

AGRICULTURA DE REGADIO, CALIDAD DEL AGUA Y FLUJOS DE RETORNO

Ramón Aragüés Lafarga

Unidad de Suelos y Riegos, Servicio Investigación Agraria, Diputación General de Aragón.

Laboratorio Asociado de Agronomía y Medio Ambiente CSIC-DGA

Ap 727, 50 080 Zaragoza

1. Introducción

La historia demuestra que el riego fue una de las primeras modificaciones del medio natural emprendidas por el hombre. El desarrollo socio-económico de muchas de las antiguas civilizaciones se basó fundamentalmente en el éxito del regadío, que aumentó y estabilizó tanto los productos alimentarios como los no alimentarios. En la actualidad, los 220 millones de hectáreas de regadío existentes a nivel mundial suponen únicamente el 18% de la superficie total cultivada y, sin embargo, contribuyen al 35% de la producción agrícola total (Hoffman et al., 1990). Puede por lo tanto concluirse que, a lo largo de miles de años, el regadío ha contribuido de forma muy positiva al desarrollo de la humanidad.

De acuerdo con la mayoría de las proyecciones efectuadas, la población mundial alcanzará 6.300 millones de habitantes en el año 2.000 y 8.500 millones en el año 2.025 (UN, 1990). Estos incrementos de población exigirán unos aumentos en la producción agrícola de alrededor del 40-50% en los próximos treinta a cuarenta años. Dichos aumentos deben producirse en gran medida a través de la expansión e intensificación del regadío en los países en vías de desarrollo. Esta expansión debería ser del orden del 2.3% anual para cubrir las necesidades alimentarias en el año 2.000. Sin embargo, la tasa actual de expansión es inferior al 1% anual (FAO, 1988). Entre las razones que explican esta tasa de expansión insuficiente pueden citarse (1) los elevados costes de desarrollo del regadío, (2) el hecho de que la mayor parte de los suelos y aguas susceptibles de uso ya están siendo utilizados y (3) el fracaso relativo de un buen número de regadíos, algunos de ellos referenciados históricamente, que han producido unos rendimientos inferiores a los proyectados y han conducido a la degradación ambiental ocasionada por una presión excesiva sobre los recursos suelo y agua. Así, la sostenibilidad de la agricultura de regadío se está cuestionando en las últimas décadas debido a la aparición de problemas tales como el encharcamiento, la erosión, la salinización y la desertificación de los suelos, la salinización de las aguas superficiales y subterráneas, la toxicidad potencial de algunos agroquímicos, y las pérdidas de diversidad biológica y recursos fitogenéticos.

En definitiva, el control de la degradación ambiental resultante de una explotación irracional de los recursos agrícolas es una necesidad crítica en la mayoría de las naciones del planeta, incluida España. Dicho control exige un conocimiento profundo de las características del sistema agrícola en consideración y de las técnicas de manejo más apropiadas que hagan posible la compatibilidad de una agricultura de regadío próspera con la conservación de dichos recursos agrícolas.

En este trabajo se presentan los criterios que determinan la aptitud de calidad de las aguas para el riego y se establecen algunos conceptos relacionados con el impacto potencial del regadío sobre la degradación de los recursos agrícolas suelo y agua. Ambos aspectos se ilustran con algunos trabajos realizados en la Cuenca del Ebro por la Unidad de Suelos y Riegos del Servicio de Investigación Agraria del Gobierno de Aragón.

2. Calidad de las aguas para el riego

En las últimas décadas se han establecido diversas clasificaciones de calidad de las aguas para el riego que, en general, han adolecido de ser muy generalistas y por lo tanto poco precisas o, por el contrario, excesivamente localistas y por lo tanto no extrapolables a otras situaciones. De cualquier forma, en estas clasificaciones se consideran comunmente (1) el efecto de la salinidad (expresada como conductividad eléctrica, CE) sobre el rendimiento de los cultivos, y (2) el efecto combinado de la salinidad (CE) y sodicidad (expresada como relación de adsorción de sodio, RAS) sobre la estabilidad estructural de los suelos. El efecto tóxico de algunos microelementos y los efectos nutricionales deben asimismo considerarse en ciertas circunstancias (FAO, 1985).

2.1. Calidad del agua y rendimiento de los cultivos

El principal problema para evaluar la aptitud de un agua desde el punto de vista del efecto de su salinidad sobre el rendimiento de los cultivos es que el manejo del riego es tan importante como la CE del agua "per se". Ello es debido a que, obviamente, las plantas responden a la salinidad de la solución del suelo presente en su zona de raíces, y dicha salinidad depende tanto de la CE del agua de riego como del factor de concentración del agua en el suelo inducido por la evapotranspiración de la planta. En condiciones de régimen permanente y sin considerar posibles fuentes y sumideros de sales en el suelo, dicho factor de concentración puede estimarse a partir de la fracción de lavado (FL) o fracción del agua aplicada que percola a través de la zona de raíces.

Desde este punto de vista, el enfoque propuesto por Rhoades (1982) es el más adecuado, ya que considera de forma conjunta la CE del agua de riego, la FL y la tolerancia de los cultivos a la salinidad, tal como se presenta en la Figura 1 para sistemas de riego convencional: A partir de la CE del agua de riego (eje X) y de la FL, se determina la salinidad media de la zona de raíces, expresada como CE del extracto saturado del suelo (CE_e, eje Y). Si ésta CE_e es inferior a la CE_e umbral del cultivo en consideración (CE_e umbral = CE_e por encima de la cual se produce un descenso del rendimiento del cultivo), se considera que el agua es apta para el riego de dicho cultivo. Si ésta CE_e es superior a dicha CE_e umbral, se considera que el agua no es apta para el riego de dicho cultivo, salvo que sean aceptables los correspondientes descensos de producción. Si estos descensos son inaceptables, será preciso utilizar un cultivo más tolerante (Fig. 1) cuya CE_e umbral sea superior a la CE_e del eje Y.

En definitiva, la evaluación de la aptitud de un agua de riego desde el punto de vista de la salinidad precisa básicamente del conocimiento de tres variables: la *CE* del agua, la *FL* alcanzada en el sistema y la *tolerancia* de los cultivos a la salinidad del suelo. Cada una de estas variables se discute a continuación.

El conocimiento de la CE de las aguas de riego es por lo tanto fundamental para establecer sus aptitudes de uso y para determinar las dotaciones de agua de los regadíos, ya que dichas dotaciones dependen no solo de las necesidades hídricas de los cultivos, sino también de sus necesidades de lavado o fracciones de lavado que deben imponerse en el sistema para que la salinidad resultante en el suelo no afecte al rendimiento de los cultivos. La elaboración de mapas de salinidad de las aguas a nivel cuenca hidrológica y el análisis de sus tendencias temporales son por lo tanto variables que es preciso conocer para una planificación hidrológica adecuada del sistema en consideración.

A efectos ilustrativos, la Fig. 2 presenta el mapa de isocías de CE de las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro (Aragüés y Alberto, 1983), la Figura 3 presenta la evolución de la CE de las aguas del río Ebro a lo largo de su cauce (Aragüés, 1989), la Figura 4 presenta la CE media de las

aguas de retorno de los principales polígonos de riego de la Cuenca Media del Ebro, elaborada a partir de datos suministrados por IRYDA, y la Figura 5 presenta la evolución de la CE de las aguas en el tramo medio (Camarera) e inferior (Urdana) del río Gallego.

De estas Figuras puede deducirse que la calidad de las aguas de los principales polígonos de riego de la Cuenca del Ebro - provenientes del sistema pirenaico - es excelente desde el punto de vista de la respuesta de los cultivos a la salinidad, en tanto que en los polígonos regados con las aguas de los tramos inferiores de algunos ríos o del tramo medio del Ebro su calidad puede afectar negativamente al rendimiento de los cultivos más sensibles a la salinidad. Por ejemplo, la CE del tramo inferior del río Gállego, de unos 2 dS/m (Fig. 5) puede afectar negativamente al maíz (cuya C_{EE} umbral es de 1.7 dS/m), cultivo mayoritario en esa zona, si las FL son inferiores a 0.4 (Fig. 1), lo que implica que las dotaciones de riego en esa zona deben incrementarse proporcionalmente para alcanzar las correspondientes necesidades de lavado.

La información sobre la salinidad actual de las aguas de riego debe complementarse con el establecimiento de las tendencias temporales de la salinidad. Así, la Figura 6 (Aragüés y Alberto, 1983) presenta las curvas de tendencia salinidad-tiempo de seis estaciones de la red de control de la Cuenca del Ebro, e indica que las tendencias de salinización de las aguas de algunos ríos son relevantes y deben por lo tanto contemplarse al objeto de establecer de forma correcta una planificación hidrológica a largo plazo. Este tipo de trabajos debe actualizarse y extenderse al conjunto de las cuencas hidrológicas del país, por lo que debería formar parte de los estudios a emprender dentro del Plan Hidrológico Nacional.

La segunda variable necesaria para establecer la aptitud de las aguas para el riego es la fracción de lavado (FL). La FL es difícil de medir a nivel práctico, por lo que suele estimarse a partir de la expresión:

$$FL = (R - ET_c) / R$$

donde R es el volumen de riego y lluvia que infiltra en el suelo, y ET_c es el volumen de evapotranspiración de los cultivos en consideración. El volumen de riego aplicado es fácilmente medible a partir de aforadores, de los que deberían disponer todos los polígonos de riego. La ET de los cultivos (ET_c) puede estimarse a partir de la evapotranspiración de referencia (ET_o), y de los coeficientes de cultivo (K_c) mediante la expresión:

$$ET_c = ET_o \times K_c$$

Los valores de K_c están bien referenciados bibliográficamente (FAO, 1977), pero el cálculo de la ET_o precisa de la calibración de los diferentes modelos propuestos a las condiciones locales. A efectos ilustrativos, la Fig. 7 presenta el mapa de isolíneas de la ET_o del año medio para Aragón (Martínez-Cob y Faci, 1993), elaborado por técnicas de geoestadística a partir de la ecuación de FAO Blaney-Criddle aplicada a las variables climáticas recopiladas en 158 estaciones climáticas de la Cuenca Media del Ebro.

El acoplamiento de esta información a las superficies de los distintos cultivos, que en la actualidad pueden estimarse de forma precisa a través de la teledetección (Casterad et al., 1992), proporciona las necesidades de riego de los cultivos para un determinado polígono o Cuenca hidrológica. El contraste de estas necesidades hídricas, calculadas para el periodo en estudio, con el volumen de riego aportado en dicho periodo, permite estimar la FL a través de la ecuación planteada anteriormente.

Tal como se verá en el apartado 3. de este trabajo, ésta información es asimismo necesaria para establecer la eficiencia en el uso del agua del regadío, parámetro fundamental para la gestión racional y la conservación, en cantidad y calidad, del recurso agua.

Finalmente, la tercera variable necesaria para establecer la aptitud de las aguas para el riego es la tolerancia de los cultivos a la salinidad. Esta información es exhaustiva y ha sido sintetizada recientemente en diversas revisiones sobre el tema (Maas, 1990; Francois y Maas, 1994). Al pie de la Fig. 1 se presenta la tolerancia o CEe umbral de algunos cultivos de interés. Las Tablas de tolerancia de los cultivos a la salinidad deben tomarse con precaución pues, aunque son muy útiles para establecer la tolerancia relativa de los cultivos, no son necesariamente válidas para determinar los descensos absolutos de rendimiento inducidos por la salinidad, ya que dicha tolerancia viene asimismo afectada por otras variables que es preciso conocer. Los valores de CEe umbral que proporcionan dichas Tablas se han generado a partir de muchos experimentos realizados en distintas condiciones climáticas y edáficas, por lo que deben tomarse como valores medios que es preciso contrastar para nuestras condiciones locales. Dichos valores medios de CEe umbral no tienen en cuenta el hecho de que el nivel de tolerancia varía con la edad de la planta y tampoco consideran las posibles diferencias de tolerancia entre cultivares de una misma especie.

Esta última circunstancia puede ser relevante para ciertas especies, como la cebada, que ha mostrado distintos niveles de tolerancia entre los más de 150 cultivares evaluados bajo un sistema de triple línea de aspersión desarrollado en el Servicio de Investigación Agraria de Aragón (Aragüés et al., 1992; Royo and Aragüés, 1993). Así, la Fig. 8 presenta el nivel de tolerancia de 71 cultivares de cebada expresado en base a la CE-50 (CE para la que la producción de grano se reduce en un 50%) del agua aplicada, e indica que ciertos cultivares son significativamente más tolerantes y susceptibles de ser utilizados beneficiosamente por el agricultor en condiciones de salinidad relativamente elevadas.

2.2. Calidad del agua y estabilidad estructural de los suelos

El segundo aspecto fundamental que determina la aptitud de un agua para el riego es el efecto de su calidad sobre la estabilidad estructural de los suelos. Bajo ciertas condiciones, algunos suelos pueden ser estructuralmente inestables, conduciendo a descensos de la infiltración (I) del agua en el suelo y/o de la conductividad hidráulica (CH) del suelo. Dichos descensos son debidos a ciertas reacciones físico-químicas asociadas en su mayor parte a la fracción coloidal de los suelos que se manifiestan principalmente por la destrucción de los agregados y por la dispersión e hinchamiento de las arcillas.

Aunque el número de variables que afectan a la I y a la CH es muy numeroso y la importancia relativa de las mismas no está todavía bien fundamentada, desde el punto de vista del agua de riego las dos variables más importantes a considerar son la salinidad (CE) y la sodicidad (o relación de adsorción de sodio $RAS = Na/[(Ca+Mg/2)]^{0.5}$, donde Na, Ca y Mg son concentraciones del agua de riego en meq/L). La Fig. 9 presenta un diagrama generalizado de estabilidad estructural de los suelos que permite establecer el peligro potencial de pérdida de la estabilidad estructural en función de la CE y el RAS del agua de riego: si la combinación de CE y RAS del agua de riego cae por encima de la zona rayada, se considera que el agua es apta para el riego pues no produce descensos de permeabilidad, en tanto que si cae por debajo se considera que el agua puede producir descensos de permeabilidad. Este diagrama puede utilizarse para la evaluación del comportamiento del horizonte superficial del suelo, zona donde la CE y el RAS de la solución del suelo - que son lógicamente las variables que determinan la estabilidad estructural del suelo - pueden asimilarse a la CE y RAS del agua de riego.

Con frecuencia, esta evaluación es suficiente ya que el horizonte superficial del suelo es el que limita la infiltración del agua. Sin embargo, el RAS de la solución del suelo no es siempre asimilable al RAS del agua de riego, ya que (1) la concentración de la solución del suelo aumenta en relación con la del agua de riego por efecto de la evapotranspiración, (2) ésta concentración varía en el tiempo y en el perfil del suelo y (3) la composición de la solución del suelo viene afectada por las reacciones de intercambio cationico, la precipitación de sales y la meteorización de los minerales presentes en el suelo. El resultado de todo ello es que, generalmente, el RAS de la solución del suelo es superior al RAS del agua de riego. En estos casos, se recomienda sustituir en el diagrama de la Fig. 9 el RAS por el "RAS ajustado" (Suarez, 1981) que tiene en cuenta los aspectos mencionados mas arriba.

De acuerdo con el diagrama de la Fig. 9, un suelo es tanto mas inestable cuanto menor es la CE y mayor es el RAS del agua de riego o de la solución del suelo. Incluso para valores de RAS muy bajos, el electrolito debe tener una concentración mínima de sal (generalmente denominada valor de floculación) que prevenga la dispersión de las arcillas. Desde este punto de vista, aunque los valores de RAS de la mayoría de las aguas de la Cuenca del Ebro son adecuados para el riego, las aguas de baja salinidad (Fig. 2) tienen un cierto potencial dispersivo, de tal manera que sus valores de CE inferiores a 0.4 dS/m pueden originar la dispersión de arcillas en la superficie del suelo y el consiguiente encostramiento del mismo. Este efecto puede ser todavía más relevante con las aguas de lluvia de muy baja CE. Asimismo, las aguas de retorno del regadío pueden alcanzar valores de RAS (Fig. 4) negativos para la estabilidad estructural de algunos suelos.

Un problema fundamental en la aplicación practica del diagrama presentado en la Fig. 9 es que los suelos responden de forma diferencial al efecto combinado de la CE y el RAS, razón por la cual dichos diagramas deben establecerse para cada suelo particular. A efectos ilustrativos, la Fig. 10 (Amézqueta, 1992; Tesis Doctoral) presenta los diagramas de estabilidad estructural de siete suelos del sistema de riegos de Monegros I (Huesca). En estos diagramas, cualquier combinación de concentración y RAS del electrolito que cae por encima de las respectivas curvas produce la floculación de las arcillas, en tanto que si dicha combinación cae por debajo de las curvas produce la dispersión de las arcillas y la subsiguiente reducción de la infiltración y conductividad hidráulica del suelo. A pesar de que estos suelos tienen unas características fisico-químicas y una mineralogía similares, puede observarse que su respuesta al electrolito es diferente, indicando que existen otras variables indeterminadas que afectan asimismo a estos diagramas de estabilidad.

Finalmente, la estabilidad de los suelos viene también determinada por el sistema de riego. En el riego por aspersión, la dispersión de las arcillas puede estar inducida no solo por la calidad del agua de riego sino también por el impacto de las gotas de agua sobre los suelos desnudos. Dicha dispersión puede conducir a un sellado de la superficie del suelo y a la subsiguiente formación de una costra superficial que limita la infiltración del agua en el suelo, aumenta la escorrentía y erosión, disminuye el intercambio gaseoso suelo-atmósfera y reduce la emergencia de las plántulas.

A efectos ilustrativos, en la Fig. 11 (López-Bruna y Aragüés, 1994) se presenta la infiltración relativa (Ir) de cinco suelos (cubiertos y desnudos) del sistema de riegos Monegros II (Huesca) regados en un simulador de lluvia con agua destilada (AD), agua salina (AS, CE = 5 dS/m, RAS = 0) y agua del canal de Monegros (AM, CE = 0.34 dS/m, RAS = 0.41). La dispersión química es importante en algunos suelos, tal como reflejan las diferencias de Ir obtenidas con AS y AD. Asimismo, la dispersión física inducida por la energía cinética de las gotas de agua es en general muy importante, tal como reflejan -para un agua determinada- las diferencias de Ir obtenidas con suelos cubiertos y desnudos. La adición de enmiendas químicas, como el yeso o el fosfoyeso, y las técnicas de acolchado son por lo tanto prácticas de manejo recomendable en algunos de estos suelos.

3. Calidad de los flujos de retorno del riego

La agricultura de regadío se está contemplando de forma creciente como una industria que crea problemas ambientales similares a los de otras industrias. De hecho, la agricultura de regadío es una de las mayores fuentes de contaminación difusa en sales, pesticidas, herbicidas, nutrientes, elementos traza y sedimentos (NRC, 1989).

La estrategia fundamental para minimizar la contaminación producida por la agricultura de regadío es el control a nivel "fuente", a través de (1) un manejo apropiado de los "inputs" de producción que reduzca la aplicación de fertilizantes, agroquímicos y agua, (2) un control de la escorrentía superficial y subsuperficial (drenaje) que reduzca el lavado de sales y las pérdidas de nutrientes, agroquímicos y del propio suelo, y (3) un incremento de la absorción de nutrientes por las plantas a través de cambios en las rotaciones de los cultivos y en el uso de los suelos.

Tal como se ha explicado en el apartado anterior, el volumen de agua infiltrada en el suelo en exceso de las necesidades hídricas de los cultivos percola en profundidad por debajo de la zona de raíces. Este agua se ve sujeta a un "efecto concentración" derivado de la evapotranspiración de los cultivos, y a un "efecto meteorización" derivado de la disolución de sales presentes en el suelo o en los estratos subyacentes. Ambos efectos conducen a un incremento en la concentración de sales de las aguas de percolación que produce la contaminación de los sistemas receptores de las mismas (las aguas superficiales y/o subterráneas). Concurrentemente, los agroquímicos añadidos al suelo o a las plantas pueden asimismo movilizarse en mayor o menor medida con estas aguas de percolación y producir una contaminación adicional en dichos sistemas receptores.

A efectos ilustrativos, la Fig. 4 muestra (A) los valores medios de CE, RAS y NO_3 en las aguas de retorno de diez polígonos de riego de la Cuenca Media del Ebro y (B) el histograma de concentraciones de NO_3 deducido del análisis de 261 muestras de agua, y la Fig. 12 muestra la concentración media anual de NO_3 en los ríos y aguas de drenaje del polígono de riego de Bardenas I (L. Basso; Tesis Doctoral). Un buen número de estos valores de NO_3 supera claramente los criterios de calidad establecidos por la EPA (EE UU), la Unión Europea y la FAO (1985). Estos resultados permiten por lo tanto concluir que la contaminación agraria por sales y, principalmente, NO_3 es un problema relevante que es preciso controlar.

Desde el punto de vista del agua, este control puede efectuarse a través de (1) la optimización del sistema de almacenamiento y distribución del agua, (2) las mejoras en la uniformidad de aplicación del agua, (3) las reducciones en el volumen de agua aplicada, derivadas del establecimiento de dosis y calendarios de riegos basados en las necesidades hídricas de los cultivos y (4) el manejo y utilización, en su caso, de las aguas freáticas poco profundas.

En definitiva, una de las claves para el control de la contaminación agraria es la reducción de las fracciones de lavado de los sistemas agrícolas de regadío que, en la mayoría de los casos, son muy superiores a las necesidades de lavado de los cultivos. Dos ejemplos ilustrativos de las ineficiencias típicas en el uso del agua de riego y de las correspondientes fracciones de lavado elevadas se presentan a continuación.

La Fig. 13 (ERS, 1977) presenta el balance hídrico del agua destinada a regadíos en el conjunto de EE.UU. en el año 1975 e indica que, de cada 100 unidades de agua tomadas del cauce natural, 23 se pierden en el sistema de distribución; de las restantes 77 unidades que llegan a las parcelas, 36 se pierden por escorrentía y percolación, por lo que sólo 41 unidades de agua son finalmente utilizadas por los cultivos. En definitiva, la eficiencia media de los regadíos de EE. UU. en 1975 fue del 53% a nivel de parcela y del 41% a nivel del sistema global. El total de pérdidas del

sistema global fue por lo tanto del 59%. Aunque parte de éstas pérdidas pueden reutilizarse aguas abajo y, por lo tanto, la eficiencia a nivel cuenca hidrológica es superior a la indicada mas arriba, estos retornos del riego son siempre de menor calidad que el agua original y pueden limitar su aptitud para otros usos agrícolas o no agrícolas (Playán, 1994).

La Tabla 1 presenta los resultados de un estudio realizado por la Unidad de Suelos y Riegos del SIA-DGA (Quílez et al., 1987; Aragüés et al., 1990) en el Polígono de Riego de la Violada (Monegros I) durante el período 1982-1984. El balance de entradas y salidas de agua en este polígono de 3.913 ha indica que la eficiencia de aplicación del agua es del orden del 45% y la fracción de lavado del orden del 51%, esto es, valores muy similares a los obtenidos en el estudio anterior y que pueden generalizarse a la mayoría de los regadíos existentes en nuestro planeta (ASAE, 1990).

Asimismo, en este trabajo se calibró y verificó un modelo conceptual que predice el volumen, concentración y masa de sales de los flujos de retorno del riego. Dicho modelo se utilizó para predecir las reducciones en la masa de sales exportadas por el polígono para unas reducciones hipotéticas del agua de riego aplicada del 20 y del 40%. Dichas predicciones indican que la masa de sales exportadas en 1983 (21.2 t/ha año) puede reducirse a 15.3 y 9.4 t/ha año, si el agua de riego se reduce en un 20 y 40%, respectivamente. La fracción de lavado correspondiente a la reducción del agua aplicada del 40% es todavía de 0.32, indicando que dicha práctica de control es utilizable en la práctica sin afectar al rendimiento de los cultivos. A pesar de que toda reducción en la fracción de lavado implica necesariamente un incremento de salinidad del agua remanente en el suelo y del agua de drenaje, en el caso del Polígono de la Violada la reducción de la fracción de lavado no supone un incremento sustancial en la concentración salina de las aguas de retorno, dado que la misma está controlada por la solubilidad del yeso, mayoritario en dicho Polígono.

Tabla 1. Entradas y salidas de agua medidas en el Polígono de Riego de la Violada (Zaragoza) en los años hidrológicos 1982, 1983 y 1984 (adaptado de Quílez et al., 1987)

VARIABLE	AÑO HIDROLOGICO			
	1982	1983	1984	MEDIA
Riego (m ³ /ha)	9.917	11.294	10.145	10.452
Lluvia (m ³ /ha)	4.625	4.040	4.891	4.519
Evapotranspiración (m ³ /ha)	7.323	6.841	6.065	6.743
Flujos de retorno (m ³ /ha)	8.086	9.310	11.007	9.468
Fracción de Lavado (1)	0.46	0.52	0.56	0.51
Eficiencia de aplicación (2)	0.50	0.45	0.41	0.45

(1) Fracción de lavado = [(Riego+Lluvia)_{efectiva} - ET] / (Riego+Lluvia)_{efectiva}

(2) Eficiencia de aplicación = ET / (Riego+Lluvia)

Estos resultados coinciden con los de Rhoades et al. (1974) y Oster y Rhoades (1990), que concluyen que la masa de sales exportadas pueden reducirse entre 2 y 12 t/ha año, si la fracción de lavado se reduce de 0.3 a 0.1. Estas reducciones en los retornos salinos se producen por tres razones fundamentales: (1) la reducción en el volumen de agua de riego aplicado y, por lo tanto, en la masa de sales que le acompañan, (2) el aumento en la fracción de sales aplicadas que precipitan en el suelo, y (3) la reducción en la meteorización-disolución de las sales "geológicas" presentes en el suelo o en los estratos subyacentes.

En definitiva, una práctica de manejo fundamental para el control de la degradación de las aguas es la aplicación correcta del agua de riego y la consiguiente reducción de la fracción de lavado. Aunque la reducción de la FL produce unas aguas de drenaje de mayor concentración salina por efecto del aumento del factor de concentración debido a la ET de los cultivos, el efecto neto en la mayoría de los sistemas áridos y semi-áridos es que se reduce la salinización de las aguas receptoras de dichos flujos, dado que la masa total de sales disminuye por las razones apuntadas en el párrafo anterior.

La Fig. 14 presenta un ejemplo numérico en el que se analiza el efecto de los retornos actuales del Polígono de la Violada sobre la salinidad del río Gállego y el efecto de los retornos simulados para una reducción hipotética del agua de riego aplicada del 40%. Las fracciones de lavado correspondientes a estas dos situaciones son 0.52 y 0.32, respectivamente. En la situación actual, la masa de sales en los retornos de la Violada es de unas 82.000 t/año y provoca un aumento de la salinidad del río Gallego desde 190 mg/l hasta 711 mg/l. En el caso de una reducción del agua aplicada del 40%, la masa de sales en los retornos de la Violada disminuye hasta unas 36.000 t/año, y la salinidad del río Gallego aumenta únicamente hasta 451 mg/l. Respecto a la situación actual, la aplicación en proporciones adecuadas del agua de riego conduce por lo tanto a una reducción de la salinidad del río del 37%. Debe resaltarse que el ejemplo presentado en la Fig. 14 es conservador, ya que teniendo en cuenta la CE del agua de riego y los cultivos de la zona mas sensibles a la salinidad (frutales y hortalizas), las necesidades de lavado de dicho Polígono son inferiores a 0.1, lo que implica que la consecución de elevadas eficiencias del riego podría todavía reducir mas la salinización del río.

4. Conclusiones

La agricultura de regadío es una necesidad socio-económica incuestionable en las regiones áridas y semi-áridas del planeta. Esta necesidad es especialmente relevante en España, único país de Europa donde existen amplias extensiones con régimen de humedad del suelo arídico.

Dicha agricultura de regadío debe, sin embargo, ser compatible con la conservación de los recursos naturales, lo que exige conocer de forma adecuada tanto los sistemas agrícolas en consideración como las técnicas de manejo agronómico mas apropiadas.

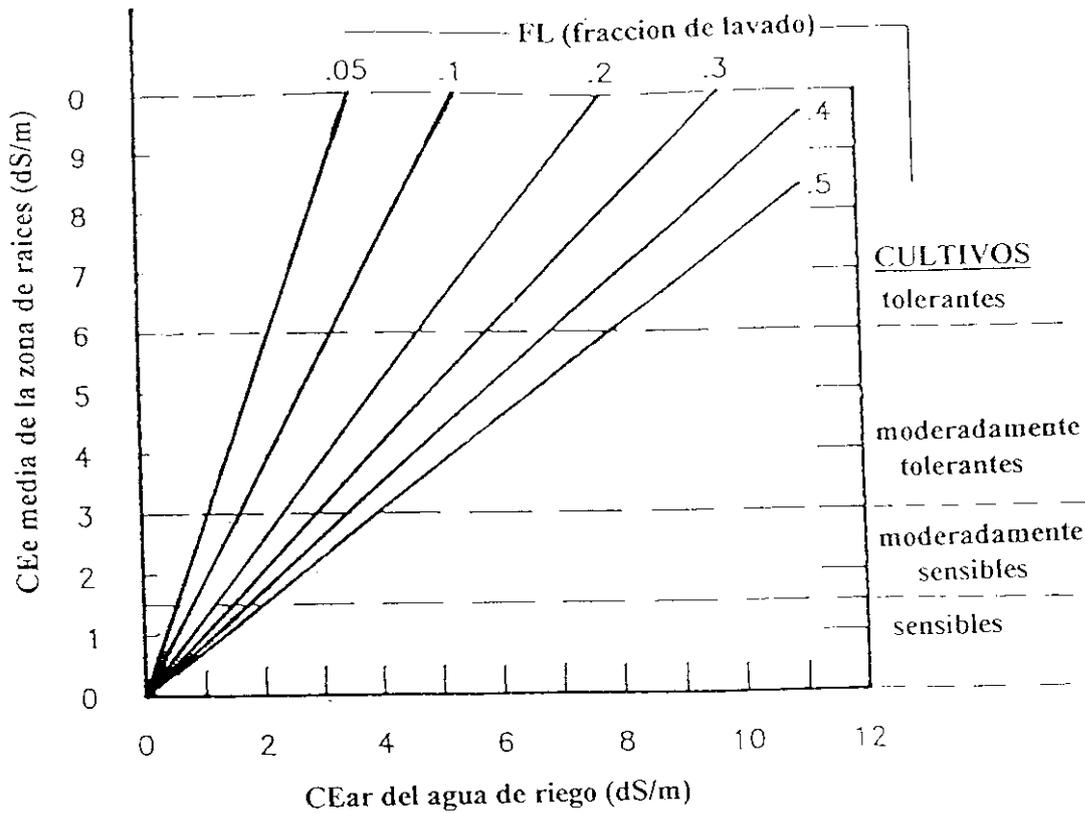
Los ejemplos presentados en este trabajo permiten concluir que la aplicación excesiva e ineficiente del agua de riego, la concentración de parte de este agua a través de la evapotranspiración de los cultivos, la disolución y movilización de las sales "geológicas" presentes en el suelo y en los estratos subyacentes, el lavado de los agroquímicos y en particular de los nitratos, y el retorno final de estas aguas a los acuíferos y a los ríos son los causantes de la contaminación difusa producida por la agricultura de regadío. El incremento en la eficiencia del uso del agua en los regadíos y, en general, de los insumos de producción, son por lo tanto claves para la conservación, en cantidad y calidad, del recurso agua.

El creciente desmantelamiento y desincentivación de los cuerpos técnicos de la Administración y la desconexión existente entre los Organismos Públicos de Investigación, los Servicios Agronómicos de las Confederaciones Hidrográficas, las Universidades y, en general, los Ministerios con competencias en el tema, han conducido a una situación claramente ineficiente que es preciso corregir. La potenciación de los recursos humanos y materiales, de la investigación científica, y del desarrollo tecnológico son, por lo tanto, estrategias fundamentales que deben contemplarse como prioritarias dentro de las actuaciones del Plan Hidrológico Nacional.

5. Referencias Bibliográficas

- Aragüés R. (1989). Calidad de las aguas para el riego. Boletín Agropecuario 13: 37-42.
- Aragüés R. y Alberto F. (1983). La salinización. En "El agua en la planificación territorial". V Conferencia sobre hidrología general y aplicada (SMAGUA): 41-78. Zaragoza.
- Aragüés R., Tanji K.K., Quílez D. and Faci J (1990). Conceptual irrigation return flow hydrosalinity model. Chapter 24 in "Agricultural Salinity Assessment and Management". K.K. Tanji (ed.). Am. Soc. Civil Eng. N° 71, New York, USA.
- Aragüés R., Royo A. and Faci J. (1992). Evaluation of a triple line source sprinkler system for salinity crop production studies. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 377-383.
- ASAE (Amer. Soc. Agric. Engineers) (1990). Management of farm irrigation systems. G. Hoffman, T. Howell and K. Solomon (eds.), Michigan, USA.
- Casterad M.A., Aran M., Herrero J. y Albizua L. 1992. Estimación de superficies de cultivos en pequeños regadíos mediante encuesta de terreno y datos de satélite. *Agronomie* 12:661-668.
- ERS (Economic Research Service) (1977). 1977 Handbook of agricultural charts. U.S. Dept. of Agriculture, Washington D.C., USA.
- FAO (1977). Crop Water Requirements. FAO Irrig. and Drainage Paper N° 24 (Revised). J. Doorenbos and W.O. Pruitt (eds.). Rome, Italy.
- FAO (1985). Water quality for agriculture. FAO Irrig and Drainage Paper N° 29 (Rev 1). R.S. Ayers and D.W. Westcot (eds.). Rome, Italy.
- FAO (1988). World Agriculture Toward 2000: An FAO Study. N. Alexandratos (ed.). Bellhaven Press, London, UK.
- Francois L.E. and Maas E.V. 1994. Crop response and management on salt-affected soils. Chapter 7 in "Handbook of Plant and Crop Stress". M. Pessaraki (ed). Marcel Dekker, New York, USA.
- Lopez-Bruna D. y Aragüés R. (1994). Efecto del riego por aspersión y de la calidad del agua sobre la infiltración de cinco suelos de Monegros II. XII Jornadas Tecn. de Riegos. Pamplona.
- Maas E.V. 1990. Crop salt tolerance. Chapter 13 in "Agricultural Salinity Assessment and Management". K.K. Tanji (ed.). Amer. Soc. Civil Engineers, New York, USA.
- Martinez-Cob A. y Faci J. (1993). Estimación regional de la evapotranspiración y la precipitación en Aragón mediante técnicas geoestadísticas multivariantes. XI Jornadas Técnicas sobre Riegos. Valladolid, 2-4 Junio: 91-98.
- NRC (National Research Council) (1989). Irrigation-induced water quality problems. Nat. Academy Press. Washington D.C., USA.
- Oster J.D. and Rhoades J.D. (1990). Steady state root zone salt balance. Chapter 22 in "Agricultural Salinity Assessment and Management". K.K. Tanji (ed.). Am. Soc. Civil Eng. N° 71, New York, USA.

- Playán E. (1994). Eficiencia en el aprovechamiento del agua por el regadío. En "IV Jornadas sobre la Organización y el Funcionamiento de los Riegos en Aragón". 19 p.
- Quílez D., Aragüés R. y Faci J. (1987). Calibración, verificación y aplicación de un modelo conceptual hidrosalino del sistema "flujos de retorno del riego". *Inv. Agrar.* 2: 165-182.
- Rhoades J.D. (1982). Reclamation and management of salt-affected soils after drainage. Proc. First Annual Western Provincial Conference. Lethbridge, Alberta, Canada.
- Rhoades J.D., Oster J.D., Ingvalson R.D., Tucker J.M. and Clark M. (1974). Minimizing the salt burdens of irrigation drainage waters. *J. Environ. Qual.* 3: 311-316.
- Royo A. and Aragüés R. (1993). Validation of salinity crop production functions obtained with the triple line source sprinkler system. *Agron. J.* 85: 795-800.
- Suarez D.L. (1981). Relationship between pHc and SAR and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage water. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 469-475.
- UN (United Nations) (1990). World population prospects. Population Studies N° 120. United Nations, New York, USA.



TOLERANCIA DE LOS CULTIVOS A LA SALINIDAD: VALORES DE CEe UMBRAL

Cebada: 8.0; Algodon: 7.7; Remolacha: 7.0; Sorgo: 6.8; Trigo: 6.0; Soja: 5.0;
 Festuca: 3.9; Arroz: 3.0; Tomate: 2.5; Maiz, Patata, Citricos: 1.7; Frutales: 1.6;
 Lechuga, Cebolla, Judia: 1.1;

Figura 1. Diagrama de evaluación de la calidad del agua de riego desde el punto de vista de la respuesta de los cultivos a la salinidad (adaptado de Rhoades, 1982).

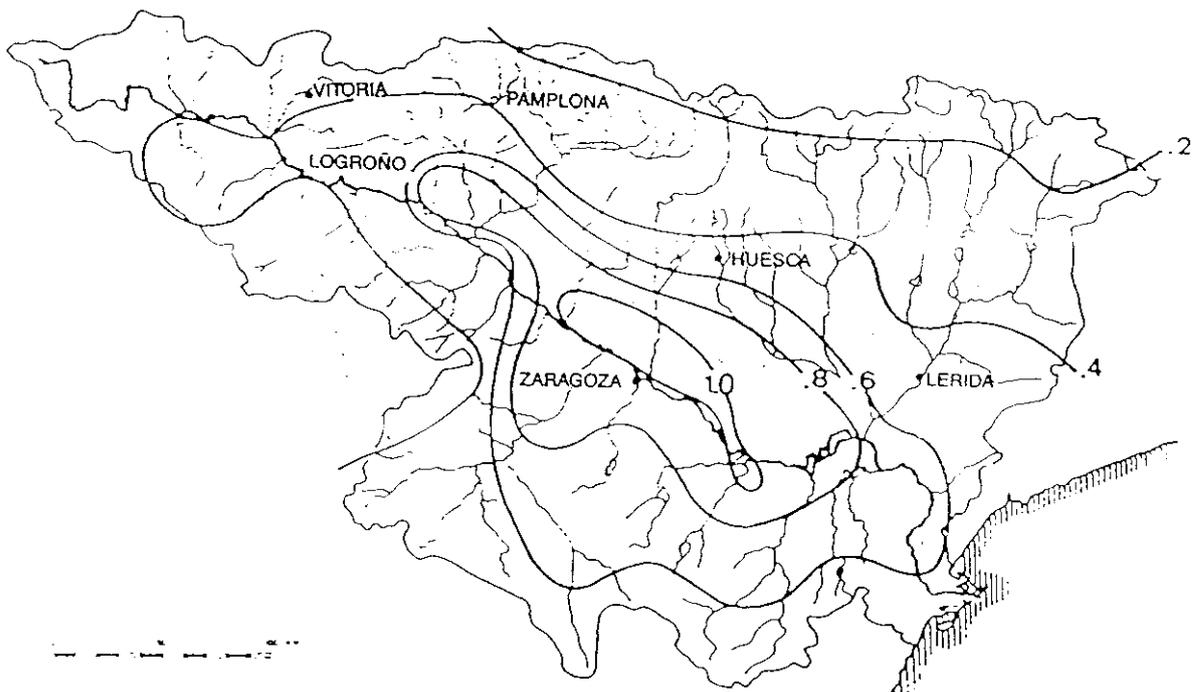


Figura 2. Mapa de isoclinas de salinidad (CE, dS/m) de las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro (Aragüés y Albertó, 1983)

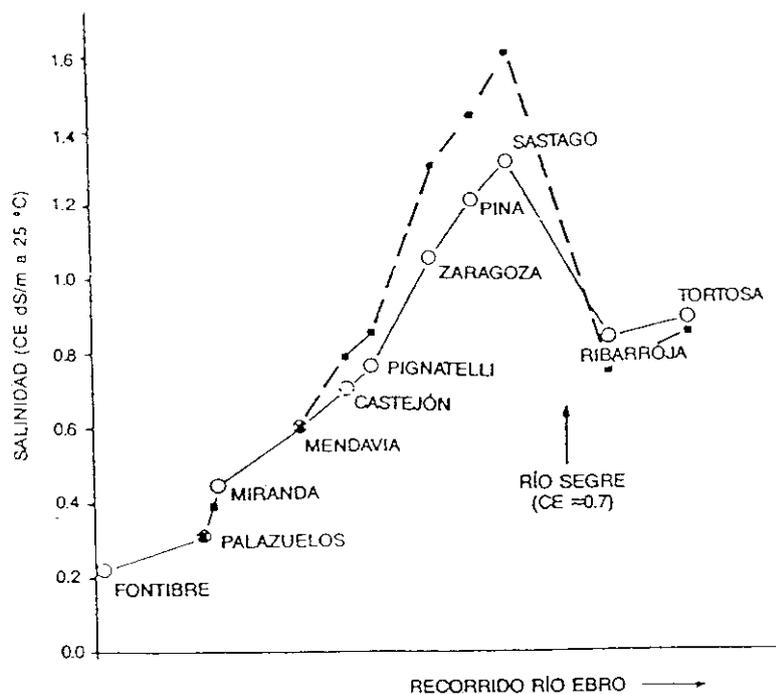


Figura 3. Evolución de la salinidad (CE) del río Ebro desde su nacimiento (Fontibre) hasta su desembocadura (Tortosa). Valores medios (línea continua) y de la estación de riego (línea de trazos) del año hidrológico 1984-1985 (Aragüés, 1989).

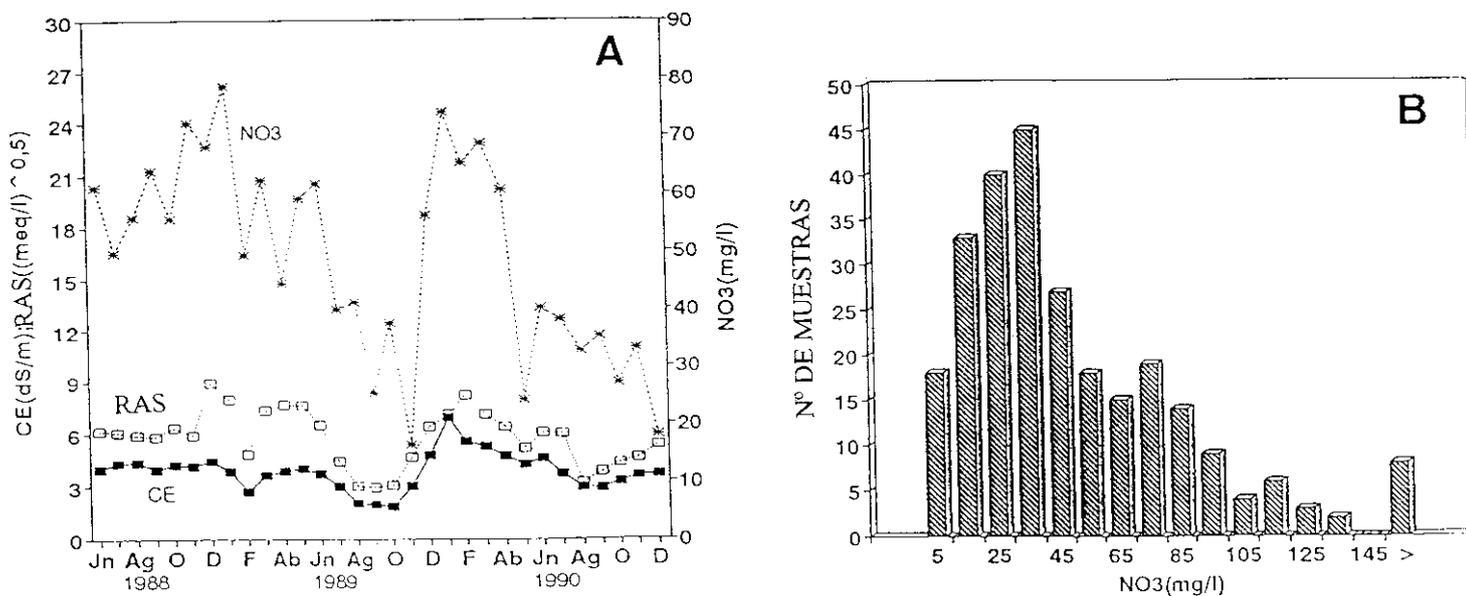


Figura 4. (A): Valores medios mensuales de CE, RAS y NO_3 medidos en las aguas de retorno de diez polígonos de riego de la Cuenca Media del Ebro. (B): Histograma de valores de NO_3 medidos en dichas aguas de retorno. El número total de muestras de aguas analizadas por el IRYDA en el periodo Junio 1988 a Diciembre 1990 ha sido de 261

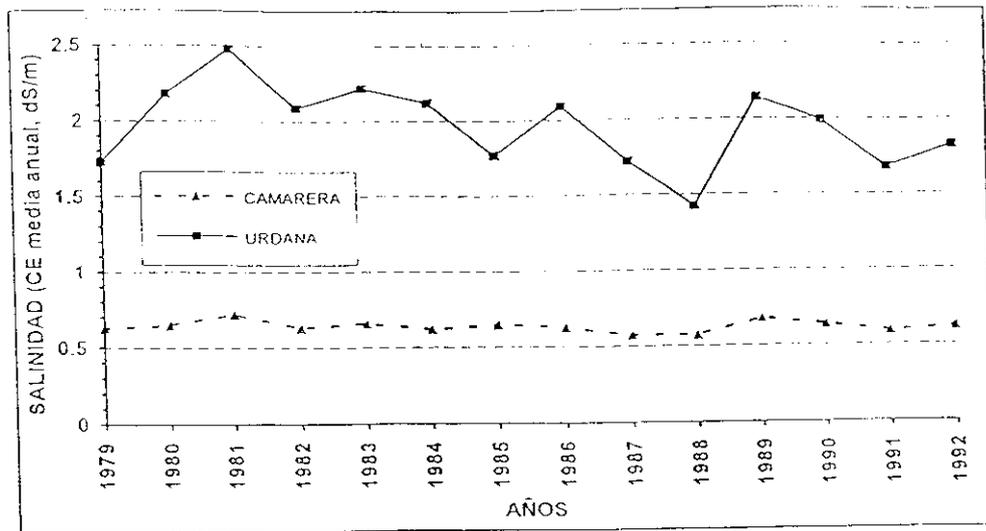


Figura 5. Evolución de la salinidad (CE) de las aguas del río Gállego en su tramo medio (Camarera) e inferior (Urdana) para el periodo 1979-1992. Valores medios anuales deducidos de muestreos efectuados cada diez días.

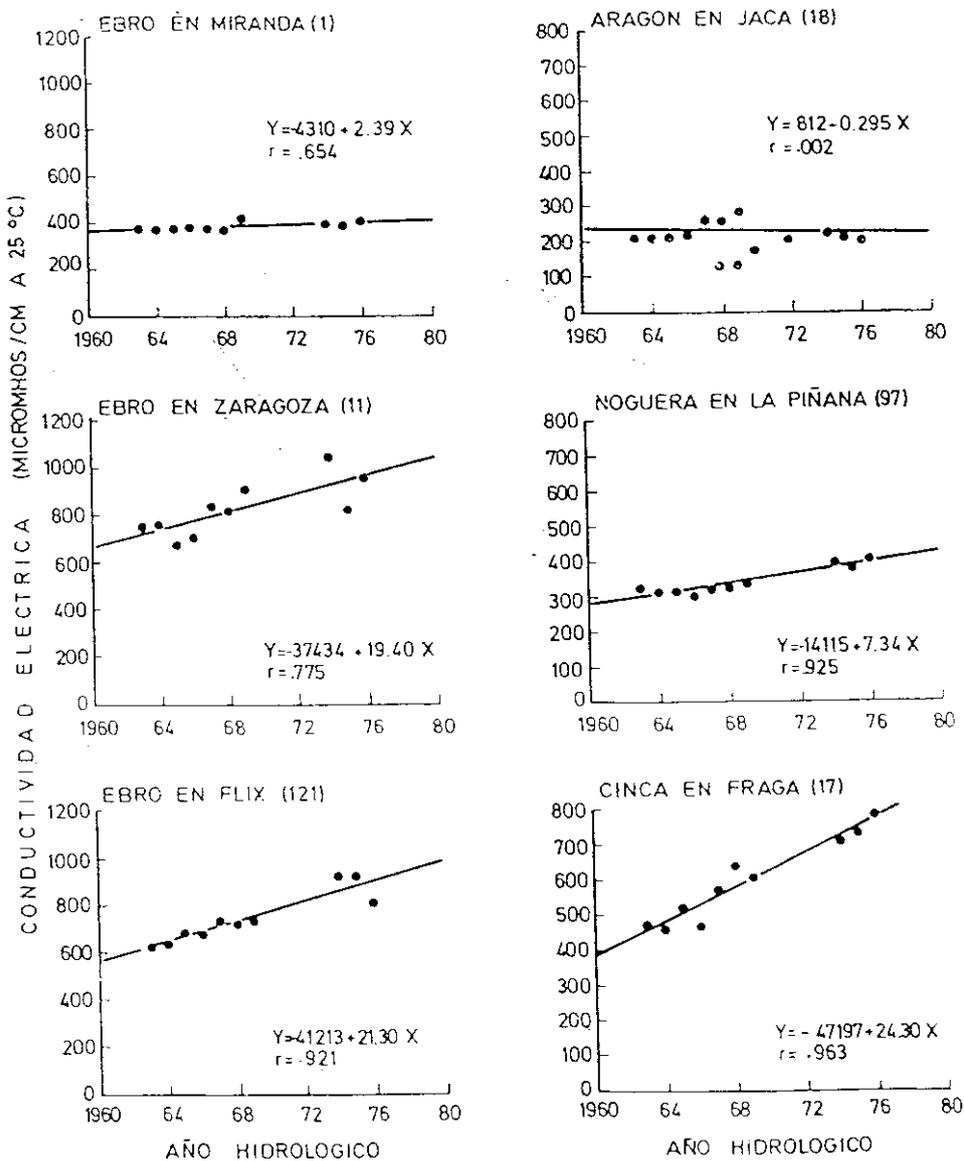


Figura 6. Tendencias salinidad (CE)-tiempo (año hidrológico) de las aguas en seis estaciones de la red COCA de la Cuenca del Ebro (Aragués y Alberto, 1983)

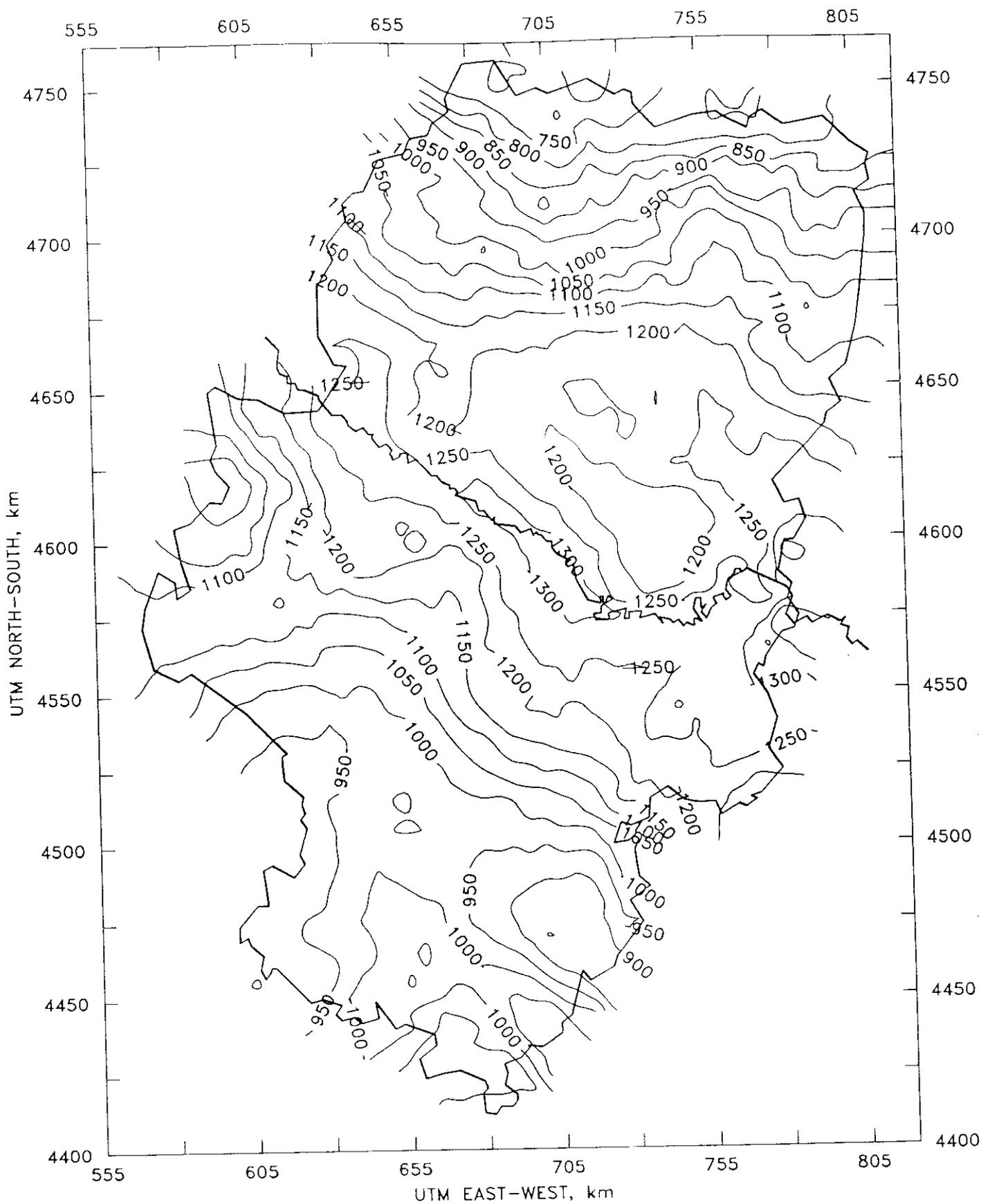


Figura 7. Mapa de isolíneas de la Evapotranspiración de referencia (ET₀, mm) en Aragón. Valores del año medio del período 1970-1990 generados por cokrigado de la ET₀ con la elevación (Martinez-Cob y Faci, 1993)

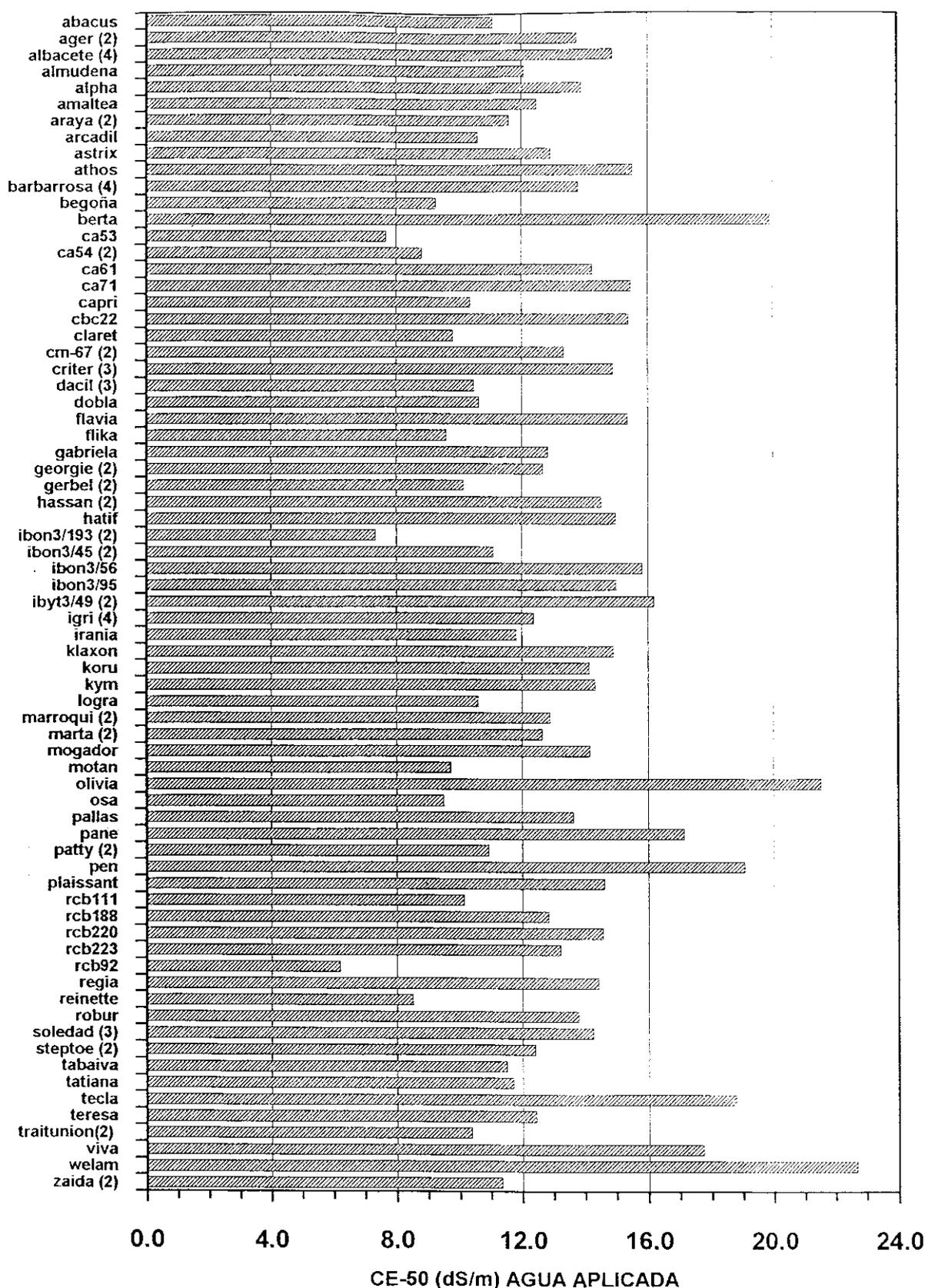


Figura 8. Tolerancia a la salinidad del 71 cultivares de cebada. Valores obtenidos con un sistema de triple línea de aspersión desarrollado en el Servicio de Investigación Agraria del Gobierno de Aragón. La tolerancia se expresa por la CE-50, que es la CE del agua aplicada para la que el rendimiento en grano se reduce en un 50%. Los números en paréntesis detrás de algunos cultivares indican el número de años en los que se ha efectuado la evaluación

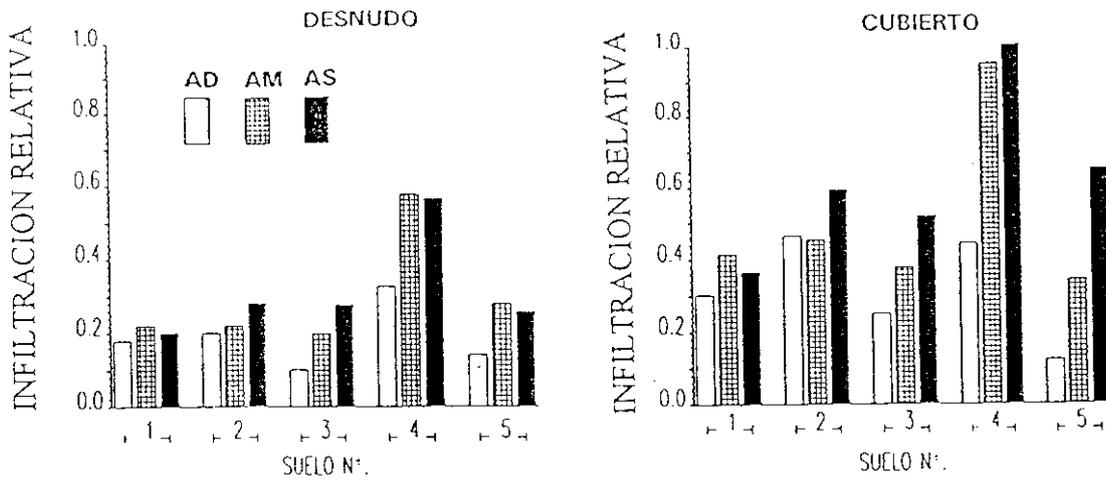


Figura 11. Valores de infiltración relativa a la pluviometría estimados experimentalmente con un simulador de lluvia. Se han analizado cinco suelos desnudos y cubiertos del polígono de riego Monegros II (Huesca), y tres calidades de agua: agua destilada (AD, CE < 0.04 dS/m), agua del canal de Monegros (CE = 0.34 dS/m, RAS = 0.41 (mcq/l)^{0.5}) y agua salina (CE = 5 dS/m, RAS = 0) (Lopez-Bruna y Aragüés, 1994)

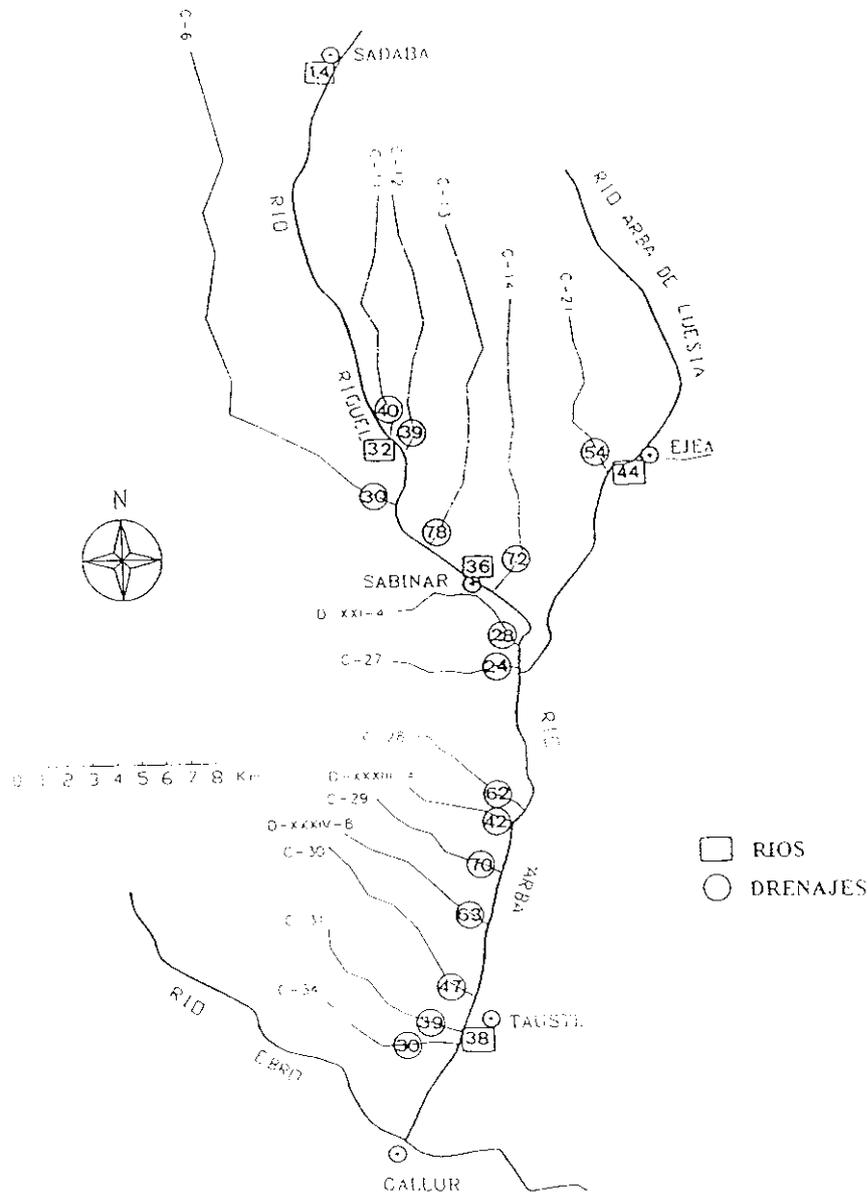


Figura 12. Concentración media anual (periodo 1991 a 1993) de Nitratos (mg/l) en los ríos y aguas de drenaje del Polígono de Riego de Bardenas I (L. Basso, tesis doctoral)

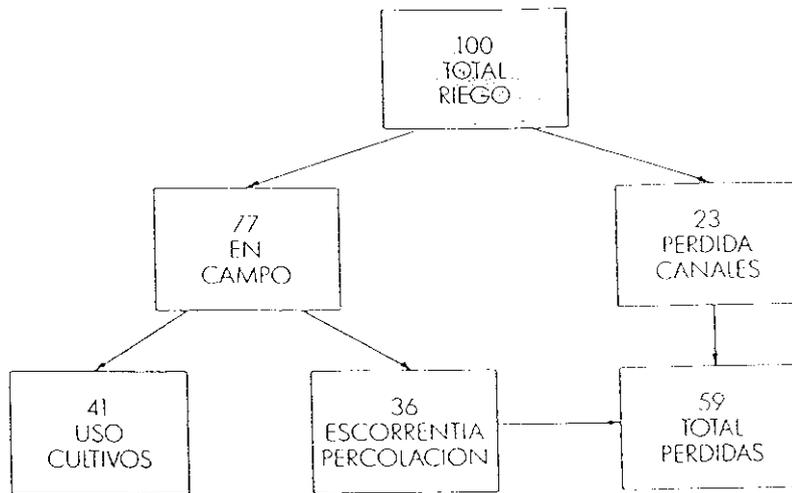
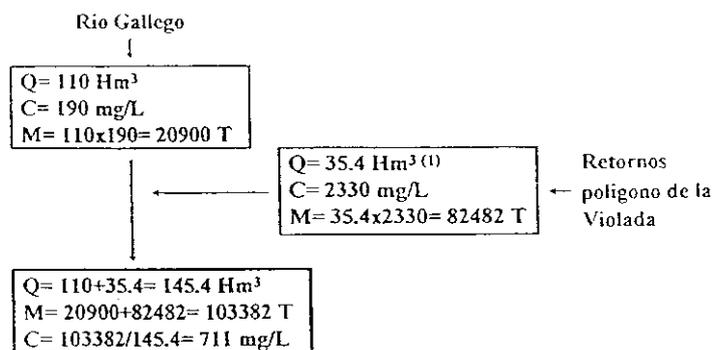


Figura 13. Balance hídrico del agua destinada a regadíos en el conjunto de EE UU en el año 1975 (adaptado de ERS, 1977)

EFFECTO DE LOS FLUJOS DE RETORNO DEL RIEGO DEL POLIGONO DE LA VIOLADA SOBRE LA SALINIDAD DEL RIO GALLEGO

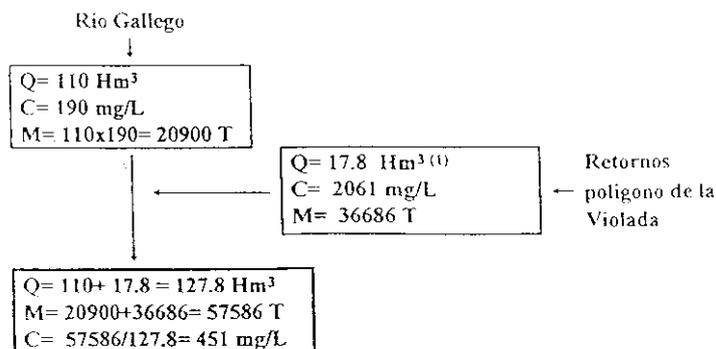
1. RETORNOS ACTUALES (valores para el año hidrológico)



(1) : $9077 \text{ m}^3/\text{ha} \times 3900 \text{ ha} \times 10^{-6} \text{ Hm}^3/\text{m}^3 = 35.4 \text{ Hm}^3$

Conclusion: los retornos del poligono de la Violada aumentan la salinidad del rio Gallego desde 190 mg/L hasta 711 mg/L

2. RETORNOS PARA UNA REDUCCION HIPOTETICA DEL AGUA DE RIEGO APLICADA DEL 40% (valores para el año hidrológico)



(1): $4562 \text{ m}^3/\text{ha} \times 3900 \text{ ha} \times 10^{-6} \text{ Hm}^3/\text{m}^3 = 17.8 \text{ Hm}^3$

Conclusion: la disminucion del riego conduce a una salinizacion del Gallego (451 mg/L) que es un 37% inferior al valor obtenido en el caso 1 (711 mg/L).

Figura 14. Efecto de los flujos de retorno del riego del Poligono de la Violada (Huesca) sobre la salinidad del rio Gallego: 1: Situación actual; 2: Situación para una reducción hipotética del agua de riego aplicada del 40%