



Indicadores de germinación y crecimiento de *Lactuca sativa* que contribuyen a caracterizar la calidad de agua en el área regadía del río Tunuyán

Facundo LÓPEZ ALCARÁZ

Ingeniería en Recursos Naturales Renovables

2020

Facultad de Ciencias Agrarias

Universidad Nacional de Cuyo

Almirante Brown 500, Chacras de Coria, Mendoza-(54 261) 4135000, CP:
5507

Indicadores de germinación y crecimiento de *Lactuca sativa* que contribuyen a caracterizar la calidad de agua en el área regadía del río Tunuyán.

Autor

Facundo López Alcaráz
Barrio 27 de abril Manzana J, Casa 3
Luján de Cuyo, Mendoza CP: 5509
facu77_lopez@hotmail.com

Director

Ing. Agr. M. Sc. Leandro Martin
Barrio Agua y energía P22, Calle Dr. E. Guevara C 9
Maipú , Mendoza CP: 5513
leandromartin@gmail.com

Miembros del comité evaluador

Ing. en Recursos Naturales Renovables Iván Funes Pinter
Ing. Agr. M. Sc. Rocío Hernández
Ing. en Recursos Hídricos M. Sc. Adriana Mariani

RESUMEN

La agricultura en la provincia de Mendoza es la mayor demandante del recurso hídrico y compite actualmente con el consumo humano, el industrial y el energético. En las áreas de riego existe un aporte de contaminantes que deterioran la calidad del agua de riego y provienen de las actividades urbanas, agrícolas y recreativas principalmente. El área regadía del río Tunuyán presenta un aumento de la superficie cultivada en la subcuenca alta y este fenómeno supone una mayor demanda del agua, que afecta el aporte hacia la subcuenca inferior, no sólo disminuyendo los caudales escurridos sino contaminándolos debido a la actividad agropecuaria, urbana e industrial. Los bioensayos de germinación de semillas de *Lactuca sativa* son una herramienta complementaria al análisis físico químico de las aguas para detectar cambios en la calidad y diferentes grados de toxicidad. El objetivo del trabajo fue determinar la calidad del agua en diferentes sitios del río Tunuyán en función de los parámetros fisicoquímicos y los indicadores biológicos de dos variedades de *Lactuca sativa*. Se seleccionaron diez sitios de muestreo estratégicamente ubicados a lo largo de la cuenca en arroyos y en la red de canales de riego y de drenaje. En cada sitio se extrajeron muestras de agua para el análisis fisicoquímico, la determinación de nitratos y fosfatos y los bioensayos. Para ello, se colocaron 20 semillas de *L. sativa* en cajas de Petri, se incubaron en estufa durante 120 horas a 22 °C y se realizaron tres repeticiones por cada sitio (n=3). Se midió el número de semillas germinadas, las longitudes de radícula e hipocotilo y se calcularon los indicadores biológicos. El sitio Yaucha (Y) se consideró como testigo por tener la menor conductividad eléctrica. La salinidad del agua se incrementó desde los sitios de muestreo ubicados en la cuenca alta (salinidad moderada) hacia los sitios de la parte más baja (salinidad mediana), siendo el dren Cañada Moyano el que tuvo el mayor valor. Todos los sitios de muestreo tuvieron baja peligrosidad sódica. Los indicadores de germinación (GRS e IG) no se redujeron significativamente con las aguas de los sitios de mayor salinidad en la cuenca. El sitio Las Tunas registró el mayor valor de nitratos, y Tiburcio Benegas el nivel más bajo de fosfatos. El grado de toxicidad de los diferentes sitios de muestreo de la cuenca fue bajo según el indicador de germinación normalizado (IGN) y el índice de elongación radical (IER). A pesar de que no hubo diferencias significativas entre las dos variedades, Grand Rapids presentó mayor sensibilidad para detectar cambios en la calidad de agua, por lo que se recomienda esta variedad para este tipo de bioensayos

Palabras clave: bioensayos de germinación, Grand Rapids, Paris Island, toxicidad, bioindicador

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a mi familia, quienes me apoyaron siempre, tanto en los buenos momentos como en los más difíciles, siendo ellos, la motivación para nunca bajar los brazos y perseverar en lo que fue este largo camino.

A mis amigos, que tanto como mi familia siempre estuvieron, sobre todo en los momentos más difíciles brindándome su apoyo incondicional.

A todos los compañeros que he conocido a lo largo de la carrera, con los que pasamos grandes momentos y experiencias.

Al Ingeniero José Morábito y a la ingeniera Adriana Bermejillo, quienes amablemente me ayudaron de forma significativa en el último tramo de la carrera, enseñándome y guiándome para iniciar y darle forma a este proyecto.

A mi director Leandro Martín, que aceptó ayudarme y dedicar parte de su tiempo a dirigir la elaboración de esta tesina, aportando su experiencia para mejorar la calidad de este documento y acompañándome a finalizar esta etapa de formación.

Al jurado, que tuvieron la cortesía de aceptar participar en la revisión y evaluación del trabajo.

A la Facultad de Ciencias Agrarias (UnCuyo), que me brindó todas las herramientas para mi formación profesional, además de proveer las instalaciones y equipamientos para la realización de este trabajo.

Al Instituto Nacional del Agua (INA) por financiar las salidas a campo y prestar las herramientas para realizar los muestreos.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....	1
Área regadía del río Tunuyán	2
Bioensayos de germinación.....	3
1. OBJETIVOS.....	5
1.1 Objetivo general	5
1.2 Objetivos específicos	6
2. HIPÓTESIS.....	6
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	6
3.1 Lugar de estudio y puntos de muestreo.....	6
3.2 Extracción de las muestras	7
3.3 Análisis fisicoquímico	8
3.4 Clasificación de la salinidad del agua	9
3.5 Bioensayos de germinación.....	11
3.5.1 Cálculo de índices biológicos:	12
4. RESULTADOS	15
4.1 Conductividad eléctrica	15
4.2 Concentración de iones, pH y RAS.....	16
4.3 Índices biológicos.....	17
5. DISCUSIÓN.....	23
6. CONCLUSIONES	24
7. BIBLIOGRAFÍA.....	25

INTRODUCCIÓN

En Mendoza, la agricultura es la mayor demandante del recurso agua y compite actualmente con el consumo humano (agua potable y saneamiento), el industrial y el energético, entre otros. 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 (Martin et al, 2018). En diferentes ocasiones existe un aporte de contaminantes provenientes de las actividades urbanas, agrícolas y recreativas, entre otras, que deterioran la calidad del agua de riego.

La definición de calidad de las aguas superficiales y, en particular, de las de los ríos y canales, tiene en cuenta aspectos de la composición química y biológica, la cual, por una parte, puede estar relacionada con la contaminación natural propia de la disolución y arrastre de sustancias naturales (propias de los terrenos). Por otro lado, la contaminación artificial se refiere a la recepción de efluentes generados por las actividades humanas, urbanas, agrícolas e industriales. Cualquier análisis químico-biológico de las aguas manifiesta en sí mismo el efecto conjunto de las dos contaminaciones anteriores, sin que resulte posible, en la mayoría de ocasiones, separarlas e identificarlas plenamente (Beamonte et al, 2004).

Respecto a los minerales disueltos en las aguas de riego que contribuyen a su calidad, es importante mencionar a los fosfatos (PO_4^{3-}) y nitratos (NO_3^-) disueltos. Los PO_4^{3-} son constituyentes naturales de rocas y minerales, de fertilizantes y estiércoles, de la materia orgánica proveniente de desechos urbanos, industriales y residuos agrícolas como así también de los detergentes de uso industrial y doméstico. En muchos casos, estas fuentes de contaminación son arrastradas o arrojadas a las acequias, canales, arroyos, ríos y lagos, constituyendo un grave problema ambiental (Lavie et al, 2010). Por otro lado, el excedente de NO_3^- puede producir contaminación de aguas superficiales y subterráneas. Este anión es un componente principal de diferentes fertilizantes, y el uso inadecuado de los mismos puede provocar la lixiviación de los mismos hacia las napas freáticas y contaminar el recurso. También constituye un problema importante la inadecuada disposición de las aguas residuales (industriales y domésticas) tanto en los países en vías de desarrollo como desarrollados (Larios Ortiz, 2009). Estos aniones al igual que el potasio (K^+) en concentraciones adecuadas son nutrientes indispensables para el crecimiento y desarrollo de plantas a partir de semillas.

Según las normas del Laboratorio de Salinidad de los Estados Unidos, las características más importantes que determinan la calidad del agua para riego son: la naturaleza, la cantidad y la proporción de los iones presentes en el agua (Avellaneda et al, 2004). Dentro de los análisis químicos necesarios para caracterizar la calidad del recurso hídrico, se mencionan los siguientes:

- a) concentración total de sales solubles.

(DGI) deriva para la cuenca superior sólo el 17 % del caudal del RT mientras que el resto se aprovecha en la cuenca inferior (Hernandez et al, 2017).

El área regadía del RT presenta un aumento de la superficie cultivada en la subcuenca alta (viñedos para vino de exportación y frutales de carozo para industria) con la paulatina incorporación de nuevas tecnologías como el riego presurizado. Este fenómeno supone una demanda creciente del agua de riego que afecta el aporte hacia la subcuenca inferior, no sólo disminuyendo los caudales escurridos sino contaminándolos debido a la actividad agropecuaria. Al respecto, ya se ha evidenciado una tendencia al aumento progresivo de la salinidad del agua de riego con valores medios de $1400 \mu\text{S cm}^{-1}$ en el área regadía del Valle de Uco (Chambouleyron, 2002; Morábito et al, 2011).

A lo largo del recorrido desde la subcuenca superior hacia la inferior, el agua sufre un deterioro en su calidad (Morabito et al, 2018). Por ejemplo, en los sitios ubicados en la parte más alta, como son los arroyos Yaucha (Y) y Aguanda (A), y en Las Tunas (LT), la CE del agua es menor a $500 \mu\text{S cm}^{-1}$. Otros sitios como el Arroyo Guiñazú (AG) y Costa Anzorena (CA), los cuales llevan esencialmente agua de drenaje en la cuenca del río Tunuyán superior, sus niveles de salinidad son mayores a ($\text{CE} = 1205 \mu\text{S cm}^{-1}$). En los sitios ubicados en el RT inferior, como Cañada Moyano (CM), Tiburcio Benegas (TB), Canal Norte (CN) y Canal San Martín (SM), la CE es mayor a $1200 \mu\text{S cm}^{-1}$. Entre estos sitios, el dren CM se destaca por sus valores altos de salinidad ($\text{CE} = 1535 \mu\text{S cm}^{-1}$) debido a que recibe aguas de drenaje. Además, en ciertos sitios de muestreo de la cuenca inferior (CM, SM, TB, CN) indicó un incremento de cationes (K^+) y aniones (SO_4^{2-}) en niveles superiores a los registrados en la cuenca alta (LT, A y Y). Respecto a los NO_3^- las concentraciones estuvieron muy por debajo de los límites máximos de la normativa (45 mg L^{-1}) y los niveles de PO_4^{3-} se encontraron próximos a los límites de la misma. Morábito et al (2018) también observaron el impacto negativo de los efluentes cloacales de la ciudad de Tunuyán, la actividad industrial y agrícola del Valle de Uco (reflejado en el sitio CA), la actividad turística en el Embalse El Carrizal (TB) y los vuelcos clandestinos de asentamientos de viviendas (en CM) y el impacto de la población (SM).

Bioensayos de germinación

El concepto de organismo indicador se refiere a especies seleccionadas por su sensibilidad o tolerancia a varios parámetros. Usualmente los biólogos emplean bioindicadores de contaminación debido a su especificidad y fácil monitoreo (Washington, 1984). Se han identificado especies vegetales como bioindicadoras de la presencia de tóxicos tanto en aguas como en suelos y se han constituido como centinelas de contaminantes en estos medios. La OECD (Guide lines for the Testing of Chemicals) establece las especies bioindicadoras para el desarrollo de pruebas de toxicidad en los diferentes protocolos de aplicación en ecotoxicología. Dentro de estas especies se encuentran *Lactuca sativa* “lechuga” (Manrique et al, 2011).

Existen muchas ventajas al emplear especies de importancia agrícola en ensayos fitotóxicos sobre aquellas que emplean animales y algas: Las semillas de las plantas están latentes (secas

o deshidratadas) y pueden mantenerse en condiciones adversas sin perder su viabilidad; cuando se presentan las condiciones favorables sufren cambios rápidos (en ocasiones inmediatos) en su metabolismo, transporte de nutrientes y división celular (Mayer y Poljakoff-Mayber, 1982). Cuando las semillas se exponen a aguas contaminadas, estas respuestas inmediatas pueden ser medidas, por lo que la sensibilidad al estrés ambiental las hace idóneas como organismos centinela (Wang, 1991).

El bioensayo de toxicidad con semillas de *L. sativa* es una prueba estática de toxicidad aguda (120 h de exposición) en cámara de temperatura controlada (22 ± 2 °C). Bajo estas condiciones se pueden evaluar los efectos fitotóxicos de compuestos puros o de mezclas complejas en el proceso de germinación de las semillas y en el desarrollo de las plántulas durante los primeros días de crecimiento (Castillo Morales, 2004). Es importante destacar que durante el período de germinación y los primeros días de desarrollo de la plántula ocurren numerosos procesos fisiológicos en los que la presencia de una sustancia tóxica puede interferir alterando la supervivencia y el desarrollo normal de la planta, siendo por lo tanto una etapa de gran sensibilidad frente a factores externos adversos (Sobrero y Ronco, 2004).

Como puntos clave para la evaluación de los efectos fitotóxicos, se determina la inhibición de la germinación y de la elongación de radícula e hipocótilo. Ya que los efectos tóxicos pueden no ser suficientes para inhibir la germinación, pero sí manifestarse en la elongación de la plántula (crecimiento de radícula e hipocotilo). De esta manera, la inhibición en la elongación de la radícula e hipocotilo constituyen indicadores subletales muy sensibles para la evaluación de efectos biológicos en vegetales, aportando información complementaria a la proporcionada al estudiar el efecto en la germinación (Cheung et al, 1989; Dutka, 1989; Bowers et al, 1997).

Si bien *L. sativa* no es una especie representativa de ecosistemas acuáticos, la información generada a partir de esta prueba de toxicidad proporciona datos acerca del posible efecto de los contaminantes en las comunidades vegetales cercanas a las márgenes de cuerpos de agua contaminados, siendo también una especie interesante de considerar desde el punto de vista hortícola y ser una especie sensible (clave en un bioindicador). Por otra parte, es de fácil y rápida germinación por lo que es posible desarrollar la prueba en pocos días (Sobrero y Ronco, 2004). Este bioensayo de toxicidad ha sido recomendado y aplicado por diferentes organismos de protección ambiental para la evaluación ecotoxicológica de muestras ambientales y compuestos puros, además de la evaluación del efecto fitotóxico de plaguicidas sobre especies no blanco, necesarios para el registro de estos compuestos (OECD, 1984; Wang, 1987; USEPA, 1989).

Los ensayos de germinación de *L. sativa* están ampliamente difundidos a nivel internacional. Por ejemplo, Rodríguez Romero et al (2014) utilizaron los bioensayos para caracterizar la calidad del agua del río Chalmá (México). Manrique et al (2011) realizaron pruebas de ecotoxicidad para establecer el potencial genotóxico del hipoclorito de sodio utilizando *L. sativa* (Colombia). Otros autores utilizaron los ensayos de *L. sativa* para determinar la calidad de agua que utilizan los habitantes de la zona rural de Montevideo, Uruguay (Perazzoli, 2001). En nuestro país, se han realizado bioensayos para caracterizar la calidad del agua de distintos puntos en represas para riego (Lallana et al, 2008), evaluar la fitotoxicidad de metales pesados y glifosato (Sobrero, 2010). A nivel provincial, Martín et al (2018) realizaron los bioensayos para evaluar y monitorear la calidad de agua de los ríos Mendoza y Tunuyán.

Como se ha mencionado, existen numerosos trabajos con aguas de diferente calidad que evalúan el desempeño en la germinación y elongación de *L. sativa*. Kaya et al (2002), observaron que las concentraciones salinas retardaron significativamente la germinación de las semillas en *L. sativa* var. Paris Island y redujeron los porcentajes finales de germinación de ambas especies en comparación con el testigo. La salinidad elevada también redujo la elongación radicular; así como el crecimiento de las plántulas. Por otro lado, Rodríguez Romero et al (2014) observaron diferencias significativas entre los indicadores biológicos de *L. sativa*. Por ejemplo, el valor más bajo del indicador biológico “germinación relativa de semillas – GRS” coincidía con puntos del Río Chalma (Ocuilán, México) donde había mayor contenido de sulfatos, nitrógeno amoniacal y cloruros. Estos autores también observaron que el “crecimiento relativo de radícula – CRR” era mayor en sitios con altas concentraciones de nutrientes y concluyeron que el “índice de germinación normalizado - IGN” era menor (valores negativos) en zonas de la parte alta del río donde se concentra la población (identificándose como una zona de mayor toxicidad). Rossen et al (2017) observaron en la cuenca del río Tunuyán que la sobreestimulación del crecimiento de raíz e hipocotilo de *L. sativa* fue más frecuente que la inhibición, y esto debido probablemente a la mayor concentración de nutrientes en el agua. A nivel local, se obtuvieron diferencias entre ciertos indicadores biológicos al germinar las semillas *L. sativa* var. Gran Rapids con aguas del río, canales y drenes del río Tunuyán y Mendoza (Martin et al 2018). Entre ellos, el menor valor del IGN (asociado a mayor toxicidad) se dio con el sitio correspondiente a un dren del río Mendoza. La mayor estimulación del crecimiento radicular (índice de elongación radicular (IER) mayor a cero), se dio en sitios con mayor concentración de nutrientes. Cabe aclarar que estos autores utilizaron una mayor temperatura de incubación (30°C) que la propuesta en la metodología descrita por Sobrero y Ronco (2004) de 22°C.

Por otro lado, las variedades de una misma especie se distinguen entre ellas por tener distintos caracteres permanentes, morfológicos, fisiológicos, citológicos y químicos (Ojeda et al, 2012). Entre los numerosos estudios que han diferenciado la calidad del agua y su grado de toxicidad en función de los indicadores de germinación y crecimiento de semillas de lechuga (Poi de Neiff y Ramos, 2001; Lallana et al, 2008; Ratto et al, 2010; Pérez et al, 2012; Rodríguez Romero et al, 2014; Quiroz y López, 2017;), se observa que no han realizado comparaciones del desempeño entre variedades de *L. sativa* con aguas de diferente calidad. En este trabajo se pretende realizar los bioensayos de germinación con dos variedades de *L. sativa*: Gran Rapids (ampliamente utilizada en los ensayos) y Paris Island (de difusión local y sin resultados), para determinar si existen diferencias de comportamiento ante aguas de diferente calidad físico química en la cuenca del río Tunuyán.

1.OBJETIVOS

1.1 Objetivo general

Determinar la calidad del agua en diferentes sitios de muestreo del río Tunuyán en función de los parámetros fisicoquímicos y los indicadores biológicos relacionados con la germinación y crecimiento de *Lactuca sativa* var. Grand Rapids y *Lactuca sativa* var. Paris island.

1.2 Objetivos específicos

- Clasificar la calidad del agua en función de la salinidad y la sodicidad en los diferentes sitios de muestreo.
- Comparar los porcentajes de germinación y las longitudes de radícula e hipocotilo de *Lactuca sativa* var. Grand Rapids y Paris Island con aguas de diferente calidad físico química.
- Evaluar los indicadores biológicos relacionados con la germinación (GRS, IGN) y el crecimiento (CRR, IER y CRH, IEH) de *Lactuca sativa* var. Grand Rapids y Paris Island.

2.HIPÓTESIS

Los indicadores biológicos relacionados con la germinación y el crecimiento de *Lactuca sativa* varían en función de la variedad (Grand Rapids y Paris island) y la calidad fisicoquímica del agua entre los diferentes sitios de muestreo.

3.MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Lugar de estudio y puntos de muestreo

Se seleccionaron diez sitios de muestreo estratégicamente ubicados a lo largo del río Tunuyán en arroyos y en la red de canales de riego y drenaje (Figura 2), considerando los distintos agentes contaminantes y los posibles lugares de vuelco. El criterio de selección tuvo en cuenta la calidad del agua en su ingreso a la zona (arroyos Aguanda (A) y Yaucha (Y), diques Valle de Uco (VU) y Las Tunas (LT)), de sus drenajes naturales (arroyo Guiñazú (AG)) así como de aquellos sitios localizados a la salida de la alta cuenca que son receptores de aguas con posible

contaminación urbana y agrícola (Costa Anzorena (CA)), todos estos puntos mencionados corresponden al río Tunuyán superior (cuenca alta). El ingreso a la cuenca del río Tunuyán inferior (cuenca baja), aguas abajo de la presa de embalse El Carrizal, fue registrado en el dique Tiburcio Benegas (TB), como también se incluyen mediciones en los canales San Martín (SM) y Norte (CN), y en el dren Cañada Moyano (CM), también correspondientes al río Tunuyán inferior (cuenca baja).

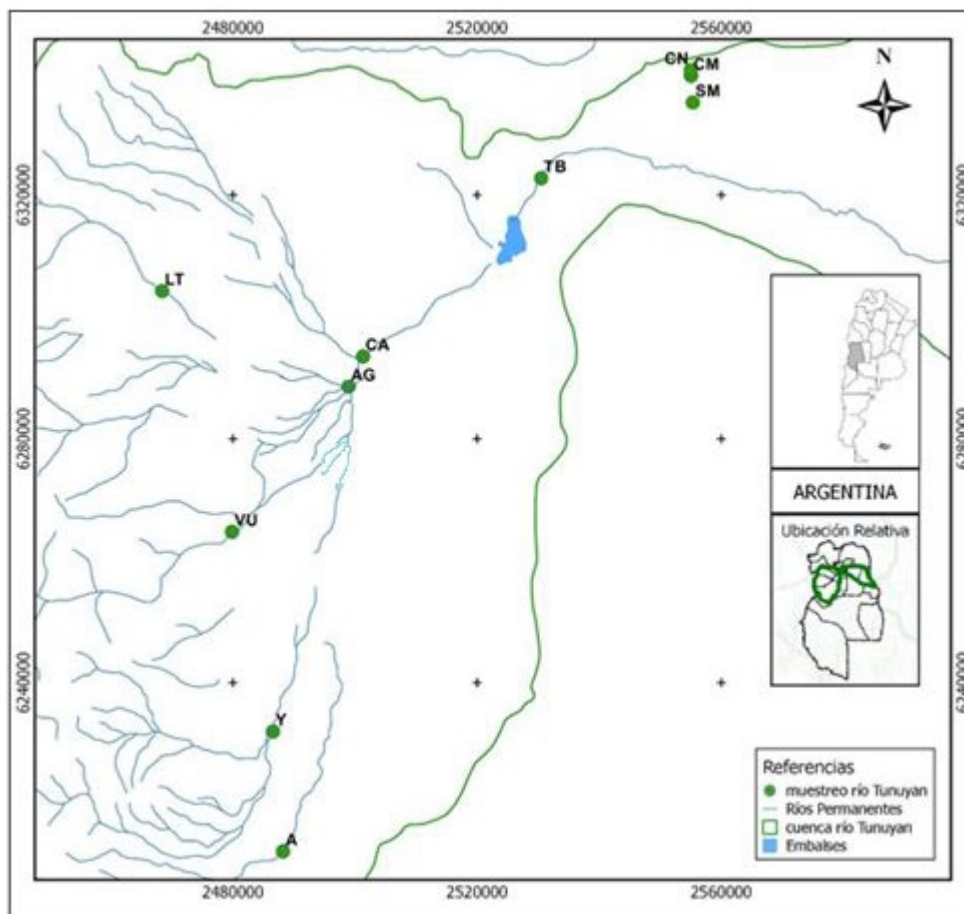


Figura 2. Localización de los sitios de muestreo en la cuenca del río Tunuyán.

3.2 Extracción de las muestras

La toma de muestras se realizó en 2 salidas a campo, la primera, el día 11 de septiembre de 2018, y la segunda, el 13 de septiembre del mismo año, desde las 8:00 hasta las 20:00 hs. En cada sitio muestreado se midió la temperatura del agua y se registró el caudal pasante suministrado por el Departamento General de Irrigación (DGI). El caudal se midió *in situ* por medio de la sección del frente del agua y la velocidad superficial estimada a través de un flotador (cuando no había marca de aforo) (Chambouleyron, 2002), y en otros puntos, la información del caudal fue suministrada por el Departamento General de Irrigación. Se extrajeron (para cada punto) tres muestras de agua: una para el análisis fisicoquímico, otro para

la determinación de nitratos y fosfatos, y la tercera para la realización de los bioensayos de germinación (Figura 3).



Figura 3. Extracción de muestras. Fuente: elaboración propia

3.3 Análisis fisicoquímico

En el laboratorio de química analítica de la Facultad de Ciencias Agrarias (FCA), se determinó:

- Conductividad eléctrica (CE) a 25 °C, pH, relación de absorción de sodio (RAS)
- Aniones y cationes: calcio (Ca^{+2}) y magnesio (Mg^{+2}) por complexometría, sodio (Na^{+}) y potasio (K^{+}) por fotometría, cloruros (Cl^{-}) por volumetría (método Mohr), sulfatos (SO_4^{-2}) mediante método volumétrico con clorhidrato de bencidina, carbonatos (CO_3^{-2}) y bicarbonatos (HCO_3^{-}) mediante volumetría ácido-base (método Warder). (Official methods of Analysis of AOAC International, 1995).

En el laboratorio de química agrícola de la FCA se determinó:

- Nitratos (NO_3^{-}) y fosfatos (PO_4^{-3}), utilizando un espectrofotómetro HACH (DR/2400). (Official methods of Analysis of AOAC International, 1995).

3.4 Clasificación de la salinidad del agua

Se adoptaron dos criterios de clasificación de agua de acuerdo a su sodicidad y salinidad (Avellaneda et al. 2004):

1. Según la escala de Riverside con modificación de Thorne- Peterson. Se establecieron seis categorías de salinidad teniendo en cuenta la sodicidad. La interpretación práctica que se da a las diversas categorías de peligrosidad salina, se basa en la tolerancia de los cultivos a la salinidad y las condiciones de permeabilidad de los suelos frente a la necesidad de riegos de lixiviación para impedir la acumulación salina. (Avellaneda et al. 2004)

Tabla 1: Clasificación de las aguas de riego según Riverside con modificación de Thorne-Peterson (1954). Tomada del libro de Avellaneda et al. (2004).

CE (dS/m) a 25°C	Categoría	Tipo de cultivos y suelos
<0.25	C1	Puede usarse para riego en la mayoría de los cultivos y suelos.
0.25 a 0.75	C2	Puede usarse para riego de todos los cultivos, salvo los extremadamente sensibles a la salinidad, cuando éstos se hallan en suelos de alta a mediana permeabilidad
0.75 a 2.25	C3	Debe ser usada únicamente en suelos de moderada a buena permeabilidad. Deben elegirse cultivos de moderada a buena tolerancia a la salinidad.
2.25 a 4.0	C4	Solamente debe ser usada en suelos de buena permeabilidad, y donde pueda lixiviarse regularmente para impedir acumulación salina. Cultivos de buena tolerancia a la salinidad.
4.0 a 6.0	C5	Generalmente, estas aguas son inapropiadas para riego. Podrían usarse sólo en suelos muy permeables y en cultivos de alta resistencia a la salinidad.
>6.0	C6	No deben usarse para riego.

La peligrosidad sódica es dividida en 4 clases:

- S1 - Baja Peligrosidad Sódica: Desde RAS 10 hasta RAS 2.
- S2 - Mediana Peligrosidad Sódica: Desde RAS 18-10 hasta RAS 6-2
- S3 - Alta Peligrosidad Sódica: Desde RAS 26-18 hasta RAS 10-6.
- S4 - Muy Alta Peligrosidad Sódica: Mayor de RAS 26 hasta mayor de RAS 10.

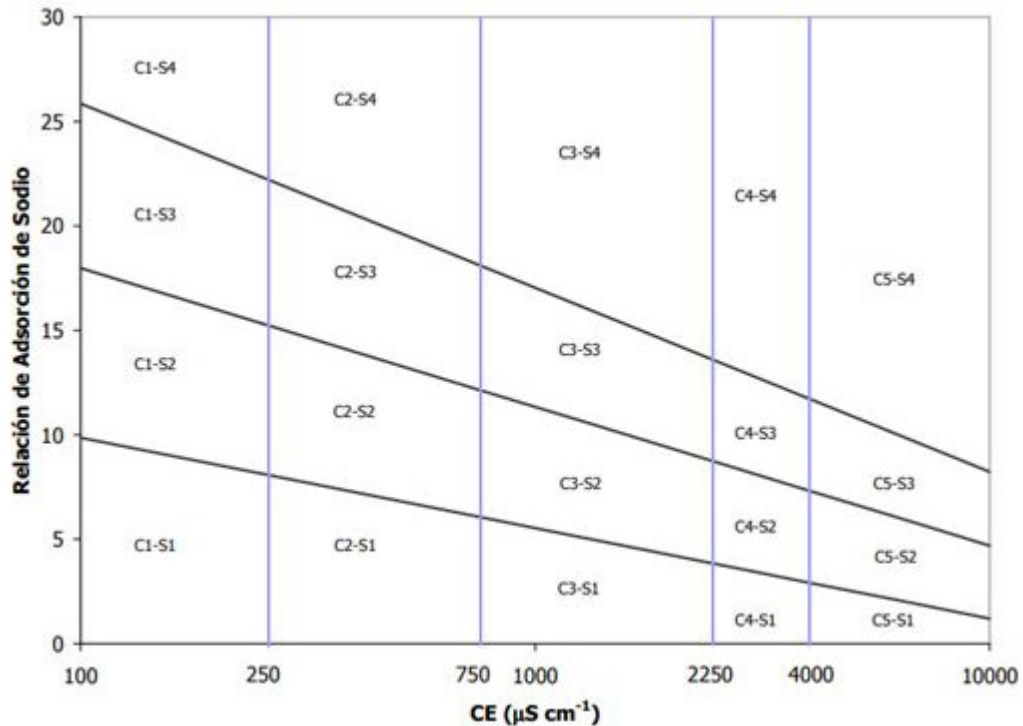


Figura 4. Clasificación de las aguas de riego según Riverside modificada por Thorne y Petersen (1954). Tomado del libro de Avellaneda et al. (2004).

2. Según el criterio de Wainstein: La clasificación Regional de Wainstein, adaptada a la zona de Cuyo, tiene en cuenta las sales de mediana solubilidad presentes mayoritariamente en las aguas de Tunuyán (como carbonato de calcio y/o magnesio y sulfato de calcio). Se basa en: el esquema de RIVERSIDE modificado por THORNE y PETERSON; en el criterio de conductividad eléctrica efectiva relativo a aguas yesosas propuesto por NIJENSOHN; en las características de las aguas cuyanas; en el hecho de que los suelos de la región son yesosos y permiten una adecuada eliminación del exceso de sodio por drenaje. (Avellaneda et al. 2004)

Tabla 2: Clasificación de las aguas de riego según Wainstein (1969). Tomada del libro de Avellaneda et al. (2004)

CE (dS/m) a 25°C	Categoría	Clasificación
<0.25	C1	Escasamente salina
0.25 - 0.75	C2	Levemente salina
0.75 - 1.25	C3	Moderadamente salina
1.25 - 1.75	C4	Medianamente salina
1.75 - 2.25	C5	Francamente salina
2.25 - 3	C6	Fuertemente salina
3.00 - 4.00	C7	Intensamente salina
> 4.00	C8	Excesivamente salina

Se utilizó el software “Modelo de aguas de riego” para realizar la clasificación de las aguas de riego en función de la conductividad eléctrica efectiva (Avellaneda et al, 2004).

3.5 Bioensayos de germinación

Se evaluaron dos variedades de *L. sativa* (Grand Rapids y Paris Island). Los bioensayos se establecieron siguiendo el método propuesto por Sobrero y Ronco (2008) y Bagur-González et al. (2011). En cada caja de Petri, se dispuso un papel de filtro y sobre él se colocaron 20 semillas de *L. sativa* a las que luego se les agregó 4 mL de muestra de agua proveniente del sitio de muestreo (cada caja es envuelta en papel film a fin de evitar evaporación). Se realizaron tres repeticiones por cada sitio (n=3). Se utilizó el sitio Yaucha (Y) como testigo por ser un afluente del río Tunuyán cuyas aguas tiene el menor nivel de salinidad entre todos los sitios considerados.

Se llevó a estufa durante 120 h a 22 °C en condiciones de luz natural (cuya puerta transparente permitía el paso de la luz del día). Finalizado el proceso de incubación, se contó el número de semillas germinadas en cada caja y se realizó la medición de radícula e hipocotilo de cada semilla utilizando papel milimetrado. La elongación de la radícula se consideró desde el nudo (región más engrosada de transición entre la radícula y el hipocotilo) hasta el ápice radicular. La elongación del hipocotilo se consideró desde el nudo hasta la inserción de los cotiledones (Figura 5 y 6).

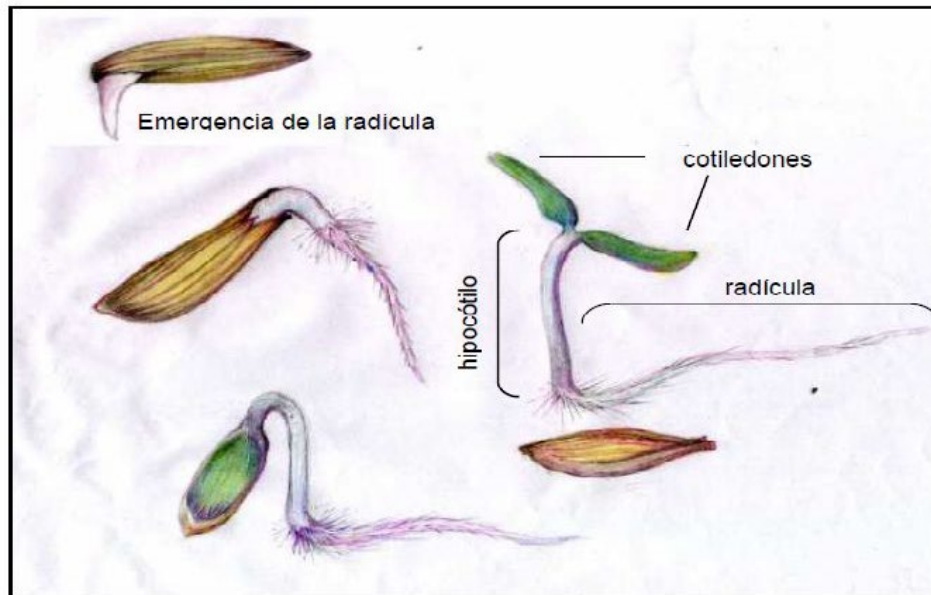


Figura 5. Germinación y crecimiento de *L. sativa*

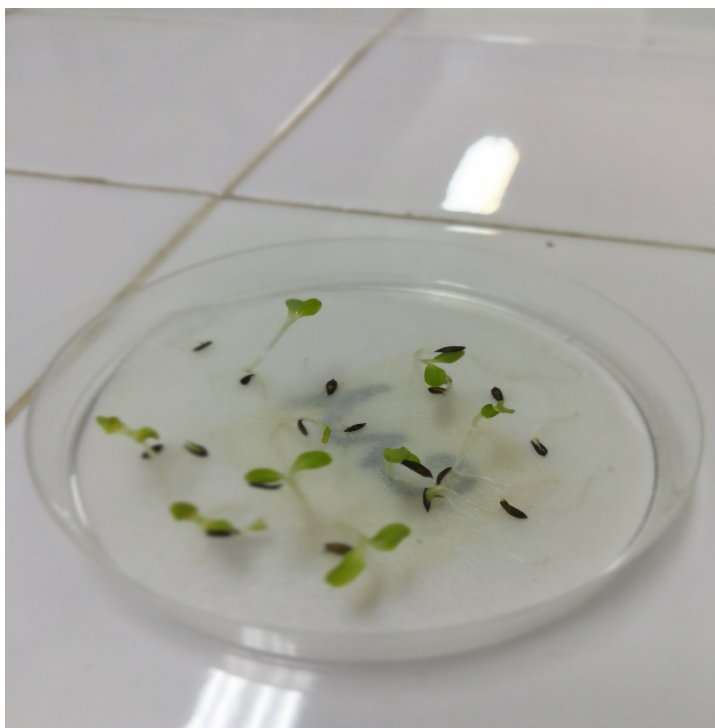


Figura 6. Semillas germinadas de *Lactuca sativa*

3.5.1 Cálculo de índices biológicos:

- A partir de las mediciones de radícula e hipocótilo, y el conteo de semillas germinadas, se realizó el cálculo de distintos indicadores: GRS, índice de germinación (IG), CRR propuesto por Hoekstra et al (2002) y Walter et al (2006), y adicionalmente IGN, IER, crecimiento relativo de hipocótilo (CRH), índice del porcentaje de elongación del hipocotilo residual normalizado (IEH), propuestos Bagur-González et al (2011)
- Germinación relativa de semillas (GRS)

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

- 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)

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

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):

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

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 (Tabla 3):

Tabla 3: Clasificación de toxicidad en función de los valores obtenidos de IGN e IER

Valor de IGN-IER	Categorías
>0	Crecimiento de la 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 (testigo): longitud promedio del hipocotilo de semillas germinadas en el testigo.

El análisis estadístico se realizó con el software INFOSTAT (versión 2011) y se verificaron los supuestos de ANOVA (normalidad y homocedasticidad) en cada una de las variables analizadas, al no cumplirse en ninguna, se realizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (comparación de medianas) para cada uno de los indicadores biológicos.

4.RESULTADOS

4.1 Conductividad eléctrica

En la figura 7 se observa el incremento de la conductividad eléctrica (CE) en las aguas de los sitios muestreados desde la subcuenca alta hacia la baja. El intervalo de valores de CE fue entre $250 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Y) hasta $1820 \mu\text{S cm}^{-1}$ (CM). Al ser una única repetición no se pudo realizar el análisis estadístico para establecer si hay diferencias significativas tanto en la CE como en el resto de los parámetros químicos (RAS , pH , Cl^- , K^+ , SO_4^{-2} , PO_4^{-3} , NO_3^-).

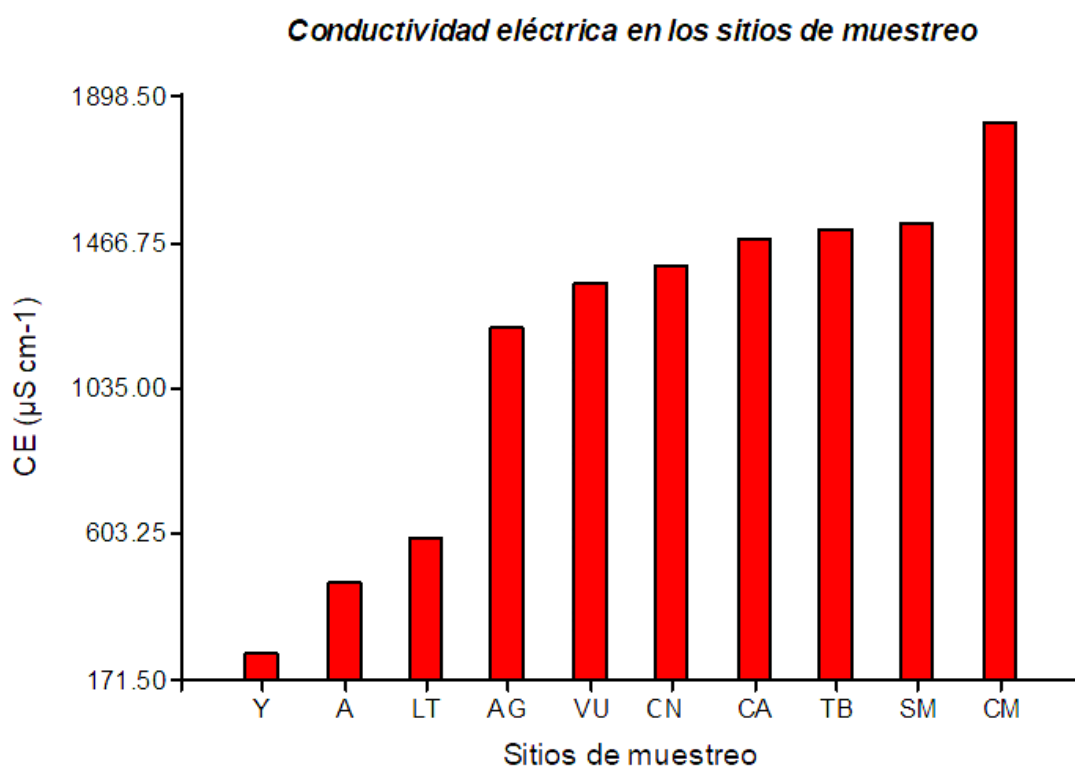


Figura 7. Conductividad eléctrica del agua ($\text{CE } \mu\text{S cm}^{-1}$) en todos los sitios de muestreo de la cuenca del río Tunuyán superior e inferior. (septiembre 2018)

El sitio testigo (Y) tuvo una categoría de salinidad de "C1" cuya clasificación según Riverside y Wainstein fue de "baja salinidad". Los sitios A y LT obtuvieron una clasificación C2 en ambos criterios. A partir del sitio AG hubo un aumento notable de la conductividad eléctrica, los sitios AG, VU, N, CA, TB, SM y CM recibieron una clasificación C3 según Riverside (salinidad mediana), pero según Wainstein se llega hasta la clasificación C5 en el dren CM (francamente salina). Por lo tanto, el sitio CM es el que registró la mayor conductividad eléctrica en el agua ($1820 \mu\text{S cm}^{-1}$, tabla 4)

Tabla 4: Categorías de salinidad según Riverside y Wainstein en los sitios de muestreo del área regadía del río Tunuyán teniendo en cuenta CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y CEE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) (septiembre, 2018)

Sitio de muestreo	Riverside (modificada)		Wainstein	
	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Categoría de salinidad	CEE $\mu\text{S cm}^{-1}$	Categoría de salinidad
Y	250	C1: Salinidad baja	250	C1: Escasamente salina
A	460	C2: Salinidad moderada	460	C2: Levemente salina
LT	590		590	
AG	1220	C3: Salinidad mediana	1220	C3: Moderadamente salina
VU	1350		1350	C4: Medianamente salina
CN	1400		1400	
CA	1480		1480	
TB	1510		1510	
SM	1520		1520	C5: Francamente salina
CM	1820		1820	

4.2 Concentración de iones, pH y RAS

Otros valores de suma importancia para tener en cuenta son los nutrientes (nitratos, fosfatos y potasio) ya que juegan un rol muy importante en el desarrollo de las plántulas, la tabla 5 muestra los valores obtenidos en los análisis realizados en laboratorio.

Tabla 5: Valores de pH, RAS y concentraciones de iones de cada sitio de muestreo en el mes de septiembre de 2018

Muestra	pH	RAS	Cl ⁻ (mg.L ⁻¹)	K ⁺ (mg.L ⁻¹)	SO ₄ ⁻² (mg.L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	PO ₄ ⁻³ (mg.L ⁻¹)
SM	7,4	2,12	142	43,01	405,72	2,65	0,63
CM	7,75	2,27	156,2	10,36	536,13	0,44	0,74
CN	6,9	2,21	156,2	39,1	304,29	2,21	1,82
TB	7,3	2,23	149,1	39,1	313,95	2,21	0
CA	7,1	2,00	159,75	39,1	289,8	2,65	0,42
AG	7,2	1,52	99,4	11,73	120,75	0,88	0,77
A	7,2	0,70	31,95	7,82	57,96	0,44	0,84
Y	7,3	0,47	28,4	3,91	53,13	2,21	0,22
VU	7,4	1,83	152,65	19,55	367,08	1,77	0,36
LT	7,8	0,52	42,6	3,12	100,27	3,98	0,03

La tabla 4 muestra los resultados del análisis fisicoquímico para el mes de septiembre de 2018. Los mayores contenidos de Cl^- se dieron en los sitios CA, CN y CM, y los menores en Y, A y LT; luego con SO_4^{2-} los valores mayores se observaron en CM y SM y los menores en A y Y. La concentración de K^+ fue la más alta en SM, CN, TB, CA, y la más baja en los sitios A, Y y LT; en cuanto a NO_3^- el valor más alto se registró en el sitio LT y los más bajos en CM y A. Por último, el sitio con el mayor contenido de PO_4^{3-} fue CN, y con los más bajos LT y TB. De acuerdo con la resolución 778/96 (Anexo 1, artículo 1) del Departamento General de Irrigación (2006), que establece parámetros máximos permitidos y tolerados de vertido de líquidos a cuerpos receptores, existen puntos de muestreo que excedieron los límites establecidos por la normativa. El nivel de nitratos no superó ninguno de los límites establecidos (45 mg.L^{-1}). Respecto a los fosfatos, las concentraciones medidas en CA y SM excedieron el valor máximo permitido según norma ($0,4 \text{ mg.L}^{-1}$), pero no superaron el máximo tolerable ($0,7 \text{ mg.L}^{-1}$). Los sitios AG, A, CM y CN sí superaron el máximo tolerable de fosfatos. El pH medio del agua entre todos los sitios muestreados es próximo a 7, siendo el más bajo en CN (6,9) y el más alto en LT (7,8). En cuanto a los valores de RAS, todos los puntos muestreados tuvieron una calificación "S1" que corresponde a una baja peligrosidad sódica.

4.3 Índices biológicos

No se han registrado diferencias significativas entre las medianas de los indicadores medidos en los sitios de muestreo, ni entre las dos variedades de *L. sativa*. La figura 8 muestra la GRS en la variedad Grand Rapids. Se observó que no hubo una tendencia claramente visible desde la subcuenca alta hasta la subcuenca baja, los sitios LT y TB tuvieron las medianas más bajas (88,89%), y el sitio CA la mayor (112,5%)

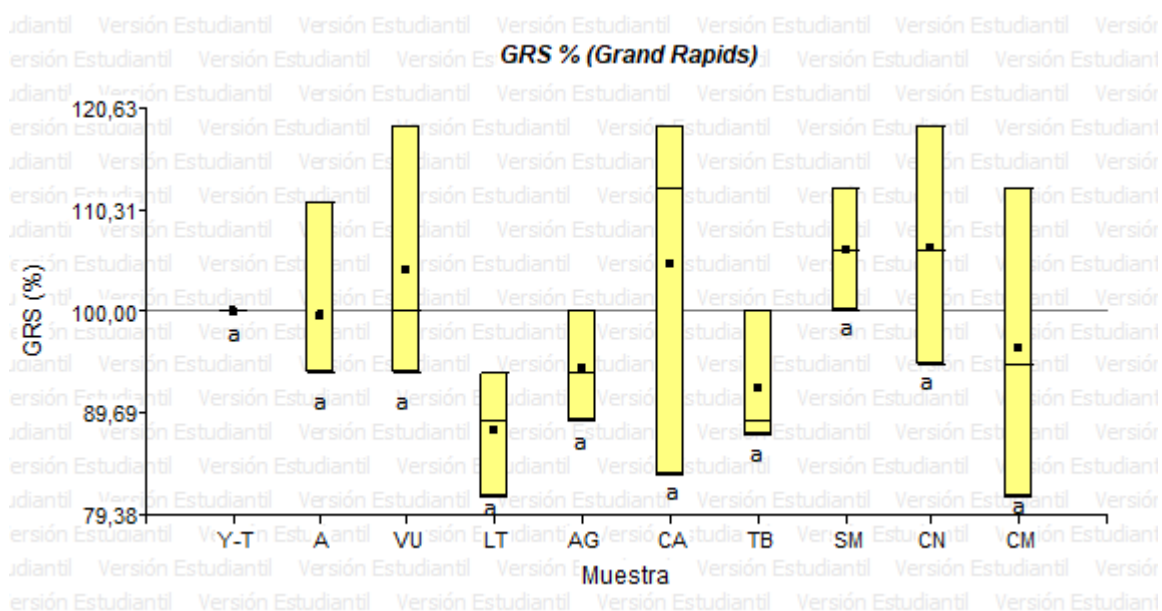


Figura 8. Germinación relativa de semillas (GRS) en *L. sativa* var. Grand Rapids entre los diferentes sitios de muestreo.

Por otro lado, la variedad Paris Island reflejó un comportamiento algo diferente. No se ha registrado ningún valor de mediana por debajo del sitio testigo (GRS 100%), sin embargo, la mayoría de las medianas de los sitios estuvieron muy próximas al testigo donde se observaron 4 sitios con GRS=100% (A, VU, CA y CN) y el mayor valor se dio en el punto SM cuya mediana tiene un valor de 117,65% (Figura 9).

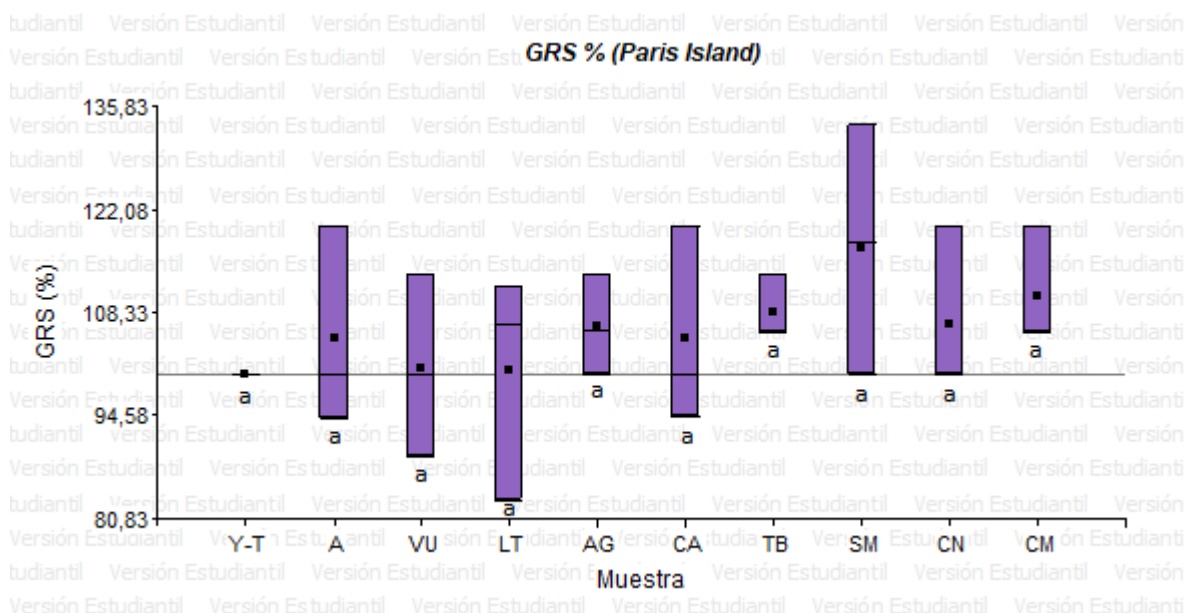


Figura 9. Germinación relativa de semillas (GRS) en *L. sativa* var. Paris Island en los diferentes sitios de muestreo.

El análisis de las medianas de los crecimientos relativos de radícula, en Grand Rapids indicaron que en 7 de 9 sitios de muestreo hubo un porcentaje de crecimiento menor al testigo (100%), en donde la mayor mediana apareció en el sitio LT (113,86%) y las menores en CM y TB (89,62% y 86,45% respectivamente), sugiriendo que los valores tendieron a disminuir hacia la subcuenca baja. (Figura 10)

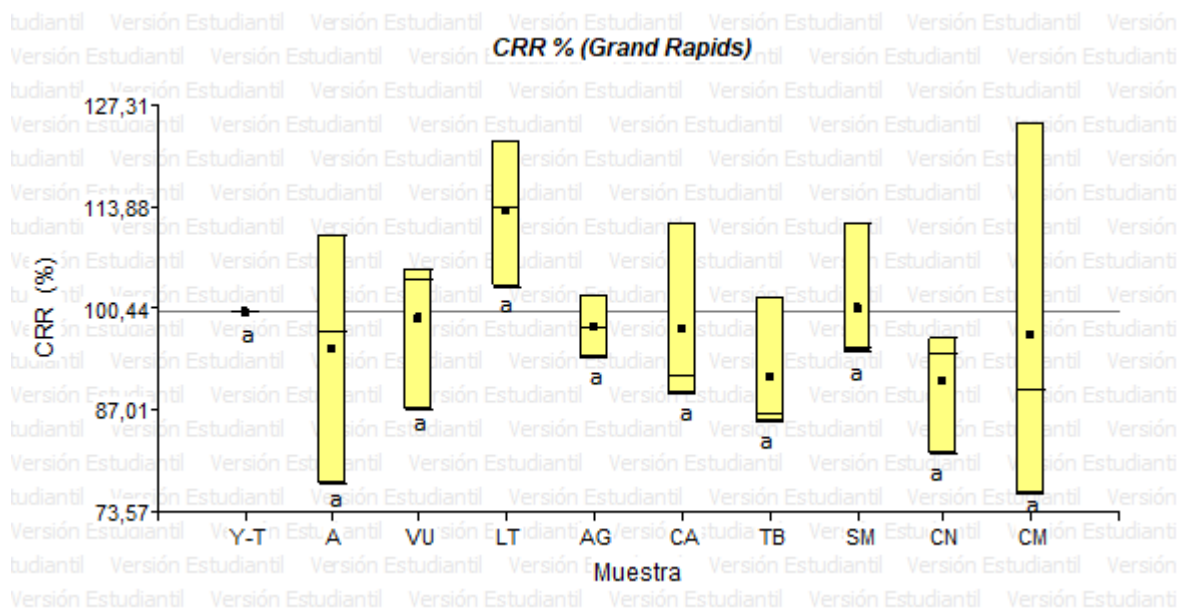


Figura 10. Crecimiento relativo de radícula (CRR) en *L. sativa* var. Grand Rapids entre los diferentes sitios de muestreo

Respecto al CRR en Paris Island, en solo 3 sitios (A, AG y CM) sus medianas tuvieron valores de este índice por encima del sitio testigo, esta vez el menor valor se registró en LT (81,91%) y el mayor en A (115,41%), (figura 11).

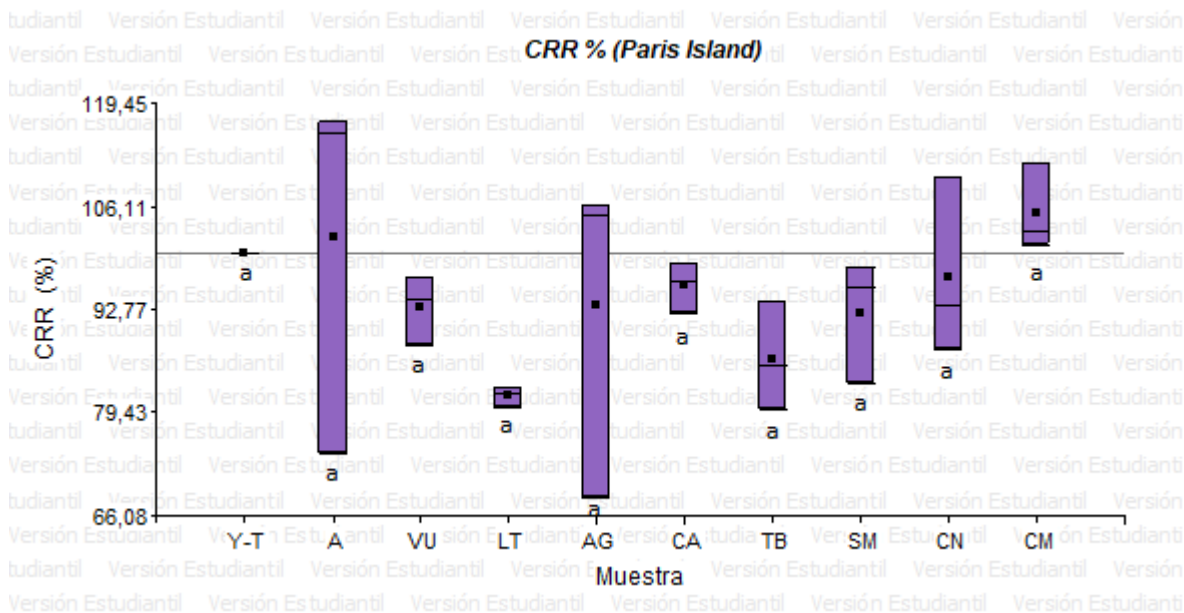


Figura 11. Crecimiento relativo de radícula (CRR) entre los diferentes sitios de muestreo en la variedad Paris island

El índice de germinación (IG) representa el producto de la germinación relativa de las semillas por el crecimiento relativo de la radícula. En Grand Rapids se observó que las medianas tendieron a disminuir hacia los sitios de la subcuena baja, ya que la mediana más baja se

encontró en el punto CM (72,81%) los sitios de la subcuenca alta (A, VU, LT) obtuvieron valores de IG cercanos al testigo (100%), el sitio CA (108,73%) fue el de mayor valor, eso se debe al alto valor que obtuvo en el indicador GRS. (Figura 12).

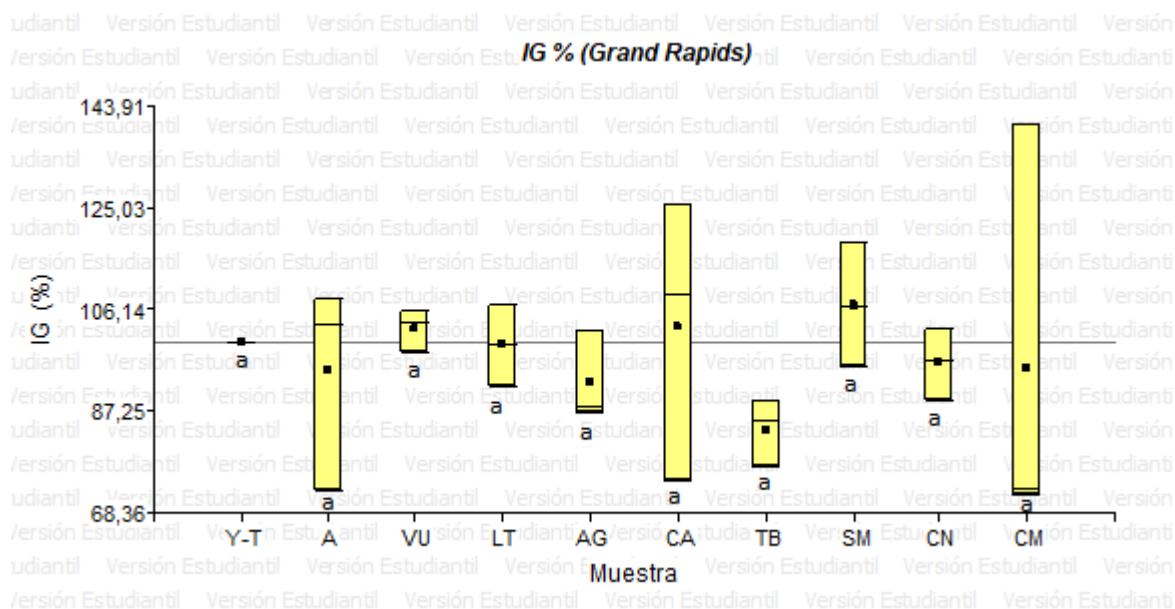


Figura 12. Índice de germinación (IG) en *L. sativa* var. Grand Rapids entre los diferentes sitios de muestreo

El IG en la variedad Paris island (Figura 13) la mediana de mayor valor se presentó en el sitio CM (117,88%), seguido por SM (115,49%) y la menor en el LT (88,11%) el resto de los sitios tuvieron una mediana cercana al valor testigo (100%).

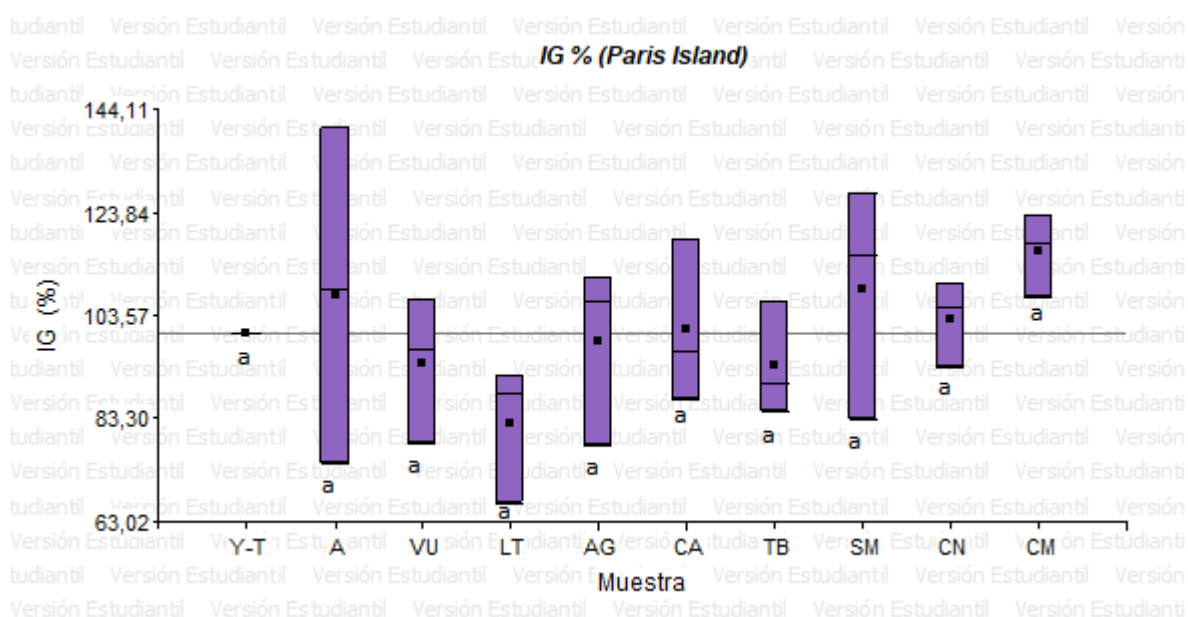


Figura 13. Índice de germinación (IG) en *L. sativa* var. Paris Island entre los diferentes sitios de muestreo

Las menores medianas del IGN en la variedad Grand Rapids fueron medidas en los sitios A, LT, AG, TB Y CM (0 a -0,11) y fueron clasificados de “baja toxicidad”. En cambio, en CA, SM y CN tuvieron $IGN > 0$. (Figura 14). En la variedad Paris Island, todos los sitios presentaron valores de mediana de IGN mayores a 0, siendo SM el sitio que tuvo el mayor índice (0,18, Figura 15).

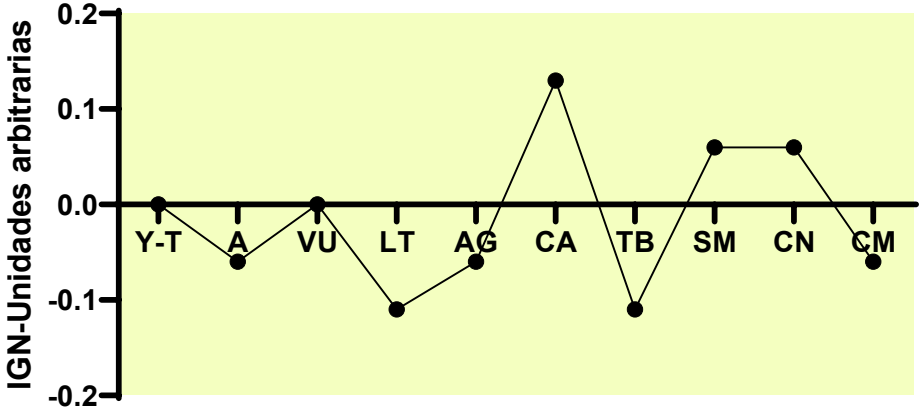


Figura 14. Índice del porcentaje de germinación residual normalizado (IGN) en *L. sativa* var. Grand Rapids entre los diferentes sitios de muestreo

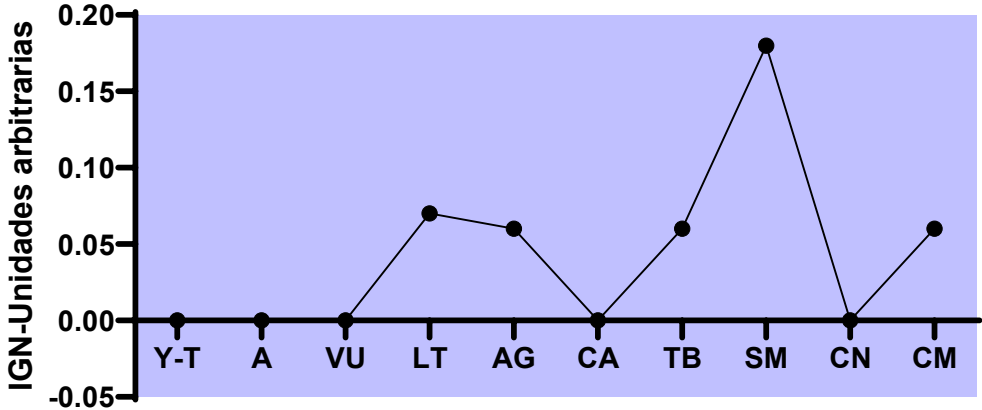


Figura 15. Índice del porcentaje de germinación residual normalizado (IGN) en *L. sativa* var. Paris Island entre los diferentes sitios de muestreo.

Solo dos sitios presentaron un valor de IER en la variedad Grand Rapids (Figura 16) mayor a cero, en VU y LT indicando una sobreestimulación de radícula, y estos valores tendieron a disminuir hacia la subcuencia baja. Todos los sitios con $IER < 0$ se clasificaron como “toxicidad baja” por estar entre 0 y -0,25, donde el menor valor de mediana se encontró en el punto de muestreo TB (-0,14).

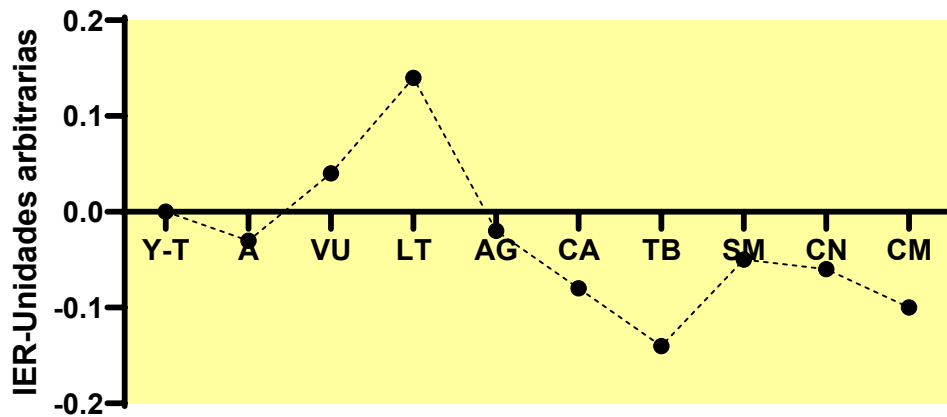


Figura 16. Índice del porcentaje de elongación radical residual normalizado (IER) en *L. sativa* var. Grand Rapids entre los diferentes sitios de muestreo.

Por otra parte, el IER para la variedad Paris Island, mostró que hay 3 sitios con valores de mediana superiores a cero (A, AG y CM) donde hubo estimulación radical, y los valores más bajos de mediana se vieron en TB y LT (-0,15 y -0,18 respectivamente), donde al igual que en Gran Rapids, los valores negativos de IER se encontraron entre 0 y -0,25 indicando toxicidad baja (Figura 17).

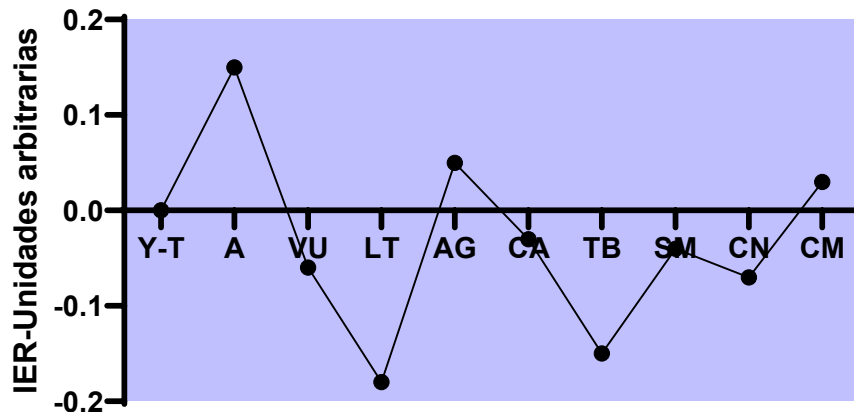


Figura 17. Índice del porcentaje de elongación radical residual normalizado (IER) en *L. sativa* var. Paris Island entre los diferentes sitios de muestreo.

5. DISCUSIÓN

Las actividades de mayor impacto en la calidad del agua para riego son los vuelcos de efluentes domésticos y las actividades agrícolas, ganaderas y recreativas (Salatino et al, 2017). Según nuestros resultados, existen ciertos parámetros físico químicos del agua asociados con los indicadores biológicos de *Lactuca sativa* que permitieron caracterizar la calidad del agua según sea el sitio en el área regadía del río Tunuyán Superior e Inferior. Las aguas de mayor salinidad en la cuenca se encontraron en sitios del tramo inferior del río asociados a canales de riego (TB y SM) y drenajes (CM). El dren CM, si bien tuvo la mayor categoría de salinidad según Wainstein (“agua francamente salina”), no registró los menores valores de germinación entre todos los sitios muestreados. Es sabido que dicho proceso fisiológico es de gran susceptibilidad a factores externos cuyas concentraciones resulten tóxicas en el genotipo analizado (Sobrero y Ronco, 2008). Si bien CM tuvo el mayor nivel de salinidad, al igual que TB y SM, éste no fue suficiente para que los indicadores de germinación (GRS e IG) tuvieran diferencias significativas en las dos variedades analizadas. Otros autores observaron que conductividades eléctricas superiores a $5000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (aguas consideradas “tóxicas”) redujeron la GRS por debajo del 75% y afectaron el crecimiento de *Lactuca Sativa* (Poi de Neiff y Ramos, 2002; Al-Maskri et al, 2010).

Las aguas enriquecidas con nitrógeno (NO_3^- y NH_4^+), fósforo (PO_4^{3-}) y potasio (SO_4K_2) contribuyen al efecto estimulante sobre el desarrollo radical en semillas de lechuga (Foti et al, 2005; Angulo Reyes, 2015). En los sitios LT y VU, la mayor estimulación del crecimiento de radícula de la variedad Grand rapids ($\text{IER} > 0$; Rodríguez Romero et al, 2014) podría estar asociada a los mayores niveles de nitratos registrados en la primavera y al impacto de la actividad ganadera en la proximidad de los cursos de agua (Morábito et al, 2018). Por otro lado, el sitio TB tuvo la menor concentración de fosfatos y el menor crecimiento de radícula, esto pudo deberse a que las aguas de embalse poseen algas y microorganismos que consumen nutrientes como el fosfato (Salatino et al, 2017). En los demás sitios de la cuenca baja, como el dren CM cuyo nivel de nutrientes también es alto, no se observó una estimulación del crecimiento de radícula en términos de IER y CRR de la var. Gran Rapids, y posiblemente esté asociado a que la elongación radical fue afectada por el mayor nivel de salinidad de este sitio (Foti et al, 2005). En la var. Paris island, los resultados que se obtuvieron en los indicadores respecto a diferentes calidades de agua, no permitieron dar una interpretación adecuada de lo que está sucediendo en los sitios de muestreo (resultados poco claros). Respecto al hipocotilo, no se encontraron diferencias significativas entre los sitios en ninguna de las dos variedades, y esto se debió a que es un órgano menos sensible que la radícula ante diferentes calidades de agua (Sykora et al, 2016).

El Índice de germinación (IG) es un indicador robusto para describir el potencial fitotóxico de un compuesto ya que integra el porcentaje de germinación relativo (GRS) y el crecimiento relativo de raíces (CRR) (Zucconi et al, 1981; Varnero et al, 2007). Este índice ha permitido detectar que mientras más bajo es, se puede asociar a un mayor grado de toxicidad del sustrato donde germinan las semillas (Pentreath et al, 2015), en nuestro caso, aún sin diferencias significativas, CM mostró tendencia a tener un menor IG (en Grand Rapids), esto puede estar asociado a su mayor salinidad respecto a los otros sitios. Martin et al (2018) observaron para el río Mendoza que el IGN fue el indicador más apropiado para clasificar las aguas por su toxicidad. En nuestra

área de estudio y basándose en dicha clasificación también propuesta en otras cuencas (Rodríguez Romero et al, 2014), se percibió una baja toxicidad en los sitios LT, TB, A, VU y CM (IGN 0 a -0,25) con la var. Grand Rapids, en cambio, en CM en términos de IGN, el nivel salino no fue lo suficientemente alto como para considerar una mayor toxicidad. Respecto al índice de elongación radical en la var. Grand Rapids el IER además nos ha permitido observar una baja toxicidad (IER 0 a -0,25) en los sitios A, AG, CA, TB, SM, CN, CM, en el sitio A pudo deberse a la actividad ganadera presente en las cercanías del sitio, en el resto de los sitios podría estar explicado por la salinidad creciente; Martin et al (2018) pudieron identificar sitios de baja toxicidad de la cuenca del río Tunuyán utilizando el IER, aunque no son los mismos sitios identificados en este trabajo, lo cual se puede deber a la diferente metodología utilizada en los bioensayos.

Por lo tanto, se acepta parcialmente la hipótesis que indica que los indicadores biológicos varían en función de la variedad (Grand Rapids y Paris island) y de la calidad fisicoquímica del agua entre los diferentes sitios de muestreo. Si bien no hay diferencias significativas entre todos los indicadores analizados, se observa una asociación entre los indicadores de germinación (IGN) y de crecimiento de radícula (CRR y IER) con la calidad fisicoquímica de los sitios estudiados con la variedad Gran Rapids principalmente, la cual mostró mayor sensibilidad para detectar cambios en la calidad del agua.

6. CONCLUSIONES

La salinidad del agua se incrementa desde los sitios de muestreo ubicados en la cuenca alta (salinidad moderada) hacia los sitios de la parte más baja (salinidad mediana), siendo el dren Cañada Moyano (CM) el que tuvo la mayor salinidad del agua; la relación de adsorción de sodio (RAS) es baja en todos los sitios de muestreo (baja peligrosidad sódica). Las concentraciones de nitratos y fosfatos varían en función del sitio de muestreo, siendo Las Tunas (LT) el sitio de mayor nivel de nitratos y Tiburcio Benegas (TB) el sitio de menor nivel de fosfatos. Los indicadores de germinación (GRS e IG) no se redujeron significativamente con las aguas de los sitios de mayor salinidad en la cuenca.

Las aguas enriquecidas con nitratos y fosfatos en Las Tunas (LT) y Dique Valle de Uco (VU) contribuyeron al desarrollo radical en semillas de lechuga var. Grand Rapids en términos del indicador de elongación radical, en Tiburcio benegas, la ausencia de fosfatos se vio reflejada en el menor valor de IER registrado.

A pesar de que no hubo diferencias significativas entre las dos variedades, Grand Rapids presentó mayor sensibilidad para detectar cambios en la calidad de agua, por lo que se recomienda esta variedad para este tipo de bioensayos. El grado de toxicidad de los diferentes sitios de muestreo de la cuenca es bajo según el indicador de germinación normalizado (IGN) y el índice de elongación radical (IER).

Los bioensayos de germinación de semillas de *Lactuca sativa* son una herramienta complementaria al análisis físico químico de las aguas para detectar cambios en la calidad y diferentes grados de toxicidad.

7. BIBLIOGRAFÍA

Abraham, E., Abad, J., Lora-Borrero, B., Salomón, M., Sánchez, C., Soria, D. (2007). Caracterización y valoración hidrológica de la cuenca del río Mendoza mediante elaboración de modelo conceptual de evaluación. Actos del Congreso Argentino del Agua (14 p.) Tucumán: Comisión Nacional del Agua.

Al-Maskri A., Al-Kharusi L., Al-Miqbali H. y Mumtaz Khan M. (2010). Effects of salinity stress on growth of lettuce (*Lactuca sativa*) under closed-recycle nutrient film technique. Int. J. Agric. Biol. 12, 377-380.

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.

Bagur-González, M. G., Estepa-Molina, C., Martín-Peinado, F., & Morales-Ruano, S. (2011). Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal (loid) s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. Journal of soils and sediments, 11(2), 281-289.

Beamonte, E., Bermúdez, J., Casino, A., & Veres, E. (2004). Un indicador global para la calidad del agua. Aplicación a las aguas superficiales de la Comunidad Valenciana. Estadística Española, 46(156), 357-384.

Bowers, N., Pratt, J. R., Beeson, D., & Lewis, M. (1997). Comparative evaluation of soil toxicity using lettuce seeds and soil ciliates. Environmental toxicology and chemistry, 16(2), 207-213.

Castillo Morales, G. (2004). Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones (No. 615.9 C3).

Chambouleyron J. (2002). Conflictos ambientales en tierras regadías. Evaluación de impactos en la cuenca del río Tunuyán, Mendoza, Argentina. UNCuyo-FONCYT-INA. ISBN 987 – 1024 – 17 – 7. Ed. Eón Argentina, Mendoza, Argentina

Cheung Y.H., Wong M.H. y Tam N.F.Y. (1989). Root and shoot elongation as an assessment of heavy metal toxicity and Zn equivalent value of edible crops. Hydrobiologia 188/189, 377-383

DGI (Departamento General de Irrigación). (1996). Reglamento general para el control de contaminación hídrica. Resolución 778. Mendoza, Argentina

Dutka, B. (1989). Short-term root elongation toxicity bioassay. Methods for toxicological analysis of waters, wastewaters and sediments (B. Dutka, Ed.) National Water Research Institute (NWRI). Environment Canada, Canadá, 120-122.

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.

Grupo InfoStat, F. C. A. (2011). InfoStat versión estudiantil.

Hernández R.; Mariani A.; Bermejillo A.; Stocco A.; Morábito J. (2017). Estimación del impacto de la salinidad del agua de riego sobre la producción de vid en las cuencas del río Mendoza y Tunuyán. 20ma Reunión Internacional de GiESCO. Mendoza, Argentina. 5 -10 de noviembre de 2017. Book of Abstracts /Libro de Resúmenes. GIESCO, UNCuyo, INTA, INV y COVIAR. ISBN 978-987-42-6111-3. Book of Full Manuscripts / Libro de Manuscritos Completos. Pp. 195.

Hoekstra, N. J., Bosker, T., & Lantinga, E. A. (2002). Effects of cattle dung from farms with different feeding strategies on germination and initial root growth of cress (*Lepidium sativum* L.). Agriculture, ecosystems & environment, 93(1-3), 189-196.

Kaya, C., Higgs, D., & Sakar, E. (2002). Response of two leafy vegetables grown at high salinity to supplementary potassium and phosphorus during different growth stages. Journal of Plant Nutrition, 25(12), 2663-2676.

Lallana, M. D. C., Billard, C. E., Elizalde, J. H., & Lallana, V. H. (2008). Bioensayo de germinación de *Lactuca sativa* (L.): determinación de calidad de agua en represas para riego. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, 40(1).

Larios Ortiz, L. (2009). Contaminación del agua por nitratos: significación sanitaria. Revista Archivo Médico de Camagüey, 13(2), 0-0.

Lavie, E., Morábito, J., Bermejillo, A., & Filippini, M. F. (2010). Contaminación por fosfatos en el oasis bajo riego del río Mendoza. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, 42(1).

Manrique, R. R., Villamizar, M. C. O., & Quesada, D. R. (2011). Pruebas de ecotoxicidad para establecer el potencial genotóxico del hipoclorito de sodio, mediante bulbos de cebolla *Allium cepa* L y semillas de lechuga *Lactuca sativa* L como bioindicadores. Iteckne, 8(1).

Martín, L., López, F., Mariani, A., Hernandez, R., Cónsoli, D., Valdés, A., Dediol, C., Stocco, A., Tapia, O., Rossen, A., Morábito, J. (2018). Bioensayo de germinación de *Lactuca sativa* y calidad de agua del área regadía del Río Tunuyán superior e inferior. Mendoza, Argentina.

Martín, L., Pozo, M., Mariani, A., Hernandez, R., Cónsoli, D., Valdés, A., Dediol, C., Stocco, A., Tapia, O., Rossen, A., Morábito, J. (2018). Bioensayo de germinación de *Lactuca sativa* y calidad de agua del área regadía del Río Mendoza. Mendoza, Argentina.

Martínez, S. (s/f). "Río Tunuyán. Cuenca n° 57". En Cuencas y regiones hídricas superficiales. Subsecretaría de Recursos hídricos. Secretaría de Obras públicas. Presidencia de la Nación. http://www.hidricosargentina.gov.ar/documentos/referencias_i8/57.pdf (Consultado 03/03/20)

Mayer, A. M., & Poljakoff-Mayber, A. (1982). *The Germination of Seeds: Pergamon International Library of Science, Technology, Engineering and Social Studies*. Elsevier.

Morábito, J., Martín, L., Mariani, A., Hernandez, R., Cónsoli, D., Llera, J., Bermejillo, A., Valdés, A., Dediol, C., Stocco, A., Tapia, O. (2018). Calidad del agua en el área regadía del Río Tunuyán, Argentina. Mendoza

Morábito, J.A.; Salatino, S.; Bermejillo, A.; Filippini, M.F.; Campos, S.; Nacif, N.; Dediol, C.; Medina De Dias, R.; Maffei, J.; Mastrantonio, L.; Genovese, D.; Stocco, A. (2011). Contaminación antrópica en el río Tunuyán, Mendoza, Argentina: tendencias y escenarios futuros. México. Culiacán, Sinaloa. Libro. Artículo Completo. Congreso. XVI Congreso Nacional de Irrigación: la agricultura de riego ante el cambio climático global.

Official Methods Of Analysis Of AOAC International. 1995 16th Edition – Volumen I.

Ojeda, A. D., Ligarreto, G. A., & Martínez, O. (2012). Effects of environmental factors on the morphometric characteristics of cultivated lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Agronomía Colombiana*, 30(3), 351-358.

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). (1984). Guideline for testing of chemicals n. 208: terrestrial plants, growth test.

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD).(2003). Guideline for the testing of chemicals proposal for updating guideline 208. Terrestrial Plant Test: 208: Seedling Emergence and Seedling Growth Test. Draft document.

Pentreath, V., González, E., Barquín, M., Ríos, S. M., & Perales, S. (2015). Bioensayo de toxicidad aguda con plantas nativas para evaluar un derrame de petróleo. *Revista de salud ambiental*, 15(1), 13-20.

Perazzoli, A. G., Espínola, J., Escarcena, J., & Tagliani, J. C. (2001). Informe de proyecto. Evaluación participativa de calidad de agua en Montevideo rural.

Pérez, Y. G., Albear, E. M., & Pérez, N. (2012) Aplicación de un bioensayo ecotoxicológico en la evaluación de una mezcla compleja ambiental.

Poi de Neiff, A., Ramos, O. (2001). Utilización de bioensayos para el estudio ecotoxicológico de los ríos Salado y Negro (Chaco, Argentina).

Quiroz, C. J. C., & Lopez, A. V. (2017). Aplicación de bioensayos en la medición de toxicidad por metales pesados en fuentes superficiales de agua para consumo humano. *Ciencia & Desarrollo*, (10).

Ratto, S. E., Vanier, M., Pierini, V., & Giuffré, L. (2010). bioensayos de toxicidad aguda con *Lactuca sativa* en sedimentos contaminados del Río Reconquista en disposición final. *Revista de la Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires*, 30(3).

Rodríguez Romero, A. J., Robles Salazar, C. A., Ruíz Picos, R. A., Lopez, E., Sedeño Díaz, J. E., & Rodríguez Dorantes, A. (2014). Índices de germinación y elongación radical de *Lactuca sativa* en el biomonitorio 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, 25 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. (2010). Estudio de la fitotoxicidad de metales pesados y del herbicida glifosato en ambientes acuáticos (Doctoral dissertation, Universidad Nacional de La Plata).

Sobrero, M. C., & Ronco, A. (2004). Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas*, 71-79.

Sykora, V., Clavijo, A., Briacchi, F., Iaconis, L., Díaz, S., Munarriz, E., & Rossen, A. (2016). Caracterización ecotoxicológica del arroyo Cañuelas (provincia de Buenos Aires).

United States Environmental Protection Agency (USEPA). 1989. Protocols for short term toxicity screening of hazardous waste sites. US EPA 600/3-88/029, Corvallis.

Varnero, M. T., Orellana, R., Rojas, C., & Santibañez, C. (2007). Evaluación de especies sensibles a metabolitos fitotóxicos mediante bioensayos de germinación. In *Medioambiente en Iberoamérica: visión desde la física y la química en los albores del siglo XXI* (pp. 363-370). Diputación Provincial de Badajoz.

Walter, I., Martínez, F., & Cala, V. (2006). Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. *Environmental pollution*, 139(3), 507-514.

Wang, W. (1987). Root elongation method for toxicity testing of organic and inorganic pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 6(5), 409-414.

Wang, W. (1991). Literature review on higher plants for toxicity testing. *Water, Air, and Soil Pollution*, 59(3-4), 381-400.

Washington, H. G. (1984). Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water research*, 18(6), 653-694.

Zucconi, F. (1981). Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, 22(2), 54-57.