

# **Aplicación de método biológico para evaluar la calidad de agua: germinación de semillas de *Lactuca sativa***

Tesina para obtener el título de grado de **LICENCIADA EN BROMATOLOGÍA.**

**ALUMNA:** MARINA POZO

**DIRECTOR:** MGTER ING. AGRÓNOMA DANIELA CÓN SOLI

**CODIRECTOR:** MGTER ING. AGRÓNOMO LEANDRO MARTIN

**AÑO:** 2020

**FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS- UNIVERSIDAD NACIONAL DE CUYO**

## RESUMEN

El presente trabajo evaluó la calidad del agua en diferentes sitios de muestreo del Río Mendoza, a través del uso de indicadores biológicos obtenidos a partir de la germinación de semillas de *Lactuca sativa var. Gran rapids*. En septiembre del año 2018, se extrajeron 7 muestras de agua: una cabecera del sistema de riego (testigo), 3 canales y 3 en drenes. Se realizó el análisis físico-químico determinando conductividad eléctrica, pH, RAS, análisis iónico de rutina (calcio, magnesio, sodio, potasio, carbonatos, bicarbonatos, cloruro, sulfatos), nitratos, fosfatos, coeficiente K, y carbonato de sodio residual. Para calcular los indicadores biológicos, se trabajó con 3 repeticiones, colocando en cada caso 20 semillas por caja de petri, sobre papel de filtro con 4 mL del agua extraída de cada sitio de muestreo. Las cajas, envueltas con papel film, se incubaron en estufa a temperatura controlada de 22°C y en condiciones de luz natural, por 5 días. Luego se realizó un conteo de semillas germinadas y se midió la longitud de radícula e hipocotilo. A partir de estos datos, se calcularon los siguientes indicadores: Germinación relativa de la semilla (GRS), Crecimiento relativo de la radícula (CRR), Índice de germinación (IG), Índice de porcentaje de germinación residual normalizado, Índice de porcentaje de elongación radical residual normalizado, Crecimiento relativo del hipocotilo e Índice de porcentaje de elongación del hipocotilo residual normalizado.

Para el análisis estadístico, se utilizó el software Infostat, estableciendo las correlaciones entre los principales parámetros físico-químicos y los indicadores biológicos.

Se trabajó con aguas de pH 6,9 a 7,4; medianamente salinas a francamente salinas (CE actual entre 960 a 3360  $\mu\text{S cm}^{-1}$  y CE específica máxima de 2935  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ). Aguas de “Bajo Riesgo sódico”, con valores de RAS entre 0,99 a 3,54, donde el coeficiente K resultó más adecuado para evaluar sodicidad (28,35 a 4,8) que las categorizó de buenas a mediocres al considerar la proporción de iones acompañantes. Los 7 indicadores biológicos mostraron diferencias en las aguas, pero se observó que los valores mínimos encontrados no coincidieron con los valores máximos de los parámetros físico-químicos. Al parecer habría presencia de sustancias que estarían afectando el crecimiento de las semillas, que no se incluyen en los parámetros físico-químicos analizados.

Se destaca que el IG presentó mayor amplitud que los GRS y CRR, lo que podía indicar un mejor comportamiento al considerar en forma conjunta el porcentaje de germinación y crecimiento de la radícula. Los indicadores que hacen referencia al crecimiento del hipocotilo son los que presentaron peor respuesta.

De la evaluación de 49 correlaciones, se concluyó que no hubo asociación entre los indicadores biológicos relacionados con la germinación o crecimiento de las semillas y las características físico químicas de las aguas estudiadas en las condiciones en que se llevó a cabo esta investigación. Sin embargo, se destaca que podrían existir correlaciones significativas con aguas de mayor variabilidad (otras zonas) o en otras condiciones de trabajo (temperatura, periodo de incubación, etc.), como se ha detectado en otras investigaciones similares.

**PALABRAS CLAVES:** calidad de agua, bioensayo, río Mendoza, germinación, riego, índice biológico.

## DEDICATORIA

A mis padres, Manuel Pozo y Claudia Ingrassia, por el apoyo que me han dado a lo largo de mi vida en cada decisión y proyecto emprendido.

A mi hermano Juan Manuel, por ser un gran compañero de vida.

A mi madrina Analía Ingrassia, por preocuparse y estar al pendiente de cada detalle en mi vida.

A mis amigas y amigos por estar siempre y acompañarme en cada paso y momento de mi vida.

## **AGRADECIMIENTOS**

A la vida, por ser tan hermosa y valiosa.

A mi familia y amigos.

A mi directora de tesis Daniela Consoli, por ser un sostén importante y por tenderme una mano en esta etapa.

A todo el equipo de la cátedra de Química Agrícola, por abrirme sus puertas en mis comienzos, y sobre todo a las Ingenieras Adriana Bermejillo y Maria Flavia Filippini por guiarme y enseñarme sobre todo valores importantes de la vida.

## ÍNDICE

1. Introducción
  - 1.1 Importancia del agua
  - 1.2 Contaminación del agua
  - 1.3 Calidad del agua para irrigación
    - 1.3.1 Parámetros que definen la calidad del agua para riego
      - 1.3.1.1 pH
      - 1.3.1.2 Salinidad
        - 1.3.1.2.1 Clasificación Riverside modificada por Thorne y Peterson
        - 1.3.1.2.2 Clasificación de Wainstein
      - 1.3.1.3 Sodicidad
        - 1.3.1.3.1 Relación de adsorción de sodio (RAS)
        - 1.3.1.3.2 Concentración de bicarbonatos con relación a la concentración de cationes Calcio más Magnesio
        - 1.3.1.3.3 Coeficiente Alkali o K
    - 1.3.2 Indicadores de calidad
    - 1.3.3 Indicadores biológicos
2. Hipótesis
3. Objetivos
  - 3.1 Objetivo principal
  - 3.2 Objetivo específico
4. Materiales y métodos
  - 4.1 Área de estudio
  - 4.2 Obtención y acondicionamiento de la muestra
  - 4.3 Método biológico
  - 4.4 Análisis estadístico
5. Resultados y discusión
  - 5.1 Parámetros físico-químicos analizados en las aguas
  - 5.2 Indicadores biológicos relacionados con la germinación de semillas y el crecimiento de radícula e hipocotilo
  - 5.3 Relaciones entre los indicadores biológicos obtenidos y las características físicos-químicos del agua
6. Conclusiones

## 1 INTRODUCCIÓN

### 1.1 Importancia del agua

En la actualidad, el agua no solo se utiliza para llevar a cabo las actividades industriales, energéticas y agrícolas, sino que también el hombre la necesita para consumo y saneamiento. Es un recurso vital, escaso y actualmente es objeto de estudio de muchos investigadores por su importancia económica en las diferentes actividades que desarrolla el hombre con el medio. La crisis actual en relación con el deterioro y la disponibilidad en cantidad y calidad de agua, ha llevado a que cada día se generen estrategias que permitan hacer un uso racional y un manejo adecuado del recurso en los diferentes sectores productivos, entre los cuales se ha priorizado el uso de las aguas superficiales especialmente para abastecimiento público de agua para consumo humano, lo cual ha afectado enormemente la actividad agrícola (*Ardila y Saldarriaga, 2013*).

El sector agrícola utiliza aproximadamente un 65% del agua total disponible en todo el planeta (*Kretschmer et al, 2002; Faithful y Finlayson, 2005; Rajankar et al, 2009; Ardila et al, 2013*). La agricultura, como mayor usuario del agua dulce a escala mundial y principal factor de degradación de los recursos hídricos superficiales y subterráneos, justifica la preocupación existente por sus repercusiones en la calidad del agua a escala mundial (*FAO, 1997*). El uso intensivo de los suelos, la tendencia al monocultivo, los grandes aportes de nutrimentos, la lixiviación de éstos hacia los acuíferos, la aplicación masiva de fitoquímicos, y los importantes volúmenes de agua empleados, hacen de la agricultura moderna una actividad de alto impacto ambiental (*Chambouleyron, 2005*).

El crecimiento demográfico, una calidad de vida cada día más exigente y el inexorable avance de la acción antrópica generada por el desarrollo inciden negativamente sobre la naturaleza y sus recursos. En zonas áridas y semiáridas, la vida y la economía giran en torno a la disponibilidad de agua en cantidad suficiente y con una calidad tal que permita la sustentabilidad del modelo agrícola (*Morábito et al, 2018*).

La provincia de Mendoza evidencia grandes contrastes en cuanto a su geografía, lo que influye en sus características agroclimáticas. El régimen de precipitaciones varía de 100 mm año<sup>-1</sup> en el norte, hasta 400 mm año<sup>-1</sup> en el sur, llegando a 900 mm año<sup>-1</sup> en la zona de alta cordillera debido a la precipitación nival. Todo esto conlleva a un generalizado déficit hídrico, por el cual la cantidad y la calidad del recurso hídrico adquieren una singular importancia; más aún al tratarse de zonas áridas donde las temperaturas son elevadas y la baja humedad relativa hacen que se produzcan elevados valores de evapotranspiración (*Martí, 2012*).

En la provincia de Mendoza, las actividades se centran en oasis, cuya superficie no alcanza el 5% del territorio provincial, siendo el oasis Norte el de mayor importancia. Los ríos de origen nival, Mendoza y Tunuyán inferior, dan lugar 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 en promedio en el Río Mendoza de 50 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> se riegan aproximadamente unas 80.000 ha (*Salatino et al, 2017*). Además, estos ríos alimentan un importante acuífero subterráneo.

Tal como sucede en países en desarrollo, en la provincia de Mendoza la agricultura es la mayor demandante del recurso agua, compitiendo con los otros usos (consumo humano,

industrial y energético). Esta demanda puede transformarse en una limitante para el desarrollo y exige a los responsables de la administración del agua de riego extremar las medidas que permitan conservar su actual calidad físico-química-microbiológica y preservar su calidad futura (*Morábito et al, 2012*). El crecimiento urbano-industrial, la agricultura intensiva y la actividad urbana, que no siempre depura las aguas servidas, volcándolas al río o a sus afluentes, han ocasionado un impacto negativo de gran magnitud que se manifiesta con mayor intensidad en la zona baja de las cuencas (*DGI, 1996*).

## 1.2 Contaminación del agua

En general, las aguas superficiales están sometidas a contaminación de origen natural, arrastre de material en suspensión, presencia de materia orgánica natural o de origen antrópico, descargas de aguas residuales y, domésticas, escorrentía agrícola y, efluentes de procesos industriales, entre otros (*Torres et al, 2009*).

La aptitud del agua para riego, es de mucha importancia en las regiones áridas y semiáridas en donde la agricultura depende exclusivamente de esta práctica (*Cónsoli, 2015*). La problemática de los contaminantes es cada vez mayor, y en el oasis Norte de Mendoza adquiere cada día mayor importancia, debido a la competencia de los diversos usos (urbano, industrial, agrícola) y a una demanda creciente del recurso hídrico. En dicho oasis se encuentra el Cinturón Verde que provee de hortalizas y frutas no sólo a la población del gran Mendoza sino a los principales mercados ubicados en diferentes ciudades del país. Por lo tanto, es muy importante disponer de buena cantidad y calidad de agua, como así también asegurar la preservación de la misma, ya que sus excedentes son utilizados en la parte inferior de la cuenca y también contribuye a los acuíferos subterráneos. Como menciona *Ardila et al (2013)*. Numerosos trabajos (*Raschid-Sally et al, 2001; Ken, 2002; Kretschmer et al, 2002; Qadir y Oster, 2004; OMS, 2006; Almeida et al., 2007; Das, 2009; Rajankar et al, 2009; Torres et al, 2009; Srebotnjak et al, 2012*) indican que la agricultura contribuye a la contaminación de aguas debido a fuentes puntuales y dispersas. Otra actividad a considerar es la agroindustrial, que constituye una fuente significativa de contaminación orgánica, en la mayor parte de los países (*FAO, 1997*).

Una de las principales fuentes de contaminación de suelos y aguas son los nitratos, los cuales pueden provenir de muy diversas prácticas, tales como las agrícolas y ganaderas. Además, en determinados casos pueden estar vinculadas a ciertas actividades industriales y a vertidos urbanos (*Bermejillo, 2010*).

En los últimos años, la presencia de fosfatos como contaminantes de agua ha adquirido mucha importancia debido a la escasez del recurso hídrico y a su deterioro creciente. Son sustancias solubles que las plantas necesitan para su desarrollo y que -si se encuentran en el agua en cantidades excesivas- inducen el crecimiento desmesurado de algas y otros organismos provocando procesos de polución y eutroficación. El rápido crecimiento de aquellos reduce la velocidad de circulación del agua en la red de canales, disminuyendo su capacidad de conducción y aumentado las pérdidas en el sistema como consecuencia de un mayor perímetro mojado para un mismo caudal. Cuando estas algas y demás vegetales mueren, al ser descompuestos por los microorganismos, disminuye el oxígeno disuelto en el agua y la vida de los seres vivos se limita y/o se hace imposible. Los fosfatos, constituyentes naturales de rocas y minerales, forman parte 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*).

### 1.3 Calidad del agua para irrigación

El término calidad del agua se refiere a la composición del agua en la medida en que ésta es afectada por la concentración de sustancias producidas por procesos naturales y actividades humanas. Como tal, es un término que no se puede clasificar como bueno o malo sin hacer referencia al uso para el cual está destinado (*Vega, 1997*).

La definición de la calidad del agua es muy compleja, ya que intervienen muchos condicionantes, entre los que se destacan la composición química y biológica de las aguas superficiales (ríos y canales). Además, debe tenerse en cuenta la disolución y arrastre de sustancias naturales, que son propias de los terrenos por los que circula el agua, y es lo que se define como contaminación natural. Por otra parte, la recepción de efluentes generados por la actividad humana, urbana, agrícola e industrial, constituye la contaminación artificial. 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 las ocasiones, separarlas e identificarlas plenamente. De ahí la importancia que tiene el definir un concepto de calidad del agua que permita efectuar una abstracción total, tanto del origen como de los efectos sufridos durante su movilización en el ambiente (*Beamonte et al, 2003*).

La calidad del agua para irrigación está determinada por la cantidad y tipo de sales que la constituyen. El agua de riego puede lixiviar suelos salinos o generarlos por malas prácticas de manejo del riego y del drenaje. La concentración de sales reduce su disponibilidad para los cultivos, es decir la planta tiene un mayor gasto de energía para poder absorberla; e incluso llegar a sufrir estrés fisiológico por deshidratación, afectando esto su crecimiento (*Perez León, 2011; Moya, 2009*).

#### 1.3.1 Parámetros que definen la calidad del agua para riego

Los parámetros físico-químicos dan una información extensa de la naturaleza de los componentes químicos del agua y sus propiedades físicas, sin aportar información de su influencia en la vida. Los métodos biológicos aportan esta información, pero no señalan nada acerca del contaminante o los contaminantes responsables, por lo que muchos investigadores recomiendan la utilización de ambos en la evaluación del recurso hídrico (*Orozco et al, 2005*).

La ventaja de los métodos físico-químicos es que sus análisis suelen ser más rápidos y pueden ser monitoreados con mayor frecuencia, en comparación con los métodos biológicos, basados en la observación y medición de ciertas comunidades de seres vivos en las aguas. Además, la elección de las especies debe ser cuidadosa ya que de ésta depende la evaluación de la calidad del recurso, que generalmente solo se realiza para un uso determinado, a diferencia de las físico-químicas, que permiten una evaluación para diferentes usos.

Los principales parámetros físico-químicos que definen la calidad de agua son:



### 1.3.1.1 pH

El pH es una de las pruebas más comunes para conocer la calidad del agua. El pH indica la acidez o alcalinidad, en este caso de un líquido como es el agua, pero es en realidad una medida de la actividad del potencial de iones de hidrógeno. (Grupo APC, 2019)

Marin et al (2012) indican la necesidad de la medición del pH, siendo ésta una determinación muy importante ya que influye sobre las propiedades del agua, fundamentalmente cuando se la utiliza en fertirrigación y fertilización foliar afectando la solubilidad de las sales; como así también la determinación del residuo salino. En general, un agua con un pH < 7 se considera ácida y con un pH > 7 se considera básica o alcalina. El rango normal de pH en agua superficial es de 6,5 a 8,5 y para las aguas subterráneas de 6 a 8,5. (Grupo APC, 2019). El agua utilizada para riego en la provincia de Mendoza se caracteriza por valores de pH comprendidos entre 6,5 y 8,4 (García, 2012).

### 1.3.1.2 SALINIDAD

El término salinidad se refiere a la presencia en el suelo de una elevada concentración de sales que perjudican a las plantas por su efecto tóxico y la disminución del potencial osmótico del suelo (Lamz Piedra y Gonzales, 2013). Regar con aguas de salinidad elevada influyen en el potencial osmótico y por lo tanto se manifestará una disminución del crecimiento y rendimiento de las plantas, pudiendo llegar incluso a provocar su muerte.

Algunas de las determinaciones para valorar salinidad en agua para riego se detallan a continuación:

**Conductividad eléctrica actual (CEa o simplemente citada por varios autores como CE):** Si bien el agua pura es un mal conductor de la electricidad, cuando tiene sales disueltas puede conducirla en forma proporcional a la cantidad de sales presentes, por tanto, se utiliza este concepto para representar la salinidad de un agua en términos de la conductividad eléctrica (CE). La CE se expresa en  $\text{dS m}^{-1}$ . La mayoría de las aguas para riego tienen CE menores de  $0,1 \text{ dS m}^{-1}$  aunque las aguas subterráneas generalmente presentan valores mayores, por lo cual el uso de subunidades como el  $\mu\text{S}$  ( $1 \text{ dS m}^{-1} = 1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) facilita su expresión de una manera más conveniente y práctica en la mayoría de los casos (García, 2012).

El contenido de sales de un agua ( $\text{me L}^{-1}$ ) puede relacionarse con la CEa mediante un factor de 0,01 (sales en  $\text{meq L}^{-1} = \text{CE agua en } \mu\text{S cm}^{-1} \times 0,01$ ) que surge de un promedio de un gran número de aguas. Sin embargo, esta relación es sólo aproximada por cuanto la variación de la CE es proporcional a la variación de la concentración y del tipo de sales presentes. El descenso de la CE equivalente con el aumento de la concentración es mucho más pronunciado en las aguas con sulfatos de calcio y magnesio, que con el sulfato de sodio y cloruro de sodio. El bicarbonato de calcio, casi siempre presente en cantidades discretas en aguas y suelos, también es una sal que disminuye notablemente su conductividad equivalente con la concentración (Avellaneda et al, 2004).

**Conductividad eléctrica efectiva (CEE):** es la diferencia entre la CE del agua de riego problema y la CE potencialmente inactiva (CEPI) determinada, siendo la CEPI la CE correspondiente, en el agua de riego en cuestión, a los mili equivalentes de sulfato de

calcio que se exceden a los potencialmente activos; o sea la diferencia entre los  $\text{me L}^{-1}$  de sulfato de calcio presentes y los potencialmente (*Avellaneda et al, 2004*).

La utilización de este concepto propuesto por *Nijensohn desde 1961* permite un conocimiento más detallado de la calidad de las aguas y mayor precisión en el análisis de las aguas regionales cuyanas, representado las sales que permanecen en solución después de concentrarse el agua en el suelo por la evapotranspiración (*Cónsoli, 2015*).

**Total de sólidos disueltos (TSD):** este parámetro se utilizó inicialmente para apreciar la salinidad de las aguas de riego y hoy todavía se utiliza cuando no se dispone de un conductímetro. Para su determinación se procede a evaporar un volumen conocido de agua completamente y cuantificar el residuo. La concentración de las sales en la mayoría de las aguas de riego es menos de  $100 \text{ mg L}^{-1}$  pero las aguas subterráneas pueden tener valores de TSD mayores (*García, 2012*).

La clasificación de las aguas de riego en función de su calidad, pueden enfocarse desde diferentes puntos de vista: desde esquemas globales previstos para su aplicación a situaciones generales, hasta valores específicos de calidad para un determinado ion, cultivo y área (*Alberto et al, 1979*).

Las principales clasificaciones de aguas en base a criterios de salinidad son las siguientes:

#### **1.3.1.2.1 Clasificación Riverside modificada por Thorne y Peterson:**

La clasificación de Riverside modificada por Thorne y Peterson (Tabla 1) es una de las clasificaciones más usadas internacionalmente que surgió a partir de la subdivisión de la categoría 4 de Riverside en 3 categorías, quedando así en total 6 categorías y se utiliza para clasificar las aguas en esta investigación, siendo el único elemento de juicio la CE del agua, sin que el tipo de sales que la compone se tome en consideración.

**Tabla 1. Clasificación de salinidad de aguas de Riverside modificada por Thorne y Peterson, basada en la conductividad eléctrica (CE)**

CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ a $25^\circ\text{C}$ )	Categoría	Clasificación
Hasta 250	C1	<b>Salinidad baja.</b> Puede usarse para riego en la mayoría de los cultivos y suelos.
250 a 750	C2	<b>Salinidad moderada.</b> 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.
750 a 2250	C3	<b>Salinidad mediana.</b> Debe ser usada únicamente en suelos de moderada a buena permeabilidad. Deben elegirse cultivos de moderada a buena tolerancia a la salinidad.
2250 a 4000	C4	<b>Salinidad alta.</b> 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.
4000 a 6000	C5	<b>Salinidad muy alta.</b> Generalmente, estas aguas son inapropiadas para riego. Podrían usarse sólo en suelos muy permeables y en cultivos de alta resistencia a la salinidad.
Mayor a 6000	C6	<b>Salinidad excesiva.</b> No deben usarse para riego.

### 1.3.1.2.2 Clasificación de Wainstein

Es una clasificación que presenta una importancia regional para la región de Cuyo, ya que el Ingeniero Agrónomo Wainstein, docente de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cuyo, trabajó específicamente con aguas de la región. Como se observa en la Tabla 2, la clasificación parte del esquema de Riverside modificado por Thorne y Peterson; subdividiendo la categoría C3 de Riverside (donde entran la mayoría de las aguas de Mendoza) en tres categorías y la C4 en dos, resultando en conjunto un total de ocho categorías (Cónsoli, 2015). Se destaca como diferencia primordial que esta clasificación utiliza el valor de CE<sub>e</sub> y no el de CE<sub>a</sub> como la clasificación anterior, lo cual es relevante al momento de evaluar la calidad de aguas que poseen sales de mediana solubilidad que precipitan, como ocurre en esta zona (Cónsoli, 2015). Esta clasificación también es utilizada en esta tesina.

**Tabla 2. Clasificación de salinidad del agua según Wainstein**

CE Efectiva ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ a $25^\circ\text{C}$ )	Categoría	Clasificación
Hasta 250	C1	Agua escasamente salina
250 a 750	C2	Agua levemente salina
750 a 1250	C3	Agua moderadamente salina
1250 a 1750	C4	Agua medianamente salina
1750 a 2250	C5	Agua francamente salina
2250 a 3000	C6	Agua fuertemente salina
3000 a 4000	C7	Agua intensamente salina
Mayor de 4000	C8	Agua excesivamente salina

A continuación, se indican las recomendaciones que menciona Wainstein para cada categoría (Avellaneda et al, 2004):

**Categoría 1:** Agua apta para el riego de todos los cultivos y en todos los suelos.

**Categoría 2:** Agua apta para el riego de todos los cultivos. Para plantas sensibles a la salinidad es necesario que el suelo sea por lo menos moderadamente permeable.

**Categoría 3:** Agua apta para el riego de todo cultivo. En plantas muy sensibles a las sales solubles, el suelo debe poseer condiciones medianas a buenas de permeabilidad. De lo contrario, se hace necesario ayudar periódicamente al drenaje de las sales que pudieran acumularse mediante riegos abundantes de lavado.

**Categoría 4:** Agua apta para el riego de todos los cultivos. Si las plantas son sensibles a la salinidad, el suelo debe poseer condiciones óptimas de permeabilidad, que permitan normalmente un buen drenaje. En suelos poco permeables es preferible excluir a estas plantas, pudiendo cultivarse en cambio las medianamente tolerantes y aplicar periódicamente riegos abundantes para el lavado de las sales.

**Categoría 5:** Las aguas de esta categoría podrían excepcionalmente utilizarse en el riego de cultivos sensibles a la salinidad en suelos extremadamente permeables. Ordinariamente son aptas para irrigar cultivos de tolerancia media a buena, siempre que el suelo sea por lo menos medianamente permeable y permita un lavado adecuado, lo cual deberá procurarse mediante la aplicación de oportunos riegos abundantes de lavado.

**Categoría 6:** Estas aguas son aptas para regar cultivos de tolerancia media a buena a las sales solubles. Para los primeros (medianamente tolerantes) el suelo debe poseer condiciones óptimas de permeabilidad, que permitan normalmente un buen drenaje. A ello debe tenderse aplicando periódicamente riegos abundantes para el lavado de sales. En suelos poco permeables, es preferible excluir a estas plantas, pudiendo cultivarse en cambio las de mejor tolerancia a la salinidad.

**Categoría 7:** Si bien en suelos extremadamente permeables podrían regarse cultivos de tolerancia media a la salinidad, las aguas de esta categoría están reservadas a los cultivos tolerantes, en suelos permeables, con periódicos riegos de lavado.

**Categoría 8:** Salvo uso complementario en riego con agua de buena calidad no debe utilizarse para el mismo.

### 1.3.1.3 SODICIDAD

La sodicidad del agua de riego es un parámetro de calidad de especial significación debido a su efecto sobre la permeabilidad del suelo y la nutrición de la planta (*Alberto et al, 1979*). El agua puede causar una reducción severa en la permeabilidad de los suelos cuando su concentración de sales es muy baja ( $<0,5 \text{ dS m}^{-1}$ ) y especialmente cuando es menor de  $0,2 \text{ dS m}^{-1}$ . Esto se debe a que es corrosiva y tiende a lavar la superficie dejándola libre de minerales solubles y sales, especialmente de calcio reduciendo su influencia fuertemente estabilizadora sobre los agregados y sobre la estructura del suelo, facilitando su dispersión y la oclusión de los poros más finos (*Ayers y Westcot, 1985*).

Las sales disueltas en las aguas de riego pueden influenciar sensiblemente las propiedades físicas de los suelos a través del intercambio catiónico. El principal peligro de una elevada concentración de sodio respecto a otros iones presentes, se debe a que al aumentar su concentración en la solución edáfica, tiende a reemplazar al calcio y magnesio del complejo coloidal, y provocar su consecuente sodificación (*Avellaneda et al, 2004*). El uso continuo de un agua con una relativamente alta proporción de sodio, respecto de calcio y magnesio, puede eventualmente producir una elevada relación de sodio intercambiable y transformar el suelo en sódico. Además, es importante la cantidad de carbonatos y bicarbonatos presentes en el agua, ya que si son mayores a los contenidos de calcio y magnesio pueden unirse al sodio y producir un mayor problema de toxicidad sódica (carbonato de sodio residual).

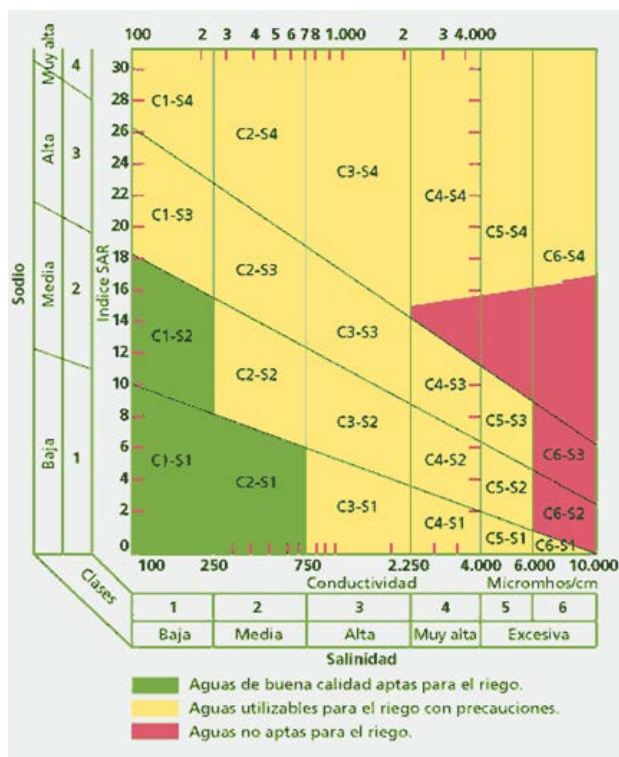
Los principales parámetros que permiten analizar los contenidos de sodio respecto otros iones son:

#### **1.3.1.3.1 Relación de adsorción de sodio (RAS)**

El Laboratorio de Salinidad de Riverside propuso, para establecer el Porcentaje de Sodio Intercambiable PSI de equilibrio (al que tenderá ese suelo en equilibrio con el agua de riego), la determinación de la Relación de Adsorción de Sodio "RAS" sobre la base de las observaciones empíricas apoyadas teóricamente en la Ley de Acción de Masas aplicadas al intercambio catiónico. La importancia de la concentración total, en la velocidad de equilibrio, está reconocida en la clasificación de Riverside al asignarle mayor peligrosidad sódica, para una misma RAS, a medida que aumenta la conductividad eléctrica del agua, es decir su concentración salina (*Avellaneda et al, 2004*). A igual peligro salino, el peligro sódico aumenta con la RAS. Las aguas más sódicas aportan menos calcio al equilibrio y por lo tanto, las posibilidades de mayores cantidades de sales de calcio que se disuelvan y lixivien del suelo. En regiones donde las aguas se caracterizan por ser yesosas, los mayores problemas son causados por la salinidad. En aquellas regiones donde predominan las aguas sódicas, los problemas que podrían plantearse son consecuencia de la lixiviación de las sales de calcio y la sodificación del suelo (*Cónsoli, 2015*).

La peligrosidad sódica es dividida en 4 clases, tal como se presentan a continuación en la figura N°1, debiendo siempre clasificar el agua de riego teniendo en cuenta el valor de RAS con el de CE en forma conjunta (como se observa en la figura 1).

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



**Figura 1. Clasificación de aguas según riesgo sódico de Riverside [Thorne y Peterson].**

Las aguas con valores de RAS que representen peligro sódico demandan la necesidad de correcciones con yeso. Los métodos que determinan la aptitud para riego basados en la concentración total de sales solubles o en la conductividad eléctrica, resultan satisfactorios en los casos extremos de muy alta o baja concentración salina pero no pueden sustituir al análisis químico detallado (Avellaneda et al, 2004).

### 1.3.1.3.2 Concentración de bicarbonatos con relación a la concentración de calcio más magnesio

En aguas ricas en bicarbonatos hay tendencia a precipitar el calcio y el magnesio y en consecuencia aumentar la concentración relativa de sodio, medida que la solución del suelo se vuelve más concentrada (Avellaneda et al, 2004).

Se denomina "Carbonato de Sodio Residual" a la diferencia en meq L<sup>-1</sup> de carbonatos y bicarbonatos con respecto a calcio más magnesio (Martí, 2012; Avellaneda et al, 2004).

En las aguas de Mendoza, las concentraciones de carbonatos y bicarbonatos son bajas, en el orden de los 6 meq L<sup>-1</sup>, y las concentraciones de calcio y magnesio son altas por lo cual se puede decir que las aguas de Mendoza en su gran mayoría tienen baja probabilidad de tener carbonato de sodio residual (Cónsoli, 2015).

### 1.3.1.3.3 Coeficiente Alkali o K

Se define al Coeficiente de Álkali "K" como el número de riegos de 300 mm que deben acumularse en 15 cm de suelo para aportar una cantidad de sales de 0,50 % del peso de



dicha capa y de nocividad equivalente a la del cloruro de sodio. Para su determinación, se relacionan las concentraciones de sodio con la de los aniones con que puede estar combinado, formando las respectivas sales, que guardan el siguiente orden de prioridad de formación:  $\text{NaCl} > \text{Na}_2\text{SO}_4 > \text{NaHCO}_3 > \text{Na}_2\text{CO}_3$ . Además, se asigna una toxicidad cuyo grado depende del anión que lo acompaña ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$  con toxicidad =11,  $\text{NaCl}$  con toxicidad =5,  $\text{NaHCO}_3$  y  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  con toxicidad =10) (Consoli, 2015). De esta manera, se aplican diferentes fórmulas (según la relación entre los iones presentes) que permiten calcular este coeficiente el cual clasifica las aguas simultáneamente por su peligro salino. Tiene en cuenta diferentes categorías por el número de riegos necesarios para salinizar un suelo por peligro sódico y permite asignar diferentes grados de toxicidad al catión según el anión acompañante; y a las condiciones de drenaje del suelo según la clase de agua a utilizar (Avellaneda et al, 2004; Martí, 2012). En la Tabla N°3 se presenta la interpretación del coeficiente según Stabblar.

**Tabla 3. Clasificación de Stabblar según el valor del coeficiente "K" de las aguas**

Coeficiente K	Interpretación
•Mayor de 18	BUENA: Se la puede utilizar con éxito durante muchos años sin tener necesidad de tomar precauciones para impedir la acumulación de sales.
•De 18 a 6	TOLERABLE: Es generalmente necesario poner especial cuidado para impedir acumulación de sales, excepto en suelos con buen drenaje.
•De 6 a 1,2	MEDIOCRE: Es imprescindible poner cuidado en seleccionar los suelos y frecuentemente es necesario el drenaje artificial.
•Menor de 1,2	MALA: Prácticamente no es utilizable para riego.

### 1.3.2 Indicadores de Calidad

Son instrumentos de medición que se emplean para evaluar la calidad de los procesos o productos. O, dicho de otra manera, determinan el nivel de cumplimiento de los objetivos para los cuales se han desplegado una serie de actividades concretas (ISOtools, 2015). Los índices de calidad del agua son dos o más parámetros que indican la "salubridad" del agua. En algunos casos, los índices reflejan el comportamiento del ecosistema; en otros, revelan la situación del entorno (por ejemplo, su toxicidad) (Cónsoli, 2015).

Un índice de Calidad del Agua engloba en un solo valor las características físicas químicas y bacteriológicas más importantes de una muestra de agua. Consiste en asignar un valor determinado para cada parámetro por comparación de su medida con una curva de normalizaciones específicas de cada parámetro, opcionalmente ponderadas y combinadas en un índice final (O'Mill et al, 2013).

El objetivo de dichos índices suele ser determinar las posibilidades de disfunción del ecosistema y permitir una comprensión mejor de las fuentes de contaminación y de las medidas de ordenamiento más eficaces (FAO, 1997). Los indicadores de calidad de agua representan el estado general de saneamiento de un cuerpo de agua y ayudan a definir prioridades en la gestión del recurso (López et al, 2013).

Valdes-Basto et al (2011) enfatizaron la importancia que presentan estos índices, dado que el hecho de contemplar en su composición sólo aquellos factores que sean de mayor

preponderancia e importancia para clasificar las aguas para uso agrícola. Estos índices son una alternativa viable para evitar las grandes inversiones económicas y de tiempo que se deben hacer, en el análisis de un sin número de variables fisicoquímicas y microbiológicas en un agua residual.

Para llevar a cabo la gestión de los recursos hídricos, resulta imprescindible realizar monitoreos que documenten la variabilidad de la calidad del agua (*Vargas et al, 2011*). A través de los distintos índices se pueden evaluar cambios y tendencias en la calidad del agua a partir de una sola variable unificadora, en contraposición a hacerlo sobre la base de numerosos parámetros (*Chapman, 1992; Debels et al, 2005*). Además, los índices facilitan la comunicación e interpretación por parte del público en general y para aquellos que deben tomar decisiones sobre el manejo y conservación de los recursos hídricos (*Torres et al, 2009*).

Los indicadores resultan muy interesantes cuando resumen en un valor o medida, varios parámetros en forma conjunta, pudiendo representar por ejemplo a través de un índice cómo es la calidad de un agua considerando distintos aspectos (salinidad, sodicidad, elementos que pueden resultar tóxicos para las plantas, pH).

### 1.3.3 Indicadores biológicos

La germinación de semillas y la prueba de la elongación radical son los indicadores más simples del biomonitoreo ambiental (*Wang et al, 2001; Mahmood et al, 2005; Di Salvatore et al, 2008*). Estos indicadores en combinación con la longitud del brote son parámetros que pueden mostrar cambios en la calidad ambiental, ya que los resultados de estas pruebas se basan en la sensibilidad de las plantas centinela cuando se exponen a muestras de agua, suelo o sedimento (*Rodríguez Romero et al, 2014*).

Los índices basados en la germinación de semillas y la elongación radical pueden realizarse con diversas especies que incluyen plantas de importancia económica, que son de fácil acceso y que además, germinan y crecen rápidamente (*Fletcher et al, 1985*).

El bioensayo con semillas de lechuga (*Lactuca sativa*) es una prueba estática de toxicidad aguda para evaluar los efectos fitotóxicos de compuestos puros o de mezclas complejas de éstos, en el proceso de germinación de semillas y en el desarrollo de plántulas durante los primeros días de crecimiento (*Bagur-González et al, 2011*).

Existen muchas ventajas al emplear especies de importancia agrícola en ensayos fitotóxicos sobre aquellas que emplean animales y algas. Algunas ventajas de las semillas de las plantas son: 1) están latentes (secas o deshidratadas) y pueden mantenerse en condiciones adversas sin perder su viabilidad y 2) cuando se presentan las condiciones favorables sufren cambios rápidos (en ocasiones inmediatos) en su metabolismo, transporte de nutrientes y división celular (*Mayer y Polsakoff-Mayer, 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*).

La reducción del porcentaje de germinación y/o inhibición del desarrollo radical de semillas recién germinadas, son las respuestas biológicas consideradas en bioensayos de germinación (*González et al, 2003; Torres Rodríguez, 2003*).



Estas pruebas biológicas son cada vez más utilizadas, ya que complementan a los indicadores que se pueden obtener por medidas o pruebas físicas y químicas. También se los elige por el bajo costo y la sencillez de las técnicas.

## 2 HIPÓTESIS

Los indicadores biológicos relacionados con la germinación de semillas y crecimiento de plántulas de *Lactuca sativa* varían en función de las características físico-químicas del agua.

## 3 OBJETIVOS

**3.1 Objetivo general:** Evaluar el desempeño de semillas de *Lactuca sativa* a partir de indicadores biológicos con aguas de diferente calidad en el área de riego del río Mendoza.

**3.2 Objetivo específico:**

- Determinar parámetros físico-químicos del agua en los diferentes sitios de muestreo (río, canales y drenes): conductividad eléctrica (CE), pH, relación de absorción de sodio (RAS), diferentes aniones y cationes.
- Medir el porcentaje de germinación, la longitud de radícula y de hipocotilo en semillas de *Lactuca sativa* embebidas con agua de los diferentes puntos de muestreo
- Calcular los indicadores biológicos relacionados con la germinación de semillas y el crecimiento de radícula e hipocotilo.
- Analizar la relación existente entre los indicadores biológicos obtenidos y las características físico químicas de las aguas.

## 4 MATERIALES Y MÉTODOS

### 4.1 Área de estudio

Esta investigación se realizó en el marco de un proyecto de monitoreo de la calidad del agua sobre la cuenca del Río Mendoza entre la Facultad de Ciencias Agrarias (UNCuyo) y el Centro Regional Andino (INA). Durante dos años colaboré con las mediciones referidas a germinación de semillas de *Lactuca sativa*, lo que me impulsó a poder luego realizar un muestreo en determinados puntos establecidos en el área del oasis Norte de la Provincia para efectuar el ensayo y mediciones correspondientes para elaborar esta tesis.

Se seleccionaron 7 puntos de muestreo (ver figura 2) en el área regadía del río Mendoza. Los sitios fueron debidamente geo-referenciados e identificados, de los cuales 1 (uno) se ubicó sobre el mismo río, 3 (tres) en la red de canales y 3 (tres) en la red de drenajes.

**Río:** El sitio RI –cabecera del sistema de riego- está localizado en el dique Cipolletti. En él existen impactos menores de las actividades urbanas, recreativas y agrícolas realizadas en la cuenca aguas arriba de este punto, pero las mismas no son relevantes comparadas con las actividades aguas abajo.

**En la red de canales:** el punto CI está ubicado al final del canal Cacique Guaymallén antes de su división en dos nuevos canales: Jocolí y Auxiliar Tulumaya. El canal Cacique Guaymallén, único canal-colector de la ciudad de Mendoza -a la que recorre en su totalidad de sur a norte- tiene una doble función: transporta agua de riego desde el dique Cipolletti (RI) hasta la Cuarta Zona de Riego (CI) y colecta los desagües urbano-pluviales del Gran Mendoza (más de 1.000.000 habitantes). El punto CII, ubicado sobre el canal Jocolí en el Distrito 3 de Mayo, contiene agua del punto CI más efluentes domésticos provenientes de la planta depuradora Campo Espejo y del ACRE del mismo nombre que se riega con ellas. Por último, el punto CV, ubicado sobre el canal Auxiliar Tulumaya, recibe agua de CI (Cacique Guaymallén) y del colector de efluentes industriales Pescara.

**Drenes:** El punto DI está localizado sobre el colector Pescara, que recibía (hasta mediados del 2004) aguas industriales y causaba graves problemas de contaminación a una importante zona agrícola del cinturón verde de la ciudad, muy densamente poblada. A partir de esa fecha los efluentes se incorporan a una tubería que los conduce hasta una cámara en la que son diluidos en forma automática -con agua subterránea de buena calidad- cuando su salinidad excede los  $1800 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Por lo tanto, desde 2004 el punto DI recibe mayoritariamente desagües agrícolas. Los puntos DII y DIII están ubicados en zonas bajas y salinas, sobre drenes agrícolas que constituyen -por contraposición a los canales de riego- el egreso de agua de la zona regadía (Morabito et al, 2018).

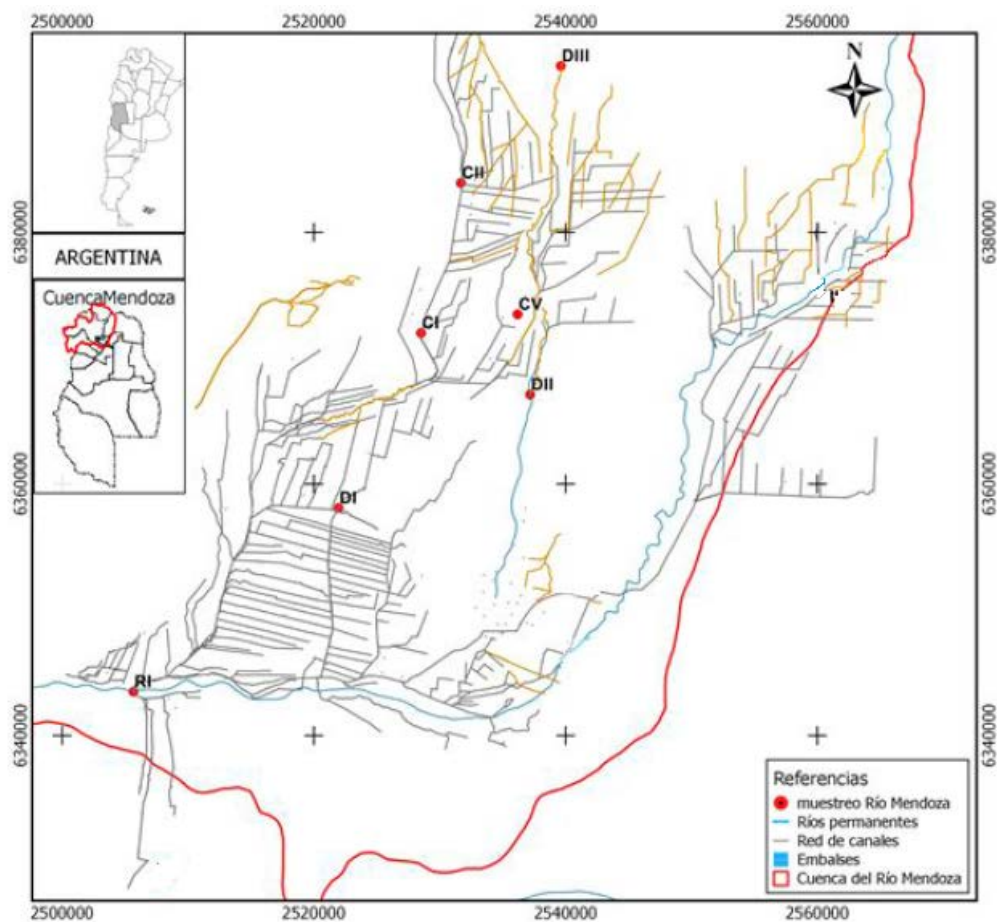


Figura 2. Ubicación de los puntos de muestreo sobre el Río Mendoza

## Obtención y acondicionamiento de la muestra

Las muestras de agua se recolectaron por única vez en el mes de Septiembre de 2018. Al llegar al sitio de muestreo, se procedió a medir la temperatura del agua y medir el caudal aproximado. Las muestras para realizar los análisis físico-químicos y el ensayo de biogerminación fueron recolectadas en envases plásticos de 1 litro, los cuales fueron previamente enjuagados con el agua problema dos veces.

De igual forma se recolectó, en envases de medio litro, la muestra para realizar el análisis de los aniones nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) y fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), que se mantuvieron en heladera y al llegar a destino se almacenaron en freezer (en la cátedra de Química Agrícola – FCA, UNCuyo) hasta el momento de ser analizadas.

### 4.2 Parámetros físico-químicos analizados:

Los análisis físico-químicos se realizaron por única vez, y las determinaciones que se realizaron sobre las muestras problemas fueron:

- Conductividad eléctrica actual (CEA) por conductimetría
- pH (potenciometría)
- Análisis iónico de rutina: Cationes: calcio ( $\text{Ca}^{+2}$ ) y magnesio ( $\text{Mg}^{+2}$ ) por complexometría; sodio ( $\text{Na}^+$ ) y potasio ( $\text{K}^+$ ) por fotometría de llama. Aniones: carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) y bicarbonato ( $\text{CO}_3\text{H}^-$ ) por volumetría ácido base, método Warder; cloruro ( $\text{Cl}^-$ ) por volumetría, método Mohr y sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) por método volumétrico con clorhidrato de bencidina (*Official Methods of Analysis of AOAC International, 1995*).
- Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) y fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) con espectrofotómetro HACH (*Official Methods of Analysis of AOAC International, 1995*).

Posteriormente se realizaron los cálculos para determinar:

- Conductividad eléctrica efectiva (CEE)
- Relación de Absorción de Sodio (RAS)
- Carbonato de sodio residual (CSR)
- Coeficiente de álcali o coeficiente K
- Clasificación de aguas según escala Riverside con modificación de Thorne-Peterson (*Thorne y Peterson, 1954 y 1996*).
- Clasificación de aguas de riego de Mendoza según Wainstein (*Wainstein, 1968*).

### 4.3 Método biológico:

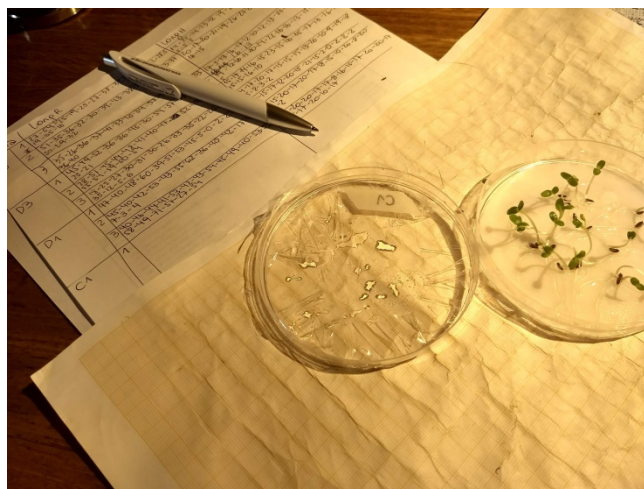
El ensayo de germinación de semillas se realizó por triplicado en cajas de Petri debidamente rotuladas con el nombre del punto de muestreo, se colocaron 20 semillas de *Lactuca sativa* variedad *Grand rapids* y se regaron con 4 mL de agua del sitio correspondiente. Luego se envolvieron con papel film y se colocaron en estufa a temperatura controlada de 22°C por 120 horas en condiciones de luz natural, de acuerdo a lo indicado por *Castillo et al (2004)*. Se utilizó como testigo el sitio RI por considerarse la cabecera del sistema, (*Morábito et al, 2018*).



**Figura 3: Semillas germinadas de *Lactuca sativa* variedad *Grand rapids* en cajas de Petri**

Pasadas las 120 horas, se contaron semillas germinadas y en cada una de ellas se midió la longitud de raíz e hipocotilo con papel milimetrado (figuras 3 y 4)

Con los resultados obtenidos de las 60 semillas regadas con cada agua problema (en las 3 cajas de Petri correspondientes), se realizaron promedios del número de semillas germinadas y longitudes de radícula y de hipocotilo. A partir de estos resultados se calcularon los siguientes indicadores biológicos propuestos por *Hoekstra et al (2002)*, *Walter et al (2006)* y *Bagur-González et al (2011)*:



**Figura 4: Medición de la longitud de radícula e hipocotilo con papel milimetrado**

- Germinación relativa de semillas (GRS):

$$\text{GRS}\% = \frac{\text{Número de semillas germinadas con la muestra de agua problema}}{\text{Número de semillas germinadas(testigo)}} \times 100$$

GRS representa el porcentaje de semillas germinadas en el agua de los diferentes sitios de estudio con respecto a aquellas germinadas en el testigo. Se ha registrado que valores altos de salinidad provocan estrés en la germinación de *Capsicum annum* (Demir y Mavi 2008), así como en el crecimiento de *Lactuca sativa* (Al-Maskri et al, 2010).

- Crecimiento relativo de radícula (CRR):

$$\text{CRR}\% = \frac{\text{Longitud promedio de la radícula con la muestra de agua problema}}{\text{Longitud promedio de la radícula (testigo)}} \times 100$$

El CRR representa el porcentaje de crecimiento de la radícula de las semillas expuestas a las aguas de los diferentes sitios de estudio con respecto a aquellas del lote testigo (Rodríguez Romero et al., 2014)

- Índice de germinación (IG):

$$\text{IG}\% = \frac{\text{GRSx}\text{CRR}}{100}$$

Este índice involucra los dos anteriores, considerando la germinación relativa de semillas y el crecimiento relativo de la radícula. Sus valores varían entre 0 y 100.

Zucconi et al (1981) establecieron el siguiente criterio de interpretación: valores de IG ≥ 80% indicarían que no hay sustancias fitotóxicas o están en muy baja concentración; si se obtiene un valor entre 50% y 80% se debe a la presencia moderada de estas sustancias, y si el IG ≤ 50% indicaría que hay una fuerte presencia de sustancias fitotóxicas.

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

$$\text{IGN} = \frac{\text{Germx} - \text{GermTestigo}}{\text{GermTestigo}}$$

Donde Germx es el porcentaje promedio de semillas germinadas en el agua de cada sitio de estudio y GermTestigo es el porcentaje de semillas germinadas en el testigo. Los valores de este índice pueden variar entre 1 a -1.

El índice da 0 si no hay disminución o germinan en igual porcentaje y a medida que el valor se acerca a -1 se evidencia mayor disminución de germinación respecto al testigo. Si su valor fuera positivo, indica que por el contrario, las semillas problema germinaron en mayor medida que las regadas con el agua testigo.

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

$$\text{IER} = \frac{\text{Elongx} - \text{ElongTestigo}}{\text{ElongTestigo}}$$

Donde Elongx es la longitud promedio de la radícula de las semillas germinadas en cada sitio de estudio y ElongTestigo es la longitud promedio de la radícula de las semillas germinadas en el testigo.

Del mismo modo que el índice anterior, se espera un valor entre 1 a -1 que indica la disminución del porcentaje de elongación radical de las semillas en el agua problema respecto al testigo. El índice da 0 si no hay disminución o el crecimiento es igual entre



ambas y a medida que el valor se acerca a -1 indica mayor disminución de crecimiento respecto al testigo. Si su valor fuera positivo, la elongación radical de las semillas problema sería mayor que en las regadas con el agua testigo.

Siguiendo el criterio de clasificación de Rodríguez Romero et al (2014), en la tabla 4 se observa que ambos índices (IGN e IER) establecen valores de toxicidad desde -1 a 0 bajo las siguientes categorías:

**Tabla 4. Categorías de toxicidad según los indicadores IGN e IER**

Valor de IGN-IER	Categorías
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 hipocotilo (CRH):

$$CRH\% = \frac{\text{Longitud promedio del hipocotilo con la muestra de agua problema}}{\text{Longitud promedio del hipocotilo en testigo}} \times 100$$

Este índice representa el porcentaje de crecimiento del hipocotilo de las semillas expuestas a las aguas de los diferentes sitios de estudio con respecto a aquellas del lote testigo.

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

$$IEH = \frac{\text{Elongx} - \text{ElongTestigo}}{\text{ElongTestigo}}$$

Donde Elongx es la longitud promedio del hipocotilo de las semillas germinadas en cada sitio de estudio y ElongTestigo es la longitud promedio del hipocotilo de las semillas germinadas en el testigo.

Como los anteriores índices normalizados, de este índice se espera un valor entre 0 a -1 que indica el menor porcentaje de elongación del hipocotilo de las semillas en el agua problema respecto al testigo (0 si no hay disminución o el crecimiento es igual entre ambas y a medida que el valor se acerca a -1 indicaría mayor disminución de crecimiento respecto al testigo).

#### 4.4 Análisis estadístico

Los resultados se analizaron mediante estadística descriptiva, calculando los estadígrafos correspondientes para los parámetros físico-químicos e indicadores biológicos de cada punto de muestreo (media, mediana y coeficiente de variación). Posteriormente se estudiaron correlaciones entre las variables fisicoquímicas (CE, pH, RAS, nitratos, fosfatos, coeficiente K, etc) y los indicadores biológicos (GRS, CRR, IG, IGN, IER, CRH, IEH), mediante el programa Infostat versión 2017 (*Di Rienzo et al, 2017*).

Las 49 correlaciones realizadas con las salidas del programa Infostat se han colocado en el anexo, por una cuestión de espacio y facilitar la lectura de los resultados.

Para la interpretación de las correlaciones se utilizó el coeficiente de Pearson (r), siendo que valores comprendidos entre  $0 \leq r \leq 0,5$  muestran una correlación débil positiva (indicando una cierta asociación entre los parámetros e indicadores) y valores comprendidos entre 0 y -0,5 muestran una correlación débil negativa (indicando que no hay asociación entre los parámetros e indicadores). Valores de r cercanos a -1 indican que no hay asociación entre los parámetros.

Se ha elaborado, para su interpretación, la tabla N°12, donde se presenta un resumen de los resultados de las correlaciones realizadas entre los diferentes parámetros físico-químicos (CEa, RAS, pH,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ ) y los indicadores biológicos calculados (GRS, CRR, IG, IGN, IER, CRH, IEH), observando como el coeficiente r en algunos casos acusa valores mayores a 0,50 (que significa que hay una correlación débil entre las variables), pero el p-valor obtenido en esos caso evidencia que no hay asociación de los indicadores biológicos relacionados con la germinación y las características físico químicas del agua.

## 5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.1 Parámetros físico-químicos analizados en las aguas

En la tabla 5 se presentan los valores mínimos y máximos, la mediana, la media, la varianza y la desviación típica de los resultados obtenidos para cada parámetro físico-químico.

**Tabla 5. Valores mínimos y máximos, mediana, media, varianza y desviación típica de las variables físico-químico del agua de riego**

Parámetros	Unidad de medida	Mínimo	Máximo	Mediana	Media	Varianza (n-1)	Desviación típica (n-1)
pH	-	6,90	7,40	7,00	7,10	0,05	0,22
CEA	$\mu\text{S cm}^{-1}$	960	3360	1240	1515,71	734661,90	857,12
RAS	-	0,99	3,54	1,41	1,67	0,71	0,84
$\text{Na}^+$	$\text{meq L}^{-1}$	2,20	12,60	3,20	4,45	13,30	3,65
$\text{K}^+$	$\text{meq L}^{-1}$	0,30	4,50	0,60	1,19	2,19	1,48
$\text{Ca}^{+2}$	$\text{meq L}^{-1}$	4,20	17,10	6,90	8,30	19,50	4,42
$\text{Mg}^{+2}$	$\text{meq L}^{-1}$	3,0	8,20	3,70	4,24	3,23	1,80
$\text{CO}_3^{-2}$	$\text{meq L}^{-1}$	0	0	0	0	0	0
$\text{CO}_3\text{H}^-$	$\text{meq L}^{-1}$	3,90	7,10	4,60	5,01	1,16	1,08
$\text{Cl}^-$	$\text{meq L}^{-1}$	1,50	11,60	3,30	4,03	11,65	3,41
$\text{SO}_4^{-2}$	$\text{meq L}^{-1}$	3,70	25,30	6,10	9,23	56,97	7,55
$\text{NO}_3^-$	$\text{mg L}^{-1}$	0,89	7,97	2,66	3,16	6,18	2,49
$\text{PO}_4^{-3}$	$\text{mg L}^{-1}$	0,30	3,94	1,02	1,28	1,49	1,22
Coef. K	-	4,88	28,35	17,42	18,66	56,27	7,50
CEE	$\mu\text{S cm}^{-1}$	960	2935	1240	1455	499191,67	706,53

Según la cantidad de sales presentes, se observó en la Tabla 6 que en general se trata de aguas de salinidad media (C3), que Wainstein indica como aptas para el riego de todo cultivo, aunque en plantas muy sensibles a las sales solubles, el suelo debe poseer condiciones medianas a buenas de permeabilidad. De lo contrario, se hace necesario ayudar periódicamente al drenaje de las sales que pudieran acumularse mediante riegos abundantes de lavado. En las tablas 6 y 7, se observa que los sitios DII y DIII son los que

poseen mayor salinidad según Wainstein, siendo C5 (CE=17560  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) y C6 (CE=2935  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) respectivamente. El dren DIII tuvo la categoría más alta de Riverside C4 (CE=3360). El sitio de muestreo DIII (CEE=2935  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) tuvo la categoría más alta según Wainstein (C6). Estas aguas son aptas para regar cultivos de tolerancia media a buena a las sales solubles. Para los primeros (medianamente tolerantes) el suelo debe poseer condiciones óptimas de permeabilidad, que permitan normalmente un buen drenaje. A ello debe tenderse aplicando periódicamente riegos abundantes para el lavado de sales. En suelos poco permeables, es preferible excluir a estas plantas, pudiendo cultivarse en cambio las de mejor tolerancia a la salinidad. (Avellaneda et al, 2004).

**Tabla 6. Clasificación de las aguas en los diferentes sitios de muestreo según Riverside [modificado por Thorne y Peterson]. Periodo: Septiembre 2018**

SITIO DE MUESTREO	CE $\mu\text{S cm}^{-1}$	CLASIFICACION SEGÚN THORNE Y PETERSON
DI	1020	3
DII	1760	3
DIII	3360	4
RI	960	3
CI	1020	3
CII	1250	3
CV	1240	3

**Tabla 7. Clasificación de las aguas de los sitios de muestreo en base a la salinidad según Wainstein. Periodo: Septiembre 2018**

SITIO DE MUESTREO	CEE $\mu\text{S cm}^{-1}$	CLASIFICACION SEGÚN WAINSTEIN
DI	1020	3
DII	1760	5
DIII	2935	6
RI	960	3
CI	1020	3
CII	1250	3
CV	1240	3

Respecto a la sodicidad, en la tabla 8, se observa que todas las aguas (considerando RAS y CE en forma conjunta) se clasifican como S1 ("Bajo Riesgo sódico"). Los valores de RAS fueron entre 0,99 a 3,54 e indican que estas aguas están lejos de presentar un riesgo sódico debido a la elevada proporción de calcio y magnesio respecto al sodio.

En el mismo sentido, los altos tenores de calcio y magnesio (media de 8,3 y 4,24  $\text{mg L}^{-1}$  respectivamente) respecto al contenido de carbonatos y bicarbonatos (no hay carbonatos y la media de bicarbonatos es de 5,01  $\text{mg L}^{-1}$ ) indican que no hay peligro de carbonato de sodio residual (CSR), lo cual imposibilitaría la formación de carbonatos de sodio, asociado a una mayor toxicidad del ion sodio por el anión acompañante (Tabla 6).



También se observó que generalmente los valores del coeficiente “K” son menores a 18 a excepción de tres valores que se encuentran por encima de ese valor, haciendo referencia a que se trata de aguas buenas (clasificación tabla 1) que pueden utilizarse con éxito durante muchos años sin tener necesidad de tomar precauciones para impedir la acumulación de sales. El mayor problema se da en el sitio de muestreo DIII, que presenta un valor de coeficiente K de 4,88, por lo que según la clasificación que muestra la tabla N°1 es imprescindible poner cuidado en seleccionar los suelos y frecuentemente es necesario el drenaje artificial. A pesar del bajo riesgo sódico de las aguas estudiadas, se destaca que de los tres parámetros analizados que hacen referencia a la evaluación del riesgo sódico de las aguas, el RAS es el más usado. Sin embargo, el coeficiente K fue el que presentó mejor comportamiento, indicando una mayor sensibilidad en los resultados, debido a que su cálculo incluye el efecto de la proporción de los distintos iones existentes y el concepto de sodicidad ligado a la salinidad del agua, al calcular la cantidad de riegos que incrementarían la salinidad en 0,50 % del peso de dicha capa y con una nocividad equivalente a la del cloruro de sodio.

**Tabla 8. Riesgo sódico de las aguas en los diferentes sitios de muestreo. Periodo: Septiembre 2018**

Sitio de muestreo	CEE $\mu\text{S cm}^{-1}$	RAS	Clasificación por sodicidad	CSR	Coeficiente K
DI	1020	0,99	S1	0	23,96
DII	1760	1,52	S1	0	28,35
DIII	2935	3,54	S1	0	4,88
RI	960	1,36	S1	0	22,68
CI	1020	1,41	S1	0	17,42
CII	1250	1,50	S1	0	16,43
CV	1240	1,36	S1	0	16,91

A continuación se indican algunas consideraciones realizadas en base al análisis de los contenidos de algunos iones mencionados por las reglamentaciones vigentes referidas a la calidad del agua de riego, (Directrices para evaluar la calidad de agua de riego del EPAS (1995) y el Reglamento general para el control de contaminación hídrica del Departamento General de Irrigación-DGI, Resolución 778/96 con la modificatoria 2020).

Los valores de pH estuvieron comprendidos entre 6,90 y 7,40 (tabla N°5) los cuales están dentro de los valores normales para las aguas de Mendoza. El valor más alto se encontró en el sitio de muestreo DIII y el CI y fue de 7,40, mientras que el menor valor (6,9) en RI y CV (Tabla N°9).

**Tabla 9. Valores medidos de pH, conductividad eléctrica, cationes, aniones y relación de adsorción de sodio.**

	Unidad de medida	DI	DII	DIII	RI TESTIGO	CI	CII	CV
<b>pH</b>	Unidad de pH	6,9	7	7,4	7	7,4	7,1	6,9
<b>CE</b>	$\mu\text{S cm}^{-1}$	1020	1760	3360	960	1020	1250	1240
<b>CEE</b>	$\mu\text{S cm}^{-1}$	1020	1760	2935	960	1020	1250	1240
<b>RAS</b>	-	0,99	1,52	3,54	1,36	1,41	1,50	1,36
<b>Coef. K</b>	-	23,96	28,35	4,88	22,68	17,42	16,43	16,91
<b>Na<sup>+</sup></b>	meq L <sup>-1</sup>	2,2	4,2	12,6	2,7	2,8	3,5	3,2
<b>K<sup>+</sup></b>	meq L <sup>-1</sup>	0,5	1,1	4,5	0,3	0,7	0,6	0,6
<b>Ca<sup>+2</sup></b>	meq L <sup>-1</sup>	6,5	10,7	17,1	4,2	4,9	6,9	7,8
<b>Mg<sup>+2</sup></b>	meq L <sup>-1</sup>	3,4	4,2	8,2	3,7	3	4	3,2
<b>CO<sub>3</sub><sup>-2</sup></b>	meq L <sup>-1</sup>	0	0	0	0	0	0	0
<b>CO<sub>3</sub>H<sub>1</sub><sup>-</sup></b>	meq L <sup>-1</sup>	4,6	7,1	5,5	3,9	4,4	4,3	5,3
<b>Cl<sup>-</sup></b>	meq L <sup>-1</sup>	2,4	1,5	11,6	2,5	3,3	3,5	3,4
<b>SO<sub>4</sub><sup>-2</sup></b>	meq L <sup>-1</sup>	5,6	11,6	25,3	4,5	3,7	7,8	6,1
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	mg L <sup>-1</sup>	1,33	0,89	7,97	2,66	1,77	2,66	4,87
<b>PO<sub>4</sub><sup>-3</sup></b>	mg L <sup>-1</sup>	1,02	1,19	0,82	0,48	0,30	3,94	1,22

Si bien los valores medios de Na<sup>+</sup> son inferiores a los máximos permitidos y tolerados establecidos por la Resolución 778 del DGI (150 mg L<sup>-1</sup> y 275 mg L<sup>-1</sup> respectivamente), sólo en DIII sobrepasa ambos valores. Entre los cultivos más sensibles a Na<sup>+</sup> se encuentran los siguientes: almendro, damasco, cítricos, ciruelos, fresas, maíz, vid, etc (Aragüés, 2011). Las directrices de calidad de agua de riego del EPAS (1995) indican que aguas con más de 3 meq L<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup> (=69 mg L<sup>-1</sup>), presentan leves a moderadas restricciones para su uso en el riego de estos cultivos, lo cual se alcanza en un 57% de las aguas analizadas. Además, en DIII solamente presentan contenidos de Na<sup>+</sup> mayores a 9 meq L<sup>-1</sup> (=207 mg L<sup>-1</sup>), indicando una severa restricción de su uso en riego de cultivos sensibles (EPAS, 1995). Los mayores valores de Na<sup>+</sup> se detectan mayoritariamente en el sitio DII, DIII, CII y CIV, es decir, en los drenes y en canales a medida que se avanza por la red de riego.

Los valores medios de Cl<sup>-</sup> de las aguas analizadas, son elevados (=4,03 meq L<sup>-1</sup>), si se considera que aguas con más de 4 meq L<sup>-1</sup> de Cl<sup>-</sup> (=142 mg L<sup>-1</sup>) presentan leves a moderadas restricciones para su uso en el riego de estos cultivos (EPAS, 1995), lo cual se alcanza en un 14,8% de las aguas analizadas. El límite permitido por la resolución 778 del DGI es de 200 mg L<sup>-1</sup> o 5,5 meq L<sup>-1</sup>, lo cual es sobrepasado en el sitio DIII, llegando a valores mayores a 10 meq L<sup>-1</sup> (=355 mg L<sup>-1</sup>), indicando una severa restricción de su uso en riego de cultivos sensibles (EPAS; 1995). Los valores de Cl<sup>-</sup> en las aguas que

afectarían a cultivos sensibles como almendros, damascos, cítricos, ciruelos, entre otros (Aragüés, 2011), se encuentran principalmente en el punto de muestreo DIII.

Las aguas contienen en promedio 5,01 meq L<sup>-1</sup> de CO<sub>3</sub>H<sup>-</sup>, y no se detectó ningún sitio de muestreo con valores mayores a 518,5 mg L<sup>-1</sup> (=8,5 meq L<sup>-1</sup>) que generaría severas restricciones para ser usadas en riegos por aspersión en cultivos sensibles (EPAS, 1995). Los valores más altos se han encontrado en el sitio DII con un valor de 7,1 meq L<sup>-1</sup>.

Es de destacar que las aguas de la zona presentan contenidos muy altos de SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> (media de 9,22 meq L<sup>-1</sup>), los cuales sobrepasan los límites permitidos y tolerados que establece la resolución 778 del DGI (=250 y 400 mg L<sup>-1</sup>; equivalente a 5,2 y 8,33 meq L<sup>-1</sup> respectivamente). Sin embargo, estos valores son esperados en agua de la zona, y asociados a altos valores de Ca<sup>+2</sup> (media 8,3 meq L<sup>-1</sup>) producen la precipitación de sales de mediana solubilidad al concentrarse las sales en el suelo entre los diferentes riegos, haciendo que la CEE sea menor a la CEa.

Los valores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en las aguas (media 3,16 mg L<sup>-1</sup>) se encuentran muy por debajo de los límites de la Resolución 778 del DGI, que establece como valor máximo tolerable de 45 mg L<sup>-1</sup> en los vertidos a canales de riego. En las muestras analizadas los valores más altos aparecieron en el sitio DIII y hacia el final de la red de canales, sitio CV (7,97 y 4,87 mg L<sup>-1</sup>) y tal como mencionan algunos trabajos (Zuluaga et al, 2008; Bermejillo et al, 2009) podría deberse al uso de fertilizantes en los cultivos de la zona. Cabe mencionar que tampoco se alcanza el valor del máximo permitido que recientemente ha modificado el DGI, disminuyendo el valor de 45 a 10 mg L<sup>-1</sup> en el año 2020.

Las directrices para aguas de riego indican un grado de restricción severo con más de 30 mg L<sup>-1</sup> de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, lo cual no se alcanza en las muestras tomadas, sin embargo, con valores mucho menores pueden verse afectados cultivos sensibles, destacando de este modo que ninguna de las muestras presenta ligera a moderada restricción para su uso en cultivos sensibles (= 5-30 mg L<sup>-1</sup> de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) según las directrices del EPAS.

Todos los valores medios de PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> sobrepasan los límites permitidos y tolerados en la resolución 778 del DGI respecto al vuelco de efluentes (0,4 y 0,7 mg L<sup>-1</sup> respectivamente), destacando que no existen directrices que fijen límite para este parámetro en aguas de riego y que es una situación que suele darse con normalidad en aguas de Mendoza, por lo cual algunos autores (Morábito et al, 2018) recomiendan su re-consideración en las reglamentaciones vigentes, coincidiendo con ellos.

## 5.2 Indicadores biológicos relacionados con la germinación de semillas y el crecimiento de radícula e hipocotilo

A continuación se presentan los principales estadígrafos de los indicadores biológicos

**Tabla 10. Estadística descriptiva de los indicadores biológicos**

Indicador biológico	Mínimo	Máximo	Mediana	Media	Varianza	Desviación estándar
<b>GRS (%)</b>	87,18	112,52	98,25	98,06	58,21	7,63
<b>CRR (%)</b>	77,41	107,39	84,67	89,33	113,30	10,64
<b>IG (%)</b>	66,85	120,16	83,22	87,89	297,45	17,25
<b>IGN</b>	-0,13	0,12	-0,02	-0,02	0,01	0,07
<b>IER</b>	-0,23	0,07	-0,15	-0,11	0,01	0,11
<b>CRH (%)</b>	91,46	104,79	101,96	100,81	19,58	4,43
<b>IEH</b>	-0,09	0,05	0,02	0,01	2,2 E-03	0,05

De acuerdo a los indicadores por sitio de muestreo (Tabla 11), se observa que el sitio CI tuvo los valores más bajos de GRS (=87,18%) y de CRR (=77,41%). Cabe destacar que en estos dos índices, los valores máximos (112 y 107% respectivamente) superaron el 100%, es decir que las semillas germinadas y el crecimiento de las radículas fue mayor que en el punto RI tomado como testigo.

El indicador IG (que considera los dos índices anteriores) tuvo valores entre el 50 y el 80% lo cual evidencia la presencia moderada de sustancias fitotóxicas (*Zucconi et al*, 1981). Esta situación se dio en DII, DIII y CI, siendo CI el que tuvo el valor mínimo entre todos los sitios de muestreo (=66,85%).

Se destaca que el índice IG presentó una mayor variabilidad (entre el máximo y mínimo) respecto a GRS y CRR, lo que podría indicar un mejor comportamiento de este indicador ya que engloba en cálculo al porcentaje de germinación y el crecimiento de la radícula, tal como lo propuso su autor.

Cabe destacar que en el sitio DI se observó que la germinación de semillas, el crecimiento de la radícula y del hipocotilo superaron al testigo, presentando los índices GRS, CRR, IG y CRH valores mayores al 100%, lo cual también se dio al calcular CRH para casi todas las aguas muestreadas (mayor a 100%), salvo en CI.

En cuanto a los indicadores IGN e IER, cabe recordar que, Rodríguez Romero et al (2014) establecieron un criterio de clasificación donde los valores más bajos entre 0 y -0,25 implicarían aguas de baja toxicidad. Si bien el sitio de muestreo que evidencia el mayor valor negativo (que implica una mayor disminución de germinación o crecimiento de la radícula respecto al testigo) es CI con un valor de -0,13 y -0,23 para IGN e IER respectivamente, casi todas las aguas analizadas se incluyeron en esta clasificación, existiendo una baja dispersión entre los valores hallados. La excepción a este comportamiento fue el punto DI donde las semillas germinaron y crecieron en mayor proporción que las del punto tomado como testigo (RI), presentando valores positivos (0,12 y 0,07 para ambos índices).

En el otro índice residual normalizado IEH se observó que solo en CI el crecimiento del hipocotilo fue levemente inferior al del testigo (= -0,19), mientras que para el resto de los puntos, dicho índice manifestó un crecimiento mayor al del testigo (IEH >0).

Por último, el menor valor obtenido de CRH fue 91,46% indicando un crecimiento inferior al testigo, lo cual se dio en el sitio CI, tal como se observó en el resto de los índices (CRS,

CRR, IG). El mayor valor obtenido de CRH fue 104,79% correspondiente al sitio DIII que recolecta aguas de drenaje subsuperficiales. Como conclusión de estos resultados podemos decir que el crecimiento del hipocotilo es menos sensible que el crecimiento de la radícula. *Martin et al (2018)*, registraron el menor valor de CRH en CI, mientras que el mayor valor lo presentó el sitio CV.

Se encontró una importante relación entre los valores mínimos de los indicadores biológicos calculados y el sitio de muestreo que los presenta. El CI presentó los menores valores de indicadores, es decir, donde se dio el menor crecimiento o germinación de las semillas, lo cual podría estar relacionado con la ubicación del mencionado sitio de muestreo, que recolecta los efluentes domiciliarios del Gran Mendoza al estar ubicado en el final del recorrido del cacique Guaymallén. No obstante los valores de los parámetros físico químicos relacionados con la salinidad, sodicidad o elementos potencialmente tóxicos en este sitio de muestreo, no son de los más altos entre los sitios de muestreo analizados (si los mismos presentaran los valores más altos estaría estrechamente relacionado el poco crecimiento que presentan las semillas y el valor de los parámetros asociados con la salinidad y sodicidad). Se podría indicar que, en el sitio de muestreo mencionado, hay presencia de sustancias que estarían afectando el crecimiento de las semillas, que no se incluyen en los parámetros físico-químicos.

Por el contrario, los valores más altos de los indicadores biológicos sobre la germinación y crecimiento de la radícula (GRS, IG, IGN, CRR e IER) se dieron en DI, donde las características de esta agua hicieron que el crecimiento fuera mayor al testigo. Al parecer, la menor salinidad del agua que tuvo este dren respecto a los demás (DII y DIII) favoreció el establecimiento inicial de las plántulas.

Respecto al crecimiento del hipocotilo (CRH), todos los sitios tuvieron mayores crecimientos respecto al testigo, con excepción de CI.

**Tabla 11. Valores medios de los indicadores biológicos en cada sitio de muestreo. Periodo: Septiembre 2018**

SITIO DE MUESTREO	GRS %	CRR %	IG %	IGN	IER	CRH %	IEH
DI	112,25	107,39	120,16	0,12	0,07	101,96	0,02
DII	95,60	83,84	79,29	-0,04	-0,16	103,74	0,04
DIII	98,25	84,67	83,22	-0,02	-0,15	104,79	0,05
RI (testigo)	100	100	100	0	0	100	0
CI	87,18	77,41	66,85	-0,13	-0,23	91,46	-0,09
CII	94,61	89,42	84,76	-0,05	-0,11	101,03	0,01
CV	98,25	82,56	80,93	-0,02	-0,17	102,71	0,03

### 5.3 Relaciones entre los indicadores biológicos obtenidos y las características físicas químicas de las aguas

Las correlaciones, en un primer momento, se realizaron entre todos los indicadores biológicos (GRS, CRR, IG, IGN, IER, CRH, IEH) y los parámetros físico-químicos más importantes o usados para definir la calidad del agua: salinidad (CE), sodicidad y pH de los diferentes puntos de muestreo.

Cabe aclarar que respecto a la salinidad, por no haber muchas diferencias entre CEa y CEE (solo difieren en un sitio), se eligió trabajar con la CEa, que es además mucho más sencilla de medir ya que no requiere el análisis iónico detallado para obtener el valor de la CEE partir de la corrección de la conductividad eléctrica que normalmente miden los productores. En cuanto a sodicidad se trabajó con RAS por ser el parámetro comúnmente usado en nuestra zona para medir este riesgo, a pesar que el coeficiente K mostró mejores resultados, como se explicó anteriormente.

Posteriormente, según los resultados del trabajo realizado por Morábito et al (2018) donde mediante estadística multivariada se establecieron las variables más correlacionadas con estos indicadores biológicos en dos años de muestreos, se decidió también realizar correlaciones entre los indicadores biológicos (GRS, CRR, IG, IGN, IER, CRH, IEH) y otros parámetros físico-químicos que resultaron importantes para este tipo de análisis, como los contenidos de  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ .

Se debe destacar que en otras investigaciones se han encontrado este tipo de correlaciones significativas. Probablemente los resultados diferentes se puedan atribuir al uso de aguas de calidades variables, a diferentes temperaturas de incubación, o bien al hecho de poseer mayor número de muestras que en este trabajo.

**Tabla 12. Valores de coeficiente de Pearson (r) y de probabilidad (p) de los indicadores biológicos según los parámetros físico químico de las aguas**

		<b>GRS</b>	<b>CRR</b>	<b>IG</b>	<b>IGN</b>	<b>IER</b>	<b>CRH</b>	<b>IEH</b>
<b>pH</b>	Coeficiente r	-0,62	-0,56	-0,59	-0,63	-0,42	-0,57	-0,43
	p-valor	0,1413	0,1894	0,1657	0,1288	0,3452	0,1802	0,3362
<b>CEA</b>	Coeficiente r	-0,06	-0,31	-0,23	-0,06	0,53	-0,3	0,52
	p-valor	0,9033	0,4961	0,6223	0,8989	0,2277	0,5192	0,2277
<b>RAS</b>	Coeficiente r	-0,16	-0,34	-0,29	-0,17	0,37	-0,33	0,37
	p-valor	0,7245	0,4562	0,5339	0,7134	0,4119	0,4750	0,4202
<b><math>\text{NO}_3^-</math></b>	Coeficiente r	-0,03	-0,27	-0,19	-0,05	-0,25	0,41	0,41
	p-valor	0,9435	0,5523	0,6809	0,9189	0,5815	0,3636	0,3636
<b><math>\text{PO}_4^{3-}</math></b>	Coeficiente r	-0,07	0,02	-0,02	-0,04	0,01	0,24	0,24
	p-valor	0,8879	0,9623	0,9672	0,93	0,9796	0,5995	0,6092
<b><math>\text{Cl}^-</math></b>	Coeficiente r	-0,06	-0,25	-0,18	-0,07	-0,24	0,3	0,3
	p-valor	0,9	0,5906	0,7006	0,8759	0,6079	0,5068	0,5143
<b><math>\text{SO}_4^{2-}</math></b>	Coeficiente r	1,8 E-04	-0,24	-0,16	3,0 E-04	-0,23	0,58	0,57
	p-valor	0,9997	0,6002	0,7271	0,9995	0,6242	0,1733	0,1772

Se observa que no hay correlación entre el indicador IG y los parámetros asociados con la salinidad del agua ni con los nutrientes ( $\text{NO}_3^-$ ), y estos resultados coinciden con *Martin et*

al (2018). Sin embargo, dichos autores obtuvieron correlaciones significativas negativas entre las variables GRS e IGN y los parámetros químicos del agua asociados con la salinidad (CE, RAS y Cl<sup>-</sup>), y en nuestro trabajo esta situación no ocurrió. Cabe mencionar que los citados autores incubaron las semillas a 30°C y además utilizaron una base de datos de más de dos años, pudiendo ser éstas las causas de las diferencias entre ambos trabajos.

## 6 CONCLUSIONES

Con la metodología propuesta se han logrado los objetivos planteados, alcanzando satisfactoriamente los objetivos específicos. En primer lugar, se cumplió con la **determinación de los parámetros físico-químicos del agua en los 7** puntos de muestreo (**río, canales y drenes**) del área de influencia del Río Mendoza, *que incluyeron conductividad eléctrica (actual y efectiva), pH, peligro sódico (mediante relación de absorción de sodio (RAS), Carbonato de Sodio Residual (CSR), y coeficiente de álcali), diferentes aniones y cationes (calcio, magnesio, sodio, potasio, carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, nitratos y fosfatos).*

El pH del agua en los diferentes sitios estuvo comprendido entre 6,90 y 7,40; encontrándose dentro de los valores normales para las aguas de Mendoza.

Entre las clasificaciones del agua por salinidad, la de Wainstein mostró adaptarse mejor a estas aguas que la de Riverside, lo cual cumple con el objetivo de esta clasificación regional que poseemos. Los valores de CE efectiva permiten clasificar las aguas en estudio las cuales entran generalmente en la categoría C3 “*aguas moderadamente salinas*” de Wainstein, resultando aptas para el riego de todo cultivo, pero en plantas muy sensibles a las sales solubles, el suelo debe poseer condiciones medianas a buenas de permeabilidad, de lo contrario, se hace necesario ayudar periódicamente al drenaje de las sales que pudieran acumularse mediante riegos abundantes de lavado. Los puntos DII y DIII presentan mayor salinidad, clasificándose como C5 “*francamente salina*” y C6 “*fuertemente salina*”, respectivamente. Las aguas C5 podrían excepcionalmente utilizarse en el riego de cultivos sensibles a la salinidad en suelos extremadamente permeables, pero son aptas para irrigar cultivos de tolerancia media a buena, siempre que el suelo sea por lo menos medianamente permeable y permita un lavado adecuado. Mientras que las aguas C6 son aptas para regar cultivos de tolerancia media a buena a las sales solubles. Para los primeros (medianamente tolerantes) el suelo debe poseer óptima permeabilidad permitiendo aplicar periódicamente riegos abundantes para el lavado de sales. En suelos poco permeables, es preferible excluir a estas plantas, pudiendo cultivarse en cambio las de mejor tolerancia a la salinidad.

Todas las aguas analizadas tienen “*bajo riesgo sódico*” (S1) y sin peligro de carbonato de sodio residual. Se destaca que el coeficiente de álcali o coeficiente K, resulta un parámetro más sensible para evaluar sodicidad, haciendo que el agua tomada en el punto DII sea considerada “*mediocre*”, evidenciando la necesidad de ser usada en suelos permeables y teniendo que recurrir en ocasiones al drenaje artificial del suelo para su conservación.

Aparecen concentraciones de algunos elementos que pueden resultar tóxicas para cultivos sensibles (como sodio, cloruros o bicarbonatos), pudiendo generar algunas restricciones para riego, lo cual se encontró, como era de esperar, en aguas de drenajes (principalmente DII y DIII) y hacia el final de la red de canales monitoreados (CV).



Se aplicó la metodología de los bioensayos de germinación de acuerdo a lo que cita la bibliografía respecto a la temperatura de germinación (=22°C). Este aspecto es importante mencionarlo ya que en otros trabajos realizados localmente se habían incubado semillas de lechuga a 30° C.

La tarea anterior permitió **calcular exitosamente los indicadores biológicos relacionados con la germinación de semillas y el crecimiento de radícula e hipocotilo** que fueron: Germinación relativa de la semilla (GRS), Crecimiento relativo de la radícula (CRR), índice de germinación (IG), índice de porcentaje de germinación residual normalizado (IGN), índice de porcentaje de elongación radical residual normalizado (IER), crecimiento relativo del hipocotilo (CRH) e índice de porcentaje de elongación del hipocotilo residual normalizado (IEH).

Se encontró que los valores mínimos de los indicadores biológicos calculados se observaron en el sitio de muestreo CI, lo cual podría estar relacionado con la ubicación del mismo, que se encuentra al finalizar el cacique Guaymallén, el cual arrastra los efluentes domiciliarios del Gran Mendoza. No obstante, los valores de los parámetros físico químicos relacionados con la salinidad, sodicidad o elementos potencialmente tóxicos no presentaron en dicho punto los valores más altos de todos los sitios de muestreo analizados. Como conclusión podría indicarse que hay presencia de sustancias que estarían afectando el crecimiento de las semillas, que no se incluyen en los parámetros físico-químicos analizados.

Se destaca que el índice IG presentó en sus resultados mayor amplitud que GRS y CRR, lo que podría indicar un mejor comportamiento al considerar en forma conjunta el porcentaje de germinación y crecimiento de la radícula, tal como lo propuso su autor.

Respecto al crecimiento del hipocotilo, el crecimiento superó al testigo en casi todos los sitios, con excepción de CI. Por tanto, puede decirse que en estas condiciones, los indicadores que hacen referencia al crecimiento del hipocotilo son los que presentaron peor respuesta.

De los resultados de esta investigación se concluyó que no hay asociación entre los indicadores biológicos relacionados con la germinación o crecimiento de las semillas y las características físico químicas de las aguas estudiadas en las condiciones en que se llevó a cabo esta investigación, sin embargo se destaca que podrían existir correlaciones significativas con aguas de mayor variabilidad (otras zonas) o en otras condiciones de trabajo (temperatura, periodo de incubación, etc.).

Las diferentes etapas de la metodología desarrollada permitieron cumplir con el objetivo principal propuesto, **evaluando así el desempeño de semillas de *Lactuca sativa* a partir de indicadores biológicos con aguas de diferentes calidades en el área de riego del río Mendoza.**

De los resultados de esta investigación se concluyó que en este caso **los indicadores biológicos relacionados con la germinación de semillas y crecimiento de plántulas de *Lactuca sativa*, no presentaron correlaciones lineales que evidenciaran su variación en función de las características físico-químicas del agua**, rechazando así la hipótesis principal de este trabajo.



Con la implementación de esta metodología he comprobado las ventajas que presentan los ensayos biológicos, los cuales son sencillos de realizar, sus resultados suelen involucrar más de un parámetro, pueden ser realizados con poco equipamiento y resultan mucho más económicos que los análisis físico-químicos. A pesar de requerir un trabajo bastante laborioso (muchas repeticiones o conteos), lo cual involucra tiempo y paciencia del operario, es un método que no requiere personal demasiado especializado y una persona entrenada puede llevarlo a cabo con facilidad.

Un aspecto a tener en cuenta en futuras investigaciones, es que los resultados obtenidos de indicadores biológicos deben complementarse con los análisis de rutina de laboratorio.

Es de suma importancia incorporar estas metodologías con indicadores biológicos dentro de los estudios de calidad de agua zonales y comprobar si las variaciones fisicoquímicas que se dan dentro de algunas zonas de la provincia, permiten una buena sensibilidad de éstos métodos, o bien de qué manera adaptarlos para obtener mejores resultados.

Debemos recordar que el agua para zonas áridas como Mendoza, es un recurso limitado, primordial e insustituible, donde su control y el resguardo es muy importante e incumbe a distintos ámbitos como Gobierno, Universidades, Institutos de investigación, Asociación de usuarios, ONG y a la población en general. Por ello, toda metodología que permita establecer consideraciones respecto a la evaluación de su calidad o recomendaciones de uso resulta conveniente y se considera valiosa su investigación.

Por último, poder representar en un solo índice un conjunto de parámetros fisicoquímicos que definan la calidad de un agua para ser usada para riego es una línea de investigación que se ha abordado mucho en los últimos años, considerando los resultados de este trabajo importantes para seguir avanzando en este camino, intentando metodologías similares que sean aplicadas a las aguas de nuestra región.

## 7 BIBLIOGRAFÍA

ALBERTO, F.; ARAGÜÉS, R.; CUCCHI, J.A.; MACHÍN J. 1979. Calidad de agua para el riego I: criterios generales. Departamento de fruticultura, Zaragoza.

AL-MASKRI, A. H. M. E. D.; AL-KHARUSI, L.; AL-MIQBALI, H.; & KHAN, M. M. (2010). Effects of salinity stress on growth of lettuce (*Lactuca sativa*) under closed-recycle nutrient film technique. *Int. J. Agric. Biol.*, 12(3), 377-380

ALMEIDA, C. A.; QUINTAR, S.; GONZÁLEZ, P.; MALLEA, M. A. 2007. Influence of urbanization and tourist activities on the water quality of the Potrero de los Funes River. San Luis. Argentina. *Environ. Monit. Assessm.* 133(1-3): 459-465.

ARAGÜÉS, R. 2011 calidad del agua para el riego: efectos sobre plantas y suelos. Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA), Unidad de Suelos y Riegos (Unidad Asociada EEAD-CSIC).Revista: Riegos de Alto Aragón. Junio de 2011. Pag. 18 a 23.

ARDILA, A. N.; SALDARRIAGA, J. C. 2013. Avances en Ciencias e Ingeniería - ISSN: 0718-8706 Av. cien. ing.: 4(3): 11-26.

AVELLANEDA, M.; BERMEJILLO, A.; MASTRANTONIO, L. 2004. Aguas de riego calidad y evaluación de su factibilidad de uso. ISBN: 950-39-0030-1. Editorial EDIUNC. Mendoza, Argentina.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. Water quality for agriculture, FAO irrigation and drainage paper 29, FAO Roma, 156 p. 1985.

BAGUR-GONZÁLEZ M.G.; ESTEPA-MOLINA C.; MARTÍN-PEINADO, F.; MORALES-RUANO, S. (2011). Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metalloids As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. J. Soil. Sediment. 11, 281-289.

BEAMONTE, E.; BERMÚDEZ, J.; CASINO, A.; VERES, E. 2003. Un indicador global para la calidad del agua. 27° Congreso Nacional de estadística e investigación operativa. p. 8-11.

BERMEJILLO, A.; VALDÉS, A.; ZULUAGA, J.; DROVANDI, A.; FILIPPINI, M.F.; CÓN SOLI, D. 2010. Monitoreo de los metales pesados en el cinturón verde de Mendoza – Argentina. Coloquio Internacional: Contaminación por Metales. Realizado en Oruro - Bolivia, entre el 13 al 15 de Octubre de 2010. p.69.

BERMEJILLO, A.; ZULUAGA, J.; DROVANDI, A.; FILIPPINI, M. F.; MARTÍ, L. H.; CÓN SOLI, D.; VALDÉS, A.; MORSUCCI, A. 2009. Modificación del agua de riego y riesgo freático en el cinturón verde de Mendoza. CLICAP.

CASTILLO, G., M.C. DÍAZ, Y. PICA, A. RONCO, C. SOBRERO, G. BULUS, G. FEOTA, G. FORGET & A. SÁNCHEZ-BAIN. 2004. *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. 15-16.

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

CHAPMAN, D. (1992) "Water Quality Assessments -A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring" Ed. D. Chapman on behalf of UNESCO, WHO and UNEP, London. Second ed., pp. 28

CÓN SOLI, D. (2015) "Evolución de la contaminación del agua de riego y clasificación de su calidad dentro del cinturón verde de Mendoza". Tesis presentada para optar al grado de Magister Scientae, Maestría en Riego y Drenaje, Universidad Nacional de Cuyo, Facultad de Ciencias Agrarias.

DAS, M. 2009. Identification of Effluent Quality Indicators for Use in Irrigation. A Factor Analysis Approach. J. Scientific & Ind. Research. 68: 634-639

DEBELS, P.; FIGUEROA, R.; URRUTIA, R.; BARRA, R.; & NIELL, X. (2005). Evaluation of water quality in the Chillán River (Central Chile) using physicochemical parameters and

a modified water quality index. *Environmental monitoring and assessment*, 110(1-3), 301-322.

DEMIR I. Y MAVI K. (2008). Effect of salt and osmotic stresses on the germination of pepper seeds of different maturation stages. *Braz. Arch. Biol. Techn.* 51, 897-902.

DGI- DEPARTAMENTO GENERAL DE IRRIGACIÓN. 1996. Descripción preliminar de la cuenca del río Mendoza. Mendoza. RESOLUCIÓN 778. Anexo I. Normas para vertido de Líquidos a Cuerpos Receptores

DI RIENZO J.A.; CASANOVES F.; BALZARINI M.G.; GONZALEZ L.; TABLADA M.; ROBLEDO C.W. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>

DI SALVATORE M.; CARAFA A.M. Y CARRATÙ G. (2008). Assessment of heavy metals phytotoxicity using seed germination and root elongation tests: a comparison of two growth substrates. *Chemosphere* 73, 1461-1464.

EPAS- ENTE PROVINCIAL DEL AGUA Y SANEAMIENTO. 1995. Normas de calidad de aguas. Documento preliminar. Mendoza. Argentina.

FAITHFUL J; FINLAYSON W. 2005. Water quality assessment for sustainable agriculture the wet tropics-a community-assisted approach. *Marine Pollution Bulletin*, 51 (1-4), 99–112.

FAO. 1997. Libro: Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. (Estudio FAO Riego y Drenaje. 55 p. Por Ongley, E. D. GEMS/Water Collaborating Centre Canadá Centre for Inland Waters. Burlington, Canadá. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/w2598s/w2598s00.htm#Contents>.

FLETCHER J.S., MUHITCH M.J., VANN D.R., MCFARLANE J.C. Y BENENATI F.E. (1985). Review: PHYTOTOX database evaluation of surrogate plant species recommended by the U.S. Environmental Protection Agency and the Organization of Economic Cooperation and Development. *Environ. Toxicol. Chem.* 4, 523-532.

GARCÍA, A. (2012). Criterios modernos para evaluación de la calidad del agua para riego. *IAH*, 7, 27-36.

GONZÁLEZ, A. M.; PRESA, M. F.; LURÁ, M. C. (2003). Ensayo de Toxicidad a Artemia salina: puesta a punto y aplicación a micotoxinas. *Revista FABICIB*, 7: 117-122.

GRUPO APC (2019). ¿Qué es el pH del agua?. (11 de junio de 2019) Recuperado de <http://www.grupoapc.com.ar/sin-categoria/que-es-el-ph-del-agua/> Fecha de consulta: 07/02/2020

HOEKSTRA N.T., BOSKER T. Y 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.). *Agricult. Ecosys. Environ.* 93, 189-196.

ISOtools (2015). 5 ejemplos de indicadores de calidad que no pueden faltar en tu plan. Recuperado de <https://www.isotools.org/2015/07/27/5-ejemplos-de-indicadores-de-calidad-que-no-pueden-faltar-en-tu-plan/>

KEN, C. 2002. Technology, Agronomy, Results. Understanding Irrigation Water Analysis. Disponible en: [http://www.fusionfert.com/itn/articles/irrigation\\_water\\_analysis.pdf/01-18-2010](http://www.fusionfert.com/itn/articles/irrigation_water_analysis.pdf/01-18-2010).

KRETSCHMER, N.; RIBBE, L.; GAESE, H. 2002. Wastewater reuse for agriculture. Tech. Res. Man. Dev. 2: 37-64.

LAMZ PIEDRA, A.; GONZÁLEZ CEPERO, M.C. (2013). La salinidad como problema en la agricultura: la mejora vegetal una solución inmediata. *Cultivos Tropicales*, 34(4), 31-42. Recuperado en 08 de febrero de 2020, de [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0258-59362013000400005&lng=es&tlng=pt](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0258-59362013000400005&lng=es&tlng=pt).

LAVIE, E.; MORABITO, J.A; SALATINO, S.E; BERMEJILLO, A.; FILIPINI, M F. (2010). Contaminación por fosfatos en el oasis bajo riego del río Mendoza. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 42 (1), 169-184. [Fecha de consulta 14 de Marzo de 2020]. ISSN: 0370-4661. Disponible en: <https://www.radalyc.org/articulo.oa?id=3828/382837646012>.

LÓPEZ, N. C.; BELLEGGIA, F.; SCHEFER, J. C. 2013. Evaluación de un indicador para la calidad del agua del arroyo Napostá grande (buenos aires, argentina) XXIVº Congreso Nacional del Agua 2013. San Juan, 14 al 18 de Octubre de 2013.

MAHMOOD S., HUSSAIN A., SAEED Z. Y ATHAR M. (2005). Germination of seedling growth of maize (*Zea mays* L.) under varying levels of copper and zinc. *Int. J. Environ. Sci. Tech.* 2, 269-274.

MARIN, L. E., & PERRY, E. C. (2012). The hydrogeology and contamination potential of northwestern Yucatan, Mexico. *Geofísica internacional*, 33(4).

MARTÍ, L.H. 2012. *Agronomía General y Ambiental*. Ed. Universidad Nacional de Cuyo, Departamento de Ingeniería Agrícola)

MARTIN, L., & POZO, M. Bioensayo de germinación de lactuca sativa y calidad de agua del área regadía del Río Mendoza.

MAYER A.M. Y POLJAKOFF-MAYBER, A. (1982). *The germination of seeds*, Third, ed. Pergamon Press, Oxford, Inglaterra. 224 pp.

MORÁBITO, J.; MARTIN, L.; MARIANI, A.; HERNANDEZ, R.; CONSOLI, D.; LLERA, J.; BERMEJILLO, A.; VALDES, A.; DEDIOL, C.; STOCCO, A.; TAPIA, O. 2018. Río Mendoza: análisis de la contaminación físico química y microbiológica.

MORÁBITO, J.; SALATINO, S.; MEDINA, R.; MIRALLES, S., DEDIOL, C., NACIF, N.; MASTRANTONIO, L.; ORTÍZ, N.; BURGOS, V. 2012. Indicadores de calidad de las aguas del río Tunuyán superior (Mendoza, Argentina). Disponible en: [http://www.ina.gov.ar/pdf/cra-ryd-clicap\\_marzo\\_2012.pdf](http://www.ina.gov.ar/pdf/cra-ryd-clicap_marzo_2012.pdf).

MOYA Tales J.A... 2009. Riego localizado y fertirrigación. Editorial: Mundi-Prensa. ISBN: 9788484762898

NIJENSOHN, L. 1961. Calidad de Aguas de Riego. Primer curso Nacional de Manejo de Riego. Riego y Drenaje. Mendoza. Capítulo 14.

O'MILL, P.; AMÉ, M. V. COSAVELLA, A. N.; LARROSA, N. 2013. Evaluación de la calidad de agua del río tercero. (Ctalamochita). XXIVº Congreso Nacional del Agua 2013. San Juan, 14 al 18 de Octubre de 2013.

OFFICIAL METHODS OF ANALYSIS OF AOAC INTERNATIONAL. 1995 16 th Edition – Volumen I.

OMS- ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD. 2006. Monitoring and Assessment of Chemical Quality Guidelines for Drinking Water Quality Training Pack. Disponible en: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/dwqtraining/en/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/dwqtraining/en/index.html).

OROZCO, C., PÉREZ, A., GONZÁLES, M. N., RODRÍGUEZ, F., ALFAYATE, J., 2005. Contaminación Ambiental. Una visión desde la Química., Tercera edición, Thomson Editoriales Spain Paraninfo, S.A.

PEREZ LEÓN, J. M. 2011. Manual para la determinación de la calidad del agua para riego agrícola. Trabajo de Experiencia recepcional. Facultad de Ciencias Agrícolas. Universidad Veracruzana.

QADIR, M.; OSTER, J. D. 2004. Crop and Irrigation Management Strategies for saline-sodic soils waters aimed at environmentally sustainable agriculture. Sci. Tot. Environ. 323(13): 1-19.

RAJANKAR, P. N.; GULHANE, S. R.; TAMBEKAR, D. H.; RAMTEKE, D. S.; WATE, S. R. 2009. Water quality assesment of groundwater resources in Nagpur region (India) Based on WQI. E-Jour. Chem. 6(3): 905-908.

RASCHID-SALLY, L.; VAN DER HOEK, W.; RANAMWAKA, M. 2001. Wastewater Reuse in Agriculture in Vietnam: Water Management, Environment and Human Health Aspects. International Water Management Institute (IWMI) future harvest (IWMI is a future harvest center supported by CGIAR). p. 1-48. Disponible en: [http://www.ais.unwater.org/ais/pluginfile.php/225/mod\\_label/intro/Working%20Paper %20-%2030.pdf](http://www.ais.unwater.org/ais/pluginfile.php/225/mod_label/intro/Working%20Paper%20-%2030.pdf).

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.

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.

SREBOTNJAK, T.; CARR, G.; DE SHERBINING, A.; RICKWOOD, C. 2012. A global Water Quality Index and hot-deck imputation of missing data. *Ecological Indicators*. 17: 108-119.

THORNE. D. W. Y H. B. PETERSON. 1996. Técnica de Riego Fertilidad y Explotación de los Suelos. Editorial Continental. México .D. F.

THORNE. D. W. Y H. B. PETERSON. 1954. Técnica de Riego. Versión Española 1963, México.

TORRES RODRÍGUEZ, M. T. (2003). Empleo de los ensayos con plantas en el control de contaminantes tóxicos ambientales. [http://bvs.sld.cu/revistas/hie/vol41\\_2-3\\_03/hie092-3203.htm](http://bvs.sld.cu/revistas/hie/vol41_2-3_03/hie092-3203.htm)

TORRES, P.; CRUZ, C. H.; PATIÑO, P. H. 2009. Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. *Ingenierías*. 8(15): 79-94.

VALDES-BASTO, J.; SAMBONI-RUIZ, N. E.; CARVAJAL-ESCOBAR, Y. 2011. Desarrollo de un Indicador de la Calidad del Agua usando Estadística Aplicada, Caso de Estudio: Sub cuenca Zanjón Oscuro. *Rev. Tecno Lógicas* N° 26, ISSN 0123-7799. P. 165-180

VARGAS, T B. 2011 Contenido y editorial. *Revista Facultad de Ingeniería*, no 61, p. 1-8.

VEGA. 1997. Desarrollo y Aplicación de un Índice de Calidad de Agua para ríos en Puerto Rico. Tesis sometida en cumplimiento parcial de los requisitos para el grado de Maestro en Ciencias en Ingeniería Civil. Universidad de Puerto Rico. Recinto universitario de Mayagüez.

WAINSTEIN, P. 1968 “Clasificación de las aguas de riego de Mendoza” Informes Científicos y Técnicos N°15. Instituto de Suelos y Riego, diciembre 1968

WALTER I., MARTÍNEZ F. Y CALA V. (2006). Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. *Environ. Pollut.* 139, 507-514.

WANG X., SUN C., GAO SH., WANG L. Y SHOKUI H. (2001). Validation of germination rate and root elongation as indicator to assess phytotoxicity with *Cucumis sativus*. *Chemosphere* 44, 1711-1721.

WANG, W. 1991. Literature review on higher plants for toxicity testing. *Water Air Soil Pollution*, 59:381-400.

ZUCCONI, F., PERA, A., FORTE, M., DE BERTOLI, M. 1981. Evaluating toxicity in immature compost. En: *Biocycle* 22: 54–57.

ZULUAGA, J., BERMEJILLO, A., DROVANDI, A., FILIPPINI, M., CÓN SOLI, D., VALDÉS, A., & MORSUCCI, A. (2008). Calidad del agua de riego y riesgo freático en el cinturón verde de Mendoza. II Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua. 5, 6 y 7 de noviembre de 2008. *Córdoba, Argentina*

## NEXO

Correlación de Pearson

Variable (1)	Variable (2)	n	Pearson	p-valor
GRS	GRS	7	1,00	<0,0001
GRS	CE	7	-0,06	0,9033
CE	GRS	7	-0,06	0,9033
CE	CE	7	1,00	<0,0001

### Ilustración 1: correlación GRS y CE

Correlación de Pearson

Variable (1)	Variable (2)	n	Pearson	p-valor
GRS	GRS	7	1,00	<0,0001
GRS	pH	7	-0,62	0,1413
pH	GRS	7	-0,62	0,1413
pH	pH	7	1,00	<0,0001

### Ilustración 2: correlación GRS y pH

Correlación de Pearson

Variable (1)	Variable (2)	n	Pearson	p-valor
GRS	GRS	7	1,00	<0,0001
GRS	RAS	7	-0,16	0,7245
RAS	GRS	7	-0,16	0,7245
RAS	RAS	7	1,00	<0,0001

### Ilustración 3: correlación GRS y RAS

Correlación de Pearson

Variable (1)	Variable (2)	n	Pearson	p-valor
CRR	CRR	7	1,00	<0,0001
CRR	CE	7	-0,31	0,4961
CE	CRR	7	-0,31	0,4961
CE	CE	7	1,00	<0,0001

### Ilustración 4: correlación CRR y CE

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
CRR	CRR	7	1,00	<0,0001
CRR	pH	7	-0,56	0,1894
pH	CRR	7	-0,56	0,1894
pH	pH	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 5: correlación CRR y pH**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
CRR	CRR	7	1,00	<0,0001
CRR	RAS	7	-0,34	0,4562
RAS	CRR	7	-0,34	0,4562
RAS	RAS	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 6: correlación CRR y RAS**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
IG	IG	7	1,00	<0,0001
IG	CE	7	-0,23	0,6223
CE	IG	7	-0,23	0,6223
CE	CE	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 7: correlación IG y CE**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
IG	IG	7	1,00	<0,0001
IG	pH	7	-0,59	0,1657
pH	IG	7	-0,59	0,1657
pH	pH	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 8: correlación IG y pH**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
IG	IG	7	1,00	<0,0001
IG	RAS	7	-0,29	0,5339
RAS	IG	7	-0,29	0,5339
RAS	RAS	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 9: correlación IG y RAS**



*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
CE	CE	7	1,00	<0,0001
CE	IGN	7	-0,06	0,8989
IGN	CE	7	-0,06	0,8989
IGN	IGN	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 10: correlación de IGN y CE**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
IGN	IGN	7	1,00	<0,0001
IGN	pH	7	-0,63	0,1288
pH	IGN	7	-0,63	0,1288
pH	pH	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 1: correlación IGN y pH**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
IGN	IGN	7	1,00	<0,0001
IGN	RAS	7	-0,17	0,7134
RAS	IGN	7	-0,17	0,7134
RAS	RAS	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 2: correlación IGN y RAS**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
IEH	IEH	7	1,00	<0,0001
IEH	CE	7	0,52	0,2277
CE	IEH	7	0,52	0,2277
CE	CE	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 3: correlación IEH y CE**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
IEH	IEH	7	1,00	<0,0001
IEH	pH	7	-0,43	0,3362
pH	IEH	7	-0,43	0,3362
pH	pH	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 4: correlación IEH y pH**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable (1)</u>	<u>Variable (2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
IEH	IEH	7	1,00	<0,0001
IEH	RAS	7	0,37	0,4202
RAS	IEH	7	0,37	0,4202
RAS	RAS	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 5: correlación IEH y RAS**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable (1)</u>	<u>Variable (2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
CRH	CRH	7	1,00	<0,0001
CRH	CE	7	-0,30	0,5192
CE	CRH	7	-0,30	0,5192
CE	CE	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 6: correlación CRH y CE**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable (1)</u>	<u>Variable (2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
CRH	CRH	7	1,00	<0,0001
CRH	pH	7	-0,57	0,1802
pH	CRH	7	-0,57	0,1802
pH	pH	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 7: correlación CRH y pH**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable (1)</u>	<u>Variable (2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
CRH	CRH	7	1,00	<0,0001
CRH	RAS	7	-0,33	0,4750
RAS	CRH	7	-0,33	0,4750
RAS	RAS	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 8: correlación CRH y RAS**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable (1)</u>	<u>Variable (2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
CE	CE	7	1,00	<0,0001
CE	IER	7	0,53	0,2227
IER	CE	7	0,53	0,2227
IER	IER	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 19: correlación IER y CE**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
IER	IER	7	1,00	<0,0001
IER	pH	7	-0,42	0,3452
pH	IER	7	-0,42	0,3452
pH	pH	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 9: correlación IER y pH**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
IER	IER	7	1,00	<0,0001
IER	RAS	7	0,37	0,4119
RAS	IER	7	0,37	0,4119
RAS	RAS	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 10: correlación IER y RAS**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
Cl-	Cl-	7	1,00	<0,0001
Cl-	CRH	7	0,30	0,5068
CRH	Cl-	7	0,30	0,5068
CRH	CRH	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 11: correlación CRH y Cloruros**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
Cl-	Cl-	7	1,00	<0,0001
Cl-	CRR	7	-0,25	0,5906
CRR	Cl-	7	-0,25	0,5906
CRR	CRR	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 12: correlación CRR y cloruros**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
Cl-	Cl-	7	1,00	<0,0001
Cl-	GRS	7	-0,06	0,9000
GRS	Cl-	7	-0,06	0,9000
GRS	GRS	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 13: correlación GRS y cloruros**

Correlación de Pearson

Variable(1)	Variable(2)	n	Pearson	p-valor
Cl-	Cl-	7	1,00	<0,0001
Cl-	IEH	7	0,30	0,5143
IEH	Cl-	7	0,30	0,5143
IEH	IEH	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 14: correlación IEH y cloruros**

Correlación de Pearson

Variable(1)	Variable(2)	n	Pearson	p-valor
Cl-	Cl-	7	1,00	<0,0001
Cl-	IER	7	-0,24	0,6079
IER	Cl-	7	-0,24	0,6079
IER	IER	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 15: correlación IER y cloruros**

Correlación de Pearson

Variable(1)	Variable(2)	n	Pearson	p-valor
Cl-	Cl-	7	1,00	<0,0001
Cl-	IG	7	-0,18	0,7006
IG	Cl-	7	-0,18	0,7006
IG	IG	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 16: correlación IG y cloruros**

Correlación de Pearson

Variable(1)	Variable(2)	n	Pearson	p-valor
Cl-	Cl-	7	1,00	<0,0001
Cl-	IGN	7	-0,07	0,8759
IGN	Cl-	7	-0,07	0,8759
IGN	IGN	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 17: correlación IGN y cloruros**

Correlación de Pearson

Variable(1)	Variable(2)	n	Pearson	p-valor
PO4-3	PO4-3	7	1,00	<0,0001
PO4-3	CRH	7	0,24	0,5995
CRH	PO4-3	7	0,24	0,5995
CRH	CRH	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 18: correlación CRH y fosfatos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
PO4-3	PO4-3	7	1,00	<0,0001
PO4-3	CRR	7	0,02	0,9623
CRR	PO4-3	7	0,02	0,9623
CRR	CRR	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 19: correlación CRR y fosfatos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
PO4-3	PO4-3	7	1,00	<0,0001
PO4-3	GRS	7	-0,07	0,8879
GRS	PO4-3	7	-0,07	0,8879
GRS	GRS	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 20: correlación GRS y fosfatos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
PO4-3	PO4-3	7	1,00	<0,0001
PO4-3	IEH	7	0,24	0,6092
IEH	PO4-3	7	0,24	0,6092
IEH	IEH	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 21: correlación IEH y fosfatos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
PO4-3	PO4-3	7	1,00	<0,0001
PO4-3	IER	7	0,01	0,9796
IER	PO4-3	7	0,01	0,9796
IER	IER	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 22: correlación IER y fosfatos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
PO4-3	PO4-3	7	1,00	<0,0001
PO4-3	IG	7	-0,02	0,9672
IG	PO4-3	7	-0,02	0,9672
IG	IG	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 23: correlación IG y fosfatos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
PO4-3	PO4-3	7	1,00	<0,0001
PO4-3	IGN	7	-0,04	0,9300
IGN	PO4-3	7	-0,04	0,9300
IGN	IGN	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 24: correlación IGN y fosfatos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
NO3-	NO3-	7	1,00	<0,0001
NO3-	CRH	7	0,41	0,3636
CRH	NO3-	7	0,41	0,3636
CRH	CRH	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 25: correlación CRH y nitratos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
NO3-	NO3-	7	1,00	<0,0001
NO3-	CRR	7	-0,27	0,5523
CRR	NO3-	7	-0,27	0,5523
CRR	CRR	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 26: correlación CRR y nitratos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
GRS	GRS	7	1,00	<0,0001
GRS	NO3-	7	-0,03	0,9435
NO3-	GRS	7	-0,03	0,9435
NO3-	NO3-	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 27: correlación GRS y nitratos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable (1)</u>	<u>Variable (2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
NO3-	NO3-	7	1,00	<0,0001
NO3-	IEH	7	0,41	0,3635
IEH	NO3-	7	0,41	0,3635
IEH	IEH	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 39: correlación IEH y nitratos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable (1)</u>	<u>Variable (2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
NO3-	NO3-	7	1,00	<0,0001
NO3-	IER	7	-0,25	0,5815
IER	NO3-	7	-0,25	0,5815
IER	IER	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 28: correlación IER y nitratos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable (1)</u>	<u>Variable (2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
NO3-	NO3-	7	1,00	<0,0001
NO3-	IG	7	-0,19	0,6809
IG	NO3-	7	-0,19	0,6809
IG	IG	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 29: correlación IG y nitratos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable (1)</u>	<u>Variable (2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
NO3-	NO3-	7	1,00	<0,0001
NO3-	IGN	7	-0,05	0,9189
IGN	NO3-	7	-0,05	0,9189
IGN	IGN	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 30: correlación IGN y nitratos**



*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
SO4-2	SO4-2	7	1,00	<0,0001
SO4-2	CRH	7	0,58	0,1733
CRH	SO4-2	7	0,58	0,1733
CRH	CRH	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 31: correlación CRH y sulfatos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
SO4-2	SO4-2	7	1,00	<0,0001
SO4-2	CRR	7	-0,24	0,6002
CRR	SO4-2	7	-0,24	0,6002
CRR	CRR	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 32: correlación CRR y sulfatos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
SO4-2	SO4-2	7	1,00	<0,0001
SO4-2	GRS	7	1,8E-04	0,9997
GRS	SO4-2	7	1,8E-04	0,9997
GRS	GRS	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 33: correlación GRS y sulfatos**

*Correlación de Pearson*

<u>Variable(1)</u>	<u>Variable(2)</u>	<u>n</u>	<u>Pearson</u>	<u>p-valor</u>
SO4-2	SO4-2	7	1,00	<0,0001
SO4-2	IEH	7	0,57	0,1772
IEH	SO4-2	7	0,57	0,1772
IEH	IEH	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 34: correlación IEH y sulfatos**

Correlación de Pearson

Variable(1)	Variable(2)	n	Pearson	p-valor
SO4-2	SO4-2	7	1,00	<0,0001
SO4-2	IER	7	-0,23	0,6242
IER	SO4-2	7	-0,23	0,6242
IER	IER	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 35: correlación IER y sulfatos**

Correlación de Pearson

Variable(1)	Variable(2)	n	Pearson	p-valor
SO4-2	SO4-2	7	1,00	<0,0001
SO4-2	IG	7	-0,16	0,7271
IG	SO4-2	7	-0,16	0,7271
IG	IG	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 36: correlación IG y sulfatos**

Correlación de Pearson

Variable(1)	Variable(2)	n	Pearson	p-valor
SO4-2	SO4-2	7	1,00	<0,0001
SO4-2	IGN	7	3,0E-04	0,9995
IGN	SO4-2	7	3,0E-04	0,9995
IGN	IGN	7	1,00	<0,0001

**Ilustración 37: correlación IGN y sulfatos**