendo una misma evolución en los cambios de los usos del suelo. Así como también, en base a la relación del caudal con la salinidad del río, incorporar una disminución de las aportaciones de agua asociadas al cambio climático.

Los métodos de análisis de tendencias empleados resultaron adecuados para hacer previsiones de salinidad para 2027. Los mejores ajustes a los datos de partida correspondieron con los métodos autoregresivos (ARIMA) y de regresión basados en la relación Q-CE. Sin embargo, los métodos de análisis de Mann-Kendall y de regresión lineal por meses permitieron calcular y aplicar tendencias independientes para cada mes.

Todos los métodos empleados y series analizadas mostraron un incremento de la salinidad del río Ebro en Tortosa con menores tendencias en la medida que las series de análisis eran más cortas.

Las mayores tendencias correspondieron con las obtenidas en la serie 1973-2012, donde se obtuvo un incremento de los sólidos disueltos totales del Ebro de 5,6-5,8 mg/l al año y las

tendencias más bajas correspondieron con las obtenidas en la serie 1990-2012 con valores de 3,1-4,9 mg/l al año. Por otro lado, los resultados de la serie más corta de las analizadas, 2001-2012, no fue concluyente. Esta serie con un número corto de años (11 años) mostraron una fuerte vinculación a los valores de salinidad registrados en el primer año de la serie.

En cuanto a los métodos empleados, el Armónico fue el que mostró las tendencias más altas y el método de Mann-Kendall las más bajas.

La aplicación de estos métodos y tendencias permitió a su vez calcular la salinidad media del río Ebro en Tortosa para el año el 2027. El promedio de sólidos disueltos totales para este año aplicando las tendencias de la serie más completa (1973-2012) varía entre 913 y 920 mg/l, lo que supone un aumento del 27,5% sobre la media del periodo 1973-2012 y de un 12,5% sobre la media de los últimos 5 años analizados (2008-12).

Por meses, los mayores incrementos de salinidad obtenidos por el método de Mann-Kendall y regresión lineal correspondieron con los meses a inicio del año hidrológico (octubre-enero), donde se obtuvo para la serie más larga de las analizadas un incremento significativo de los sólidos disueltos totales de entre 6,9 y 10,3 mg/l al año. Los valores más bajos para la misma serie correspondieron con los meses de primavera (abril a junio), con valores de entre 2,5 y 3,3 mg/l al año.

Estas tendencias aplicadas al 2027 permitieron estimar un valor máximo en el mes de diciembre donde se alcanzó una concentración media de sólidos disueltos totales de entre 1100-1200 mg/l. Mientras que las estimaciones más bajas se obtuvieron en los meses de primavera (abril-junio) donde se alcanzó en el mes de junio valores en torno a 700 mg/l.

La descomposición de los sólidos disueltos totales en una componente asociada al caudal y otra independiente del mismo, mostró unas tendencias de salinidad del río que pueden atribuirse en mayor medida a la carga salina de las aguas ($\Delta SDT_{aj} = 3,1$ mg/l-año) que al efecto de la disminución de los caudales circulantes.

Las tendencias de los sólidos disueltos totales dependientes del caudal fueron más acusadas en los meses de noviembre a enero, mientras que las tendencias de salinidad independientes del caudal, lo fueron en los meses de diciembre a febrero.

Finalmente, el efecto de una reducción del 5% de los aportes de agua debido al cambio climático, junto con el de las tendencias independientes del caudal, permitieron obtener un promedio para 2027 de 884 mg/l. Esto supone un aumento del 23% sobre la media de 1973-2012 y del 8% sobre la media de 2008-2012.

Esta reducción de caudal del 5% implica un menor incremento de salinidad que el obtenido mediante el análisis de las series de estudio. Se trata de un incremento bajo en comparación con

el marcado por causas independientes al caudal. Para que ambos efectos resulten similares, sería necesario alcanzar descensos de caudal de más de un 30%.

Análisis temporal y longitudinal de la temperatura del río Ebro y principales tributarios

Uno de los principales efectos del cambio climático corresponde con el incremento de la temperatura del aire que entre otras muchas consecuencias produce un aumento de la temperatura de las aguas superficiales. Sin embargo, existen otros factores importantes que afectan a la temperatura de los ríos cuyo origen puede ser natural como es el efecto del deshielo en primavera, el aporte de tributarios con aguas más cálidas o frías, o también de origen antrópico como es el almacenamiento de agua en las presas, la regulación de los ríos, los vertidos térmicos, el descenso de caudales por derivación de agua o el incremento de la superficie de riego, entre otros.

Un análisis de la temperatura del agua a lo largo del eje del Ebro y sus principales tributarios permitió identificar las estaciones que mostraban un comportamiento anómalo, cuantificar estas variaciones y definir su origen.

Los mayores cambios observados, correspondieron a las estaciones situadas aguas abajo de las centrales nucleares que mostraron una temperatura media anual elevada no acorde con el tramo del río, con valores más elevados en los meses de menor caudal, de agosto a diciembre. Las estaciones afectadas por los principales embalses del río Ebro, presentaron una amplitud térmica anual baja, con descenso de la temperatura media del agua en verano e incremento en invierno. Y las estaciones asociadas a grandes sistemas de riego mostraron una temperatura en los meses de verano menor que la obtenida en otras estaciones de condiciones climáticas semejantes, sin que existiera una clara relación en todos los puntos de control analizados.

También se llevó a cabo un análisis de las tendencias de la temperatura del agua en estas estaciones que mostró un incremento significativo anual en casi todas las estaciones analizadas, salvo en las situadas en la cabecera de los tributarios. Las tendencias fueron más elevadas para las estaciones del último tramo del Ebro antes de su desembocadura, las situadas aguas abajo de la central nuclear de Ascó. Estacionalmente, fueron los meses de primavera los que mostraron mayores cambios, con incrementos más acusados en las estaciones aguas abajo de Ascó y menores para las estaciones afectadas por los embalses del eje del Ebro.

Consideraciones finales

A día de hoy, con los medios de medida y las series generadas existen suficientes datos como para poder observar las implicaciones que supone el cambio climático y hacer prognosis que den una mayor solidez a los modelos hipotéticos que se aplican en muchos de los estudios sobre el cambio climático. Esto permitiría entre otras cosas, reducir la incertidumbre en los resultados.

Si bien el cambio climático tiene relación con la modificación de la disponibilidad de los recursos y también afecta de forma indirecta a la calidad del agua, existen otros muchos factores que actúan de forma acusada sobre las aguas superficiales y subterráneas, y el cambio climático produce un efecto de amplificación de sus impactos.

Muchos de estos factores son de tipo antrópico y tienen una relación directa con los resultados observados en las redes de control. Es por este motivo que resultan más fáciles de controlar o por lo menos de incidir sobre ellos para minimizar su impacto.

El análisis de series temporales que se plantea dentro de esta Tesis ha mostrado ser una herramienta sólida que se pueden emplear como punto de partida para otros muchos estudios sobre afecciones derivadas del cambio en los usos del suelo, en el empleo de los recursos o en el cambio climático. Es mucha la información generada y mucho el esfuerzo invertido, y es por tanto necesario dar valor a todos estos datos mediante su empleo como herramienta para entender los cambios pasados y cómo minimizar el impacto de los cambios en el futuro.

La mayor parte de los trabajos de prognosis sobre las aguas superficiales y subterráneas, están enfocados en los cambios que se van a producir sobre el recurso de agua, y muy pocos se centran en evaluar la calidad de estas aguas, entre otras cosas por la dificultad que estos trabajos implican. Sin embargo, entendiendo que los resultados de estos modelos de calidad presentan una mayor incertidumbre, es necesario ahondar en su conocimiento, pues en un futuro antes que las restricciones debidas a la falta de recurso llegarán las restricciones debidas a la mala calidad del agua.

El impacto de los cambios que se producen dentro de sectores concretos no se puede entender si no se ubican dentro de su contexto general. Los cambios que se producen en cabecera, repercuten directa o indirectamente sobre los tramos más bajos del río. Es por este motivo que una buena gestión del recurso y su calidad no se puede entender si no se analiza desde una escala suficientemente amplia, a nivel de grandes sistemas de riego o cuenca. Esto hace necesario introducir mecanismos de gobernanza del agua, donde los cambios que se van a llevar a cabo estén consensuados por todos aquellos que de una manera u otra pueden verse afectados.

La modernización del regadío está suscitando un gran debate sobre las repercusiones que tiene sobre los ríos y acuíferos. Es necesario una tecnificación de todos los sectores, incluida la

agricultura, de modo que sea competitiva y sirva de motor económico para una buena parte de nuestro territorio. En esta línea, la modernización del riego, puede y debe constituir una oportunidad para controlar y minimizar los impactos que produce la agricultura sobre el medio, siempre en base a un control y mejora del conocimiento.

La modernización integral del Sistema de Riegos del Canal de Bardenas, va a permitir cubrir toda la superficie de riego con agua de buena calidad, sin embargo, los retornos de agua van a ser escasos y con concentraciones elevadas de salinidad, en especial en los años secos. Esto va a repercutir sobre los ecosistemas y comunidades de regantes que dependen del río en su tramo bajo. De este modo será necesario mantener unos caudales de buena calidad en cabecera, que permitan diluir todos estos retornos de riego y mantener unos caudales mínimos para el sostenimiento del río y de los riegos tradicionales asociados.

Tal y como se ha mostrado en esta Tesis doctoral, existen formas de mejorar la eficiencia del riego sin necesidad de aplicar una modernización integral, que supone un importante desembolso económico al que muchas comunidades de regantes, con una población envejecida, no pueden hacer frente. La mejora en las redes de distribución, facilitar la reutilización de los retornos de riego, incorporar sistemas de control y petición de agua adaptadas a la climatología y los cultivos y la construcción de balsas de regulación, son algunas de las medidas que mejora la gestión del recurso.

En esta Tesis doctoral algunos de los problemas más importantes de la cuenca del Ebro como es la contaminación por nitrato se tratan de forma secundaria. Se trata de un elemento contaminante que depende de muchos factores (abonado, tipo de cultivo y producción, existencia de zonas de absorción natural de nitrato y movilidad del nitrógeno en el subsuelo) que dificultan su análisis a diferencia de otros contaminantes más conservativos como pueden ser las sales. Esto no quiere decir que no se puedan tratar con modelos de balances como aquí se han planteado o con modelos desagregados más complejos. Este es un desafío que debe plantearse en un futuro inmediato.

También cabe señalar que el modelo de balance de agua y sales se ha realizado en la cuenca del Arba, pero una vez que se han asentado las bases, establecido el modelo conceptual y los datos que alimentan este modelo, se podría plantear en otras zonas de la cuenca del Ebro que presentan problemas de salinidad y una importante superficie de riego, como es el río Flumen, el Cinca, el barranco de la Violada o el de La Valcuerna.

Finamente cabría apuntar que a fecha de la entrega de la presente Tesis doctoral algunas de las series de análisis pueden ser actualizadas. Esto permitiría reforzar los resultados con series más largas, más completas y en un contexto ambiental, climático y socioeconómico que se está mostrando cada vez más dinámico.

