

24. Aguas

BIOENSAYO DE GERMINACIÓN DE *LACTUCA SATIVA* Y CALIDAD DE AGUA DEL ÁREA REGADÍA DEL RÍO MENDOZA

Martin, Leandro^{1,2}; Pozo, Marina¹

leandrodmartin@gmail.com; maripozo.96@gmail.com

¹ Facultad de Ciencias Agrarias

² Centro Regional Andino

Universidad Nacional de Cuyo

Instituto Nacional del Agua

Resumen

El trabajo consistió en determinar la calidad de agua en diferentes puntos de muestreo del área regadía del río Mendoza a través de indicadores de germinación y elongación de radícula e hipocotilo en semillas de *Lactuca sativa*. Durante el periodo 2016-2018, se extrajeron muestras de agua bimestralmente en dos sitios del río (RI y RIII), en cuatro de la red de canales (CI, CII, CIV y CV) y en tres drenes (DI, DII y DIII). RI se consideró testigo. Se colocaron 20 semillas en caja de Petri sobre papel de filtro (3 repeticiones), se les agregó 4 mL de muestra de agua y se llevaron a estufa. Además, se hicieron análisis físico-químicos del agua. Se empleó el test de Tukey y de Kruskal-Wallis. Según Wainstein, los sitios DII y RIII se clasificaron como “francamente salinos” (CE efectiva (CEE) = 2.14 y 1.78 dS.m⁻¹), DIII como “medianamente salinos” (CEE = 1.64 dS.m⁻¹) y el resto como “moderadamente salinos” (CEE < 1.25 dS.m⁻¹). Todos los sitios tuvieron “baja peligrosidad sódica” (RAS < 3). Respecto a los cloruros, DII, DIII y RIII tuvieron concentraciones significativamente superiores a DI, CIV y RI (89 mgL⁻¹). CI y CIV tuvieron el mayor valor del indicador Germinación Relativa de Semillas (GRS = 100 y 96.5%) y DI junto a DII el menor GRS (= 82 y 67%). Según el Índice de Germinación Normalizada (IGN), todos los sitios poseen grado de “toxicidad bajo” (IGN = 0 a -0.25), excepto DII de toxicidad “moderada” (= -0.33). Desde el punto de vista de la calidad del agua para la agricultura, los bioensayos han permitido distinguir la toxicidad del agua en función del IGN. Los resultados obtenidos abren paso a futuras investigaciones con el fin de lograr identificar la presencia de otros contaminantes hídricos y su grado de toxicidad en el agua de riego y de drenaje.

Palabras clave: contaminación hídrica, toxicidad, aptitud del agua, riego

Introducción

El agua es uno de los recursos naturales más limitados en los oasis de regadío y es

de suma importancia para el crecimiento de la población, la biodiversidad, el desarrollo de la industria y la expansión agrícola. El río Mendoza, de origen nival, da lugar (junto al Tunuyán inferior) al denominado Oasis Norte. En su área de influencia se concentra la población del Gran Mendoza (más de 1.000.000 de habitantes) y la mayor parte de la actividad agrícola e industrial de la provincia. Con un módulo de $50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ se riegan –aproximadamente- unas 80.000 ha. Es de destacar que este río alimenta un importante acuífero subterráneo, reserva que asegura la sostenibilidad del modelo mediterráneo de cultivos (vid, frutales de carozo, olivo y hortalizas) desarrollado por los inmigrantes en la primera mitad del siglo XX (Salatino et al, 2017). Morábito et al. (2005) mencionan que el crecimiento urbano ha avanzado sobre áreas originalmente agrícolas, rodeándolas y atravesándolas con una intrincada red de canales y desagües para conducción y distribución del agua de riego, que también es colectora de desagües pluviales-urbanos, producto de las frecuentes tormentas convectivas de verano.

La actividad antropogénica utiliza el recurso para bebida, saneamiento, riego, recreación, etc. y vuelca sus excedentes a la red de riego y desagües, contaminándolo. La salinidad, las sustancias orgánicas e inorgánicas

(nitratos, fosfatos, sulfatos), los metales pesados, los organismos patógenos, entre otros; afectan tanto al recurso superficial, como al subterráneo. En numerosos trabajos se ha evaluado la presencia de estos contaminantes hídricos dentro del área de regadío del río Mendoza en el oasis Norte. Bermejillo et al (2012) observaron que las aguas subterráneas del oasis norte en general son de categoría “media” de salinidad (conductividad eléctrica (CE)= 0.75 a $2.25 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$) y de baja peligrosidad sódica. Lavie et al (2010) han medido niveles de fosfato en exceso en el agua asociados a la contaminación por efluentes domésticos e industriales. Morábito et al (2009) confirmaron que existe contaminación nitrogenada del agua del río Mendoza y su red de riego a medida que ésta se aleja de la cabecera del sistema con diferencias significativas.

Otra metodología utilizada para evaluar la calidad de agua son los bioensayos de germinación de semillas de especies sensibles como lechuga, rúcula y trigo entre otros. Son herramientas de bajo costo y fáciles de aplicar que resultan sumamente útiles para el diagnóstico de la calidad de agua (Lallana et al, 2013). La reducción del porcentaje de germinación, de elongación del hipocotilo y de la radícula son respuestas biológicas sensibles ante la presencia de salinidad en agua (Fotti et al, 2005) y de exceso de

nutrientes (Rodríguez Romero et al, 2014) entre otros. La evaluación en la elongación de la radícula y del hipocotilo de las plántulas permite ponderar el efecto tóxico de compuestos solubles presentes en niveles de concentración tan bajos que no son suficientes para inhibir la germinación, pero que, sin embargo, pueden retardar o inhibir completamente los procesos de elongación de la radícula o del hipocotilo, dependiendo ello del modo y sitio de acción del compuesto (Sobrero y Ronco, 2004).

Objetivos

El objetivo del trabajo consiste en determinar la calidad de agua en diferentes puntos de muestreo de las cuencas del río Mendoza a través de indicadores biológicos relacionados con la germinación, elongación de radícula e hipocotilo en semillas de lechuga.

Materiales y Métodos

Área de muestreo

Durante el periodo de diciembre del 2016 hasta febrero del 2018, se extrajeron muestras de agua de diferentes sectores (Figura 1): 2 sitios en el río Mendoza (RI y RIII), 4 sitios en la red de canales de riego (CI, CII, CIV y CV) y 3 sitios en la red de

drenos y desagües (DI, DII y DIII).

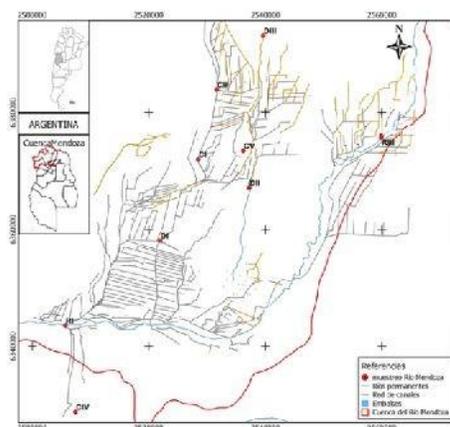


Figura 1: Sitios de muestreo de agua en el área de riego del río Mendoza.

El sitio RI se consideró como testigo (T), ya que corresponde a la cabecera del sistema de riego y está ubicado en el dique Cipolletti. El sitio RIII corresponde a la salida del río cuando ya deja el oasis en la zona baja de la cuenca en la localidad de Gustavo André en el departamento de Lavalle, existiendo aguas arriba una planta depuradora de efluentes domésticos (Paramillos) que produce vuelcos ocasionales. El punto CI está ubicado aguas abajo del Gran Mendoza (punto final del canal-colector CaciQue Guaymallén) y de él se deriva agua a CII, con vuelcos ocasionales de la planta depuradora de líquidos cloacales Campo Espejo. El sitio CV se abastece también de CI con el aporte de un dren colector de desagües industriales (colector Pescara). El CIV está ubicado en la margen derecha del río y cercano a RI, y es el único punto que sólo recibe contaminación de origen agrícola (lixiviados de fertilizantes, abonos

y otros productos fitosanitarios). Los drenes DI, DII y DIII captan las aguas de drenajes de los suelos de las zonas bajas y salinizadas.

Medición de caudal y clasificación de la salinidad del agua

Previo a extraer las muestras de agua, se registró el caudal circulante en cada sitio de muestreo. En RI y los canales, el caudal se obtuvo por información del Departamento General de Irrigación a través de las curvas de gasto de los aforadores de cada sitio. En RIII y los drenes, el caudal se calculó a través de la medición de la sección transversal del área del caudal y la velocidad superficial por el método del flotador (Chamboulyeron, 2005).

De acuerdo a lo descripto por Avellaneda et al (2004), se adoptaron dos criterios de clasificación del agua en base a su salinidad y sodicidad: Riverside (con modificación de Thorne- Peterson) y la clasificación Regional de Wainstein adaptada a la zona de Cuyo.

Extracción de muestras de agua y medición de parámetros físicos-químicos

Las muestras de agua se recolectaron bimestralmente en cada sitio de muestreo y fueron llevadas al laboratorio de la cátedra de Química Agrícola en la Facultad de Ciencias Agrarias, UNCuyo, Mendoza:

a) Muestras para los análisis físicos – químicos: se recolectaron en envases de 1L perfectamente lavados y rotulados. Posteriormente se enjuagaron varias veces con el agua problema.

b) Muestras para el análisis de nitratos y fosfatos: se recolectaron en envases de ½ L perfectamente lavados y luego se enjuagaron varias veces con el agua problema. Para su conservación, se llevaron al laboratorio en heladeras y posteriormente se conservaron en freezer hasta el momento de ser analizadas.

De las muestras (a) se extrajo una alícuota que se utilizó para realizar el bioensayo de germinación y la otra parte se destinó para la medición de los siguientes parámetros físico-químicos: conductividad eléctrica actual (CE) a 25°C, pH y relación de absorción de sodio (RAS), cationes y aniones: sodio (Na^+), potasio (K^+), calcio (Ca^{+2}), magnesio (Mg^{+2}), cloruros (Cl^-), nitratos (NO_3^-), fosfatos (PO_4^{-3}), sulfatos (SO_4^{-2}), carbonatos (CO_3^{-2}), bicarbonatos (HCO_3^-).

Para el análisis químico de los NO_3^- se utilizó un espectrofotómetro HACH (DR/2400) utilizando la técnica Nitrate Method 8171 Cadmium Reduction Method MR (0.1 a 10.0 mg.L^{-1} NO_3^-). Todos los análisis se realizaron por medio de técnicas oficiales y de acuerdo al Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

Metodología de germinación de semillas en laboratorio

En cada caja de Petri, se dispuso un papel de filtro y sobre él se colocaron 20 semillas de *Lactuca sativa* var. *Grand Rapids* a las que luego se les agregó 4 mL de muestra de agua proveniente del sitio de muestreo (Figura 2).



Figura 2: Cajas de Petri con 20 semillas cada una antes de ser embebidas con la muestra de agua.

El tamaño de muestra (n) varió según sitio y oportunidad de muestreo (Tabla 1). El número de repeticiones es igual a 3 en todos los puntos (n=3), excepto para el DIII en abril 2017 (n=2). En los sitios RIII, CIV, CV, DI, DII y DIII, no se extrajeron muestras de agua en al menos una fecha de las siete de muestreo. También se utilizaron 3 cajas de Petri regadas con agua destilada (AD).

Tabla 1: Número de repeticiones (n) por fecha de muestreo y por periodo 2016-2018 en cada sitio del área regadía del río Mendoza.

| Sitio | N° repeticiones por fecha de muestreo | | | | | | | N° repeticiones por periodo 2016-2018 |
|-------|---------------------------------------|------|------|----|------|------|------|---------------------------------------|
| | 2016 | 2017 | | | | | 2018 | |
| | Di | Fe | Ab | Ag | Oc | Di | Fe | |
| RI | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 21 |
| RIII | ---- | ---- | 3 | 3 | ---- | ---- | ---- | 6 |
| CI | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 21 |
| CII | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 21 |
| CIV | 3 | 3 | ---- | 3 | 3 | 3 | 3 | 18 |
| CV | 3 | 3 | ---- | 3 | 3 | 3 | 3 | 18 |
| DI | ---- | --- | 3 | 3 | --- | --- | 3 | 9 |
| DII | ---- | ---- | ---- | 3 | ---- | ---- | 3 | 6 |
| DIII | 3 | 3 | 2 | 3 | 3 | ---- | 3 | 17 |
| AD | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 21 |

| | | | | | | | | |
|------|------|------|------|---|------|------|------|----|
| RI | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 21 |
| RIII | ---- | ---- | 3 | 3 | ---- | ---- | ---- | 6 |
| CI | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 21 |
| CII | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 21 |
| CIV | 3 | 3 | ---- | 3 | 3 | 3 | 3 | 18 |
| CV | 3 | 3 | ---- | 3 | 3 | 3 | 3 | 18 |
| DI | ---- | --- | 3 | 3 | --- | --- | 3 | 9 |
| DII | ---- | ---- | ---- | 3 | ---- | ---- | 3 | 6 |
| DIII | 3 | 3 | 2 | 3 | 3 | ---- | 3 | 17 |
| AD | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 21 |

Posteriormente, a fin de estimular la germinación de semillas, se llevaron las cajas de Petri a estufa durante 120 horas a 30°C bajo condiciones de luz natural (Figura 3).



Figura 3: Cajas de Petri en estufa con semillas de *Lactuca sativa*.

Uno a dos días antes de que finalice el tiempo de exposición en estufa, se les agregaron 2 mL de agua de la misma muestra a cada caja de Petri a fin de mantener el papel de filtro húmedo. Una vez cumplido el tiempo, se contó el número de semillas germinadas por cada muestra. Se midió en ellas la longitud del hipocotilo y de la radícula utilizando papel milimetrado. La elongación de la radícula se considera desde el nudo (región más engrosada de transición entre la radícula y

el hipocotilo) hasta el ápice radicular. La elongación del hipocotilo se considera desde el nudo hasta la inserción de los cotiledones.

Indicadores biológicos

Los resultados obtenidos de germinación y longitud de radícula e hipocotilo se utilizaron para calcular los siguientes indicadores:

- Germinación relativa de semillas (GRS):

$$GRS (\%) = \frac{\text{N}^\circ \text{ de semillas germinadas con agua del sitio de muestreo}}{\text{N}^\circ \text{ de semillas germinadas con agua del testigo}} \times 100$$

- Crecimiento relativo de la radícula (CRR):

$$CRR (\%) = \frac{\text{Longitud media de radícula con agua del sitio de muestreo}}{\text{Longitud media de radícula con agua del testigo}} \times 100$$

- Índice de germinación (IG):

$$IG (\%) = \frac{GRS \times CRR}{100}$$

- Índice del porcentaje de germinación residual normalizado (IGN):

$$IGN = \frac{\text{Germ} (x) - \text{Germ} (\text{testigo})}{\text{Germ} (\text{testigo})}$$

Siendo Germ(x) = porcentaje promedio de semillas germinadas en el agua de cada sitio de estudio y Germ (testigo) = porcentaje de semillas germinadas en el testigo.

- Índice del porcentaje de elongación radical residual normalizado (IER):

$$IER = \frac{\text{Elong} (x) - \text{Elong} (\text{testigo})}{\text{Elong} (\text{testigo})}$$

Siendo Elong (x) = longitud promedio de la radícula de las semillas germinadas en cada sitio de estudio y Elong (testigo) = longitud promedio de la radícula de las semillas germinadas en el testigo.

Siguiendo el criterio de clasificación de Rodríguez Romero et al (2014), ambos índices (IGN e IER) establecen valores de toxicidad desde -1 a > 0 bajo las siguientes categorías:

| Valor de IGN – IER | Categorías |
|--------------------|-------------------------|
| >0 | Crecimiento de radícula |
| 0 a -0.25 | Baja toxicidad |
| -0.25 a -0.5 | Toxicidad moderada |
| -0.5 a -0.75 | Toxicidad alta |
| -0.75 a -1.0 | Toxicidad muy alta |

- Crecimiento relativo del hipocotilo (CRH):

$$CRH = \frac{\text{Longitud media de hipocotilo con agua del sitio de muestreo}}{\text{Longitud media de hipocotilo con agua del testigo}} \times 100$$

- Índice del porcentaje de elongación del hipocotilo residual normalizado (IEH):

$$IEH = \frac{\text{Elong} (x) - \text{Elong} (\text{testigo})}{\text{Elong} (\text{testigo})}$$

Siendo $Elong(x)$ = longitud promedio del hipocotilo de semillas germinadas en cada sitio de estudio y $Elong(\text{testigo})$ = longitud promedio del hipocotilo de semillas germinadas en el testigo.

Análisis estadístico

Se confeccionó una base de datos con los resultados de los análisis químicos del agua y de los bioensayos de germinación. Los datos obtenidos se analizaron con el programa estadístico Infostat versión 2017 (Grupo INFOSAT, Córdoba, Argentina). Se realizó el análisis de componentes principales (ACP) de los indicadores biológicos y los parámetros químicos del agua en todos los sitios de muestreo con gráficos *biplot* para el periodo de diciembre 2016 a febrero 2017. Se calculó para cada sitio de muestreo el número de datos, la media aritmética, la mediana y el coeficiente de variación. Se verificaron los supuestos del ANOVA (normalidad y homocedasticidad) en todas las variables (parámetros químicos del agua e indicadores biológicos) y para la separación de medias se empleó el test de Tukey. Cuando no se verificó alguno de los supuestos del ANOVA, se usó la prueba de Kruskal-Wallis para el contraste de las medianas. Las comparaciones de pares en este análisis no paramétrico se realizaron de acuerdo con los resultados que presenta Infostat. Se graficaron los gráficos de cajas y bigotes a fin de

visualizar la diferencia entre las medianas y la variabilidad de los datos.

Resultados

A continuación se presentan los principales resultados del trabajo:

a) Caudales circulantes

El caudal total medio circulante por todos los sitios de muestreo (promedio de los últimos quince años) es de $51.6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (100%), siendo el sitio RI el que posee el mayor caudal circulante ($35.6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) por ser la cabecera del sistema (Figura 4). Entre los canales, CI es el de mayor caudal ($4.4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) y CIV posee el menor registro en el periodo considerado ($0.6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Los drenes DI, DII y DIII poseen caudales entre 0.7 y $1.5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

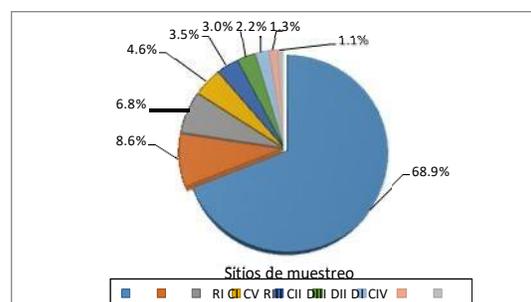


Figura 4: Porcentajes de caudales medios circulantes en los diferentes sitios de muestreo del área regadía del río Mendoza. Registro de los últimos quince años.

En la Figura 5 se observa el ACP utilizando como criterio de clasificación los diferentes sitios de muestreo de agua. El componente principal (CP) 1 separa los parámetros asociados con la salinidad del agua: CE ($\text{dS} \cdot \text{m}^{-1}$), RAS y concentración

de Cl^- , SO_4^{2-} , K^+ , HCO_3^- y CO_3^{2-} (mg.L^{-1}), del resto de las variables, explicando el 49.4 % de la variabilidad entre las combinaciones de sitios de muestreo y las variables medidas. El CP 2 separa CO_3^{2-} y PO_4^{3-} (mg.L^{-1}), GRS (%) e IGN del resto de las variables (21.7% de la variabilidad). Con el CP 1 y CP 2 se explica el 71.1 % de la variabilidad.

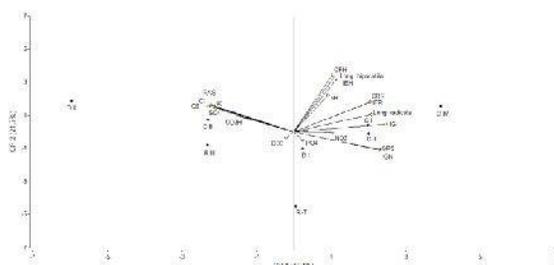


Figura 5: Gráfico *biplot* del análisis multivariado de componentes principales usado como criterio de clasificación los sitios (RI-T, RIII, CI, CII, CIV, CV, DI, DII, DIII) sobre los indicadores de germinación y crecimiento de *Lactuca sativa*, y los parámetros químicos del agua del área regadía del río Mendoza(2016-2018).

En la Figura 6, se observan diferencias estadísticamente significativas entre las medianas de CE entre los diferentes sitios de muestreo ($p < 0.05$) y se destaca una mayor variabilidad en algunos puntos (DII y DIII) versus la baja en otros (DI, CIV, RI-T). No hubo diferencias significativas entre las medianas de RAS en las muestras de agua.

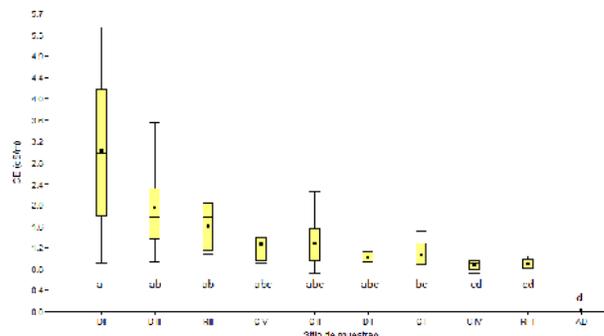


Figura 6: Conductividad eléctrica del agua (CE) en los sitios de muestreo del área regadía del río Mendoza (2016-2018).

Según la clasificación de las aguas de riego de Riverside (modificada) (Tabla 2), el DII se diferencia del resto de los sitios por tener una mayor categoría de salinidad (C4), que indica que el agua debe ser usada en suelos de buena permeabilidad, y donde pueda lixiviarse regularmente para impedir acumulación salina. Respecto a la sodicidad, todos los sitios de muestreo poseen “baja peligrosidad sódica” (S1) debido a que el RAS es < 10 , y pueden usarse en casi todos los suelos sin peligro que el nivel de sodio Intercambiable sea un riesgo para el cultivo.

De acuerdo a Wainstein, que subdivide la categoría C3 de Riverside en tres y la C4 en dos categorías más, los sitios DII y RIII son “francamente salinos” (C5), siendo las aguas de esta categoría aptas para irrigar cultivos cuya tolerancia salina sea media a buena y en suelos medianamente permeables. El agua de DIII se considera “medianamente salina” (C4), y en el caso

de cultivos sensibles a la salinidad, los suelos deben poseer condiciones óptimas de permeabilidad y drenaje. El resto de los sitios son “moderadamente salinos” (C3), y las aguas son aptas para el riego de todo tipo de cultivos y en suelos de mediana a buena permeabilidad.

Tabla 2: Conductividad eléctrica actual (CE) y efectiva (CEE), relación de absorción de sodio (RAS) y categorías de salinidad y sodicidad (cat) según Riverside (modificada) y Wainstein en muestras de agua de sitios del área regadía del río Mendoza (2016-2018).

| Sitios | Riverside modificada | | | | Wainstein | |
|--------|--------------------------|-----------|-----------|-----|---------------------------|-----|
| | Salinidad | | Sodicidad | | Salinidad | |
| | CE (ds.m ⁻¹) | Categoría | RAS | Cat | CEE (ds.m ⁻¹) | Cat |
| DII | 3.02 | C4 | 1.88 | S1 | 2.14 | C5 |
| RIII | 1.79 | C3 | 1.64 | S1 | 1.78 | C5 |
| DIII | 1.80 | C3 | 2.2 | S1 | 1.64 | C4 |
| CV | 1.05 | C3 | 1.44 | S1 | 1.05 | C3 |
| CII | 1.10 | C3 | 1.62 | S1 | 1.10 | C3 |
| DI | 0.98 | C3 | 0.7 | S1 | 0.98 | C3 |
| CI | 0.96 | C3 | 1.27 | S1 | 0.96 | C3 |
| CIV | 0.93 | C3 | 1.24 | S1 | 0.93 | C3 |
| RI-T | 0.84 | C3 | 1.03 | S1 | 0.84 | C3 |
| AD | 0.01 | C1 | s/d | s/d | 0.01 | C1 |

El cálculo de la CEE se realizó con la mediana de la CE (variable no paramétrica).

En la Tabla 3 se observan diferencias significativas entre las medianas de las concentraciones de Cl⁻, no así en la de SO₄⁻². El DII posee más de 5 veces la concentración de Cl⁻ que el resto de los sitios. Los puntos DIII y RIII poseen 93% más de Cl⁻ que DI, CIV y RI-T (p<0.05).

Tabla 3: Concentración de cloruros (Cl⁻) y de sulfatos (SO₄⁻²) en muestras de agua de sitios del área regadía del río Mendoza (2016-2018).

| Variable | Sitio de muestreo | n | Medianas | |
|---|-------------------|-------|----------|-----|
| | | | Mediana | Cat |
| Cl ⁻ (mg.L ⁻¹) | DIII | 6 | 172.0 | a |
| | RIII | 2 | 172.0 | ab |
| | DII | 2 | 553.2 | abc |
| | CII | 7 | 120.6 | abc |
| | CV | 6 | 111.7 | abc |
| | CI | 7 | 95.7 | bc |
| | DI | 3 | 88.7 | c |
| | CIV | 6 | 88.7 | c |
| RI-T | 7 | 88.7 | c | |
| valor p | 0.0467 | | | |
| SO ₄ ⁻² (mg.L ⁻¹) | DIII | 6 | 577.2 | a |
| | RIII | 2 | 400.9 | a |
| | DII | 2 | 912.9 | a |
| | CII | 7 | 183.5 | a |
| | CV | 6 | 210.1 | a |
| | CI | 7 | 164.2 | a |
| | DI | 3 | 193.2 | a |
| | CIV | 6 | 183.5 | a |
| RI-T | 7 | 154.6 | a | |
| valor p | 0.1812 | | | |

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes en la prueba de Kruskal Wallis (p < 0.05).

Existen diferencias significativas entre las medianas de las concentraciones de K⁺ y de PO₄⁻³, no así en NO₃⁻ (Tabla 4). Los niveles de K⁺ en RIII y DIII son hasta 400% superiores que en los sitios DI, RI-T y CIV. En cambio, CII posee la mayor concentración de PO₄⁻³ (3 mgL⁻¹) y es significativamente superior a la obtenida en los puntos DI, RI-T, CV, CIV y CI (<0.5 mgL⁻¹).

Tabla 4: Concentración de potasio (K⁺), fosfatos (PO₄⁻³) y nitratos (NO₃⁻) en muestras de agua de sitios del área regadía del río Mendoza (2016-2018).

| Variable | Sitio de muestreo | n | Medianas | |
|---|-------------------|---|----------|-----|
| K ⁺ (mgL ⁻¹) | RIII | 2 | 14.27 | a |
| | DIII | 6 | 9.78 | a |
| | CV | 6 | 4.3 | ab |
| | CII | 7 | 4.69 | ab |
| | DII | 2 | 15.45 | ab |
| | CI | 7 | 3.91 | ab |
| | DI | 3 | 2.97 | b |
| | RI-T | 7 | 2.97 | b |
| | CIV | 6 | 2.47 | b |
| valor p | 0.0346 | | | |
| PO ₄ ⁻³ (mgL ⁻¹) | CII | 7 | 2.95 | a |
| | DIII | 5 | 1.26 | ab |
| | RIII | 2 | 1.58 | abc |
| | D I | 3 | 0.42 | bc |
| | RI-T | 7 | 0.37 | bc |
| | CV | 6 | 0.5 | bc |
| | CIV | 6 | 0.41 | bc |
| | C I | 7 | 0.26 | c |
| | DII | 1 | s/d | |
| valor p | 0.0033 | | | |
| NO ₃ ⁻ (mgL ⁻¹) | CII | 7 | 4,87 | a |
| | DIII | 5 | 5,32 | a |
| | RIII | 2 | 3,55 | a |
| | D I | 2 | 3,54 | a |
| | RI-T | 7 | 2,21 | a |
| | CV | 6 | 1,78 | a |
| | CIV | 6 | 3,10 | a |
| | C I | 7 | 3,99 | a |
| | DII | 1 | 1,33 | a |
| valor p | 0,1947 | | | |

Medianas con letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis. s/d: sin datos.

En la Figura 7 se observan que los canales CI y CIV poseen los mayores valores de GRS (100 y 96.5% respectivamente) comparado al testigo (RI) y se diferencian significativamente de

los drenes DI y DII que poseen los menores valores de GRS (82 y 67% respectivamente).

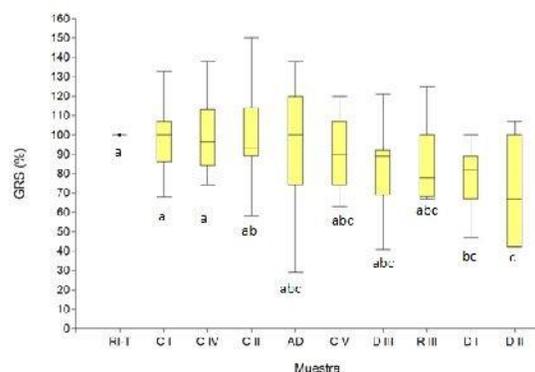


Figura 7: Germinación relativa de semillas (GRS) de *Lactuca sativa* con agua proveniente de sitios de muestreo del área regadía del río Mendoza (2016-2018). Medianas con letra distinta son significativamente diferentes, Kruskal-Wallis ($p < 0.05$).

No hay diferencias estadísticamente significativas entre los diferentes sitios de muestreo en las variables relacionadas con el crecimiento del hipocotilo (longitud, CRH, IEH) y radícula (longitud, CRR, IER). En cambio, si existen diferencias estadísticamente significativas entre las medianas del IGN ($p < 0.05$, Figura 8). Todos los sitios de muestreo poseen un grado de “toxicidad bajo” (excepto el DII), debido a que los valores de IGN se encuentran entre 0 a -0.25. El DII es el único sitio que posee un menor valor de IGN y su toxicidad es considerada como “moderada” (IGN entre -0.25 a -0.50).

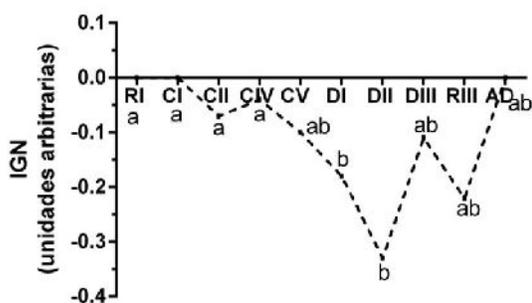


Figura 8: Índice de germinación normalizada (IGN) en *Lactuca sativa* con agua de diferentes sitios del área de regadío del río Mendoza (2016-2018). Medianas con letra distinta son significativamente diferentes, Kruskal-Wallis ($p < 0.05$).

Discusión

El proceso de germinación y desarrollo de la plántula durante los primeros días de crecimiento son etapas muy sensibles ante factores externos adversos (Sobrero y Ronco, 2004). El indicador IGN parece ser más sensible ante variaciones de la calidad o toxicidad del agua, tal como ha sido observado por otros autores (Rodríguez Romero et al, 2014).

Los resultados obtenidos confirman que los bioensayos de germinación en los diferentes sitios de muestreo manifiestan diferencias en la calidad del agua del periodo analizado. Lavie et al. (2014) aplicaron el Water Quality Index (WQI) con el objeto de caracterizar de manera sintética y gráfica la calidad del agua en la cuenca del río Mendoza. Este índice, deja a criterio del investigador, la elección de aquellos parámetros (físicos, químicos y

biológicos) que resulten importantes para la zona y que, además, sean representativos de los distintos usos del agua. Así, lograron calificar los siguientes puntos de muestreo de acuerdo a su WQI, siendo RI (83%), CI (67%), CII (65%), RIII (62 %) y CV (56%); donde un índice de 100% representa la mayor calidad y porcentajes menores expresan una reducción de la misma. Por otro lado, Morábito et al. (2007) indican que RIII (ubicado a la salida del sistema) recibe aguas provenientes de los drenes y eventualmente aguas de la planta de tratamiento de Paramillos. Y dichos autores concluyeron que a lo largo del recorrido del río (desde RI a RIII) el agua sufre un deterioro en su calidad. En este trabajo, mediante el empleo del bioensayo con semillas, se observa que el indicador IGN ha permitido valorar numéricamente la toxicidad del agua en los mismos sitios, calificando la calidad del agua de RI, CI, CII, CIV, CV y RIII de menor a mayor toxicidad. Por lo tanto, esta valoración de calidad del agua por IGN en los mencionados sitios de muestreo coincide con el WQI.

La función de los drenes agrícolas es evacuar los desagües y drenajes sub superficiales de riego de las zonas bajas y muy salinizadas hacia el desierto. La medición de la calidad de estas aguas señalan el mayor o menor efecto de lavado de los suelos (Morábito et al,

2007). En términos de conductividad eléctrica y concentración de cloruros, DII y DIII junto a RIII poseen los valores más altos, sin embargo solamente el DII pudo diferenciarse del resto por mayor grado de toxicidad en términos de IGN. Siguiendo el criterio adoptado por Poi de Neiff y Ramos (2001), las aguas del DII serían muy tóxicas (GRS < 75%), DIII y DI poseen aguas tóxicas (GRS entre 75% y 90%) y en el resto de los sitios las aguas poseen baja toxicidad (GRS >90%). Rodríguez Romero et al (2014) atribuyeron las menores tasas de germinación de *Lactuca sativa* a la presencia de concentraciones importantes de sulfatos y cloruros en el agua. Por otro lado, la mayor toxicidad del agua en DII, en términos de IGN, respecto a RIII y DIII y los demás sitios, podría atribuirse a la presencia de otros compuestos solubles tóxicos, como por ejemplo nitrógeno amoniacal (Angulo Reyes, 2015) o herbicidas (Foti y Lallana, 2005) que producen fito-toxicidad en el proceso de germinación.

Si bien en este ensayo (para el periodo considerado) no se observó ninguna correlación entre los niveles de nutrientes como K^+ , NO_3^- y PO_4^{-3} con la germinación y crecimiento de raíz e hipocotilo, otros estudios afirman que sales como el SO_4K_2 (Fotti et al, 2005) y los NO_3^- (Rodríguez Romero et al, 2014) parecen tener un efecto estimulante sobre la germinación (IG) y el desarrollo radical (IER) en

semillas de lechuga. Rossen et al (2017) observaron en la cuenca del río Tunuyán que la sobre estimulación del crecimiento de raíz e hipocotilo de *Lactuca sativa* fue más frecuente que la inhibición, y esto probablemente fue debido a la mayor concentración de nutrientes en el agua. Otros autores mencionan que las aguas enriquecidas con nitrógeno y fósforo (Angulo Reyes, 2015; Rodríguez Romero et al, 2014) y bajas concentraciones de micronutrientes vegetales como Zn^{+2} y Cu^{+2} (Sobrero y Ronco, 2004), contribuyen al efecto de hormesis. Este término es usado por los toxicólogos para referirse a una respuesta de dosis bifásica a un agente ambiental caracterizado por un efecto beneficioso (estimulación) de dosis baja y un efecto inhibitor (tóxico) por dosis alta (Calabrese, 2003).

Conclusiones

- El uso de los bioensayos con semillas de *Lactuca sativa* resulta una herramienta apreciable para detectar cambios en la calidad del agua para la agricultura.
- Lo importante de estos bioensayos de germinación es que resultan sencillos y no precisan de grandes inversiones para su realización.
- Los bioensayos de *Lactuca sativa* han permitido distinguir el grado de toxicidad del agua en función del IGN, siendo el DII el de mayor toxicidad entre todos los sitios.

- Teniendo en cuenta la cantidad de agua circulante en los puntos de muestreo, el sitio DII representa un volumen muy bajo (2,2%) respecto al total. Posiblemente exista en este dren una mayor concentración de contaminantes (expresados por un alto valor de salinidad y de cloruros) que causan fito-toxicidad.
- Los resultados obtenidos para el área regadía del río Mendoza abren paso a futuras investigaciones con el fin de lograr identificar la presencia de otros contaminantes hídricos y su grado de toxicidad en el agua de riego y de drenaje.

Bibliografía

Angulo Reyes, R. (2015). Estudio Diagnóstico de la Eco toxicidad de Afluentes del Río Guadalquivir, en el área comprendida entre Las Tipas y El Angosto de San Luis, Provincia Cercado-Tarija. *Acta Nova*, 7 (1), 28-46.

Avellaneda, M. O., Bermejillo, A. y Mastrantonio, L. (2004). *Aguas de riego: calidad y evaluación de su factibilidad de uso*. Mendoza, Argentina: EDIUNC. 143 p.

APHA-AWWA-WPCF (1992). *Métodos normalizados para el análisis de agua potables y residuales*. Ediciones Días de Santos, SA. XVII edición.

Bermejillo, A., Llera, J., Martí, L., Valdés, A., Cónsoli, D., Venier, M.,

Salcedo, C. y Troilo, S. (2012). Aptitud para riego del agua subterránea basada en la salinidad y sodicidad en las perforaciones realizadas entre 2004 y 2010 en los Oasis Norte y Centro de Mendoza. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo*, 44(2), 221-240.

Chambouleyron, J. (2005). *Riego y drenaje. Técnicas para el desarrollo de una agricultura regadía sustentable*. Tomos I y II. Mendoza, Argentina: EDIUNC. 1026 p

Calabrese, E. J. (2003). The maturing of hormesis as a credible dose-response model. *Nonlinearity Biol Toxicol Med.*, 1(3), 319-343.

Foti, M. N y Lallana, V. H. (2005). Bioensayo de germinación con semillas de *Eruca sativa Mill.* para la detección de salinidad y presencia de herbicida en agua. *Revista FABICIB* (9):9-16.

Morábito, J., Salatino S., Filippini, M., Bermejillo, A. y Lavie, E. (2009). Nitrates in water in Mendoza's Northern and Central Oases (Argentina): areas irrigated by the Mendoza and upper Tunuyan rivers. Taller: *Towards New methods to manage nitrate pollution within the water framework directives*. International Workshop UNESCO, Paris, Francia.

Morábito, J., Salatino, S., Medina, R., Zimmermann, M., Filippini, M., Bermejillo, A, Campos, S., Nacif, N.,

Dediol, C., Genovese, D., Pizzuolo, P., Mastrantonio, L. y Valdés, A. (2007). Calidad del agua en el área regadía del río Mendoza: temperatura, pH, iones solubles y sólidos. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 39(1), 9-20.

Morábito, J., Salatino, S., Medina, R., Zimmermann, M., Filippini, M., Bermejillo, A., Nacif, N., Campos, S., Dediol, C., Genovese, D., Pizzuolo, P. y Mastrantonio, L. (2005). Evaluación de la calidad del agua en el área regadía del río Mendoza, Argentina. *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias*, 37 (1), 1-23.

Lallana, M.D.C., Foti, M.N., Lallana, V.H., Elizalde, J.H. y Billard, C.E. (2013). Determinación de reducción del crecimiento radical (CE50) por una formulación de glifosato utilizando lechuga y trigo como especies bioindicadoras. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 45(1), 0-0.

Lavie, E., Morábito, J. y Salatino S. (2014). Aplicación de índices integradores de calidad hídrica al piedemonte andino Argentino. *Tecnología y ciencias del agua*, 5 (4), 23-37.

Lavie E., Morábito, J., Salatino, S., Bermejillo, A. y Filippini, M. (2010). Contaminación por fosfatos en el oasis bajo riego del río Mendoza. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 42 (1): 169-184.

Poi de Neiff, A. y Ramos, A. (2001). Utilización de bioensayos para el estudio eco toxicológico de los ríos Salado y Negro (Chaco. Argentina). Disponible en:

<http://www.unne.edu.ar/unnevieja/Web/cyt/cyt/2001/6-Biologicas/B-019.pdf>.

Consulta: Mayo 2018.

Rodríguez Romero, A. J., Robles Salazar, C. A., Ruíz Picos, R. A., López López, E., Sedeño Díaz, J. E. y Rodríguez Dorantes, A. (2014). Índices de germinación y elongación radical de *Lactuca sativa* en el biomonitoreo de la calidad del agua del río Chalma. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30 (3), 307-316.

Rossen, A., Confeggi, A., Sykora, V., Clavijo, A., Kronberg, M.F., Calvo, D., Morábito, J. y Munarriz, E. (2017). Ecotoxicological analysis using *Caenorhabditis elegans* and *Lactuca sativa* to assess water quality in the Tunuyán river basin (Mendoza, Argentina). Poster. *Society of Toxicology and Environmental Chemistry (SETAC) Latin America 12th Biennial Meeting*. Santos, São Paulo, Brazil.

Salatino, S., Morábito, J., Bermejillo, A., Dediol, C., Stocco, A., Tapia, O., Miralles, S., Hernández, R., Mastrantonio, L., Genovese, D. y Ortiz, N. (2017). Río Mendoza: 12 años de registros de calidad de agua. Análisis evolutivo de la contaminación. En: Pinto,



M., Estrella G. y Gennari, A. (Eds). *Agua y Sociedad*. Lajouane S.A., pp. 337-354. ISBN 978-950-9580-18-3.

Sobrero, M.C. y Ronco, A. (2004). Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga. En: Castillo, G., M.C. Díaz, Y. Pica, A. Ronco, C. Sobrero, G. Bulus, G. Feota, G. Forget y A. Sánchez-Bain (Eds.). *Ensayos toxicológicos y Métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo e Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México, pp.71-79.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido posible gracias a la participación de las siguientes personas: F. Lopez, A. Mariani, R. Hernández, D. Cónsoli, A. Valdes, C. Dediol, A. Stocco, O. Tapia, A. Roseen y J. Morábito.

Financiamiento

Trabajo con financiamiento de la Corporación Vitivinícola Argentina (COVIAR) y de la Secretaría de Ciencia, Tecnología y Posgrado de la UNCuyo (SECTyP).



Asociación de Universidades
GRUPO MONTEVIDEO



UNCUYO
UNIVERSIDAD
NACIONAL DE CUYO

