

RÍO MENDOZA: ANÁLISIS DE LA CONTAMINACIÓN FÍSICO QUÍMICA Y MICROBIOLÓGICA

José Morábito¹⁻², Leandro Martín¹⁻², Adriana Mariani¹, Rocío Hernández¹⁻², Daniela Cónsolí², Joaquín Llera², Adriana Bermejillo², Analía Valdes², Cora Dedio², Alicia Stocco², Olga Tapia²

¹ Instituto Nacional del Agua – Centro Regional Andino: Belgrano 210 Oeste – 3^{er} Piso- (5500) – Mendoza. Tel/FAX: +54 261 4286993.

² Universidad Nacional de Cuyo – Facultad de Ciencias Agrarias: Alte. Brown 500 – Chacras de Coria– Luján de Cuyo – Mendoza

**Trabajo financiado por SECTyP-UNCuyo y por COVIAR.*



INDICE

RESUMEN.....	1
INTRODUCCIÓN.....	2
OBJETIVOS	4
MATERIALES Y MÉTODOS	4
ÁREA DE ESTUDIO.....	4
PARÁMETROS FÍSICOS- QUÍMICOS- MICROBIOLÓGICOS.....	6
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	7
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	7
ANÁLISIS MULTIVARIADO DE COMPONENTES PRINCIPALES	26
CONCLUSIONES	35
BIBLIOGRAFÍA	38

RESUMEN

Desde agosto de 2003 a la fecha, investigadores del Centro Regional Andino del INA y la Facultad de Ciencias Agrarias (UNCuyo) han venido conformando una importante base de datos de calidad físico-química-microbiológica del agua de riego del río Mendoza (Oasis Norte de la provincia homónima). Con aportes para investigación de la SECTYP (UNCuyo), del INA y a partir de 2017 de COVIAR, se seleccionaron 16 sitios de muestreo, de lectura mensual en los primeros años y bimestral a partir del 2017, estratégicamente ubicados en río, canales y drenes de la cuenca. La selección fue realizada de forma que permitiera comprobar la existencia o no de un desmejoramiento de la calidad del recurso -aguas abajo de su derivación a la red de riego- a consecuencia del aumento de las actividades antrópicas (agrícolas, industriales y urbanas) y su impacto negativo sobre la misma. A la luz de los resultados disponibles (gráficos de componentes principales) resulta de interés analizar la variación de los principales parámetros responsables de la contaminación físico-química: (salinidad, RAS, nitratos y fosfatos) y microbiológica (bacterias aerobias mesófilas y coliformes fecales), así como la de los indicadores DQO y oxígeno disuelto, a lo largo del recorrido del agua. Además de visualizar la evolución de la calidad del recurso desde cabecera del sistema hasta sus últimas derivaciones para riego, los resultados permiten (1) detectar el/los parámetros de mayor incidencia sobre el deterioro de la calidad para una futura estimación del impacto económico de esta pérdida y (2) relacionar los niveles de contaminación con el uso del territorio para contribuir a una mejor gestión de los recursos naturales por los encargados de la administración del agua de riego -a nivel estatal y de organismos de usuarios- contribuyendo así a la sustentabilidad de la cuenca.

Palabras clave: oasis Norte, riego y contaminación antrópica, tendencias, gestión

INTRODUCCIÓN

El río Mendoza, de origen nival da lugar (junto al Tunuyán inferior) al denominado Oasis Norte. En su área de influencia se concentra la población del Gran Mendoza (más de 1.000.000 de habitantes) y la mayor parte de la actividad agrícola e industrial de la provincia. Con un módulo de $50 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ se riegan –aproximadamente- unas 80.000 ha. Además, el río alimenta un importante acuífero subterráneo.

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 las zonas áridas y semiáridas, la vida y la economía toda giran en torno a la disponibilidad de agua en cantidad suficiente y con una calidad tal que permita la sustentabilidad del modelo agrícola. En los oasis regadíos de Mendoza la agricultura es la mayor demandante del recurso agua y compite actualmente con el consumo humano (agua potable y saneamiento), el industrial y el energético, entre otros. Esta gran demanda ha transformado el recurso en una limitante para el desarrollo y exige a los responsables de su administración extremar las medidas que permitan conservar su actual calidad físico-química-microbiológica.

Numerosos estudios de calidad del agua se han realizado en la cuenca del río Mendoza. Morábito et al (2005) analizan las aguas del río y de la red de canales y drenajes de la mencionada cuenca y observan una salinidad media que en el río varía de 800 a $1800 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ y en los canales entre 900 y $1400 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, además en el río se obtuvieron valores medios de oxígeno disuelto que varían entre 7,9 y $9,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ y bacterias aerobias mesófilas comprendidos entre las 563 y las 27088 UFC.mL⁻¹. Indican también que la calidad del agua se deteriora en el río Mendoza presentando un aumento significativo de la salinidad y de la sodicidad desde aguas arriba (sitio RI: dique Cipolletti) hacia aguas abajo (RIII: dique Gustavo André). Concluyen que existen diferencias significativas de salinidad y de la relación adsorción sodio (RAS) entre los distintos puntos del río, entre la cabecera del sistema (RI) y los canales y entre los drenes entre sí. Las variables demanda química de oxígeno (DQO) y oxígeno disuelto (OD) presentan una alta dispersión según el sitio de muestreo. Existen diferencias significativas de DQO entre las medianas del río, no así para oxígeno disuelto. En el caso de RI y canales, se observan diferencias significativas entre las medianas de DQO y oxígeno disuelto. Las variables microbiológicas (bacterias aerobias mesófilas, coliformes totales y coliformes fecales) presentan muy alta dispersión entre sitios y dentro de cada sitio de muestreo. En todos los casos el sitio CV (canal auxiliar Tulumaya, Lavalle) se destaca por manifestar las más altas medidas de posición y dispersión, influidas por observaciones atípicas. En el río se observan diferencias significativas entre las medianas de unidades formadoras de colonias (ufc) de bacterias aerobias mesófilas, siendo el RIII (río Mendoza en Gustavo André) el de mayor cuantía. Respecto a las bacterias coliformes totales y coliformes fecales, al aplicar la metodología no paramétrica en estas variables, se observan diferencias significativas y este resultado está muy influenciado por los valores atípicos observados. En RI (dique Cipolletti) y canales se observan diferencias significativas entre el CV y el resto para bacterias aerobias mesófilas. Los mismos autores confirman la existencia de un grado diferencial de contaminación en el río y en los distintos canales de la red de riego en función de las características de la zona que atraviesan (densidad de población,

topografía, asentamientos industriales, agricultura intensiva, etc.) y que la calidad del agua del río Mendoza y de la red de canales disminuye a lo largo de su recorrido.

En la misma cuenca, Morábito et al (2007) hacen referencia al impacto de las obras humanas de infraestructura e indican que la impermeabilización del Canal San Martín (5^{to} y 6^{to} tramos) ha posibilitado la distribución de agua de riego de muy buena calidad, especialmente en la 5^{ta} Zona de Riego (Departamento Lavalle) y que, a partir del año 2005, recibe aguas de calidad similar a las derivadas en la cabecera del sistema (Dique Cipolletti, 1^{era} Zona de Riego, departamento Luján de Cuyo).

Morábito et al (2007) en su trabajo sobre pH, iones solubles y sólidos realizado en la misma cuenca indican que en el río no hay diferencias entre los puntos de muestreo en lo que respecta a pH y sólidos totales volátiles. En cambio, sí se encuentran diferencias en todas las demás variables analizadas (sodio, potasio, calcio, magnesio, cloruros, sulfatos) y en general entre RIII y RII respecto a RI. En canales y RI no hay diferencias entre los puntos de muestreo en carbonatos y sólidos totales volátiles y sí en todas las demás variables analizadas.

Morábito et al (2008) proponen indicadores físico químicos de desempeño ambiental para valorar la calidad del agua e indican que la cuenca del río Mendoza posee buena calidad en la cabecera del sistema observando un empeoramiento de esta en el tramo final (cola), casi siempre asociada a vuelcos ocasionales de efluentes doméstico-cloacales e industriales.

Morábito et al (2009) analizan la presencia de nitratos en las aguas superficiales del área regadía del río Mendoza y confirman la hipótesis de contaminación nitrogenada del agua del río y de la red de riego, a medida que el agua se aleja de la cabecera del sistema. El valor máximo promedio observado es de 6,2 mg.L⁻¹.

Lavie et al (2014) analizan la aplicación del Water Quality Index (WQI, ICA en español) del Canadian Council of Ministers of Environment, con el objeto de caracterizar de manera sintética y gráfica la calidad del agua, considerando un conjunto de parámetros biológicos, físicos y químicos en grandes cuencas. Este índice deja a criterio del investigador la elección de aquellos parámetros que resulten importantes para la zona y que además sean representativos de los distintos usos del agua considerando diferentes parámetros y límites sugeridos por el Departamento General de Irrigación de la provincia de Mendoza, un organismo internacional (FAO), las agencias de agua (AE) francesas y un país como Marruecos, cuyo entorno medioambiental es muy similar al analizado. Indican que, a pesar de las limitaciones del ICA, resulta útil para la comparación de la calidad del agua entre distintos sitios y/o cuencas regadías. La metodología permitió valorar el agua de RI (83% sobre un máximo de 100%) como buena; CI (67%, final del canal Cacique Guaymallén en La Pega, Lavalle) y CII (65%, cuádruple compartó en el canal Jocolí, Lavalle) como aceptables; RIII (62%) y CV (56%) como marginal y dan una valoración final para el río Mendoza (67%) como aceptable.

Debido a la importancia que tiene el recurso hídrico es necesario realizar la evaluación permanente de la contaminación antrópica de las aguas, la fijación de parámetros de

sustentabilidad adaptados a las particularidades de las diferentes regiones y la concientización de la sociedad, desde los diversos niveles de gestión del vital recurso. Además, es necesario continuar con el permanente monitoreo de los parámetros y con la decisión política de evitar su empeoramiento progresivo.

OBJETIVOS

- Evaluar la contaminación hídrica producto de actividades agrícolas, humanas e industriales en el área regadía del río Mendoza.
- Detectar variaciones de calidad espacio-tiempo y determinar sus posibles causas.
- Actualizar la base de datos de calidad físico-química y microbiológica del agua disponible.
- Encontrar la interrelación existente entre algunos de los parámetros estudiados.
- Elaborar recomendaciones de manejo y pautas de política hídrica que aseguren la disponibilidad y preservación de la calidad del recurso en el área de influencia del estudio.

Las hipótesis planteadas en este trabajo son: (a) existe un grado diferencial de contaminación en el río y en los distintos canales de la red de riego en función de las características de la zona que atraviesan (densidad de población, topografía, asentamientos industriales, agricultura intensiva, etc.) y (b) la calidad del agua del río Mendoza y de la red de canales disminuye a lo largo de su recorrido.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

Se seleccionaron los sitios más representativos de la cuenca, de modo de identificar - en cada uno de ellos y en la totalidad del área- el origen/causas de la contaminación (urbano-pluvial, agrícola o industrial). Se optó por dieciséis (16) sitios de muestreo los que fueron debidamente georreferenciados e identificados: tres (3) sobre el río propiamente dicho; cinco (5) en la red de canales y ocho (8) en la red de drenaje (letras R, C y D, respectivamente, todas seguidas por números romanos). 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. El punto RII está ubicado sobre el mismo río a la altura de la ciudad de Palmira y recibe aguas provenientes de los vuelcos del Parque Industrial Provincial (PIP) del Departamento Luján de Cuyo (petróleo-gas y central térmica), de los desagües de riego de la Primera, Segunda y Tercera Zona de riego del río Mendoza (Asociaciones de Inspecciones de Cauce) y de efluentes domésticos originados en asentamientos urbanos -cada vez más numerosos- que se encuentran en las márgenes del río. El punto RIII, corresponde a la cola del río en la zona baja del oasis, está ubicado en el Distrito Gustavo André del Departamento Lavalle y recibe el agua que pasó por RII sumada a la de vuelcos provenientes de la planta Paramillos (depuradora

de efluentes domésticos) y a los desagües de un área con cultivos restringidos (ACRE Paramillos) que se riega con ella.

Respecto de 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 (+ 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. El sitio CIII, sobre el canal San Martín a la altura de Gustavo André (Departamento Lavalle) y muy próximo al RIII, recibe agua del dique Cipolletti a través de un canal totalmente revestido y –teóricamente- con muy baja presión antrópica. El punto CIV está ubicado en la margen derecha del río, sobre el Canal Flores (Agrelo- Luján de Cuyo), donde la presión antrópica es mayoritariamente agrícola. Por último, el punto CV, ubicado sobre el canal Auxiliar Tulumaya, recibe agua de CI (Cacique Guaymallén) y del colector de efluentes industriales Pescara.

Los puntos DII, DIII, DIV, DV, DVI y DVII, 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. Los puntos DI y DVIII están localizados sobre el colector Pescara: DI 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 (DI04) 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. El sitio de muestreo DVIII, agregado -después de la inauguración de la planta de dilución, está ubicado aguas abajo de aquélla y permite evaluar la eficiencia de su funcionamiento. El sitio CV a partir de la misma fecha (mediados de 2004) recibía los efluentes que pasaban por DI sin diluir y a partir de esa fecha los recibe diluidos y se ha identificado como CVO4.

Las muestras de agua fueron tomadas con una frecuencia mensual hasta 2016 y luego bimestral hasta el año 2018, entre las 8 y las 20 horas aproximadamente. Se realizó la medición de la temperatura a campo y la determinación del caudal pasante en cada sitio. Al respecto, los caudales correspondientes al sitio RI fueron suministrados por el Departamento General de Irrigación (Subdelegación del río Mendoza, Dique Cipolletti, Luján de Cuyo) y en los sitios restantes, obtenidos a partir de las curvas de gasto de los aforadores localizados en ellos. En el caso de los drenes, se usó el método de “sección y velocidad” con flotador (cabe aclarar que el muestreo se interrumpía en vacaciones de verano, corta de invierno para limpieza de canales y/o cortas no previstas).

La figura 1 muestra un mapa del área sujeta a estudio (confeccionada con el software QGIS versión 2.10.1; 2015) en el cual han sido ubicados los puntos de muestreo de calidad de agua identificados como R (río), C (canales) y D (drenes).

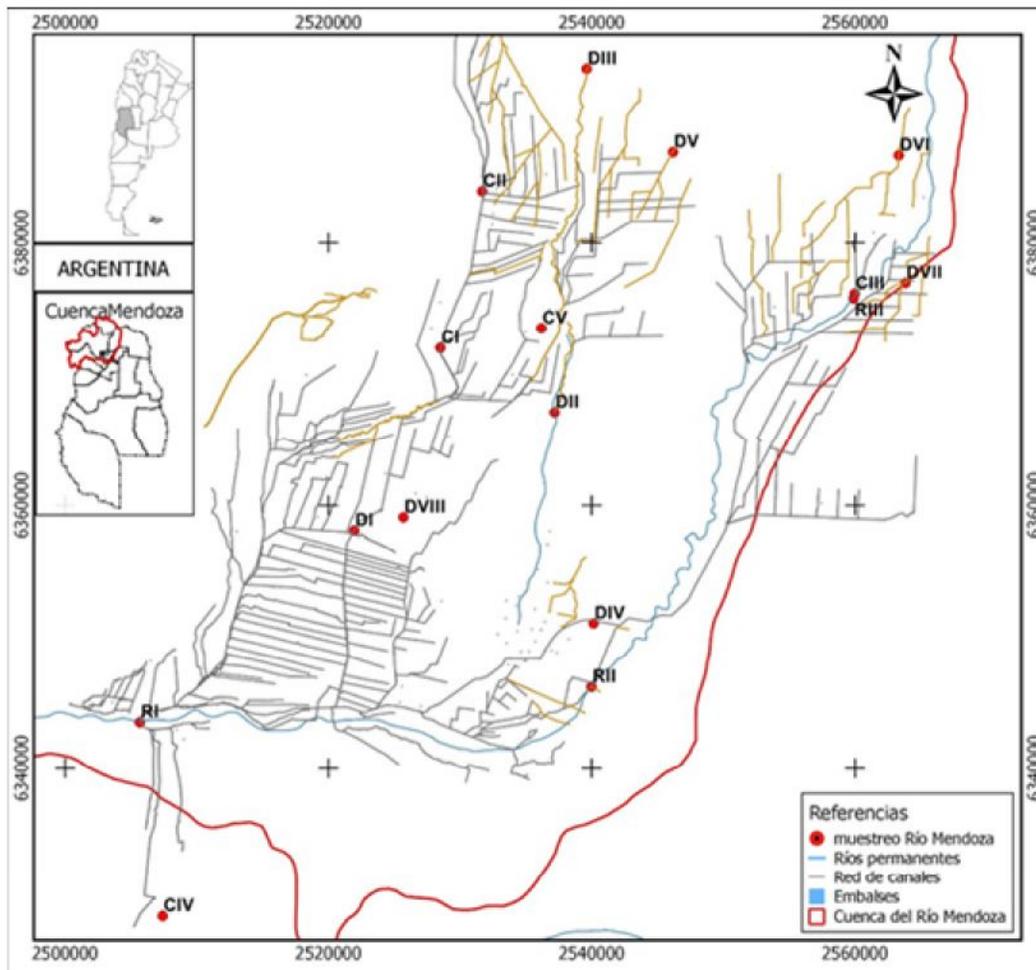


Figura 1: Mapa del área regadía del río Mendoza con los sitios de muestreo

PARÁMETROS FÍSICOS- QUÍMICOS- MICROBIOLÓGICOS

Los análisis físico-químicos y microbiológicos realizados fueron en a) Río y canales: conductividad eléctrica actual a 25°C (CE), temperatura, pH, aniones (cloruros (Cl⁻), sulfatos (SO₄⁻²) carbonatos (CO₃⁻²), bicarbonatos (CO₃H⁻), nitratos (NO₃⁻), fosfatos (PO₄⁻³) y fósforo (P) y cationes (sodio (Na⁺), potasio (K⁺), calcio (Ca⁺²), magnesio (Mg⁺²)), relación de absorción de sodio (RAS) por cálculo, oxígeno disuelto (OD), demanda química de oxígeno (DQO), bacterias aerobias mesófilas (BAM), bacterias coliformes totales (CT) y fecales (CF), y en b) Drenes: todos los análisis antes citados a excepción de los microbiológicos, oxígeno disuelto y DQO. Todos los análisis se realizaron por medio de técnicas oficiales y por el Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

Para el trabajo se contó con el equipamiento disponible en los laboratorios de análisis físicos y químicos de la FCA-UNCuyo que están equipados con: balanzas granatarias y de precisión, pH-meter Aradel Mod. 2P, estufa de aire y de DBO, heladera y Freezer, Espectrofotómetros Metrolab y Hach, centrifugas de laboratorio, termo selladora,

conductímetro, y estufa de cultivo de 28°C, 37°C y 45°C, autoclave, vortex, micropipetas, microscopio óptico y material de vidrio específico.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Con los resultados de los análisis realizados, se confeccionó una base de datos. Los mismos se analizaron con el programa estadístico Infostat versión 2017 (Grupo INFOSTAT, Córdoba, Argentina). Se calculó para cada sitio de muestreo: el número de datos (n), la media aritmética, la desviación estándar (D.E.), el valor mínimo (Mín.), el valor máximo (Máx.), la mediana y los límites inferior (P (05)) y superior (P(95)) correspondientes al intervalo de confianza del 95%, de las variables mencionadas para cada sitio y la mediana. Se verificaron los supuestos del ANOVA (normalidad y homocedasticidad) y cuando no se cumplió alguno de los supuestos, se usó la prueba de Kruskal-Wallis. Se realizaron los gráficos de cajas y bigotes y se tuvo en cuenta las comparaciones de a pares realizada por Infostat. La figura 2 presenta el valor de los cuantiles utilizados.

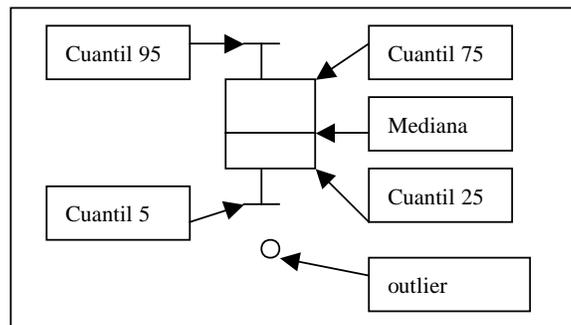


Figura 2: Cuantiles, mediana y valores atípicos (outlier) del diagrama de caja

Por último, se realizó el análisis multivariado de componentes principales (ACP) de los parámetros medidos con gráficos biplot, utilizando como variables de clasificación los sitios, los meses y los años según los siguientes grupos: a) RI, CI, CII, CIII, CIV y DI; b) RII, RIII, DII, DIII, DIV, DV, DVI, DVII y DVIII. En cada grupo se analizaron los siguientes conjuntos de parámetros: a) caudal, pH, nitratos y fosfatos; b) caudal, aniones, cationes, CE, RAS y pH y c) Caudal, BAM, Coliformes totales y fecales, DQO y OD.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 1 muestra los principales estadígrafos de la temperatura del agua en los diferentes sitios (número de datos, media, desviación estándar, valor mínimo y máximo absoluto, mediana y límite inferior y superior para un intervalo de confianza 95%) y la calificación del análisis inferencial para un nivel de significancia de $\alpha < 0,05$. Se observan temperaturas cuyas medianas se ubican entre 14 y 19,5°C.

Tabla 1: Estadígrafos de la temperatura del agua en los diferentes sitios de muestreo del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Sítio	n	Media	D.E.	Mín.	Máx.	Mediana		P(05)	P(95)
DVIII	69	19.43	3.34	10	26	19.5	a	15	24

DIV	74	18.76	5.71	7.8	29	19	ab	9	28
RII	89	18.79	5.18	8	29	19	ab	11	27
DI04	81	17.76	4.85	6	28	18	bc	10	25
DII	87	18.56	5.69	8	31	18	ab	10	28
DVII	52	15.99	5.76	5	25	17	cde	6	24
RIII	61	16.8	5.92	5	30	17	bcd	7	25
CII	115	15.53	3.96	7	24	16.5	de	9	21
CV04	99	15.98	3.53	9	26	16.5	de	10	21
CI	113	15.56	3.81	7.5	25	16	de	9	21
DIII	89	15.61	4.47	8	28	16	de	9	22
DVI	82	16.16	4.41	6	25	16	de	9	22
RI	116	16.09	3.67	8.5	24	16	de	10	22
DI	14	16.89	5.68	9	26	15.75	de	9	26
CIII	61	15.21	4.25	9	27	15	e	9	22
CIV	83	15.16	3.91	6	22	15	e	8	21
DV	60	14.89	4.81	1	27	15	e	8	21
CV	14	13.91	3.34	9	20.8	14	e	9	20.8

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

La tabla 2 presenta los valores de caudales registrados en el momento del muestreo en los diferentes sitios. El sitio RI es el que lleva el mayor caudal en la cabecera del sistema. Seguido en menor medida por la mayoría de los canales, el río y los drenes. También se observa que los caudales de los drenes DVI y DVII son los más bajos de los sitios analizados.

Tabla 2: Estadígrafos del caudal ($m^3 \cdot s^{-1}$) circulante en el momento de muestreo en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Sitio	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)
RI	118	35.48	17.92	8.000	110.00	30.05	a	15.300
CI	110	4.44	1.98	0.240	11.66	4.41	b	1.080
CV	14	3.48	0.94	1.810	4.84	3.78	bc	1.810
CIII	60	3.17	1.23	0.004	5.50	3.29	bc	0.130
CV04	98	3.53	1.77	0.100	9.08	3.28	bc	0.930
CII	117	1.82	0.57	0.410	3.50	1.80	c	0.730
RIII	68	2.36	3.18	0.000	12.78	1.45	d	0.000
DIII	89	1.52	1.18	0.000	5.44	1.23	d	0.080
DI04	81	0.69	0.52	0.002	2.90	0.60	ef	0.003
DII	93	1.08	0.95	0.000	3.00	0.60	de	0.000
DI	17	0.66	0.56	0.200	2.29	0.51	def	0.200
CIV	73	0.62	0.44	0.010	1.90	0.40	ef	0.020
DVIII	69	0.41	0.36	0.000	1.74	0.32	f	0.040
RII	91	0.31	0.27	0.000	1.60	0.28	f	0.010
DV	59	0.23	0.19	0.001	0.78	0.20	fg	0.002
DVI	83	0.06	0.04	0.001	0.18	0.06	gh	0.010

DVII	51	0.03	0.02	0.001	0.10	0.03	hi	0.002	0.08
DIV	74	0.003	0.002	0.001	0.01	0.002	i	0.001	0.01

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

La tabla 3 presenta los valores de pH registrados en las aguas de los diferentes sitios con valores de medianas que van de 6,7 a 7,9. Se observa que los sitios DI y DVIII tienen los valores más bajos de pH (vinculado a vuelcos industriales) y no poseen diferencias significativas. Si ha cambiado el valor de DI respecto de DI04, siendo este último de reacción básica, ya que ahora no conduce los efluentes industriales. No obstante, ello, CV y CV04 no presentan diferencias significativas, indicando que la planta de tratamiento de aguas del canal Pescara no ha modificado este parámetro. Los valores más altos se encuentran en los drenes que reciben agua salina de la freática (DV, DII y DIII) y en los canales CIV y CIII. Sin embargo, se puede ver que la mayoría de los datos están contenidos dentro del mínimo permitido (6,2) y el máximo permitido (8,2) según las normas para vertidos de líquidos a cuerpos receptores del reglamento general para el control de contaminación hídrica (Resolución de DGI 778-96).

Tabla 3: Estadígrafos del pH de muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Sitio	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)	
CIV	87	7.75	0.41	6.67	8.3	7.9	ab	6.8	8.2
DV	60	7.78	0.41	5.6	8.4	7.85	a	7.2	8.2
CIII	63	7.79	0.39	6.4	8.3	7.8	a	7	8.2
DII	87	7.71	0.4	5.7	8.5	7.8	abc	7	8.2
DIII	88	7.73	0.33	6.9	8.5	7.75	abc	7.1	8.2
DIV	69	7.57	0.44	5.9	8.3	7.7	bc	6.7	8
DVI	83	7.65	0.36	5.7	8.3	7.7	cd	7.1	8.1
DVII	51	7.66	0.41	6.1	8.8	7.7	bc	6.9	8.3
RI	115	7.56	0.5	6.5	8.8	7.7	cd	6.7	8.2
RII	89	7.63	0.36	6.7	8.2	7.7	c	6.8	8.1
RIII	61	7.64	0.48	6.6	8.7	7.7	bc	6.7	8.3
CI	112	7.56	0.43	6.1	8.5	7.65	cd	6.8	8.2
DI04	79	7.53	0.43	6.7	8.4	7.6	cde	6.8	8.3
CII	115	7.5	0.42	6.5	9.1	7.5	de	6.8	8.1
CV04	95	7.43	0.35	6.65	8.3	7.5	e	6.8	8
CV	14	7.54	0.32	7	8.1	7.45	cde	7	8.1
DVIII	68	6.81	0.59	4.4	7.9	6.9	f	6	7.8
DI	17	6.59	0.41	5.6	7.2	6.7	f	5.6	7.2

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

La tabla 4 presenta los valores de salinidad registrados en las aguas de los diferentes sitios con valores significativamente diferentes. En general –como es lógico- las aguas

de los drenes son mucho más salinas que las aguas de los canales. Además, RI es significativamente diferente a RII y a RIII y estos últimos no lo son entre sí. Así, los drenes más salinos poseen medianas que van de 5205 a 3720 $\mu\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$. Se observa que el DI es significativamente más salino que DI04, indicando que el agua en ese sector mejoró luego de la obra Pescara. Por otro lado, el CV04 no ha mejorado significativamente de CV, indicando que la obra en este sector no ha implicado un impacto positivo en la salinidad del agua.

Tabla 4: Estadígrafos de la salinidad actual expresada como conductividad eléctrica ($\mu\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$) de muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del Río Mendoza (período 2003 al 2018).

Muestra	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana		P(05)	P(95)
DVI	84	5073.21	660.49	3280	6380	5205	a	3640	5910
DVII	51	4258.06	719.51	2910	5970	4230	ab	3030	5360
DIV	69	3765.51	711.6	2080	5580	3810	b	2250	4710
DII	87	3850.84	1340.09	1600	7430	3720	b	1760	6330
DIII	89	2498.81	863.61	940	5340	2470	c	1231	4070
RII	89	2301.81	437.31	850	3120	2410	c	1604	2890
RIII	61	1853.61	565.63	801	2930	1919	cd	936	2700
DV	61	1829.39	549.81	1003	3910	1740	cd	1109	2650
DVIII	69	1702.54	321.39	1063	2540	1720	cd	1137	2190
DI	17	1816.29	764.68	864	3750	1648	cde	864	3750
CV	14	1591.86	568.21	960	3010	1566	def	960	3010
CV04	95	1376.65	465.32	800	2960	1250	ef	900	2360
CII	115	1260	413.48	742	3100	1195	f	839	2160
CI	113	1078.96	261.05	754	2130	1030	g	814	1722
DI04	80	1010.18	275.05	650	2920	965	gh	726	1320
CIII	63	975.02	331.97	686	2460	947	hi	709	1480
RI	115	877.59	102.08	610	1120	894	i	707	1040
CIV	87	876.1	104.92	671	1083	880	i	701	1020

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

De los datos consignados en la tabla 4 y analizando la figura 3 se desprende que los mayores valores de CE y la mayor dispersión corresponde generalmente a los drenes, dentro del río, a los sitios RII y RIII (fin del curso del río) y en la red de canales al CV.

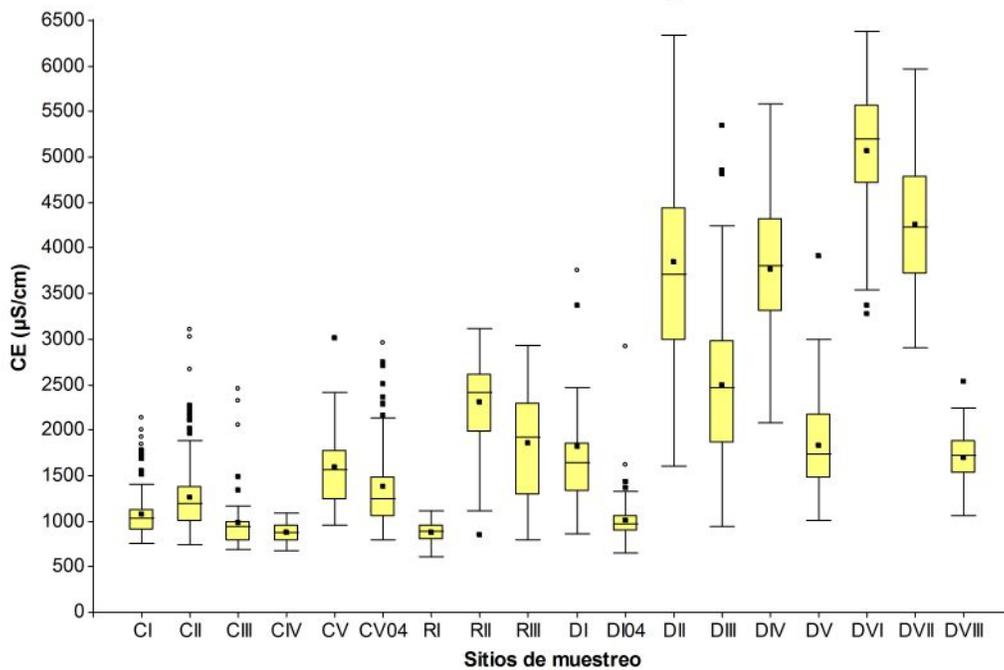


Figura 3: Salinidad actual expresada como conductividad eléctrica (CE, $\mu\text{S}\cdot\text{m}^{-1}$) de muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

La tabla 5 presenta los valores de la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) registrados en las aguas de los diferentes sitios con valores significativamente diferentes entre sí. Se observa que los drenes (excepto DI04) y los sitios RIII y RII son los que tienen mayores valores de RAS. El dren DI04 ha mejorado el RAS ya que no recibe más los efluentes industriales y tiene valores similares a RI, CIV y CIII.

Tabla 5: Estadígrafos de la relación adsorción sodio (RAS) de muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018)

Muestra	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)	
DVI	84	7	1.59	2.3	14.5	6.95	a	4.7	9.1
DVII	51	5.33	1.41	1.5	9	5.2	a	3.2	8.5
DII	88	4.1	1.81	0.7	8.3	3.85	b	1.4	7.6
DIV	69	3.01	1.53	0.8	11.7	2.8	bc	1.7	4.5
DIII	89	2.97	1.24	0.8	8.4	2.7	bc	1.5	5.1
RIII	61	2.19	0.78	0.6	5.5	2.4	cd	0.9	3
DVIII	68	2.39	0.89	1	5.5	2.2	cd	1.4	4.4
RII	89	2.06	0.65	0.5	4.6	2	de	1	3.1
DI	17	2.39	1.38	0.9	6.3	1.9	cde	0.9	6.3
DV	61	1.8	0.67	0.9	5.5	1.7	ef	1	2.7
CII	115	1.77	0.78	0.3	4.8	1.6	ef	0.7	3.1
CV	14	1.45	0.32	0.8	2.1	1.5	fg	0.8	2.1
CV04	95	1.47	0.65	0.4	5.6	1.4	g	0.7	2.4

CI	113	1.27	0.42	0.2	2.8	1.3	g	0.7	1.9
CIII	33	1.28	0.52	0.8	3	1.2	gh	0.8	2.7
CIV	85	1.06	0.32	0.2	1.7	1.1	h	0.4	1.5
DIO4	80	1.35	1.13	0.2	9.6	1.1	gh	0.5	2.5
RI	115	1.09	0.3	0.2	2.1	1.1	h	0.6	1.5

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

Considerando las tablas 4 y 5 y de las figuras 3 y 4 se observa que los sitios que presentan los mayores valores de RAS (DII, DVI y DVII), también presentan los mayores valores de salinidad (CE). Esto se explica porque a mayor CE hay mayor contenido de sales. Por otra parte, elevados valores de RAS indican un aumento de pH y una disolución de carbonatos solubles del suelo.

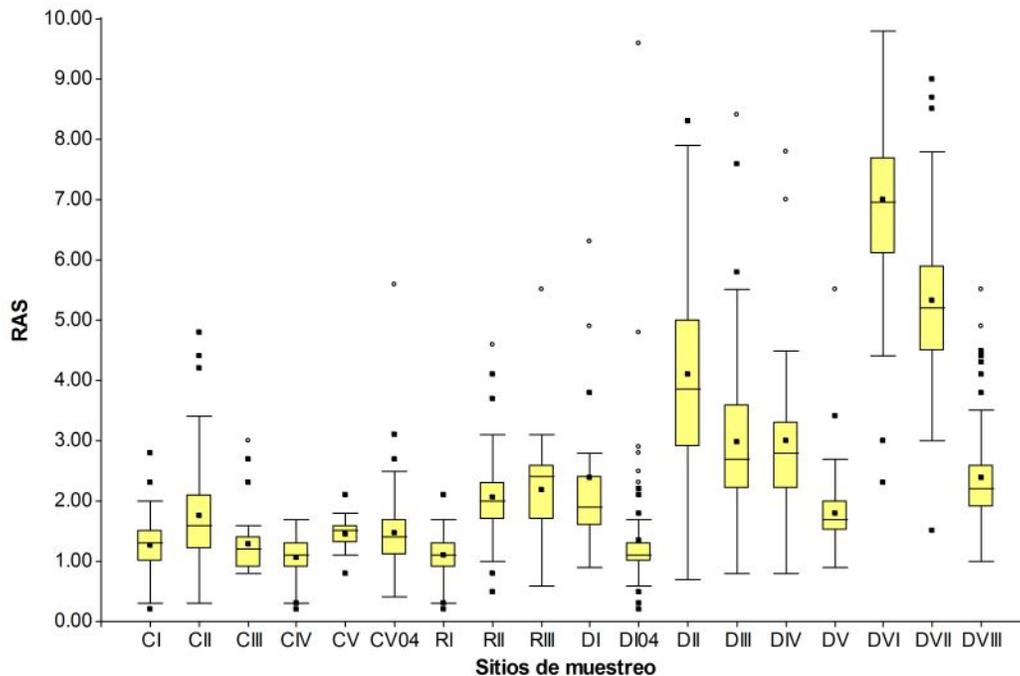


Figura 4: Relación de Adsorción de Sodio (RAS) de muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

La tabla 6 presenta los valores del catión sodio (Na^+ , mg.L^{-1}) registrados en las aguas de los diferentes sitios con valores significativamente diferentes. Se observa que los drenes (a excepción de DIO4) y los sitios RIII y RII son los que tienen mayores valores. El dren DIO4 ha reducido el valor y mejorado la calidad del agua ya que no recibe más los efluentes industriales y tiene valores similares a RI, CIV y CIII. El CV y el CV04 no presentan diferencias significativas entre sí.

Tabla 6: Estadígrafos del catión sodio (Na^+ , mg.L^{-1}) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Muestra	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)	
DVI	84	670.74	145.98	224.02	1250	684.94	a	450.11	849.85
DVII	51	484.39	151.73	129.95	879.98	480.01	ab	189.98	759
DII	88	382.21	209.94	29.9	899.99	350.06	b	83.95	770.5
DIV	69	291.74	151.76	75.9	1119.87	259.9	bc	141.91	469.89
DIII	89	223.77	128.04	43.7	799.94	194.81	c	73.6	407.1
RIII	61	139.18	61.24	27.6	339.94	154.79	de	40.02	214.82
RII	89	150.33	50.98	32.89	299.92	149.96	d	77.28	230
DVIII	68	133.61	51.37	41.86	279.91	124.43	de	66.93	250.01
DV	61	120.54	72.05	44.85	559.82	110	ef	49.91	214.82
DI	17	143.4	110.27	39	437.46	106	def	39	437.46
CV	14	88.48	31.59	40.02	157.55	90	efg	40.02	157.55
CII	115	91.43	54.57	16.1	351.9	79.81	fg	34.96	194.81
CV04	95	81.82	39.97	18.4	195.04	71.99	g	29.9	169.97
CI	112	62.34	25.73	11.5	155.02	59.8	gh	26.91	115
DI04	80	62.67	57.96	9.2	519.8	53.36	hi	21.85	117.99
CIII	33	63.56	42.23	30.25	220.8	53	ghi	32.89	175.03
CIV	85	46.81	14.3	9.2	79.81	49.91	i	17.94	69
RI	115	47.97	13.66	9.2	85.1	49.91	i	25.99	69

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

Se observan situaciones similares en el resto de los cationes analizados (tablas 7, 8 y 9). Algunas particularidades respecto al K^+ y Ca^{+2} , es que la concentración de ambos en DI04 cambio significativamente para bien respecto a la del sitio DI. Ello no se observa entre CV04 y CV, en donde la obra Pescara no ha significado ninguna mejora para estos cationes. Con respecto al magnesio, no hay diferencias significativas entre DI y DI04 ni entre CV y CV04.

Tabla 7: Estadígrafos del catión potasio (K^+ , $mg.L^{-1}$) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018)

Muestra	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)	
DI	17	58.61	41.22	9.75	170	59.82	ab	9.75	170
DVIII	67	58.18	29.88	7.82	137.24	58.65	a	19.55	109.87
DIV	67	41.21	12.91	5.08	95.8	43	a	17.01	55.91
DII	87	20.38	8.96	0.1	50.83	19.94	c	7.82	37.15
RIII	61	19.83	13.05	2.35	89.93	19.94	cd	4.69	32.84
DVII	51	20.53	5.06	14	39.88	19.55	bc	14.08	28.93
DIII	88	19.42	19.4	3.13	187.68	17.99	cd	7	34.8
DVI	83	17.58	4.67	0.1	45	17.99	cd	12.12	22.68
DV	60	14.95	6.42	4	39.88	14.08	de	6	23.85
RII	88	12.43	5.43	0.95	41.06	11.87	de	3.91	19.55
CV	14	12.94	8.79	3.5	38.71	11.25	de	3.5	38.71
CV04	94	13.35	10.34	0.1	49.27	9.78	e	1.96	37.93

CII	114	6.31	3.92	0.39	29.72	5.08	f	2.35	14
DI04	79	5.95	4.55	0.39	26.98	4.69	f	1.96	17.99
CI	110	4.04	2.75	0.59	19.55	3.91	g	1.17	8.99
CIV	83	3.11	4.33	0.15	41.06	2.74	h	1.17	3.91
RI	114	4.22	9.23	0.2	93.84	2.74	gh	1.17	11
CIII	33	5.62	8.76	0.1	37.15	2.35	gh	1.17	30.89

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

Tabla 8: Estadígrafos del catión calcio (Ca^{+2} , mg.L^{-1}) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Muestra	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)	
DIV	69	506.79	91.01	196	624	530	a	326	610
DVI	84	457.75	66.39	181.6	544	480	ab	334	536
DVII	51	426.55	84.67	168	540.8	440	ab	198	528
DII	88	408.3	134.08	95.6	767.6	406	b	206	632
RII	89	296.78	65.73	114	424	312	c	160	384
DIII	89	275.22	88.91	82	448	272	cd	126	416
RIII	61	217.13	69.69	100	336	220	de	110	324
DV	61	223.21	77.25	98	494	210	de	122	348
CV	14	197.57	85.46	48	404	195	def	48	404
DI	17	185.53	63.69	104	368	182	ef	104	368
DVIII	68	172.78	35.27	90	264	176	ef	114	232
CV04	95	168.44	68.41	54.6	400	150	f	98	316
CII	115	136.88	39.21	58	288	132	g	78	228
CI	112	127.45	38.25	58	284	121	gh	78	214
CIII	33	125.72	52.06	60	284	120	ghi	64	280
DI04	80	117.14	26.41	42	212	116.8	hi	62	152
CIV	85	105.63	17.52	48	133	110	i	74	126
RI	115	107.51	20	1.2	144	108	i	76	136

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

Tabla 9: Estadígrafos del catión magnesio (Mg^{+2} , mg.L^{-1}) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Muestra	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)	
DVI	84	149.33	39.05	63.23	291.84	145.92	a	88.77	204.29
DII	88	125.32	55.38	2.43	262.66	122.82	b	29.18	226.42
DIV	69	123.59	34.11	36.48	218.88	121.6	ab	70.53	179.97
DVII	51	114.75	39.33	30.4	267.52	111.87	ab	40.13	170.24
DIII	89	76.39	34.29	8.51	204.29	72.96	c	29.18	136.19
RII	89	64.42	25.43	14.59	182.4	60.8	cd	34.05	87.55
DV	61	56.57	31.16	20.67	181.18	47.42	d	24.32	133.76
RIII	61	47.32	20.79	10.94	116.74	47.42	de	17.02	77.82
CV	14	47.16	30.44	21.89	143.49	40.13	def	21.89	143.49

DVIII	68	38.2	14.51	7.3	77.82	38.91	ef	17.02	68.1
DI	17	36.34	13.5	14.59	63.23	36.48	efg	14.59	63.23
CV04	95	37.51	15.92	11.07	97.28	35.26	ef	18.24	72.96
CII	115	32.92	13.28	4.86	77.82	30.4	fg	17.02	59.58
CI	112	29.43	11.82	4.86	75.39	26.75	gh	13.38	49.86
DI04	80	28.88	18.71	6.08	159.3	25.54	ghi	10.94	51.07
CIV	85	24.97	9.64	12.16	53.5	23.1	hi	12.16	46.21
CIII	33	27.01	15.66	10.94	75.39	21.89	ghi	10.94	59.58
RI	115	22.63	9.45	3.65	54.72	21.89	i	9.73	42.56

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

Se presenta a continuación el análisis de los aniones. La tabla 10 muestra los valores encontrados del anión carbonato. Básicamente la mayoría de las muestras no tienen presencia del mencionado anión y no hay diferencias significativas entre los sitios.

Tabla 10: Estadígrafos del anión carbonato (CO_3^{-2} , mg.L^{-1}) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Sitio	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)
CI	111	0.44	1.47	0	6	0	0	6
CII	114	0.47	2.87	0	24	0	0	0
CIII	33	1.09	2.23	0	6	0	0	6
CIV	83	1.19	3.07	0	18	0	0	6
CV	14	1.07	3.25	0	12	0	0	12
CV04	93	0.23	1.42	0	12	0	0	0
DI	17	0	0	0	0	0	0	0
DI04	80	0.49	2.31	0	18	0	0	3
DII	87	4.79	10.52	0	60	0	0	30
DIII	88	2.42	6.38	0	30	0	0	15
DIV	68	3.64	10.1	0	60	0	0	30
DV	61	3.3	6.94	0	30	0	0	18
DVI	82	4.66	11.43	0	60	0	0	30
DVII	51	10	20.74	0	90	0	0	60
DVIII	67	0	0	0	0	0	0	0
RI	114	0.58	1.59	0	7.2	0	0	6
RII	88	2.59	6.93	0	48	0	0	12
RIII	60	2.55	6.07	0	30	0	0	12

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

Las tablas 11, 12 y 13 muestran las diferencias significativas entre los aniones bicarbonatos, cloruros y sulfatos y se observa que en general los drenes presentan mayores concentraciones de estos aniones. Las concentraciones de HCO_3^- , Cl^- y SO_4^- en DI04 han cambiado significativamente con respecto a DI, en cambio estos aniones en CV04 no lo han hecho comparado a CV.

Tabla 11: Estadígrafos del anión bicarbonato (HCO_3^- , mg.L^{-1}) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Muestra	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana		P(05)	P(95)
DVII	51	383.38	159.43	74.43	963.96	396.57	a	129.34	610.1
DVI	84	279.8	84.6	61.01	533.84	305.05	ab	135.44	378.26
DVIII	68	299.14	123.88	91.52	756.52	268.44	ab	147.64	512.48
RIII	61	243.7	96.59	85.41	524.69	252.58	c	115.92	366.06
DIV	69	255.24	86.27	0	439.27	244.04	bc	109.82	414.87
DII	88	232.47	89.22	67.11	494.18	240.99	c	98.23	396.57
DI	17	253.01	89.46	109.82	451.47	237.94	bc	109.82	451.47
DIII	89	228.45	81.29	67.72	451.47	219.64	c	92.13	353.86
RII	89	199.53	55.8	79.31	402.67	195.23	cd	117.14	292.85
CV	14	204.38	79.76	109.82	402.67	192.18	cde	109.82	402.67
DV	61	200.73	70.01	0	366.06	189.13	cd	109.82	317.25
CV04	95	193.45	87.25	67.11	457.58	170.83	de	86.02	378.26
CII	115	162.64	65.63	67.72	403.89	146.42	ef	86.02	286.75
CI	112	155.46	67.22	54.91	366.06	137.27	f	79.92	317.25
DI04	80	143.38	59.4	67.11	433.17	134.22	fg	79.92	244.04
CIII	33	126.96	52.02	55.52	323.35	122.02	gh	61.62	262.34
CIV	85	116.92	36.07	54.91	239.16	115.92	h	61.62	189.13
RI	115	113.29	41.28	0	244.04	109.82	h	61.01	207.43

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

Tabla 12: Estadígrafos del anión cloruro (Cl^- , mg.L^{-1}) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018)-

Muestra	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana		P(05)	P(95)
DVI	84	475.29	108.98	99.29	1085.08	476.94	a	301.41	585.09
DII	88	492.16	275.94	49.64	1382.94	428.71	a	134.75	1028.34
DVII	51	382.29	106.88	99.29	744.66	372.33	a	212.76	624.1
DIV	69	364.24	136.15	109.93	992.88	343.96	a	170.21	602.82
DIII	89	287.06	150.83	63.83	702.11	262.4	b	109.93	652.46
RII	89	168.23	48.27	42.55	269.5	177.3	c	70.92	248.22
RIII	61	157.56	57.48	42.55	262.4	177.3	c	53.19	222.69
DVIII	68	175.14	64.79	17.73	346.09	171.1	c	63.83	319.14
DI	17	227.78	191.49	46.1	765.94	159.57	bc	46.1	765.94
DV	61	167.18	90.62	53.19	638.28	155.31	c	70.92	319.14
CV	14	134.24	58.23	67.37	269.5	132.98	cd	67.37	269.5
CV04	95	120.58	51.13	39.01	317.01	109.93	d	55.32	241.13
CII	115	115.25	59.64	14.18	496.44	106.38	d	48.58	226.94
CI	112	90.96	35.81	10.64	295.38	88.65	e	49.64	166.66
DI04	80	95.5	78.24	35.46	726.93	82.98	ef	42.55	166.66
CIII	33	89.64	50.54	28.37	219.5	81.56	ef	35.46	212.76
CIV	85	74.74	21.51	14.18	124.11	78.01	fg	41.49	109.93
RI	115	72.17	23.79	0.35	138.29	74.47	g	35.46	106.38

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

Tabla 13: Estadígrafos del anión sulfato (SO_4^{2-} , $mg.L^{-1}$) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Muestra	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)	
DVI	83	2263.27	390.76	1019.13	3038.07	2303.91	a	1453.83	2777.25
DVII	51	1692.1	487.92	77.28	2400.51	1811.25	ab	637.56	2313.57
DIV	69	1665.57	414.54	792.12	2777.25	1671.18	ab	951.51	2265.27
DII	88	1430.61	583.29	169.05	3059.32	1455.04	b	536.13	2415
RII	89	911.07	230.99	246.33	1458.66	951.51	c	427.94	1217.16
DIII	89	885.56	390.82	164.22	2139.69	888.72	cd	338.1	1593.42
RIII	61	615.6	267.27	193.2	1164.03	594.09	ef	231.84	1052.94
DV	60	614.57	199.17	294.63	1100.27	582.02	de	309.12	985.32
CV	14	519.09	249.99	284.97	1169.83	468.51	efg	284.97	1169.83
DVIII	68	452.36	143.75	120.75	767.97	461.27	fg	193.2	700.35
DI	17	454.45	180.08	111.09	966	439.53	efg	111.09	966
CV04	95	426.1	189.36	111.09	1067.43	382.15	g	202.86	801.78
CII	115	373.62	139.88	144.9	1029.76	352.59	g	183.54	681.03
CI	107	312.8	103.42	114.71	734.16	304.29	h	164.22	516.81
DI04	80	291.39	102.9	72.45	864.57	280.14	hi	154.56	429.39
CIII	33	325.27	180.74	140.07	1077.09	265.65	hi	199.48	721.6
CIV	84	258.97	47.34	140.07	396.06	265.65	i	173.88	327.96
RI	115	261.14	54.55	57.48	410.55	265.65	i	164.22	330.86

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

La resolución DGI 778-96 del reglamento general para el control de contaminación hídrica del DGI establece el máximo permitido de sulfatos ($250 mg.L^{-1}$ o $5,21 mE.L^{-1}$) y el máximo tolerable ($400 mg.L^{-1}$ o $8,33 mE.L^{-1}$) según las normas para vertidos de líquidos a cuerpos receptores. Si consideramos los sitios de muestreo del río y los canales observamos que el contenido de sulfatos supera en la mayoría de los casos el máximo permitido, y en muchos el máximo tolerable. Esto se debe a que las aguas de la cuenca son yesosas y por lo tanto el valor de sulfato en la norma debería ser ajustado en función de las características propias de cada curso de agua.

La tabla 14 muestra los valores encontrados del anión nitrato. Hay diferencias significativas entre los diferentes sitios. RIII y CII presentan las mayores concentraciones junto DII, CI, DV y CIV.

Tabla 14: Estadígrafos del anión nitrato (NO_3^- , $mg.L^{-1}$) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Muestra	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)	
RIII	47	4.65	3.49	0	13.29	3.99	a	0.89	12.4
CII	89	4.82	3.84	0.44	22.15	3.54	a	1.77	13.73
DII	5	3.81	2.93	0.89	7.97	3.54	a	0.89	7.97

CI	91	3.57	3.09	0.44	17.28	2.66	a	0.89	10.19
DV	3	2.95	2.23	0.89	5.32	2.66	ab	0.89	5.32
CIV	22	3.32	3.14	0.44	15.51	2.44	a	1.33	7.09
DIII	62	2.76	2.14	0	8.42	2.22	ab	0	6.65
DIV	3	2.22	0.44	1.77	2.66	2.22	ab	1.77	2.66
RII	4	2.1	0.91	0.89	3.1	2.22	ab	0.89	3.1
CV04	86	2.14	1.75	0	12.4	1.77	ab	0.44	4.87
DI04	13	2.32	1.5	0	4.87	1.77	ab	0	4.87
CIII	2	1.55	0.31	1.33	1.77	1.55	ab	1.33	1.77
RI	93	1.68	1.03	0	4.87	1.33	ab	0.44	3.99
DVII	2	0.66	0.31	0.44	0.89	0.66	b	0.44	0.89
DVI	54	0.94	1.11	0	7.53	0.44	b	0.44	2.22

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

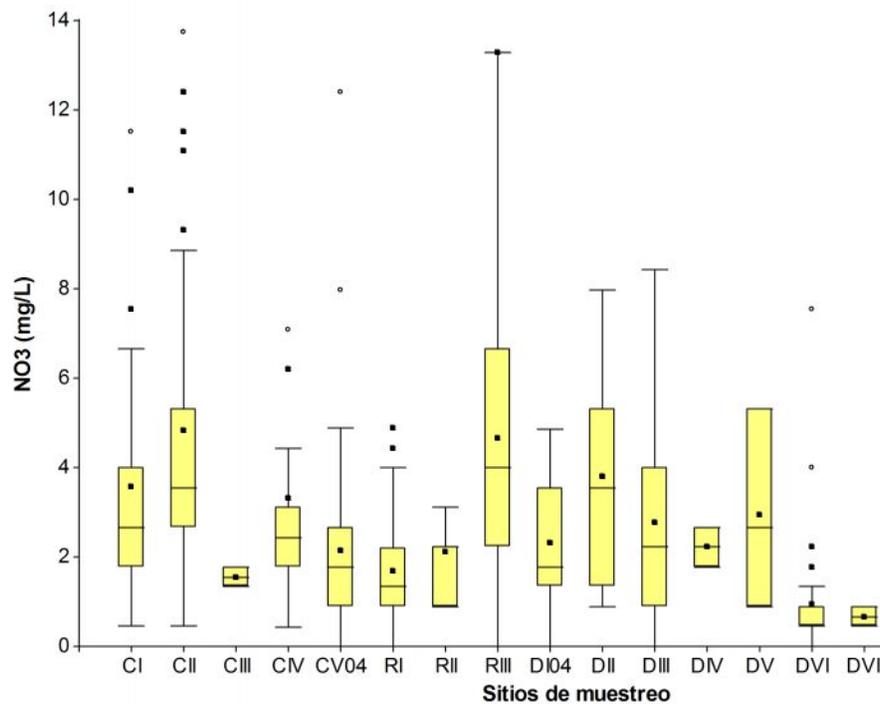


Figura 5: Concentración de nitratos (NO_3^- , $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) en muestras de agua de los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018)

La tabla 15 y la figura 6 presentan los valores encontrados del anión fosfato y la tabla 16 las concentraciones del elemento fósforo. Hay diferencia significativa entre los diferentes sitios. RIII y CII presentan las mayores concentraciones de ambos aniones junto a DVII. Según Lavie et al (2010) la bibliografía califica con frecuencia como “natural” la presencia de $0,1\text{mg L}^{-1}$ de fosfatos en el agua superficial. En Mendoza, la norma fijada por el organismo que tiene a su cargo la gestión integral del agua (Departamento General de Irrigación, en siglas DGI) fija como *nivel máximo permitido* de fosfatos $0,4\text{ mg L}^{-1}$ y como *nivel máximo tolerable* $0,7\text{ mg L}^{-1}$ (Resol 778/96). En este caso los valores son bastante más altos.

Tabla 15: Estadígrafos del anión fosfato (PO_4^{3-} , mg.L^{-1}) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Muestra	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)
RIII	47	7.59	5.71	0.44	23.05	6.95	a	16.2
CII	89	2.33	1.79	0.21	9.2	1.83	ab	6.6
DVII	2	1.4	0.35	1.15	1.64	1.4	abc	1.15
DV	3	0.72	0.53	0.11	1.09	0.96	bc	1.09
DIII	62	1.14	0.71	0.39	4.59	0.93	bc	0.47
CV04	86	1.09	0.88	0.15	4.56	0.85	bc	0.2
DI04	13	0.83	0.59	0.39	2.61	0.72	bc	0.39
CI	91	1.1	1.17	0	5.09	0.68	bc	0.2
RII	4	1.75	2.3	0.5	5.19	0.65	bc	0.5
DII	5	0.46	0.32	0	0.76	0.56	c	0
DVI	57	0.58	0.41	0.12	2.07	0.48	c	0.18
RI	93	0.61	1.04	0	9.5	0.41	c	0.07
DIV	2	0.37	0.04	0.34	0.4	0.37	c	0.34
CIV	22	0.76	0.98	0.13	3.79	0.36	c	0.2
CIII	2	0.33	0.11	0.25	0.41	0.33	c	0.25

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

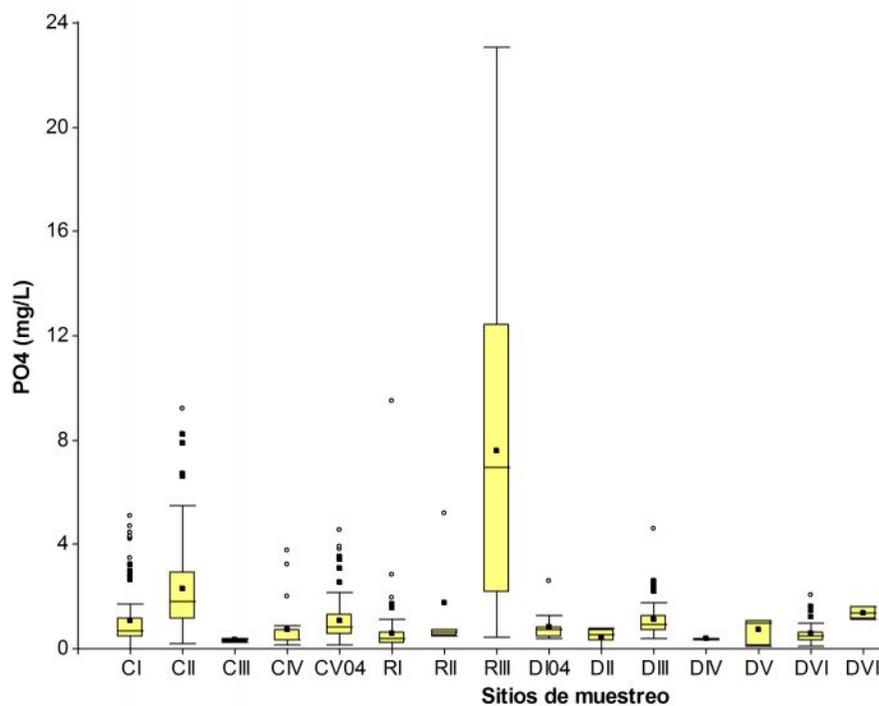


Figura 6: Concentración de fosfatos (PO_4^{3-} mg.L^{-1}) en muestras de agua de los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018)

Tabla 16: Estadígrafos del elemento fósforo (P, mg.L⁻¹) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018)

Muestra	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)	
RIII	47	2.46	1.87	0.14	7.51	2.27	a	0.19	5.28
CII	88	0.76	0.58	0.07	3	0.6	ab	0.22	2.16
DVII	2	0.46	0.11	0.38	0.54	0.46	abc	0.38	0.54
DV	2	0.33	0.03	0.31	0.36	0.33	abc	0.31	0.36
DIII	62	0.37	0.23	0.13	1.5	0.3	bc	0.15	0.83
CV04	86	0.34	0.27	0.05	1.49	0.28	bc	0.07	1.01
DI04	13	0.27	0.19	0.13	0.85	0.24	bc	0.13	0.85
CI	91	0.36	0.38	0	1.66	0.23	bc	0.07	1.39
RII	5	0.55	0.84	0.11	2.04	0.19	bc	0.11	2.04
DII	5	0.15	0.11	0	0.25	0.18	bc	0	0.25
DVI	57	0.19	0.13	0.04	0.68	0.15	bc	0.06	0.52
DIV	1	0.13	0	0.13	0.13	0.13	bc	sd	sd
RI	93	0.2	0.34	0	3.1	0.13	bc	0.02	0.54
CIV	21	0.25	0.33	0.04	1.24	0.12	bc	0.07	1.06
CIII	2	0.11	0.04	0.08	0.13	0.11	c	0.08	0.13

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

Las tablas 17,18 y 19 presentan los valores referidos a BAM, coliformes totales y fecales. Hay diferencias significativas entre los diferentes sitios. CV04 y CV presentan los mayores valores en los 3 parámetros. RI y CIII presentan lo valores más bajos (mejor calidad microbiológica del agua).

Tabla 17: Estadígrafos de s Bacterias Aerobias Mesófilas (BAM, ufc.mL⁻¹) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Sitio	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)	
CV04	94	1861390	2629579	200	14400000	860000	a	31000	9000000
CV	14	1584857	2598577	10000	8800000	225000	ab	10000	8800000
RIII	60	102662	155252	1020	880000	42000	bc	1200	370000
CII	113	81764	145560	700	1000000	32000	c	3900	280000
CI	110	183487	836614	100	8400000	26000	c	3300	430000
RII	86	22616	61153	10	533000	9300	d	800	95000
CIV	82	15705	35715	10	230000	4700	de	700	89000
CIII	59	23131	93483	0	600000	1700	ef	50	150000
RI	113	11000	76347	0	800000	700	f	60	18000

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

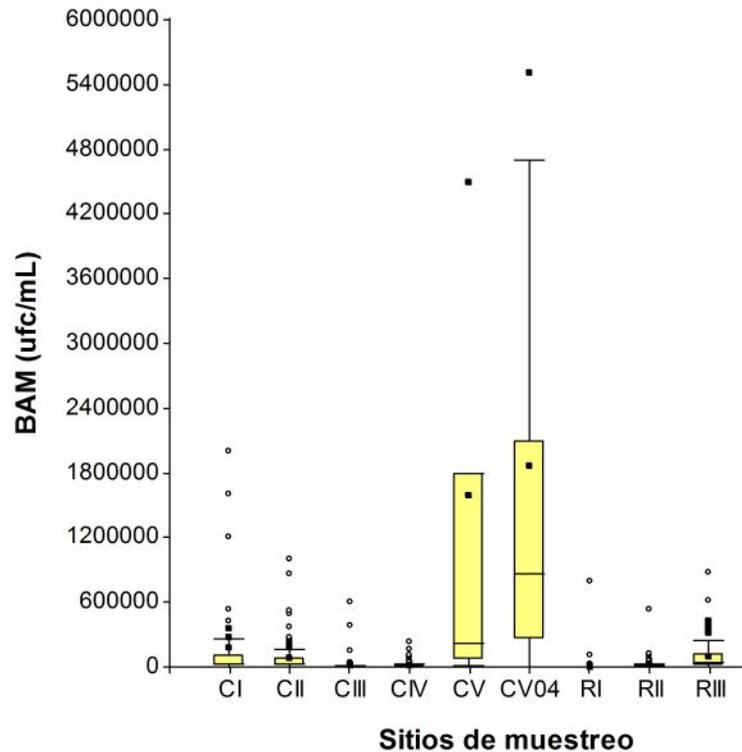


Figura 7: Número de bacterias aerobias mesófilas (BAM, ufc.mL⁻¹) en muestras de agua de los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Tabla 18: Estadígrafos de bacterias coliformes totales (NMP.100 mL⁻¹) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Sitio	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)	
CV04	88	3335717	5947198	40	24000000	915000	a	210	24000000
CV	14	426069	1205339	30	4600000	110000	ab	30	4600000
CII	113	37242	72474	30	460000	11000	b	900	240000
CI	110	18808	51403	2.3	460000	4600	c	24	46000
RII	87	7048	9092	21	46000	2400	cd	43	24000
RIII	60	6102	8033	30	24000	1855	de	40	24000
CIV	83	2792	4962	23	24000	930	ef	40	11000
CIII	60	1521	3502	23	24000	430	f	30	4600
RI	115	507	2298	3	24000	90	g	9	1500

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

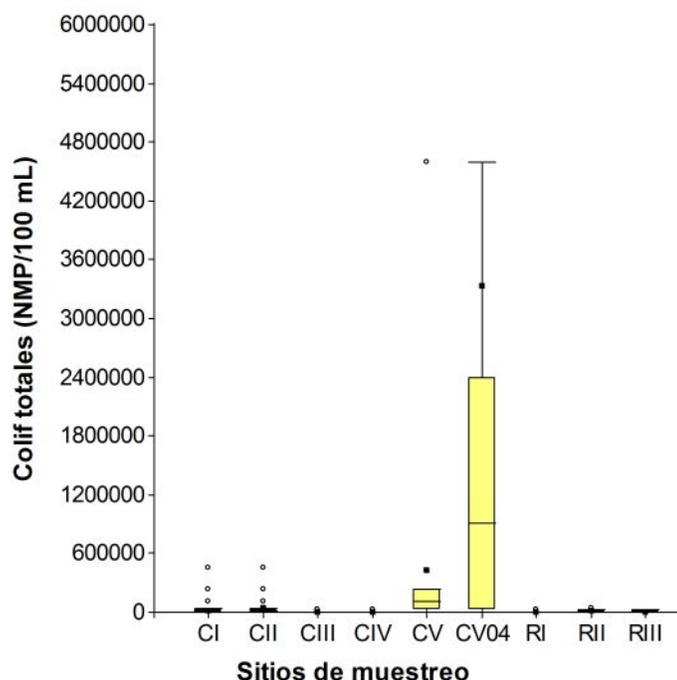


Figura 8: Número más probable de bacterias coliformes totales (NMP.mL⁻¹) en muestras de agua de los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Tabla 19: Estadígrafos de bacterias coliformes fecales (NMP.100 mL⁻¹) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018)

Sitio	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)	
CV04	94	478770	1322986	30	9300000	40000	a	210	4600000
CV	14	178163	639605	7	2400000	2650	bc	7	2400000
CII	113	6780	24988	11	240000	2300	b	40	15000
CI	110	5041	8899	23	46000	1500	b	30	24000
RII	86	2038	5032	3	24000	430	c	30	4600
CIV	83	974	2250	9	11000	210	d	30	4600
RIII	59	1609	4635	3	24000	210	d	3	9300
CIII	59	333	881	3	4600	40	d	9	2400
RI	114	66	232	0	2400	30	e	3	230

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

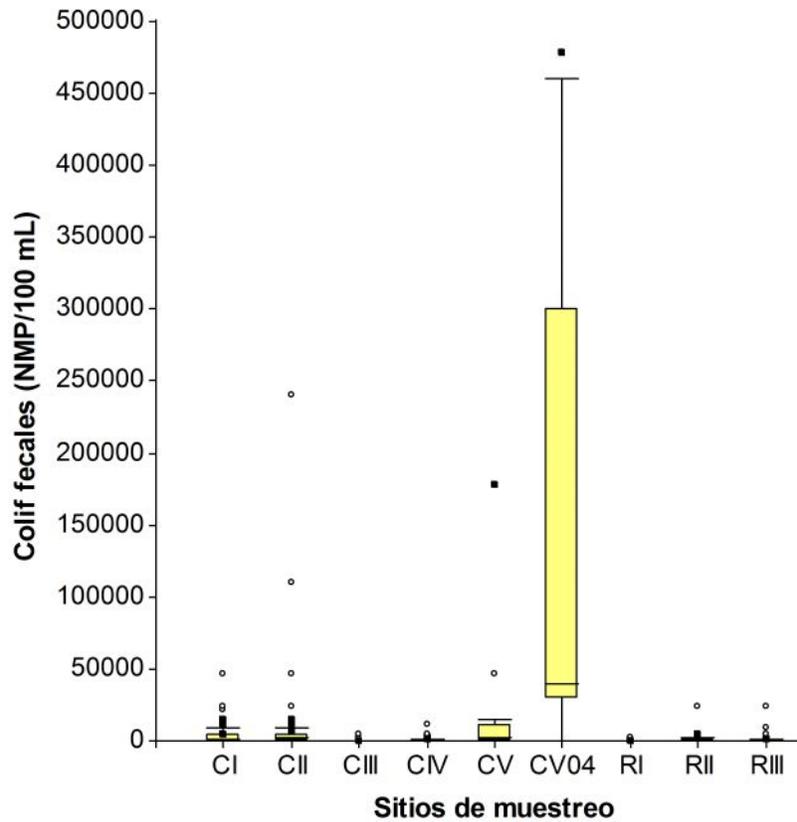


Figura 9: Número más probable de bacterias coliformes fecales (NMP.mL⁻¹) en muestras de agua de los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018)

Las tablas 20 y 21 presentan los valores de oxígeno disuelto y demanda química de oxígeno. Hay diferencias significativas entre los diferentes sitios. CIII, CIV y RII tienen los mayores contenidos de OD y los dos primeros poseen los menores valores de DQO. Inversamente, CV04 y CV presentan los menores valores de OD y la mayor DQO sin presentar diferencias significativas.

Tabla 20: Estadígrafos de oxígeno disuelto (OD, mg.L⁻¹) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Muestra	n	Media	D.E.	Mín	Máx.	Mediana	P(05)	P(95)	
CIII	63	8.99	2.05	1.9	12	9.4	a	4.8	11.3
CIV	70	8.84	1.49	4.1	11.4	9	a	6.5	11.1
RII	80	8.78	2.18	4.2	14.6	8.9	ab	5.4	12.7
RI	102	8.21	1.46	4	10.8	8.45	b	5.2	10.1
CI	96	8.17	1.9	0.9	11.6	8.4	b	4.5	11.1
RIII	55	7.13	2.22	1.5	13	7.9	c	3.1	10.4
CII	102	7.43	1.42	3.1	10.2	7.75	c	5	9.3
CV	14	5.75	2.38	1.8	8.8	5.85	cd	1.8	8.8
CV04	79	3.54	2.79	0	8.6	3.4	d	0	7.9

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

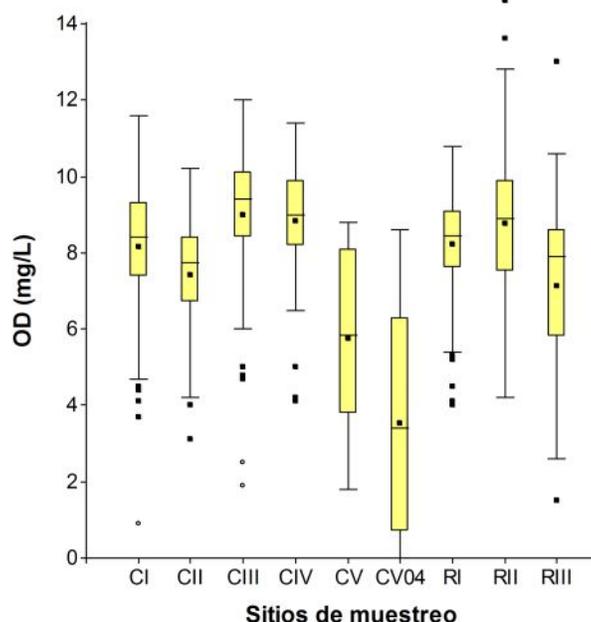


Figura 10: Oxígeno disuelto (OD, mg.L⁻¹) en muestras de agua de los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Tabla 21: Estadígrafos de la variable demanda química de oxígeno (DQO, mg.L⁻¹) en muestras de agua en los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018).

Muestra	n	Media	D.E.	Mín	Máy.	Mediana	P(05)	P(95)
CV04	77	84.48	86.65	0.8	440	62	a	241
CV	10	62.17	69.06	5.6	220	42	ab	220
RIII	53	57.53	55.54	2	286	39	a	150
RII	55	26.53	27.83	1	136	16	bc	81
CII	73	22.27	27.79	0.4	196	15	bc	78
CI	45	16.48	13.36	1	50	12	c	45.6
CIV	42	25.06	32.12	0.8	124	12	bc	104
RI	60	20.19	26.56	0.4	118	11	c	82
CIII	38	26.08	35.22	2	162	9.5	bc	118

Medianas con una letra diferente son significativamente diferentes ($p < 0,05$) en la prueba de Kruskal Wallis.

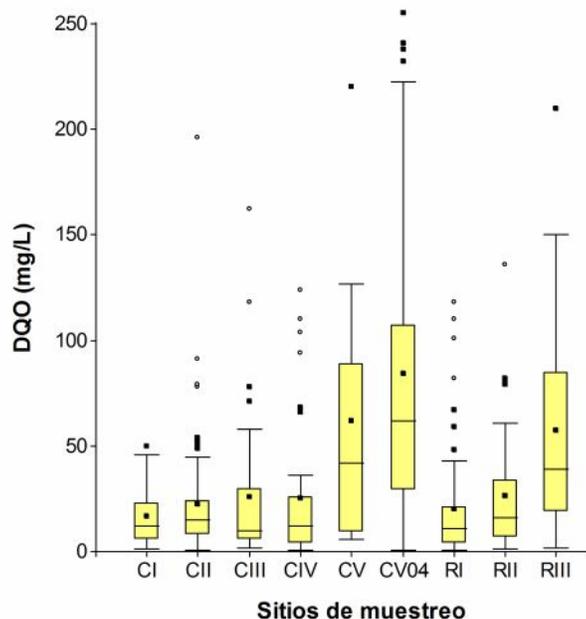


Figura 11: Demanda química de oxígeno (DQO, mg.L⁻¹) en muestras de agua de los diferentes sitios del área regadía del río Mendoza (período 2003 al 2018)

Si se consideran los resultados de los análisis puntuales (tabla 22) y se los clasifica según Riverside modificada por Thorne y Petersen (Avellaneda et al, 2004), el agua de riego resultó, en la cabecera del sistema, "moderadamente salina" y de "baja peligrosidad sódica" mientras que, en el tramo final del río, la peligrosidad salina fue "media-alta" manteniéndose "baja" la peligrosidad sódica. Un resultado similar se obtuvo en la red de canales de riego. En la red de drenaje la peligrosidad salina varió de "media-alta" a "muy alta" y la peligrosidad sódica de "baja" a "muy alta". Los sitios con mayor salinidad son los drenes DVI, DVII, DII, DIV y DIII según ambas clasificaciones (Riverside considera la CE actual y Wainstein la CE efectiva). De salinidad mediana son la mayoría de los sitios, siendo RIII, DV, DVIII, DI, CV, CV04, CII, CI DIO4, CIII, RI y CIV. El punto de muestro DVI pose alta peligrosidad sódica, seguido por DVII y DII cuyas aguas son de mediana peligrosidad sódica y en el resto de los sitios es baja.

Tabla 22: Conductividad eléctrica actual (CE) y efectiva (CEE), relación de absorción de sodio (RAS) y categorías de salinidad-sodicidad según Riverside (modificada por Thorne y Petersen) y Wainstein en muestras de agua de diferentes sitios del área regadía del río Mendoza durante el periodo 2003 al 2018.

Sitio de muestreo	Riverside (modificada)				Wainstein	
	CE (μS.cm ⁻¹)	Categoría	RAS	Categoría	CEE (μS.cm ⁻¹)	Categoría de salinidad
DVI	5205	C5: Salinidad muy alta	7.02	S3: Alta peligrosidad	4371	C8: Excesivamente salina
DVII	4230		5.29	S2: Mediana peligrosidad	3533	C7: Intensamente salina
DII	3720		3.90		3016	

DIV	3810	Salinidad alta	2.65	S1: Baja peligrosidad	2676	C6: Fuertemente salina
DIII	2470		2.72		2169	C5: Francamente salina
RII	2410		2.03		1918	
RIII	1919	2.45	1813			
DV	1740	C3: Salinidad mediana	1.79		1603	C4: Medianamente salina
DVIII	1720		2.20		1720	
DI	1648		1.87		1648	
CV	1566		1.53		1480	
CV04	1250		1.36		1250	C3: Moderadamente salina
CII	1195		1.64		1195	
CI	1030		1.28		1030	
DI04	965		1.15		965	
CIII	947		1.16		947	
RI	894		1.16		894	
CIV	880		1.14		880	

ANÁLISIS MULTIVARIADO DE COMPONENTES PRINCIPALES

Si se analizan las concentraciones de nitratos, fosfatos y pH en las muestras correspondientes a RI, a los canales (CI, CII, CIII, CIV, CV y CV04) y a los drenes (DI y DI04) puede observarse que las aguas de CIII son las más similares a RI, con menores concentraciones de nitratos y fosfatos que el resto de los puntos. RI y CIII se diferencian en la segunda componente, donde los caudales de agua observados en el sitio RI son generalmente los más elevados de los sitios analizadas, mientras que CIII presenta como característica destacada pH más elevado que el resto de los puntos. De los restantes puntos de muestreo se destaca que CII es donde las aguas presentan una mayor contaminación, existiendo una clara tendencia al aumento de las concentraciones de nitratos y fosfatos. Las aguas extraídas de CI, CV04, DI04 y CIV son un poco similares, pudiendo mencionar que, de ellas, las tomadas en CIV tienen valores de nitratos y fosfatos por debajo de la media de todas las aguas, pero están más asociadas a aumentos de valores de pH.

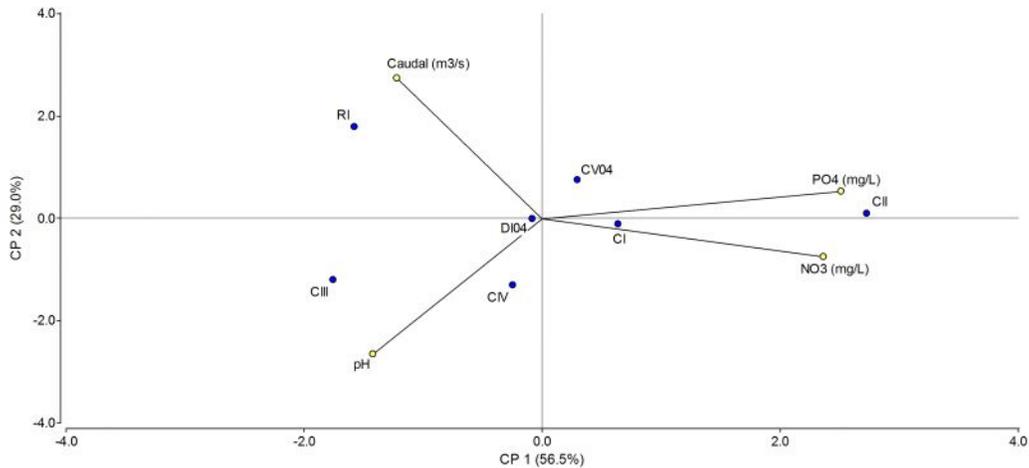


Figura 12: Gráfico *biplot* del análisis multivariado de componentes principales (ACP) utilizando como criterio de clasificación los sitios de muestreo (RI, CI, CII, CIII, CIV, CV, CV04, DI y DI04) sobre los parámetros Caudal, Fosfato, Nitratos y pH de la cuenca del río Mendoza

Según se observa en la siguiente figura, los meses de marzo a julio están asociados a mayores concentraciones de nitratos, fosfatos y disminuciones de pH que podrían indicar que este tipo de contaminación está relacionada con vuelcos industriales que se encuentran normalmente en producción en esta época. Por ello sería conveniente centrar los controles en estos meses. No se marcó esta tendencia para el mes de mayo. En los últimos años (2014, 2015, 2016 y 2017) se observa una tendencia a presentar menores contenidos de nitratos y fosfatos, ello indicaría una mejora de la calidad del agua.

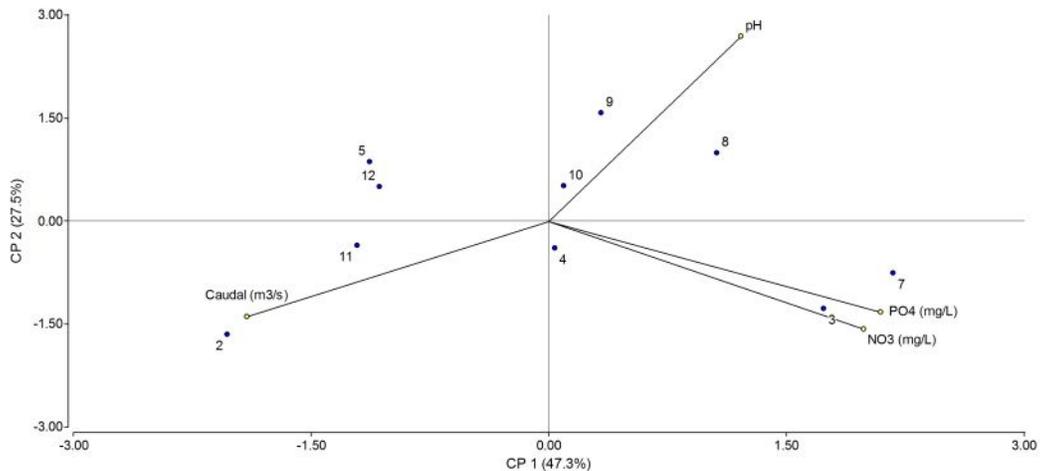


Figura 13: Gráfico *biplot* del análisis multivariado de componentes principales (ACP) utilizando como criterio de clasificación los meses del año sobre los parámetros Caudal, Fosfato, Nitratos y pH en los diferentes sitios de muestreo de la cuenca del río Mendoza

Al considerar las variables fisicoquímicas en las muestras correspondientes a RI y los canales (CI, CII, CIII, CIV, CV, CV04) y los drenes (DI y DI04) puede observarse un

aumento progresivo de todos los iones que contiene el agua, que genera un aumento de la conductividad (figura 14) excepto para pH. A medida que los caudales son menores, el aumento de salinidad tiende a ser mayor por un efecto de concentración. Los puntos RI y CIV son los que tienen los menores valores de conductividad eléctrica (CIV con valores de pH más altos y RI asociado a los mayores caudales y a un efecto de dilución), también CIII presenta mayores valores de salinidad y sodicidad que RI y CIV, y aun son más altos en Cl y DI04, llegando estos puntos a aproximarse a los valores medios analizados. En CIV se observan aguas de mayor alcalinidad, con valores de pH más altos que el resto e incluso se detectan ciertas concentraciones de carbonatos, que normalmente no tienen las aguas de esta zona, esto podría deberse a la influencia de asentamientos humanos a los costados del canal. Se destaca que los sitios CII y CV04 y principalmente DI son los que tienen los valores de salinidad y sodicidad más elevados y por lo tanto el uso de estas aguas presenta mayores riesgos. La calidad del agua en DI04 es hoy en día mejor que el DI, gracias a las obras del entubado del canal Pescara. El pH presenta correlación negativa de intensidad moderada-alta a alta-perfecta con la mayoría de las variables, principalmente con la conductividad eléctrica y los iones que implican sales de mediana solubilidad como bicarbonatos, calcio o sulfatos (excepto carbonatos).

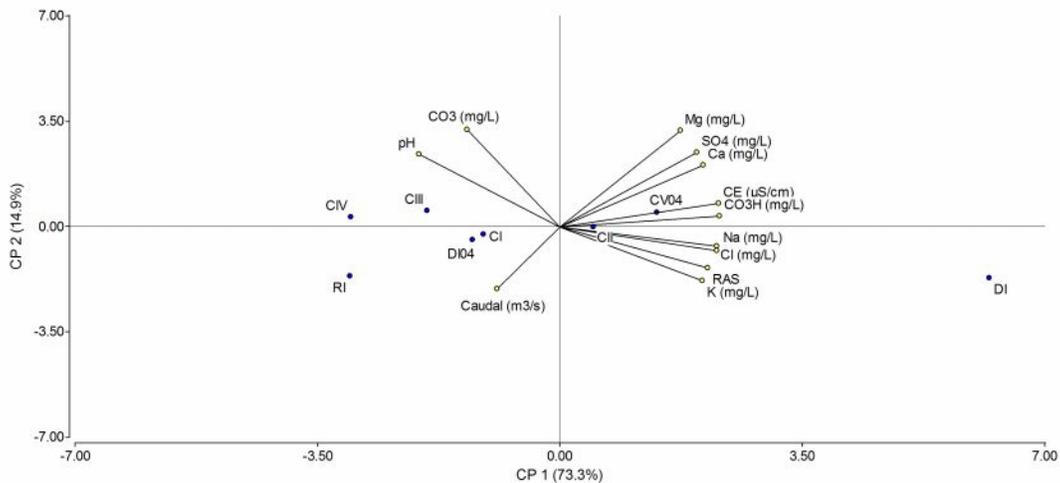


Figura 14: Gráfico *biplot* del análisis multivariado de componentes principales (ACP) utilizando como criterio de clasificación los sitios de muestreo (RI, CI, CII, CIII, CIV, CV, CV04, DI y DI04) sobre el caudal y los parámetros físico químicos (CE, pH, RAS, concentración de aniones y cationes) de la cuenca del río Mendoza

Se observa, en la figura 15, que la calidad físico química del agua es peor en los meses de junio-julio y en menor medida septiembre-octubre, asociado a que los caudales son menores y el agua arrastra las sustancias acumuladas durante el invierno en la orilla de los cauces. Este dato es muy importante para la intervención de la Policía del Agua. Por el contrario, durante los meses de noviembre a marzo, se observa una mejor calidad del agua, con menores valores de conductividad eléctrica y de concentración de sales en general. En el mes de julio se presenta un mayor riesgo sódico.

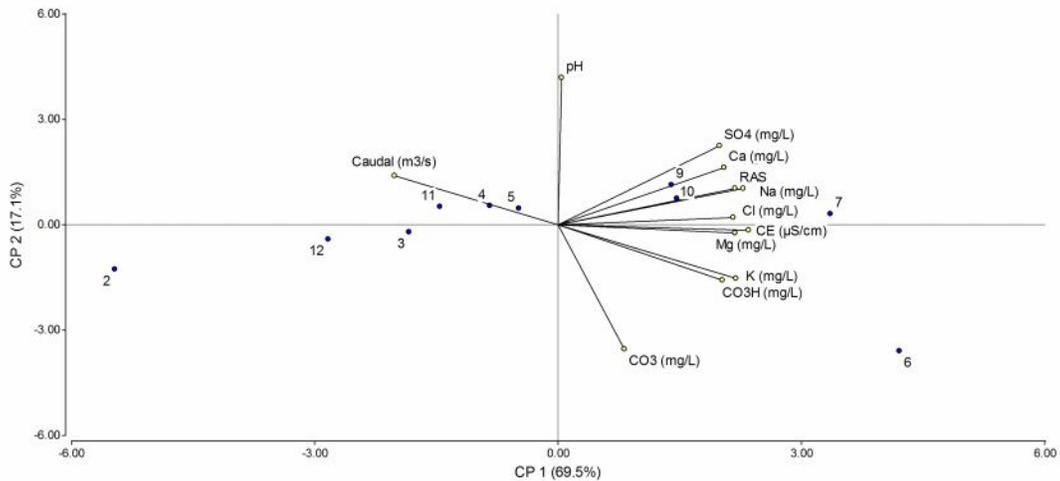


Figura 15: Gráfico *biplot* del análisis multivariado de componentes principales (ACP) utilizando como criterio de clasificación los meses del año sobre el caudal y los parámetros físico químicos (CE, pH, RAS, concentración de aniones y cationes) en la cuenca del río Mendoza

Al analizar los resultados de todos los parámetros microbiológicos en las muestras correspondientes a RI, los canales (CI, CII, CIII, CIV, CV y CV04) y drenes (DI y DI04) se destaca que en reiteradas ocasiones, en CV y especialmente en CV04 se presentan altos contenidos de bacterias (BAM, CT, CF), a su vez también se da que la DQO es mayor y lógicamente los contenidos de OD son menores, indicando que en este sitio deben controlarse especialmente estos parámetros. Esto confirma que la obra del canal Pescara no ha mejorado la calidad del agua en lo que respecta a estos 5 parámetros. En los meses de marzo, abril y julio estos valores se dan más elevados. La correlación de la variable OD es inversamente proporcional con el resto, pero especialmente con DQO, BAM y coliformes fecales (intensidad moderada alta-alta). En el resto de los meses (principalmente a fines de invierno y en primavera), los parámetros microbiológicos considerados son muy similares y sus valores son mejores que los contenidos medios de todas las muestras analizadas.

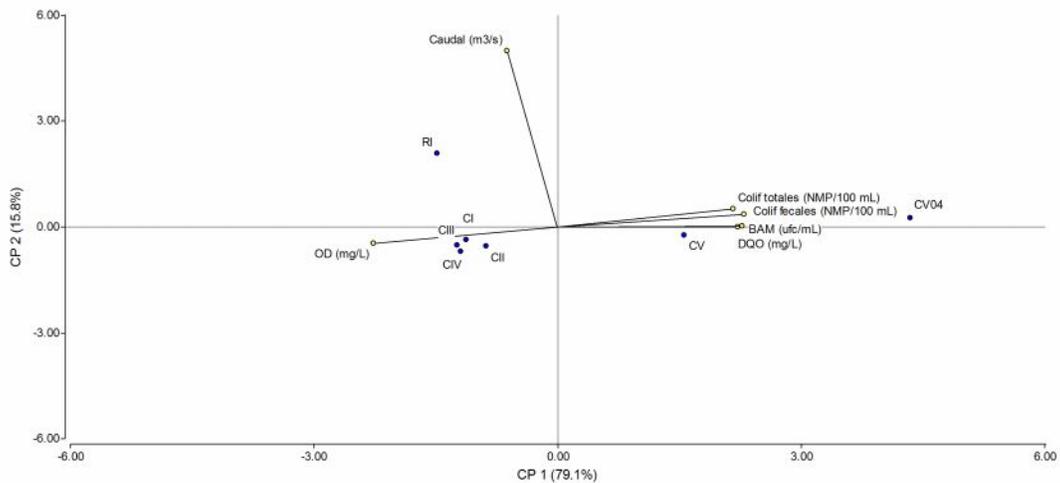


Figura 16: Gráfico *biplot* del análisis multivariado de componentes principales (ACP) utilizando como criterio de clasificación los diferentes sitios de

muestreo (RI, CI, CII, CIII, CIV y CV) sobre los parámetros microbiológicos (DQO y OD) en la cuenca del río Mendoza

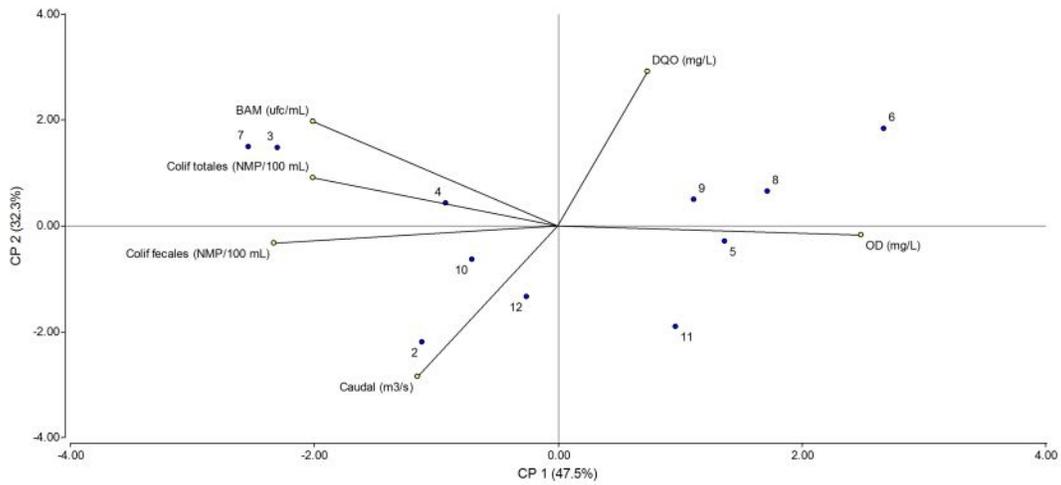


Figura 17: Gráfico *biplot* del análisis multivariado de componentes principales (ACP) utilizando como criterio de clasificación los meses del año sobre los parámetros microbiológicos (DQO y OD) en los diferentes sitios de la cuenca del río Mendoza

Si se analiza lo que sucede en los puntos muestreados en el río RII, RIII, DII, DIII, DIV, DV, DVI, DVII y DVIII con relación a las variables: nitratos, fosfatos, pH y caudal; se observa un aumento de las concentraciones de nitratos y fosfatos desde aguas arriba (RII) hacia aguas abajo (RIII). Del análisis de los coeficientes de correlación surge que a medida que aumenta el caudal aumentan los valores de nitratos y de fosfatos en RIII, se entiende que ello estaría asociado al vuelco de aguas urbanas tratadas de las plantas de Paramillo. El sitio RIII está asociado a los caudales mayores, siendo generalmente menores en RII. Los sitios RII, DIV, DVI y DVII presentan menores valores de nitratos y se asemejan entre sí.

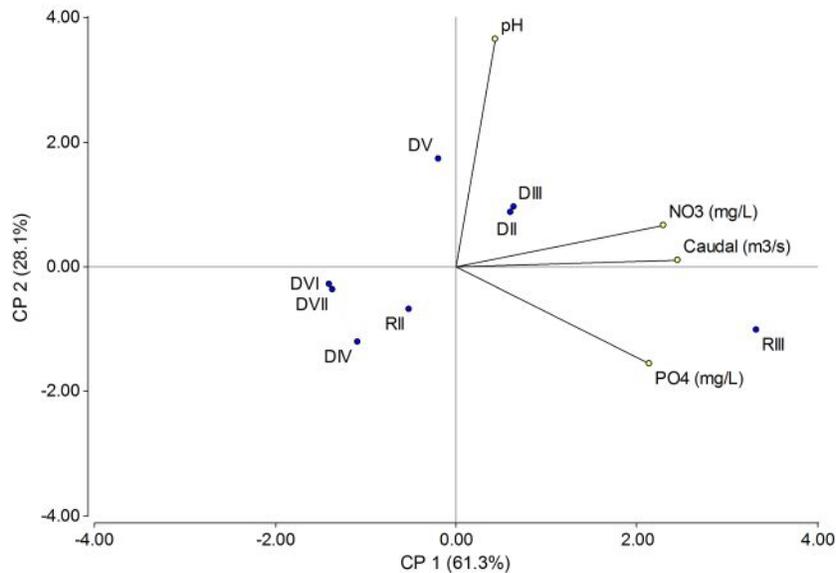


Figura 18: Gráfico *biplot* del análisis multivariado de componentes principales (ACP) utilizando como criterio de clasificación los diferentes sitios de muestreo (RII, RIII, DII, DIII, DIV, DV, DVI, DVII) sobre el caudal, pH, y la concentración de nitratos y fosfatos en la cuenca del río Mendoza

Las concentraciones de nitratos y fosfatos en el mes de julio y en menor medida en agosto y septiembre superan la media, por ello se recomienda centrar los controles en estos meses. En el caso de nitratos también se dan valores superiores en octubre y noviembre. Desde diciembre a febrero los caudales son más elevados y las concentraciones de nitratos y fosfatos disminuyen.

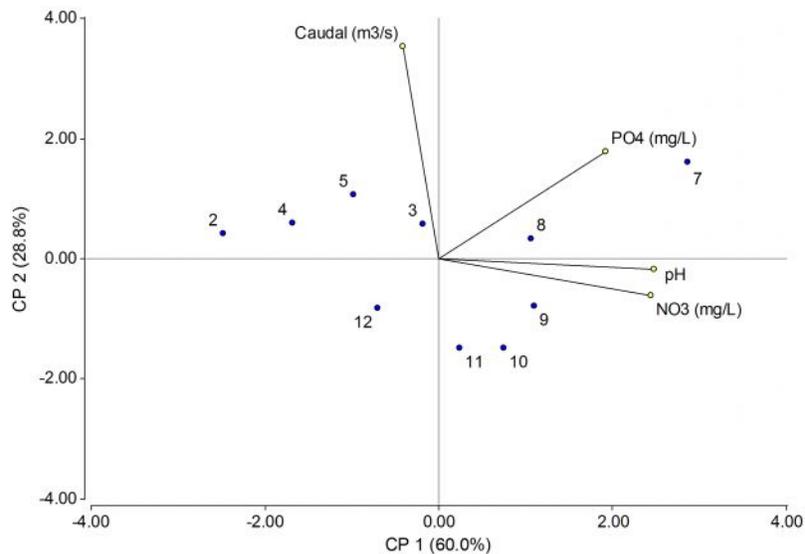


Figura 19: Gráfico *biplot* del análisis multivariado de componentes principales (ACP) utilizando como criterio de clasificación los meses del año sobre el caudal, pH, y la concentración de nitratos y fosfatos en los diferentes sitios de muestreo de la cuenca del río Mendoza

Al considerar las variables fisicoquímicas en las muestras correspondientes a los ríos y drenes puede observarse que en los sitios RII, RIII, DIII y DV, los valores de salinidad (conductividad eléctrica y iones mayoritarios) son menores, como así también el riesgo de sodicidad; y los caudales son mayores. Bicarbonatos y pH no presentan relaciones con el resto de las variables, como tampoco lo hacen entre ellas (correlación moderada-baja), a pesar de que gráficamente podría surgir esta interpretación (se encuentran en planos diferentes). En los sitios RII y RIII la salinidad y la sodicidad presentan valores inferiores a la media. Se observa una mayor proporción de sales de mediana solubilidad en DII. El aumento de la concentración de iones altamente correlacionados (con la excepción de potasio) está lógicamente ligado a un incremento de la conductividad eléctrica. La correlación de las variables sulfato, sodio, calcio, magnesio y cloruros –principales iones presentes en el agua- con la conductividad eléctrica es alta-perfecta. El RAS está muy correlacionado con la conductividad eléctrica y principalmente asociado a las concentraciones de sodio, sulfatos y cloruros (más que a calcio).

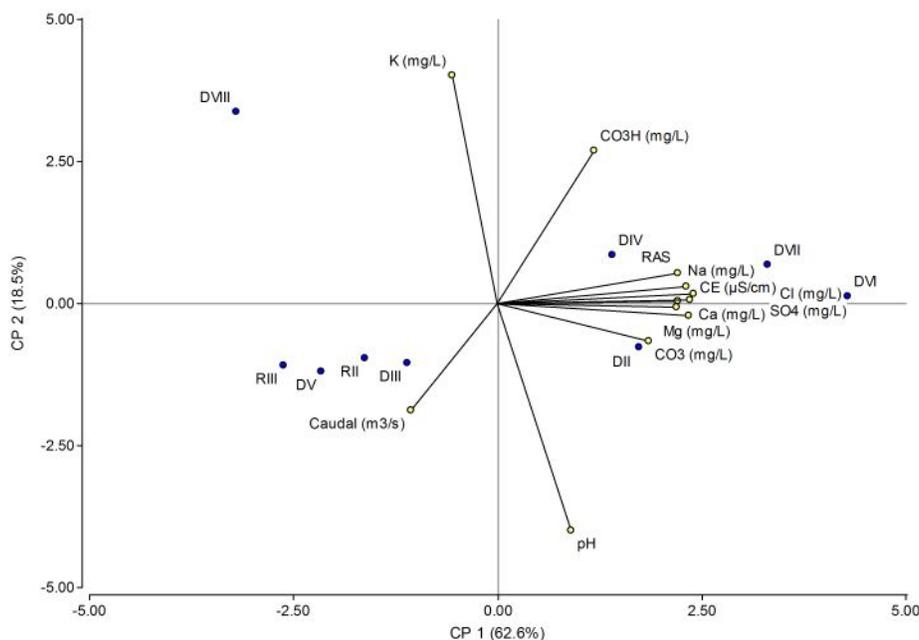


Figura 20: Gráfico *biplot* del análisis multivariado de componentes principales (ACP) utilizando como criterio de clasificación los diferentes sitios de muestreo (RII, RIII, DII, DIII, DIV, DV, DVI, DVII, DVIII) sobre el caudal, pH, RAS y la concentración aniones y cationes en la cuenca del río Mendoza

Los meses en que se presenta la peor calidad físico química del agua en estos sitios son desde junio hasta noviembre, mientras que la mejor calidad se da entre diciembre a mayo (principalmente febrero y marzo). Si bien en junio hay valores más altos, el bimestre agosto-septiembre es relevante porque existe mayor proporción de sodio y sulfatos, con concentraciones poco cambiantes de calcio, que generan aumentos del RAS (mayor peligro sódico). Los años (2013, 2016, 2017 y 2018) presentan mejor calidad físico química del agua. Resulta difícil distinguir si esa situación está vinculada a

un mejor aprovechamiento de las aguas, a una disminución de la contaminación o a un control más estricto del sistema por parte de la policía del agua (DGI).

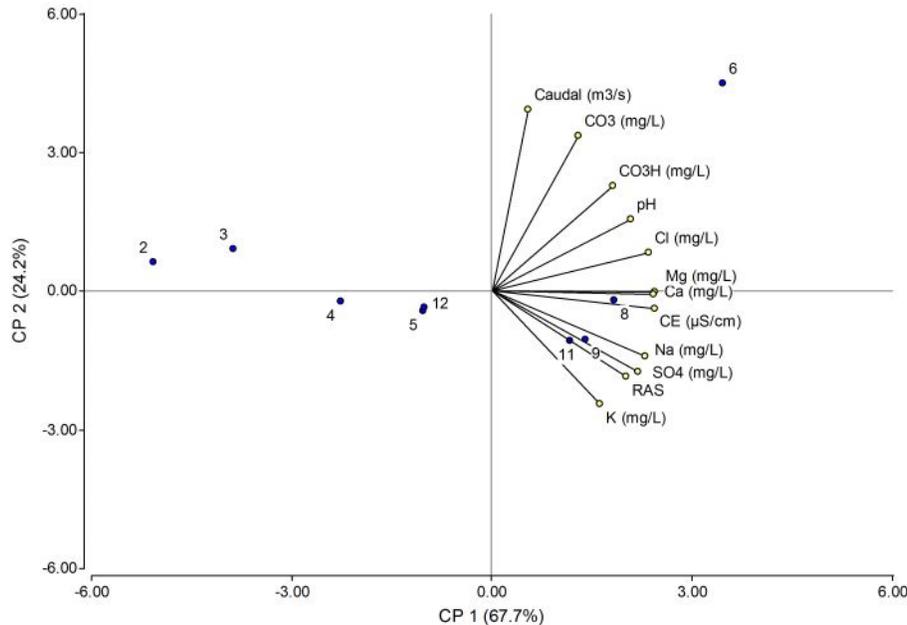


Figura 21: Gráfico *biplot* del análisis multivariado de componentes principales (ACP) utilizando como criterio de clasificación los meses del año sobre el caudal, pH, y la concentración de aniones y cationes en los diferentes sitios de muestreo de la cuenca del río Mendoza

Considerando los puntos RII y RIII, se destaca que en RII hay mayor probabilidad de presencia de bacterias coliformes (totales y fecales) que generan riesgos para las personas que manipulan estas aguas, por tratarse de bacterias indicadoras de contaminación fecal. Los valores de CT y CF se encuentran muy relacionados, aumentando de manera conjunta (correlación perfecta), lo que implica que -a futuro- podría reducirse el número de análisis y ahorrar recursos económicos al controlar una sola de estas variables. RIII está vinculado con la presencia de BAM, las cuales también están relacionadas en forma positiva con el parámetro DQO, mientras que ambos parámetros se corresponden inversamente con el oxígeno disuelto. Los elevados valores de este tipo de bacterias presentes en RII y RIII manifiestan una mayor exposición a la contaminación en general, a la existencia de condiciones favorables para la multiplicación de microorganismos y a la presencia de materia orgánica. Por todo ello se deberá prestar especial atención a RII ya que se observan bacterias indicadoras de contaminación fecal.

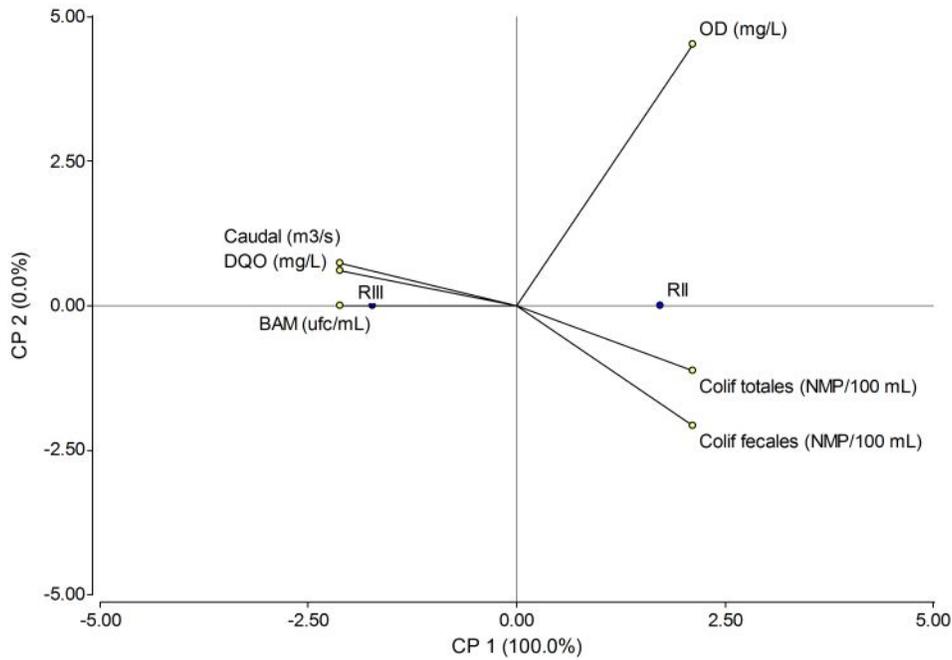


Figura 22: Gráfico *biplot* del análisis multivariado de componentes principales (ACP) utilizando como criterio de clasificación los sitios de muestreo RII y RIII sobre el caudal y los parámetros microbiológicos (DQO, OD, BAM, Coliformes totales y fecales) en la cuenca del río Mendoza

Se recomienda centrar los controles de estos parámetros microbiológicos en los meses de abril y mayo por ser los meses asociados a un aumento de las bacterias coliformes (totales y fecales).

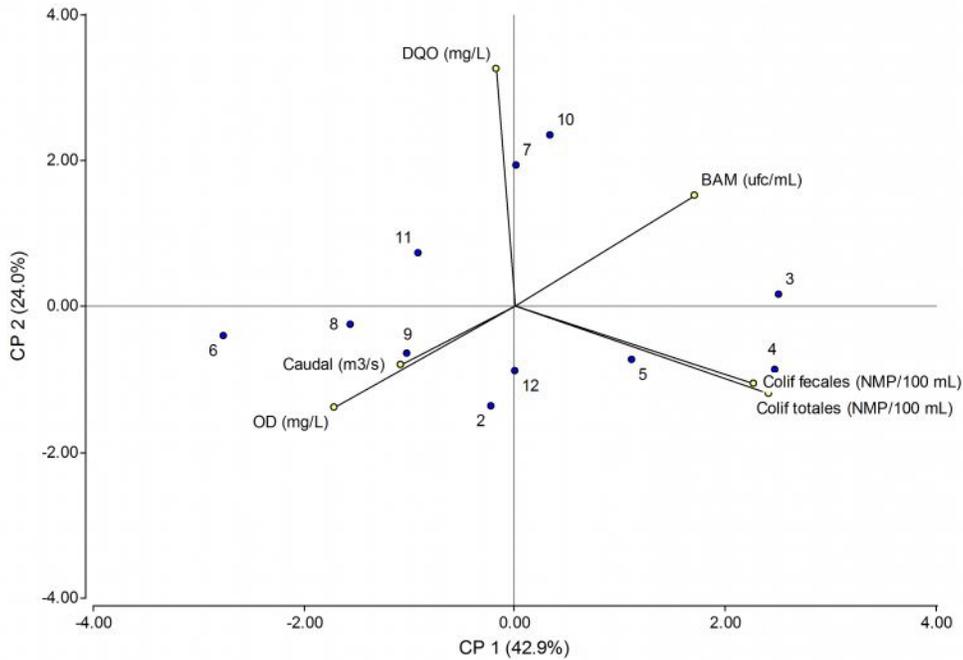


Figura 23: Gráfico *biplot* del análisis multivariado de componentes principales (ACP) utilizando como criterio de clasificación los meses del año sobre el

caudal y los parámetros microbiológicos (DQO, OD, BAM, Coliformes totales y fecales) en la cuenca del río Mendoza

CONCLUSIONES

En el río Mendoza no hay diferencias significativas de pH entre los puntos de muestreo. Si se observan diferencias entre drenes, y canales. Todos los valores están comprendidos dentro del máximo permitido que fija la reglamentación del DGI (resolución 778/96 del DGI, Mendoza).

La CE y el RAS son más altos en drenes que en canales, a excepción de DI04. A su vez, RII y RIII poseen valores cercanos a los obtenidos en los sitios de drenaje, y en CIV y RI se encuentran los valores más bajos. DI04 ha mejorado significativamente después de la construcción y operación del canal Pescara, y la calidad del agua se asemeja a la de los canales y RI. Los drenes DVI, DVII, DIV, DII y DIII podrían recibir vuelcos con salinidad mayor a $1800 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (máximo tolerable según resolución 778 del DGI) ya que naturalmente poseen mayores valores de salinidad. No se recomienda realizar este tipo de vuelcos en los sitios RII y RIII que, a pesar de tener también altos valores de salinidad, forman parte del río. Esto se debe a que las aguas del río fueron extraídas en RI reduciendo el caudal circulante aguas abajo de la cabecera del sistema y así RII en lugar de conducir agua que debería venir de RI, la recibe de la freática circundante. El agua de RIII proviene de RII y posee menor salinidad, esto se debe a los eventuales vuelcos de la planta Paramillo (entre RII y RIII) cuyas aguas poseen una salinidad más baja que el agua que proviene de RII.

Existen diferencias significativas de las medianas de salinidad y de RAS entre la cabecera del sistema (RI) y los otros dos sitios del río, entre la cabecera del sistema (RI) y los canales (a excepción de CIV y CIII en salinidad y RAS, y DI04 en RAS) y entre la mayoría de los drenes entre sí. Los sitios DVI y DVII poseen altos valores de RAS (6,95 y 5,2 respectivamente).

Se encuentran diferencias significativas en la concentración de aniones y cationes, a excepción de los carbonatos que no presentaron diferencias. Particularmente, el cloruro presenta medianas superiores en DVI, DII, DVII, DIV y DIII al valor máximo permitido en la resolución 778 del DGI ($200 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) y esos mismos sitios junto a DV, CII, DI y DI04 poseen valores que superan el máximo tolerable ($400 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Esta situación se da por cuanto los drenes reciben agua freática con altos contenidos de cloruros, pero debería prestarse especial atención a CII que es un canal de riego y eleva ese valor debido al excesivo aporte de aguas urbanas tratadas de la planta Campo Espejo.

Con respecto al anión sulfato, todos los sitios presentan valores de medianas superiores al valor máximo permitido que es de $250 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (norma DGI). Por otro lado, CIV es el único sitio que tiene valores máximos absolutos menores de $400 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ -que es lo que la norma 778 del DGI permite como valor máximo tolerable-. Esto obliga a repensar los límites de la norma, por cuanto el contenido natural de sulfatos es alto en estas aguas.

Con respecto al sodio, se observa que los sitios DVI, DVII, DII, DIV, DIII y RIII presentan valores de mediana mayores a 150 mg.L^{-1} . En los drenes este valor puede ser aceptado por cuanto recibe agua de drenaje, no así en RIII (por tratarse del río) el cual es alto por recibir los efluentes de la Planta Paramillo. Si se analiza el máximo tolerable de la resolución 778 del DGI (275 mg.L^{-1}), los valores máximos encontrados lo superan muchos sitios, a excepción de CV, CV04, CI, CIII, CIV y RI. Por ello, los controles deberían ser mayores, particularmente en DI04, CII y RIII, para evitar vuelcos no controlados.

Con respecto al anión nitrato, se observan diferencias significativas entre los drenes DVII y DVI respecto a RIII, CII, DII, CI y CIV. En el resto de los sitios, no se observan diferencias significativas debido a la variabilidad de los datos. Esta disminución en los drenes respecto a los otros puntos de muestreo podría deberse a que el nitrato ha sido consumido por las plantas regadas en las propiedades agrícolas o utilizado por la flora localizada en los drenes. Se puede inferir que las fertilizaciones agrícolas no son tan excesivas. Se observa un incremento significativo en el contenido de nitratos (200 %) entre la cola y la cabecera del sistema (sitios RIII y RI, respectivamente). Esto es producto de la contaminación de origen antrópico (esencialmente urbana) que está impactando sobre el sistema. No obstante, es importante resaltar que los caudales medios medidos en RIII son un 5% de los medidos en RI antes de su incorporación a la red de distribución de riego. Comparando la cabecera del sistema (RI) con la red de canales de riego se verifica también un incremento importante del contenido de nitratos en CII (166 %), DII (166%) y CI (100%) respecto de RI. En este caso, el aumento de nitratos en CI debe atribuirse a la contaminación difusa de la ciudad de Mendoza y en CII a lo mencionado anteriormente más los ocasionales vuelcos de efluentes domésticos de la planta Campo Espejo. El DII podría estar relacionado a las excesivas fertilizaciones que se realizan en el cinturón verde de Mendoza. Sin embargo, en esta afirmación no debe dejarse de lado el hecho de que los caudales medios medidos en CI y CII son mucho menores que los de RI. En todos los casos los valores del anión nitrato registrados en el río y en ambas redes (de riego y de drenaje) están muy por debajo del límite máximo permitido por la legislación (45 mg.L^{-1}). Esta afirmación coincide con lo encontrado en el río Blanco (Zuluaga et al, 2006), perteneciente a la cuenca del río Mendoza que vuelca sus aguas al embalse Potrerillos. Por el contrario, en el denominado cinturón verde del Gran Mendoza, según Bermejillo et al, (2008) se encontraron valores de nitratos que oscilaron entre 0,88 y $70,88 \text{ mg.L}^{-1}$ y podrían deberse a los aportes de los lixiviados de fertilizantes utilizados en los cultivos hortícolas de la zona. Por ello -a futuro- la reglamentación debería ser más exigente en este parámetro. Esto es así ya que, si bien el límite establecido no es un inconveniente para las plantas, muchas de ellas acumulan altas concentraciones de nitratos en sus hojas, pudiendo resultar perjudicial para la salud humana.

Los resultados del trabajo ponen de relieve la existencia de una moderada contaminación por fosfatos en las aguas del río Mendoza. Se detectaron niveles considerablemente altos de fosfatos en tres sitios específicos: la superficie regadía servida por los canales Cacique Guaymallén y Jocolí, el tramo Colector Pescara-Auxiliar Tulumaya y la zona del Bajo río Mendoza (sitios RIII, CII, DVII, DIII, DV, CV04 y DI04). Las principales fuentes de contaminación por fosfatos en el río Mendoza estarían

relacionadas esencialmente a efluentes domésticos e industriales. Por su parte, aguas abajo de las zonas de cultivo, la presencia de estos aniones puede atribuirse al riego con aguas de re-uso (proveniente de los efluentes domésticos e industriales). Con excepción de CIII y DIV, los valores máximos superan la norma de $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$, mientras que si se analizan las medianas de los diferentes sitios la mayoría supera el valor máximo permitido de la normativa del DGI que es $0,4 \text{ mg.L}^{-1}$.

La demanda química de oxígeno presenta en general una alta dispersión en todos los sitios al igual que oxígeno disuelto en CV04 y CV. Los peores valores centrales para DQO los poseen CV04, CV y RIII y para OD los sitios CV y CV04. Ello indica que desde este punto de vista la obra del canal Pescara no ha mejorado el agua. Todos los sitios presentan valores de mediana de DQO menores al máximo permitido de 75 mg.L^{-1} (norma 778 del DGI) pero se observan valores máximos en CV04 y RIII que superan ampliamente el valor de 250 (máximo tolerable según resolución 778 del DGI). Existen diferencias significativas de DQO entre las medianas del río, no así para OD. En el caso de RI y canales, se observan diferencias significativas entre las medias de DQO y OD.

Las variables microbiológicas (bacterias aerobias mesófilas, coliformes totales y coliformes fecales) presentan muy alta dispersión entre sitios y dentro de cada sitio de muestreo. En todos los casos el CV se destaca por manifestar las más altas medidas de posición y dispersión, influidas por observaciones atípicas. Además, CV04 presenta valores significativos diferentes a CV (considerando los tres tipos de bacterias analizadas), demostrando que la calidad del agua ha empeorado en ese sitio desde el año 2004 en adelante

En el río se observan diferencias significativas entre las medianas de bacterias aerobias mesófilas, siendo el RIII el de mayor cuantía. Respecto a las bacterias coliformes totales y coliformes fecales, se observan también diferencias significativas, pero RII es que el presenta mayor cantidad de coliformes totales y fecales. Este resultado está muy influenciado por los valores atípicos observados. Esto podría deberse a que RII recibe mayoritariamente escurrimientos y drenajes agrícolas, pero también urbanos, ya que en la zona existen asentamientos marginales que se instalan cada vez más cerca del río, sin ningún tipo de red de tratamiento de recuperación de los residuos cloacales. En RI y canales se observan diferencias significativas con CV y el resto para bacterias aerobias mesófilas. Justamente es en RI donde se da la mediana más baja, lo cual también se evidencia en coliformes totales y fecales. En todos los sitios, a excepción de CIII y RI, las medianas de coliformes fecales superan la resolución del DGI del máximo permitido ($200 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$) y los valores máximos observados en todos los sitios superan ampliamente al valor máximo tolerable por la resolución del DGI ($1000 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$).

En RI y canales, los meses de marzo a julio están asociados a mayores concentraciones de nitratos, fosfatos y a disminuciones de pH. En RII, RIII y drenes, las concentraciones de nitratos y fosfatos superan la mediana en el mes de julio y en menor medida en agosto y septiembre. En el caso de nitratos, también se dan valores superiores en septiembre. Por ello sería conveniente centrar los controles para estos parámetros en invierno y principios de primavera.

Del análisis estadístico de componentes principales de la calidad físico-química del agua se concluye que en RI y canales, el agua es peor en los meses de junio – julio y en menor medida septiembre-octubre. Los meses de septiembre y octubre son los que presentan a su vez un mayor riesgo sódico. En referencia a RII, RIII y drenes, la peor calidad físico química del agua va de junio a noviembre, mientras que la mejor calidad se da entre diciembre a mayo (principalmente febrero y marzo). Si bien en el bimestre junio-julio se dan los valores más altos, el bimestre agosto-septiembre es relevante porque existe mayor peligro sódico. Estos datos confirman que en invierno y principios de primavera es muy importante la intervención de la Policía del Agua.

Al analizar los resultados de todos los parámetros microbiológicos en las muestras correspondientes a RI y canales (CI, CII, CIII, CIV, CV, CV04) se destaca que en los meses de marzo, abril y julio estos valores se dan más elevados. La correlación de la variable OD es inversamente proporcional con el resto, pero principalmente con BAM (moderada alta). En RII y RIII, se recomienda centrar los controles de estos parámetros en los meses de abril y mayo. Es decir que los parámetros microbiológicos deberían ser controlados en otoño y principios de invierno.

De lo anteriormente mencionado se concluye que, a lo largo del recorrido del río, el agua sufre un deterioro en su calidad. Sin embargo, el incremento diferencial de la contaminación confirma la necesidad de asegurar para cada área de influencia un adecuado monitoreo que permita coordinar el manejo de la red para preservar la calidad del recurso hídrico e implementar políticas de mitigación de los posibles impactos mediante la participación de todos los actores involucrados (usuarios particulares, organismos de usuarios, organismos gubernamentales y empresarios industriales). Dependerá de ello la futura sustentabilidad de la agricultura de los oasis regadíos de la provincia de Mendoza.

Futuros estudios debieran considerar una identificación y categorización de las fuentes de contaminación industrial, agrícola y doméstica (la primera entre las numerosas industrias de base agrícola existentes en la zona de influencia del Colector Pescara y la última derivada de las deficientes redes cloacales colectivas y/o pozos sépticos individuales que se encuentran en el Oasis).

Por último, una adecuada articulación entre la generación del conocimiento científico y la gestión integral del agua (superficial y subterránea) a través de la definición de indicadores de calidad y la revisión de la normativa vigente, constituiría una meta sugerida con miras al desarrollo sustentable de la zona de estudio.

BIBLIOGRAFÍA

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

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

Bermejillo, A.; Zuluaga, J.; Drovandi, A.; Filippini, M.; Marti, L., Cónsoli, D.; Valdés, A.; Morsucci, A. 2008. Modificación de la calidad del agua de riego y riesgo freático en el cinturón verde de Mendoza. Jornadas de Riego y Fertirriego, Mendoza Argentina.

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

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. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar>.

Lavie E.; J. Morábito; S. Salatino; A. Bermejillo y M. Filippini. 2010. "Contaminación por fosfatos en el oasis bajo riego del río Mendoza". Rev. FCA UNCuyo. Tomo 42, n° 1, Pág. 169-184. Mendoza – Argentina.

Lavie, E.; J. Morábito y S. Salatino 2014. "Application of an Integrated Water Quality Index in the Argentine Andean Piedmont". *Water Technology and Sciences*. Vol.V, No. 4, pp. 23-37.

Morábito, J.A.; Salatino, S.; Medina De Dias, R.; Zimmermann, M.; Filippini, M.F.; Bermejillo, A.; Nacif, N.; Campos, S.; Dediol, C.; Genovese, D.; Pizzuolo, P.; Mastrantonio, L. 2005. Calidad del agua en el área regadía del río Mendoza, Argentina. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza: UNCuyo. 2005 vol. n°1. p1 - 23. ISSN 0370-4661.

Morábito J., Salatino S., Lavie E., Filippini M., Bermejillo A., Medina R., Zimmermann M., Campos C., Nacif N., Dediol C., Genovese D., Pizzuolo P. y Mastrantonio L. 2007. Impactos de las obras humanas sobre la mejora de la calidad del agua en el oasis regadío del río Mendoza: "impermeabilización del canal matriz San Martín". CONAGUA 2007. Argentina.

Morábito, J.; S. Salatino, M. Filippini y A. Bermejillo. 2009. "Presencia de nitratos en agua en los oasis Norte y Centro de Mendoza, Argentina: áreas regadías de los ríos Mendoza y Tunuyán Superior". International Workshop: "Towards new method to manage nitrate pollution within the Water Framework Directive, UNESCO, Paris, France.10 – 11 Diciembre 2009.

Morábito, J.; Salatino, S.; Filippini, M.; Bermejillo, A.; Valdés, A., Abaurre, V. 2008. Indicadores físico químicos de desempeño ambiental: área regadía del río Mendoza, Argentina (Primera Parte) II Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento integral del Agua. Universidad Nacional de Córdoba y Fundación PRODTI. 5 al 7 de noviembre. Córdoba, Argentina.

Morábito J.; S. Salatino; R. Medina; M. Zimmermann; M. Filippini; A. Bermejillo; N. Nacif; S. Campos; C. Dediol; P. Pizzuolo; D. Genovese; L. Mastrantonio, A. Valdés. 2007 "Calidad del agua en el área regadía del río Mendoza: temperatura, pH, iones solubles

y sólidos". Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCuyo. Tomo XXXIX # 1. pp 9-20.

Morábito J., Salatino S., Lavie E., Filippini M., Bermejillo A., Medina R., Zimmermann M., Campos S., Nacif N., Dediol C., Genovese D., Pizzuolo P. y Mastrantonio. 2007. Impactos de las obras de infraestructura sobre la mejora de la calidad del agua en el oasis regadío del río Mendoza: "Impermeabilización del canal matriz San Martín". CONAGUA Tucuman, Argentina.

QGIS Development Team. 2015. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponible en : <http://qgis.osgeo.org>".