



A-28-2020

RIEGO DE UN CULTIVO DE CITRICOS CON AGUA MARINA DESALINIZADA. RESULTADOS PRELIMINARES EN SUELO Y PLANTA

Navarro JM (1) (P), Robles, JM (1), Antolinos, V (1), Botía, P (1), Hernández FM (1), Olivares, L (1), Arques, E (1), Maestre-Valero, V (2), Martínez-Alvarez, V (2), Jodar, FJ (2), Acosta-Avilés, JA (2), Pérez-Pérez, JG (3)

¹ IMIDA, C/Mayor s/n 3015 La Alberca (Murcia)

² UPCT, Paseo Alfonso XIII 48, 30203 Cartagena (Murcia)

³ IVIA, Crta. CV-315 km 10,7. 46113 Moncada (Valencia)

Resumen

La escasez de agua y la creciente presión sobre los recursos hídricos en las regiones semiáridas ha extendido la utilización para el riego de recursos hídricos no convencionales, como el agua marina desalinizada (AMD). Debido a su composición en Cl^- , Na^+ y B^{3+} , el riego con AMD podría causar problemas agronómicos y afectar al suelo y a los cultivos a medio y largo plazo. En este estudio, se regó una parcela de mandarinos durante 20 meses con (i) agua proporcionada por la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena (CR), (ii) agua marina desalinizada (AMD) y (iii) mezcla de agua 50% CR y 50% AMD (AM). Se evaluó el efecto sobre la dinámica y acumulación de los iones tóxicos Cl^- , Na^+ y B^{3+} en el suelo y en la planta. La $[\text{B}^{3+}]$ del agua AMD fue superior a la de CR, acumulándose en el suelo, con una concentración un 25% superior a la encontrada con CR al final del ensayo. La $[\text{B}^{3+}]$ en la capa superficial del suelo se correlacionó con la $[\text{B}^{3+}]$ en el agua y con la $[\text{B}^{3+}]$ en la hoja. Aunque tras 20 meses los árboles regados con AMD tuvieron una $[\text{B}^{3+}]$ foliar un 25% superior a la de árboles regados con CR, no presentaron síntomas de toxicidad. Las $[\text{Cl}^-]$ y $[\text{Na}^+]$ del agua fueron similares en los tres tipos de agua, superando los umbrales a partir de los cuales pueden producir toxicidad en cítricos. Las concentraciones de Cl^- y Na^+ en hoja permanecieron por debajo del umbral de toxicidad establecido para cítricos. Los resultados obtenidos son preliminares ya que este estudio debería extenderse durante un periodo más largo para obtener datos más concluyentes acerca de los efectos a largo plazo de la utilización de AMD tanto en el suelo como en la planta.

1- Introducción

El agua marina desalinizada (AMD) se ha convertido en una opción viable como recurso complementario para el riego en agricultura de regadío, principalmente en regiones del sureste español donde se alcanzan los niveles más altos de escasez hídrica de Europa. Aunque el AMD se caracteriza por una baja salinidad no puede considerarse agua de buena calidad ya que su composición de sales es determinante en su calidad para uso agrícola. Las concentraciones de Na^+ y Cl^- pueden ser elevadas, mientras que la presencia de Ca^{2+} , Mg^{2+} y SO_4^{2-} es mínima (Yermiyahu y col., 2007a,b), pudiendo producirse carencias nutricionales cuando se sustituyen los recursos hídricos naturales por AMD (Yermiyahu y col., 2007a,b; Avni y col., 2013). Además, puede producirse la sodificación del suelo debido a una elevada relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ de estas aguas, muy superior a la de aguas naturales, con un impacto muy negativo en el desarrollo de los cultivos (Figura 1). Además, el AMD tiene elevadas concentraciones de B^{3+} cuyo exceso puede producir toxicidad específica en los cultivos ya

que retrasa el desarrollo y reduce el crecimiento y la producción de la planta (Grieve y col., 2012; Gimeno y col., 2012).

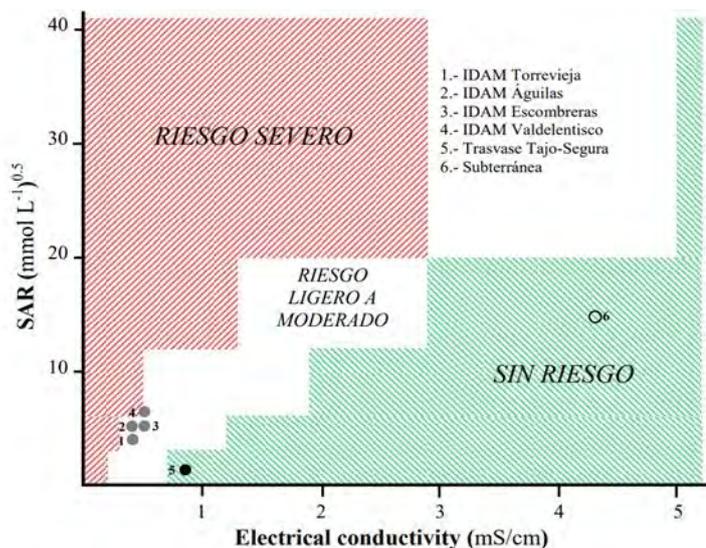


Figura 1. Riesgo de alcalinización del suelo por el riego con agua marina desalinizada de cuatro plantas desalinizadoras del sureste de España, junto a la de otros suministros convencionales (trasvase Tajo-Segura y agua subterránea del Campo de Cartagena).

La singularidad de la composición físico-química del AMD (i.e. baja concentración de nutrientes esenciales; riesgo de fitotoxicidad en cultivos sensibles debido a altos niveles de boro y cloruro; baja capacidad tampón y problemas derivados de estabilidad del pH en sistemas de fertirrigación; y riesgo de sodicidad del suelo) hacen necesaria la experimentación en ensayos de riego, así como el manejo conjunto con otras fuentes de agua, con el fin último de garantizar su viabilidad agronómica (Martínez-Álvarez y col., 2016; Maestre-Valero y col., 2020).

Los problemas generados por la utilización de AMD tienen mayor relevancia en zonas semiáridas como el sureste español donde debido al gran desarrollo agrícola el agua es el factor más limitante siendo el uso de AMD una alternativa cada vez más demandada (Martínez-Alvarez y col., 2017). La generación de conocimiento científico sobre la aplicación de AMD y su transferencia a nivel de parcela resulta de especial relevancia ante el escenario actual de incorporación masiva de AMD en la agricultura de regadío, promoviendo su sostenibilidad agronómica y minimizando riesgos como la fitotoxicidad por Cl⁻, Na⁺ o B³⁺, así como de sodificación de suelos.

2- Objetivos

Este estudio evalúa el impacto sobre el suelo y la planta del riego con AMD en un cultivo de cítricos del sureste español, caracterizado especialmente por su sensibilidad a las características físico-químicas del AMD. Se ha analizado su idoneidad en base a algunos estándares de calidad para la protección del suelo y del cultivo.

3- Material y Métodos

En una parcela experimental de árboles jóvenes de mandarina 'Safor' injertados en *Citrus macrophylla*, situada en Torre Pacheco, Murcia (37° 47'30" N; 1° 03'85" W), se aplicaron durante 20 meses tres tratamientos de riego con agua de diferente calidad: 1) agua suministrada por la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena (CR), 2) agua AMD de la desaladora de Escombreras de Cartagena (AMD), 3) mezcla al 50% de aguas CR y AMD (AM). El diseño experimental consistió en 9 bloques (3 bloques/tratamiento), de 180 m² cada

uno. Cada bloque estaba formado por 12 árboles organizados en tres filas adyacentes con 4 árboles/fila. Los dos árboles centrales de la fila central se utilizaron para realizar las medidas experimentales (los otros diez árboles se consideraron árboles guarda), de manera que el número de repeticiones fueron 6 árboles/tratamiento.

Los tres tipos de agua se analizaron mensualmente (pH, conductividad eléctrica, índice de adsorción de sodio, B^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , Na^+) y el suelo se muestreó cada cuatro meses a dos profundidades, 25 y 50 cm (pH, conductividad eléctrica, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- y Na^+ del extracto 1:5 y B^{3+}). Mensualmente se hicieron muestreos foliares para la determinación de B^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , Na^+ . Los análisis de pH y conductividad se realizaron mediante un pH-metro Crison 507 y medidor GLP-31 respectivamente. Los análisis de Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} y B^{3+} se han realizado mediante ICP (Varian MPX Vista Radial) y el Cl^- mediante cromatografía iónica (Dionex ICS 3000).

Los datos se analizaron realizando un análisis de la varianza (Anova) y un test de separación de medias mediante el test de rango múltiple de Duncan, utilizando el programa estadístico SPSS 7.5.1.

4- Resultados y Discusión

La calidad del agua CR varió en función de la disponibilidad de la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena de agua del Trasvase Tajo-Segura (Figura 2). El valor medio de la CE del AMD fue inferior (0,9 dS/m) al del agua CR (1,4 dS/m) ya que las membranas de ósmosis eliminan la mayor parte de los iones. Sin embargo, a la vez que se eliminan iones no deseados (Na^+ o Cl^-), también lo hacen nutrientes esenciales para la planta (Yermiyahu y col., 2007a,b), especialmente iones divalentes como Ca^{2+} , Mg^{2+} y SO_4^{2-} , de elevado peso molecular. La composición iónica del agua resultante incrementa el índice RAS (Figura 2), aumentando el riesgo de sodicidad del suelo y de alteración de las propiedades físicas del mismo causando la dispersión de las arcillas, que podría producir un colapso de los agregados del suelo, disminución de la conductividad hidráulica del suelo, problemas de erosión, compactación del suelo y disminución de la aireación del suelo (Mandal y col., 2008; Muyen y col., 2011). Según los valores medios de RAS y CE encontrados en los tres tipos de agua a lo largo del ensayo, según la Figura 1 solo el riego con AMD podría inducir un cierto riesgo de sodicidad en el suelo. Debido a la baja CE que presenta el agua AMD, este riesgo de sodicidad podría ser corregido ajustando la fertilización en este tipo de agua aumentando la concentración de Ca^{2+} y Mg^{2+} para desplazar al Na^+ del complejo de cambio del suelo y reduciendo así el índice de absorción de sodio del suelo. Otra alternativa sería la utilización de otros tipos de aguas convencionales para la mezcla con agua AMD y conseguir un agua de características similares a la del tratamiento AM, con valores de RAS inferiores los del AMD y por tanto con menor riesgo para el suelo.

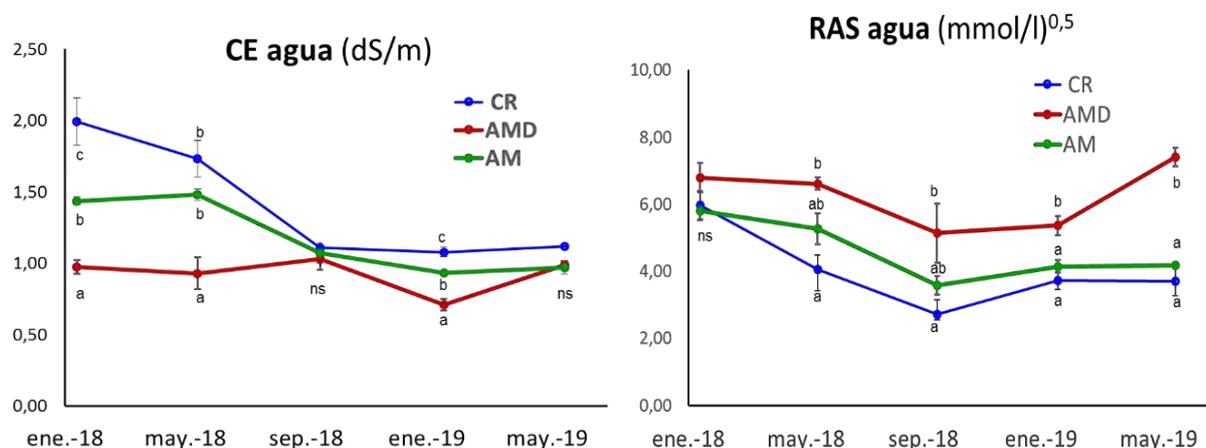


Figura 2. Evolución de la conductividad eléctrica (CE) y el índice de absorción de sodio (RAS) de los tres tipos de agua durante el ensayo. Agua de la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena: CR; agua marina desalinizada: AMD; agua mezcla 50% CR + 50% AMD, AM.

La concentración media de B^{3+} en AMD (0.91 mg/L) fue superior a la del agua CR (0,52 mg/L) (Figura 3), debido a la baja selectividad de las membranas en el proceso de ósmosis ya que este elemento tiene un bajo peso molecular. Esta elevada concentración de B^{3+} en AMD produjo una acumulación progresiva en el suelo, principalmente a 0-25 cm, de manera que, al final del ensayo, el suelo a 0-25 cm y a 25-50 cm presentó un 25% más de B^{3+} respecto al regado con CR (Figura 3).

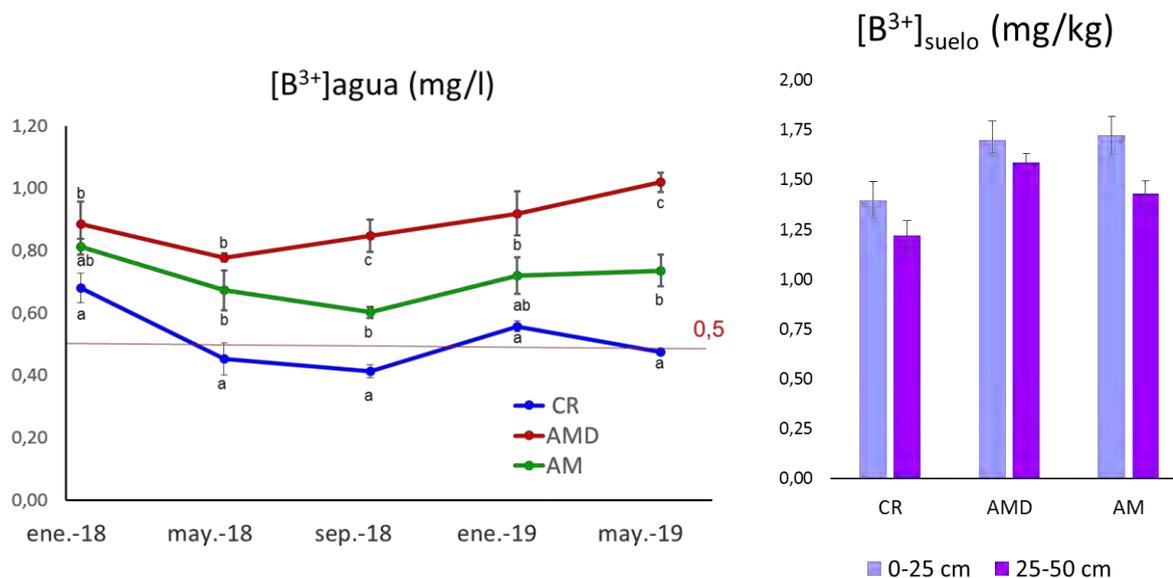


Figura 3. Evolución de la concentración de B^{3+} en el agua de riego a lo largo del ensayo (izquierda) y concentración de B^{3+} en el suelo a dos profundidades 0-25 cm y 25-50 cm al finalizar el ensayo (derecha). Agua de la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena: CR; agua marina desalinizada: AMD; agua mezcla 50% CR + 50% AMD, AM.

Se encontró una alta correlación entre el contenido de B^{3+} en los tres tipos de agua y el B^{3+} de la capa superficial del suelo y éste a su vez se correlacionó con el nivel foliar de B^{3+} (Figura 4). Los tres tipos de agua presentaron niveles de B^{3+} superiores a 0,5 mg/L (Figura 3), valor máximo recomendado para el riego de cítricos (Grattan y col., 2015; Martínez-Alvarez y col., 2017), por lo que los niveles foliares en los tres tratamientos superaron ligeramente el valor umbral de toxicidad establecido en 100 mg/kg (Figura 5), aunque el rango de concentraciones donde se producen daños de ligeros a moderados está entre 100 y 300 mg/kg (Grattan y col., 2015). Durante el periodo experimental, los árboles no manifestaron síntomas de toxicidad ya que a estos niveles los daños que produce el B^{3+} en los cítricos son leves y además el tiempo de exposición a estas concentraciones fue relativamente corto. Al finalizar el ensayo los árboles regados con AMD tuvieron un 25% más de B^{3+} que los regados con CR mientras que no hubo diferencias entre árboles regados con AM y CR. Otros estudios en los que se ha regado durante 10 años consecutivos un cultivo de cítricos con concentraciones de B^{3+} en torno a 1 mg/l, no se encontraron niveles tóxicos de este elemento en la hoja (Abu-Daba'an y Al-Najar, 2018). Sin embargo, estos autores también concluyen que debido a su carácter acumulativo, un periodo mayor de tiempo podría producir acumulaciones dañinas para la planta.

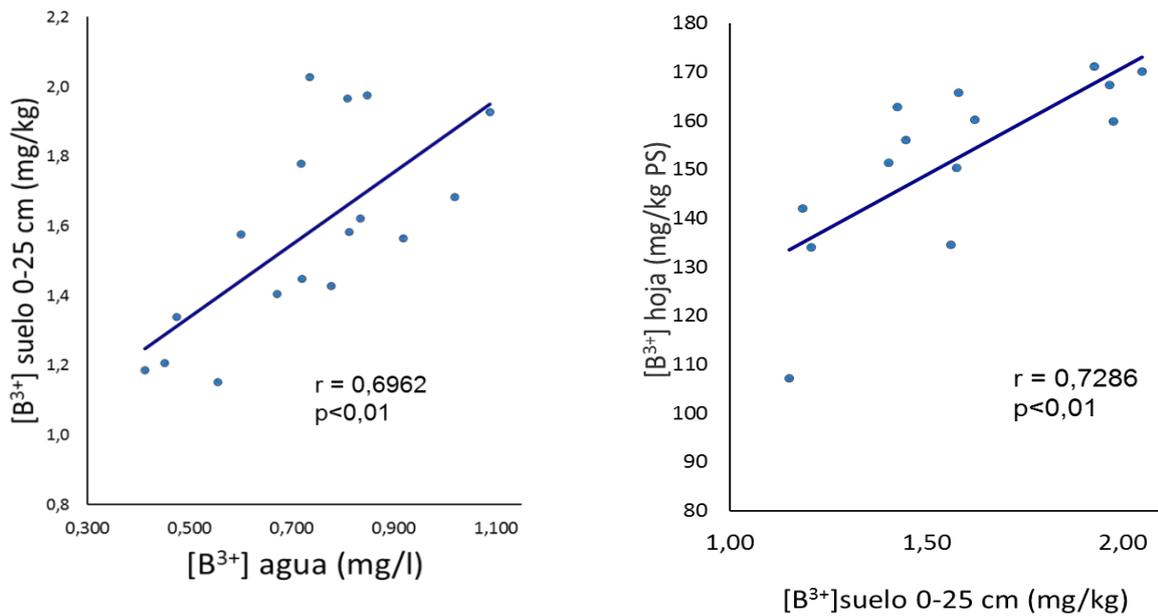


Figura 4. Correlación encontrada entre las concentraciones de B^{3+} de los tres tratamientos de agua a lo largo del año con la concentración de B^{3+} de la capa superficial del suelo en los tres tratamientos (izquierda). Correlación de la concentración de B^{3+} de la capa superficial del suelo con la concentración B^{3+} del árbol en los tres tratamientos durante el desarrollo del experimento (derecha).

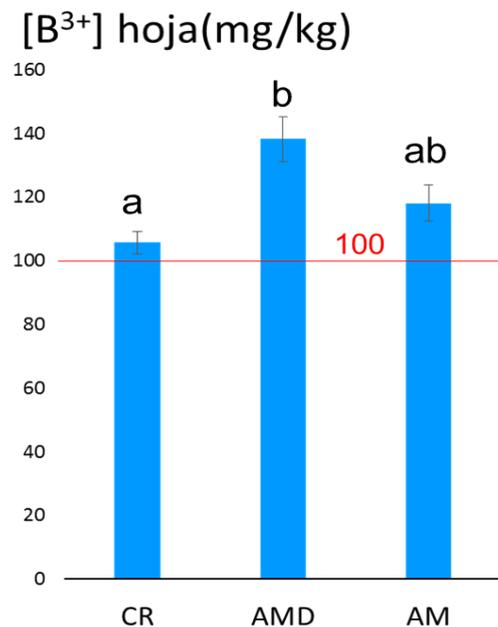


Figura 5. Concentraciones foliares de B^{3+} tras aplicar los tres tratamientos de agua durante 20 meses. Agua de la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena: CR; agua marina desalinizada: AMD; agua mezcla 50% CR + 50% AMD, AM.

Los niveles de Cl^- y Na^+ fueron similares en los tres tipos de agua, superando ambos iones los umbrales establecidos por Grattan y col. (2017) a partir de los cuales pueden producir toxicidad en cítricos (Figura 6). A pesar de que la selectividad de las membranas de ósmosis del proceso de desalación es muy alta para estos iones, su concentración en el agua

AMD fue todavía muy elevada debido a la gran concentración de estos iones en el agua marina.

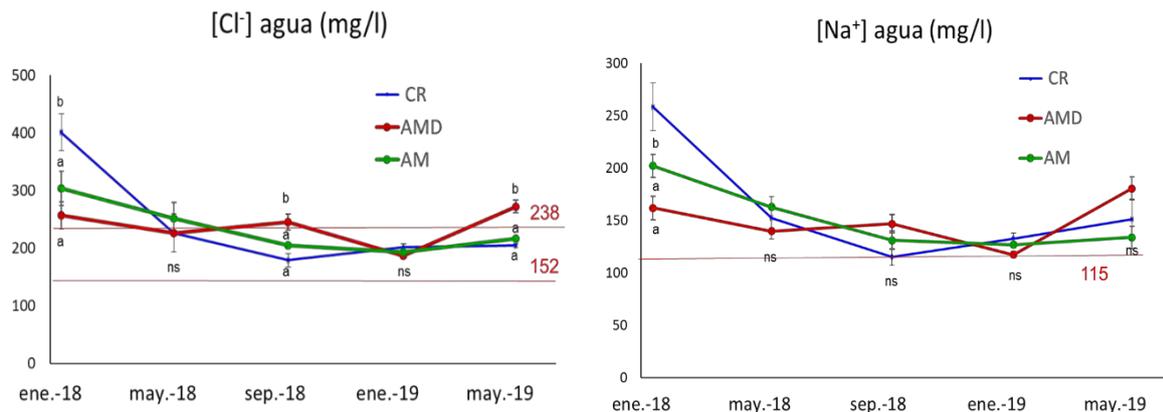


Figura 6. Evolución de la concentración de Cl⁻ y Na⁺ en el agua de riego a lo largo del ensayo. Agua de la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena: CR; agua marina desalinizada: AMD; agua mezcla 50% CR + 50% AMD, AM.

A pesar de los elevados niveles de Cl⁻ en agua AMD, no aumentaron los niveles foliares de Cl⁻, permaneciendo muy por debajo de los niveles de toxicidad establecidos por Grattan y col. (2017) para cítricos en 1%. (Figura 7). Además, en general no hubo diferencias entre los tres tratamientos, a excepción de los encontrados en los meses de primavera-verano de 2018 en los que la concentración de Cl⁻ en las hojas de los árboles regados con AMD fue significativamente superior a la encontrada en los árboles regados con CR (Figura 7).

Por otra parte, las concentraciones de Na⁺ estuvieron próximos al umbral inferior de toxicidad de 1,0 g/kg pero siempre alejados del umbral máximo establecido en 2.5 g/kg (Grattan y col., 2017) (Figura 7). Los árboles tuvieron un aporte óptimo de K⁺ y Ca²⁺, lo que pudo limitar la absorción de Na⁺ por parte de la raíz y su transporte a la parte aérea (Rubio y col., 2003; Grieve y col., 2012). Por otra parte, ninguno de los tratamientos de agua modificó las concentraciones de Cl⁻ y Na⁺ encontradas en los árboles al finalizar el ensayo.

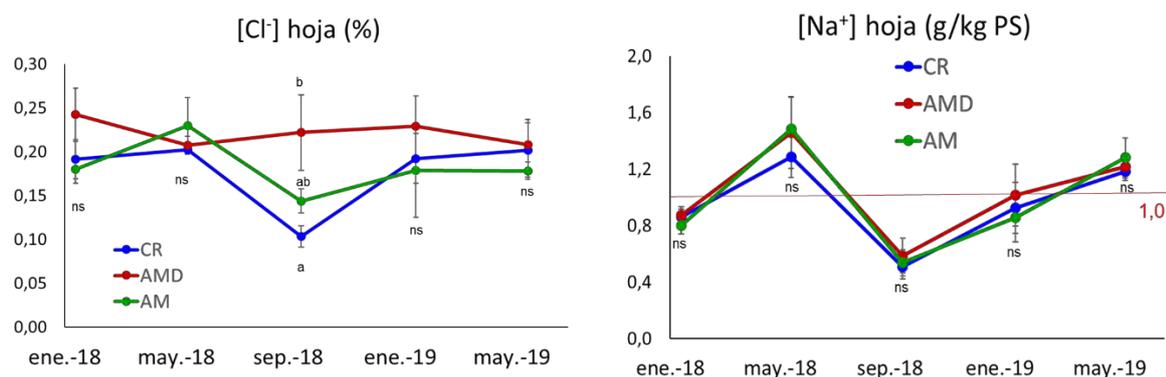


Figura 7. Evolución a lo largo del ensayo de la concentración de Cl⁻ y Na⁺ encontrados en los árboles regados con los diferentes tipos de agua. Agua de la Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena: CR; agua marina desalinizada: AMD; agua mezcla 50% CR + 50% AMD, AM.

Teniendo en cuenta la variabilidad de la concentración de Cl⁻ y Na⁺ en las aguas de riego durante el ensayo, se encontró una alta correlación positiva entre los niveles de Cl⁻ y Na⁺ del agua con los de Cl⁻ y Na⁺ de la capa superficial del suelo (Figura 8). Sin embargo, no

se encontraron correlaciones de los niveles de estos elementos en el agua de riego con lo encontrados en las hojas (datos no mostrados).

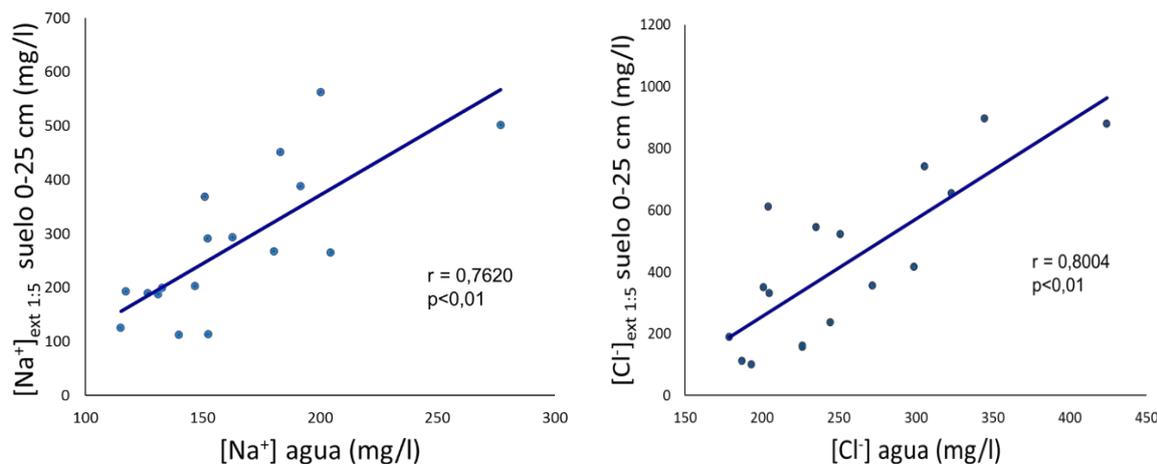


Figura 8. Correlación encontrada entre las concentraciones de Na⁺ en los tres tratamientos de agua a lo largo del año con la concentración de Na⁺ de la capa superficial del suelo en los tres tratamientos (izquierda). Correlación encontrada entre las concentraciones de Cl⁻ en los tres tratamientos de agua a lo largo del año con la concentración de Cl⁻ de la capa superficial del suelo en los tres tratamientos (derecha).

5- Conclusiones y Recomendaciones

A pesar de los riesgos de sodicidad del AMD, debido a su baja CE, tales riesgos podrían corregirse ajustando los programas de fertirrigación para aumentar la cantidad de Ca²⁺ y Mg²⁺ para desplazar al Na⁺ del complejo de cambio, reduciendo así el RAS, o mezclando AMD con CR u otras aguas de mayor dureza. Se recomienda un estudio periódico del suelo para detectar cualquier deterioro de su estructura, especialmente en suelos con alto contenido de arcilla, donde el riesgo de sodicidad puede ser importante.

Los niveles foliares de B³⁺ han superado el umbral de toxicidad transcurridos 20 meses cuando se utiliza AMD pero no cuando se mezcla esta agua con CR, siendo una alternativa interesante con el fin de evitar la toxicidad producida por las altas concentraciones de B³⁺ en las AMD. Se recomienda el control periódico de los niveles foliares de B³⁺ y Na⁺ para detectar problemas de toxicidad específica de estos iones.

Los resultados obtenidos en este ensayo son preliminares ya que este estudio debe extenderse durante un periodo más largo para obtener datos más concluyentes acerca de los efectos a largo plazo de la utilización de AMD tanto en el suelo como en la planta.

8.- Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) y el Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades – Agencia Estatal de Investigación – a través de los proyectos SEARRISOST (RTC-2017-6192-2) y RIDESOST (AGL2017-85857).

9- Bibliografía

Abu-Daba'an, R., Al-Najar, H. (2018). The effect of long term irrigation by treated effluent on boron accumulation in soil and citrus plants. *Asian Rev. Environ. Earth Sci.* 5, 22-26.

Avni, N., Eben-Chaime, M., Oron, G. (2013) Optimizing desalinated sea water blending with other sources to meet magnesium requirements for potable and irrigation waters. *Water Res.* 47, 2164-2176.

- Gimeno, V., Simón, I., Nieves, M., Martínez, V., Cámara-Zapata, J.M., García, A.L., García-Sánchez, F. (2012) The physiological and nutritional responses to an excess of boron by Verna lemon trees that were grafted on four contrasting rootstocks. *Trees*. 26:1513-1526.
- Grattan, S.R., Díaz, F.J., Pedrero, F., Vivaldi, G.A. (2015). Assessing the suitability of saline wastewaters for irrigation of Citrus spp.: Emphasis on boron and specific-ion interactions. *Agricultural Water Management* 157, 48–58.
- Grieve, C.M., Grattan, S.R., Maas, E.V. (2012) Plant salt tolerance in agricultural salinity assessment and management. In: Wallender, W.W., Tanji, K.K. (Eds.), *ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 71*. Second ed. American Society of Civil Engineers (ASCE). Reston, VA. Pp. 405-459.
- Maestre-Valero, J.F., Martínez-Alvarez, V., Jódar-Conesa, F.J., Acosta, J.A., Martín-Gorriz, B., Robles, Pérez-Pérez, J.G., Navarro, J.M. (2020). Short-term response of Young mandarin trees to desalinated seawater irrigation. *Water*, 12, 159.
- Mandal, U.K., Bhardwaj, A.K., Warrington, D.N., Goldstein, D., Tal, A.B., Levy, G.J. (2008). Changes in soil hydraulic conductivity, runoff, and soil loss due to irrigation with different types of saline-sodic water. *Geoderma* 144, 509–516.
- Martínez-Álvarez, V, González-Ortega, M.J., Martín-Gorriz, B., Soto-García, B., Maestre-Valero, J.F. (2017). The use of desalinated seawater for crop irrigation in the Segura River Basin (south-eastern Spain). *Desalination*, 422: 153-164.
- Martínez-Álvarez, V., Martín-Gorriz, B., Soto-García, M. (2016). Seawater desalination for crop irrigation – A review of current experiences and revealed key issues. *Desalination*, 381:58-70.
- Muyen, Z., Moore, G.A., Wrigley, R.J. (2011). Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. *Agric. Water Manage.* 99, 33–41.
- Rubio, F., Flores, P., Navarro, J.M., Martínez, V. (2003). Effects of Ca²⁺, K⁺ and cGMP on Na⁺ uptake in pepper plants. *Plant Science* 165, 1043–1049.
- Yermiyahu, U., Ben Gal, A., Cohen, S., Shemer, D., Golan, D.R., Bar Tal, A. (2007a). Irrigation of crops with desalinated water. Report submitted to Chief Scientist, Israel Ministry of Agriculture and Rural Development. Project # 301-00527-05, 15 pp.
- Yermiyahu, U., Tal, A., Ben-Gal, A., Bar-Tal, A., Tarchitzky, J., Lahav, O. (2007b). Rethinking desalinated water quality and agriculture. *Science*, 318, 920–921.