

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL ÁREA REGADÍA DEL RÍO MENDOZA, ARGENTINA

José Morábito¹⁻², S. E. Salatino,² R. Medina¹, M. Zimmermann¹, M. Filippini¹, A. Bermejillo¹, N. Nacif,¹ S. Campos¹, C. Dediol¹, D. Genovese¹, P. Pizzuolo¹⁻² y L. Mastrantonio¹⁻²

1 – Facultad de Ciencias Agrarias (UNCuyo). Alte Brown 500 – 5505 – Chacras de Coria. Luján de Cuyo, Mendoza, Argentina.

2 – INA – CRA. Belgrano Oeste 210 – 3er Piso – 5500 – Mendoza, Argentina

RESUMEN

La provincia de Mendoza concentra población y actividad agrícola e industrial en los oasis de sus ríos, que nacen en la cordillera de Los Andes. El río Mendoza conforma el oasis norte que es el más importante ya que en él se encuentra asentada la población del Gran Mendoza y en la actualidad, para posibilitar su regulación, se está construyendo el dique embalse Potrerillos.

El crecimiento urbano ha avanzado sobre áreas originalmente agrícolas, rodeándolas y atravesándolas con una intrincada red de canales y desagües para conducción y distribución del agua de riego, que también es colectora de desagües pluviales-urbanos, producto de las frecuentes tormentas convectivas de verano. La actividad antropogénica utiliza el recurso para bebida, saneamiento, riego, recreación, etc. y vuelca sus excedentes a la red de riego y desagües, contaminándolo. La salinidad, sustancias orgánicas e inorgánicas, metales pesados, organismos patógenos, entre otros, afectan tanto al recurso superficial, como al subterráneo. Para conocer la evolución de la calidad del agua de esta cuenca se seleccionaron, estratégicamente, diversos sitios de muestreo: tres puntos a lo largo del recorrido del río y a partir del derivador (dique Cipolletti), cinco en la red de canales y siete ubicados en los colectores de drenaje. Dada la limitada disponibilidad de recursos económicos, en el río y en la red de canales, se realizaron los siguientes análisis físico-químicos y microbiológicos: conductividad eléctrica, temperatura, pH, aniones y cationes, RAS, oxígeno disuelto, sólidos sedimentables, demanda química de oxígeno, bacterias aerobias mesófilas, coliformes totales y fecales y metales pesados. En la red de drenaje sólo se realizaron los cuatro primeros. Entre los valores obtenidos puede mencionarse una salinidad media que en el río varía de 800 a 1800 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y en los canales entre 900 y 1400 $\mu\text{S cm}^{-1}$. En el río se obtuvieron valores medios de: sólidos totales que varían entre 558 y 1768 mg L^{-1} , oxígeno disuelto que varían entre 7,9 y 9,2 mg L^{-1} y bacterias aerobias mesófilas comprendidos entre las 563 y las 27088 UFC ml^{-1} .

Palabras clave: contaminación – parámetros de calidad – sustentabilidad – recurso hídrico

INTRODUCCIÓN

En Argentina el riego consume el 70 % del agua que se extrae -para distintos usos- de las diferentes fuentes y tiene una eficiencia global del 40 %. Ésta resulta muy baja si se la compara con la obtenida en otros países de similar desarrollo. Una inequívoca manifestación de esta ineficiencia generalizada es el hecho de que un tercio de la superficie bajo riego del país (1,6 millones) tiene problemas de salinización del suelo y/o de drenaje (Morábito, 1997) que contribuyen en menor o mayor grado a la contaminación del recurso hídrico.

En Mendoza la agricultura es la mayor demandante del recurso agua y compite actualmente con el consumo humano (agua potable y saneamiento), el industrial y el energético, entre otros. Esta gran demanda ha transformado al recurso en una limitante para el desarrollo de la sociedad y exige a los responsables de su administración extremar las medidas que permitan conservar su actual calidad físico-química-microbiológica.

Es notable el crecimiento urbano experimentado por el oasis norte, avanzando sobre el área agrícola y rodeando a una gran parte de la red de canales y desagües. La actividad antropogénica generada en el área utiliza el recurso y vuelca parte de sus excedentes contaminándolo. Entre los contaminantes más importantes se puede mencionar: salinidad, sustancias orgánicas e inorgánicas, metales pesados y organismos patógenos. La seguridad de la población futura se verá amenazada, entonces, no sólo por la escasez del recurso sino también por el deterioro de su calidad, la disminución de la productividad de los cultivos y el desmejoramiento de las cualidades bromatológicas de los productos agrícolas del oasis regadío. Paralelamente, resulta alarmante el constante incremento de contaminación del recurso hídrico a través de materiales heterogéneos (residuos sólidos tales como plásticos, envases metálicos, pilas, basura en general) que se incorporan a la red de riego como consecuencia de una falta generalizada de cultura ambiental de la sociedad. Resulta imperioso entonces, planificar una estrategia de monitoreo continuo de la evolución de la calidad del agua del río Mendoza, sobre la base de la identificación de puntos críticos de contaminación. En este trabajo se adelantan algunos resultados obtenidos hasta el momento. Éstos permiten analizar valores comparativos y tendencias de comportamiento de los principales parámetros de calidad (físico-química y microbiológica).

La bibliografía nacional e internacional menciona muchos casos de graves problemas de contaminación hídrica causados por las ciudades, el campo y la industria. En un estudio realizado en el Centro Regional Andino sobre el río Tunuyán inferior (Chambouleyron, 1995) se menciona que si bien el agua de riego derivada de la red de canales no presenta un deterioro de la calidad tal que pueda considerarse "contaminada", esto es diferente para el agua de drenaje (vuelcos industriales y cloacales de las ciudades y pueblos del área), que recibe una importante carga salina y restos de agroquímicos provenientes de la lixiviación de los suelos sometidos a las prácticas agrícolas. Como es sabido, en muchos casos este agua es usada también para riego de cultivos. En la continuación de la antecitada investigación se menciona, por ejemplo, que la concentración de oxígeno disponible fluctúa entre 6,1 y 9,1 mg.L⁻¹ y que los valores de conductividad eléctrica del agua de riego oscilan entre 1.000 y 1400 µS.cm⁻¹; a lo largo del ciclo agrícola y se mantienen estables dentro de la red. Estos valores indican tolerancia para todo tipo de cultivos y para los suelos regados por el río Tunuyán, en los que predomina la textura franco-arenosa. Sin embargo, los parámetros relativos a la contaminación microbiológica, que se expresan como el número más probable (NMP) de bacterias mesófilas aerobias (BAM) y de coliformes, si bien muestran grandes fluctuaciones a lo largo del ciclo agrícola y dentro del sistema de riego, superan el valor de NMP 500, máximo recomendable para bebida de animales domésticos y ganado y por lo tanto, el de 200, límite para el contacto del agua con los seres humanos. Esto unido a los altos recuentos de *Escherichia coli* y bacterias coliformes totales estaría revelando la contaminación del recurso con efluentes de origen cloacal (Chambouleyron, 1996). En el último trabajo de Chambouleyron y colaboradores de 2002, un estudio que describe los conflictos ambientales en las tierras regadías de

las dos subcuencas (superior e inferior) del río Tunuyán, observa sobre la falencia práctica de un manejo integral del recurso hídrico. En el mismo se han encontrado signos evidentes de contaminación hídrica en algunos sectores de la cuenca, fundamentalmente de origen salino (aguas de lixiviación y concentración de la salinidad por reducción de caudales a causa del uso intensivo del agua subterránea en la cuenca superior), que elevan los contenidos históricos de sales en el agua de 1250 a 1450 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, con el consiguiente peligro para los cultivos sensibles como el duraznero, que prácticamente está desapareciendo en la cuenca inferior. Por supuesto, esto trae consigo un importante impacto económico-social sobre el área.

La problemática de la calidad del recurso está indisolublemente asociada al concepto de la sustentabilidad y es abundante la bibliografía nacional y extranjera que aborda esta temática y que no hace sino confirmar que con la línea de investigación propuesta se está en la senda correcta. En ese marco se puede citar, entre otros, importantes materiales para consulta e interpretación de resultados y metodologías de análisis nacional (Actas de los Congresos Nacionales del Agua de San Martín de los Andes (1996), Santa Fe (1998), Santiago del Estero (2000) y Córdoba (2002), Ambiental (1999 y 2003) e internacional (Tercer Congreso Latinoamericano de Manejo y Desarrollo Sostenible de Cuencas Hidrográficas, Arequipa, Perú, 2003). Una prolija revisión del citado material presenta una profusa información e ilustra sobre la preocupación de todos los países en la gestión integral y eficiente del recurso hídrico, en armonía con los recursos suelo y aire. La evaluación de la contaminación antrópica de las aguas, la fijación de parámetros de sustentabilidad adaptados a las particularidades de las diferentes regiones en que han realizado los estudios y el énfasis puesto en la tarea de concientización de la sociedad sobre esta peligrosa “espada de Damocles” van de la mano de todos los avances que, desde los diversos niveles de gestión del recurso hídrico, plantean el permanente monitoreo de los parámetros y la decisión política de evitar su empeoramiento progresivo.

OBJETIVO

- ↻ 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.
- ↻ Confeccionar una base de datos de calidad físico-química y microbiológica del agua.
- ↻ 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

Para conocer la evolución de la calidad del agua en el sistema, fueron seleccionados varios sitios de muestreo, geo-referenciados por medio del uso de un GPS. Los mismos se localizaron a lo largo del río, de la red de canales de riego y drenaje, considerando los distintos agentes contaminantes y los posibles lugares de vuelco. Los puntos de muestreo quedaron limitados –por razones presupuestarias- a 15, distribuidos de la siguiente manera: río (3 = denominados R_I, R_II y R_III), canales de riego (5 = C_I hasta C_V) y drenes (7 = D_I hasta D_VII).

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

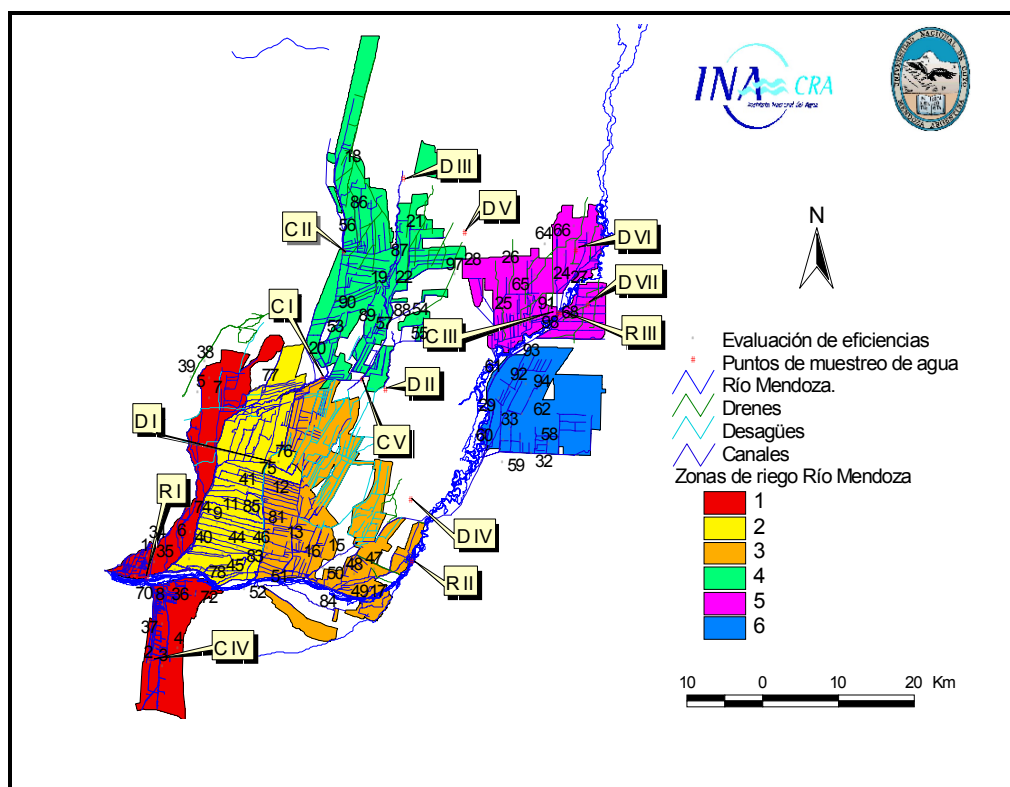


Figura 1: Mapa del área de estudio y localización de los puntos de muestreo de agua

Las muestras de agua fueron tomadas una vez por mes, entre las 8 y las 20 horas aproximadamente, desde febrero de 2003 hasta septiembre del año 2004. No se extrajeron muestras en julio de 2003 ni en junio de 2004 pues, en los meses de invierno se realiza la corta de agua en la red de canales, tampoco se extrajeron muestras en el mes de enero de 2004 por razones operativas.

Para el trabajo se contó con el equipamiento disponible en los laboratorios de análisis físicos y químicos del 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, centrífugas de laboratorio, termoselladora, 2 procesadores de texto con impresoras a color, espectrofotómetro de absorción atómica, conductímetro, y estufa de cultivo de 28°C, 37°C y 45°C, autoclave, vortex, micropipetas, microscopio óptico y material de vidrio específico.

Los análisis físico-químicos y microbiológicos realizados fueron en:

RIO Y CANALES: conductividad eléctrica (C.E.), temperatura, pH, aniones y cationes, RAS por cálculo, oxígeno disuelto, sólidos sedimentables 10 minutos, sólidos totales, fijos y volátiles, sólidos suspendidos, demanda química de oxígeno (DQO), bacterias aerobias mesófilas, bacterias coliformes totales y fecales, metales pesados: cobre, plomo, cadmio y cinc. Todos los análisis se realizaron por medio de técnicas oficiales y por el Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

DRENES: todos los análisis antes citados a excepción de los microbiológicos, oxígeno disuelto, DQO, sólidos y metales pesados.

Se midió además, en todos los casos (río, canales y drenes) el caudal pasante.

Con los resultados de los análisis realizados, se confeccionó una base de datos. Por otra parte se realizó el análisis estadístico de los mismos: se calculó la media aritmética y la desviación estándar de las variables mencionadas para cada sitio de muestreo, sobre los valores medidos en cada momento de muestreo. Además se elaboraron diagramas de caja y bigote para cada variable respuesta, respecto a cada uno de los niveles del factor “sitio”. La figura 2 presenta el valor de los cuantiles utilizados.

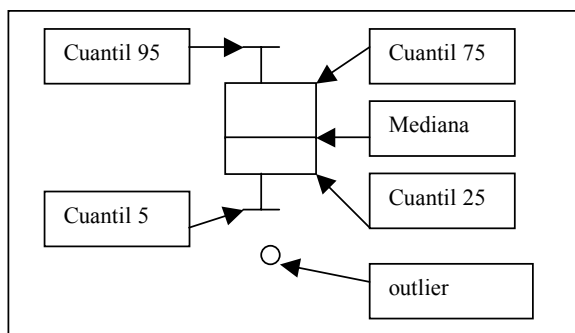


Figura 2: Diagrama de caja utilizado

Se graficaron además las variables observadas respecto al tiempo, considerando en forma separada a los sitios de muestreo.

Se realizaron diversas pruebas para encontrar posibles diferencias entre los sitios de muestreo, para cada variable:

- i. Se aplicó análisis de la varianza de efectos fijos. Cuya hipótesis fue:

$$H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_t \quad \text{Todas las medias son iguales}$$

$$H_1 : \mu_i \neq \mu_k \quad \text{Al menos una de las medias es distinta del resto}$$

Si el estadígrafo F resultó significativo para $\alpha = 0,05$; se aplicó la prueba de comparaciones múltiples de Scheffé para $\alpha = 0,05$.

- ii. Se aplicó análisis de la varianza de efectos aleatorios o de componentes de varianza. La hipótesis planteada fue:

$$H_0 : \sigma^2_{\tau} = 0 \quad \text{No hay diferencias en la variabilidad de los tratamientos}$$

$$H_1 : \sigma^2_{\tau} > 0 \quad \text{Hay diferencias en la variabilidad de los tratamientos}$$

El nivel de significancia establecido fue $\alpha = 0,05$

- iii. Se aplicó la prueba de Levene para verificar el supuesto de homocedasticidad. La hipótesis planteada fue:

$$H_0 : \sigma^2_1 = \sigma^2_2 = \dots = \sigma^2_k \quad \text{La varianza de los errores es homogénea}$$

$$H_1 : \sigma^2_1 \neq \sigma^2_2 \neq \sigma^2_k \quad \text{La varianza de los errores no es homogénea}$$

Se utilizó un nivel de significancia de $\alpha= 0,05$

- iv. Se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk para verificar el supuesto de normalidad de los errores. La hipótesis planteada fue:

H_0 : Los errores se distribuyen normalmente

H_1 : Los errores no siguen una distribución normal

Se usó un nivel de significancia de $\alpha= 0,05$

- v. En el caso de violación de los supuestos anteriormente probados, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis. La hipótesis considerada fue:

H_0 : $\mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_i$ Todas las medianas son iguales

H_1 : $\mu_i \neq \mu_k$ Al menos una de las medianas es distinta del resto

Se uso un nivel de significancia de $\alpha= 0,05$

Se compararon los siguientes sitios de muestreo entre sí:

⇒ R_I, R_II y R_III

⇒ RI, C_I, C_II, C_III, C_IV y C_V

⇒ D_I, D_II, D_III, D_IV, D_V, D_VI y D_VII

RESULTADOS

Análisis descriptivo

La tabla 1 muestra los valores medios y la desviación estándar de las variables más importantes de los análisis físico - químicos. Si se consideran los resultados de los análisis puntuales y se los clasifica según Riverside modificada por Thorne y Petersen (Chambouleyron, 2002), 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".

Tabla 1: Media y desviación estándar de las variables Conductividad eléctrica (CE) y RAS y clasificación salino - sódica según sitio de muestreo del área del río Mendoza

Sitio	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)		RAS		Clasificación*
	Media	DS	Media	DS	
R I	882	110	1.09	0.22	C3S1
R II	2320	395	2.06	0.40	C4S1
R III	1862	663	2.25	0.82	C3S1
C I	1136	276	1.31	0.35	C3S1
C II	1371	389	2.13	0.74	C3S1
C III	903	97	1.08	0.20	C3S1
C IV	870	99	1.02	0.24	C3S1

C_V	1592	568	1.46	0.32	C3S1
D_I	1816	765	2.38	1.39	C3S1
D_II	4289	1064	4.51	0.93	C4S1
D_III	2318	723	2.73	0.83	C4S1
D_IV	3890	1705	2.55	1.25	C4S1
D_V	2074	938	2.09	1.06	C3S1
D_VI	5141	513	7.47	1.93	C4S1
D_VII	3419	680	4.46	0.68	C4S1

* Clasificación de agua para riego según Riverside, modificada por Thorne y Petersen

Se presenta a continuación el diagrama de caja para cada variable dependiente, en función de la variable independiente “sitio”. Con respecto a la variable conductividad eléctrica (CE) los sitios C_I, C_II, C_III, C_IV y R_I presentan valores de salinidad relativamente bajos, similares entre sí y diferentes del resto. Por otro lado, los sitios D_II, D_IV, D_VI y D_VII, correspondientes a la red de drenes, presentan los valores de CE más altos (figura 3).

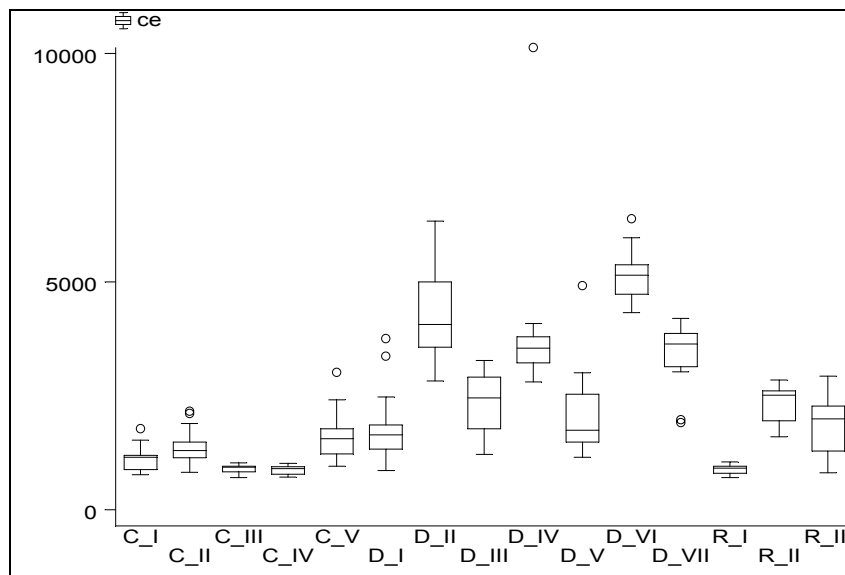


Figura 3: Diagrama de caja de conductividad eléctrica (CE) según sitio de muestreo

Si se analiza la variable RAS, en los sitios D_II, D_VI y D_VII es donde se han medido valores mayores (figura 7). Además se observa, para CE y RAS, una gran heterogeneidad entre las distribuciones de frecuencias de cada uno de los niveles de sitio. Si se realiza una comparación de la salinidad total ($\mu\text{S cm}^{-1}$) del agua en cabecera del sistema (R_I) respecto a los valores medios de canales y drenes en la cuenca del río Mendoza se observa para todo el ciclo una gran diferencia de salinidad media entre el sitio R_I y canales versus drenes (tabla 1 y figura 3). Una situación similar se presenta para la variable RAS (tabla 1 y figura 4).

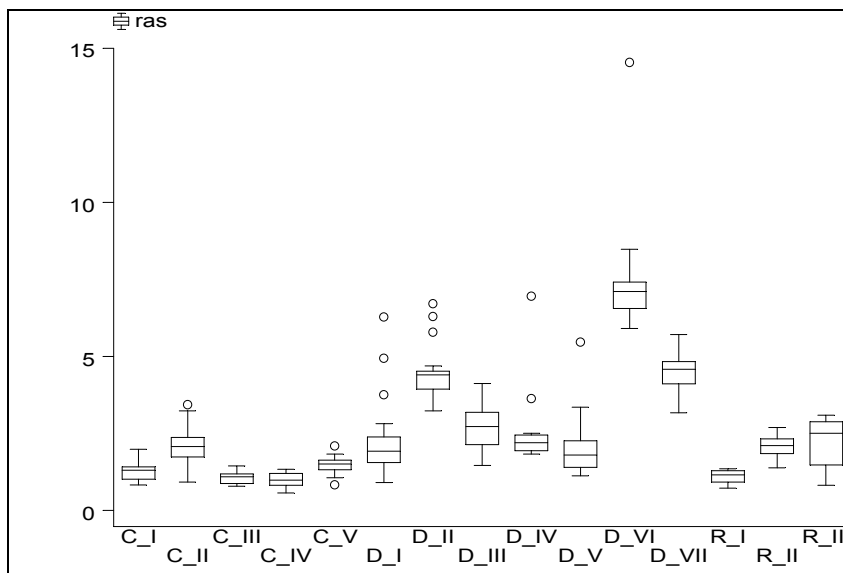


Figura 4: Diagrama de caja de la relación de adsorción de sodio (RAS) según sitio de muestreo

Con respecto a la comparación del parámetro salinidad total (CE) en los tres puntos de muestreo del río y a su variación temporal (figura 5), se observa que la salinidad en R_I es diferente a R_II y a R_III. Presenta variaciones comprendidas entre 700 y 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ con valores mínimos en los meses de febrero marzo y valores máximos en mayo – julio. El punto R_II tiene valores muy altos de salinidad (aproximadamente 2300 $\mu\text{S cm}^{-1}$), esto se debe a que el río en este tramo se comporta como un drenaje natural recibiendo agua subterránea salina. En el punto R_III la variable analizada tiene valores muy extremos (1000 hasta 2500 $\mu\text{S cm}^{-1}$) motivada por la presencia de vuelcos ocasionales de agua superficial que diluyen la salinidad del punto R_II y curiosamente el valor de la variable RAS en el punto R_III (figura 6) es –casi siempre- mayor que en R_II. La continuidad de esta línea verde R_III se ve interrumpida por la ausencia de caudal en el lecho del río en algunos meses.

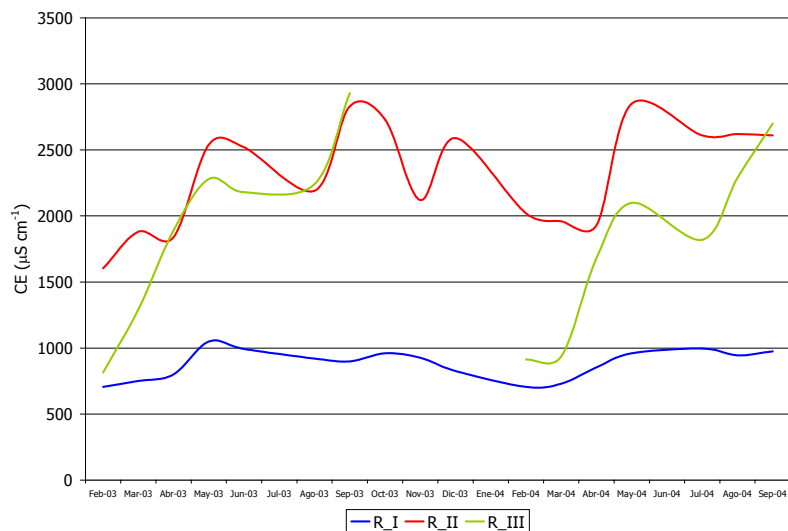


Figura 5: Variación temporal de conductividad eléctrica en el río

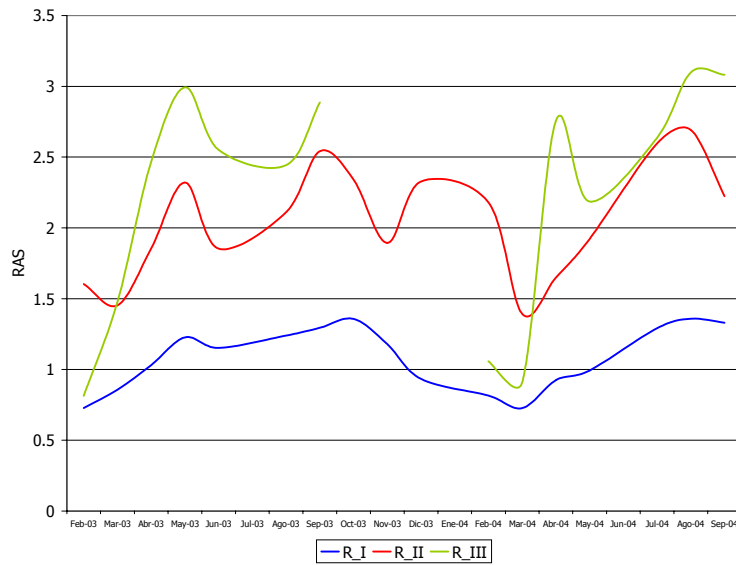


Figura 6: Variación temporal de relación de adsorción de sodio en el río

Con respecto a la comparación del parámetro salinidad total (CE) y RAS en los canales y a su variación temporal (figuras 7 y 8), se observa que los puntos con valores más altos son C_V, C_II y C_I y se producen entre mayo y septiembre, coincidiendo con caudales más bajos, es decir que iguales volúmenes de vuelco, generan mayores aumentos de los parámetros mencionados. Por otro lado se observan valores altos en abril, que podrían ser explicados como consecuencia de mayores volúmenes de vuelcos debidos a una mayor actividad agroindustrial.

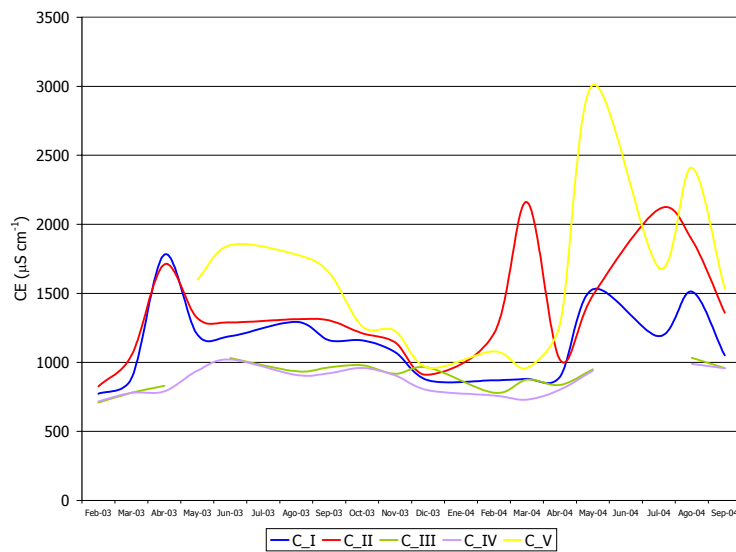


Figura 7: Variación temporal de conductividad eléctrica en canales

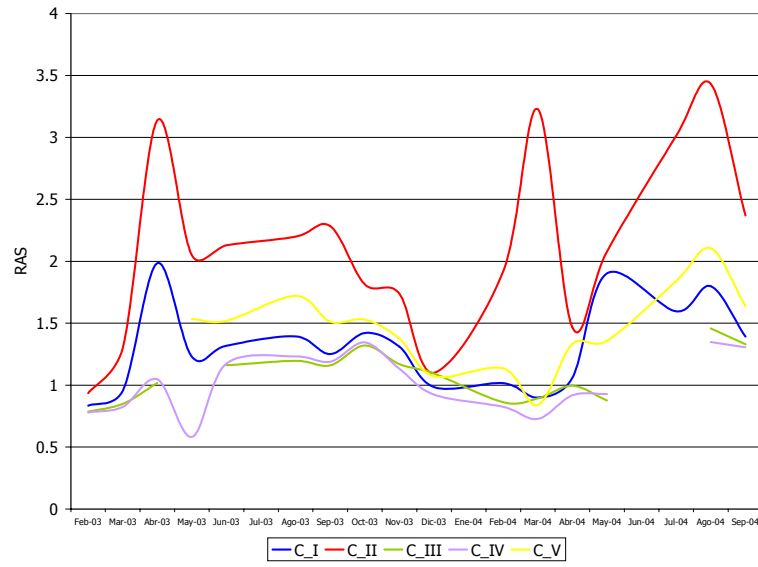


Figura 8: Variación temporal de relación de adsorción de sodio (RAS) en canales

Con respecto a la comparación del parámetro salinidad total (CE) y RAS en los drenes y a su variación temporal (figuras 9 y 10), se observa que los drenes con agua más salina y sódica son los drenes D_VI y D_II. El D_IV presenta oscilaciones importantes. La variación estacional no evidencia tendencias claras.

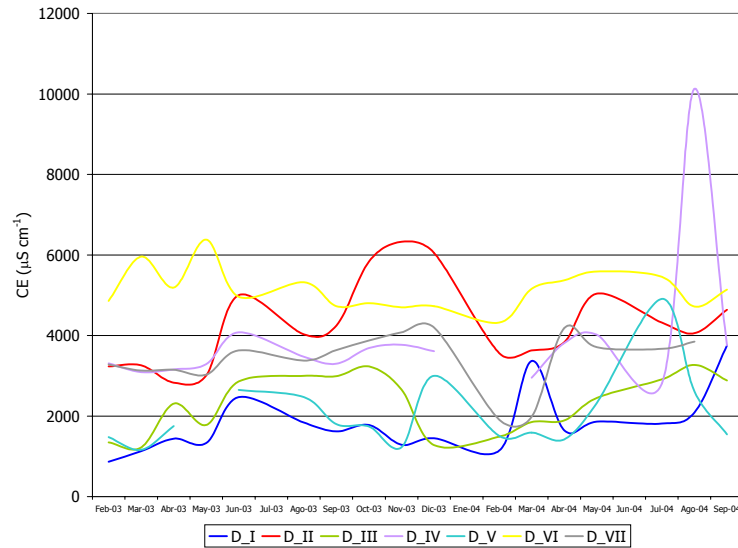


Figura 9: Variación temporal de conductividad eléctrica (CE) en drenajes

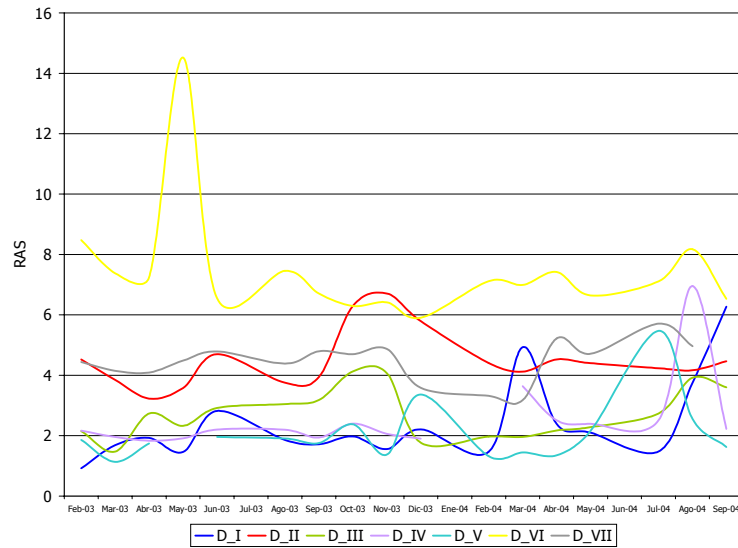


Figura 10: Variación temporal de relación de adsorción de sodio (RAS) en drenajes

La tabla 4 presenta los valores correspondientes a los indicadores demanda química de oxígeno (DQO) y oxígeno disuelto (OD), obtenidos en el área del río Mendoza. Al respecto puede afirmarse que, a lo largo del recorrido del río, se observó un aumento de la carga orgánica y, en todos los casos, salvo en C_V, un tenor de oxígeno disuelto cercano a la saturación ($9,17 \text{ mg.l}^{-1}$ a 20°C), lo cuál presupone un proceso de autodepuración del agua en su recorrido.

Tabla 2: Media y desviación estándar de las variables DQO y OD , según sitio de muestreo en el área del río Mendoza

Muestra	DQO (mg L ⁻¹)		Oxígeno disuelto (mg L ⁻¹)	
	Media	DS	Media	DS
R I	3.53	7.48	9.11	0.51
R II	12.24	18.33	9.68	1.87
R III	40.29	39.18	8.37	1.99
C I	6.12	13.73	9.46	1.05
C II	24.53	27.96	8.09	1.16
C III	8.60	19.85	9.93	1.16
C IV	5.13	9.35	9.60	0.93
C V	44.41	64.43	5.75	2.38

La figura 11 analiza particularmente la variable DQO e ilustra con claridad los altos valores que presentan los sitios: C_II, C_V y R_III. Asimismo puede observarse en ella una gran variabilidad, en coincidencia con valores relativamente bajos de la variable oxígeno disuelto (figura 12).

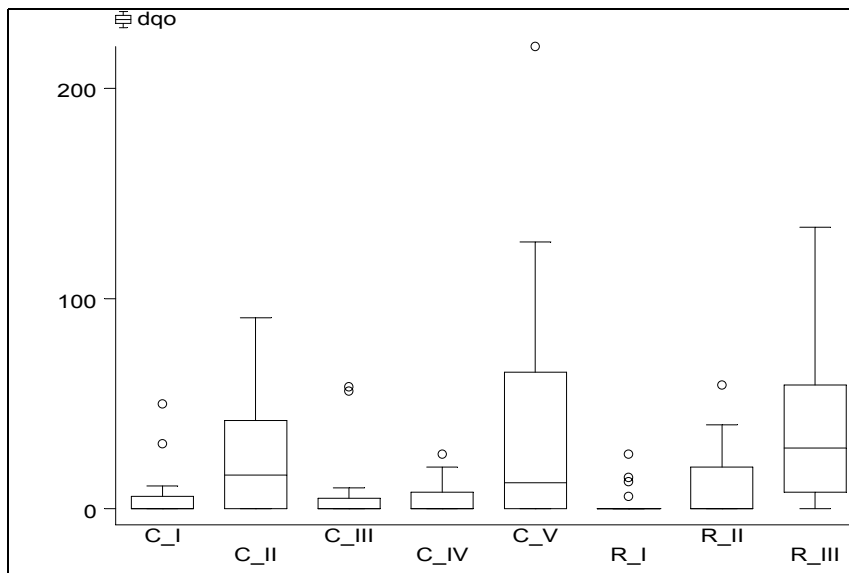


Figura 11: Diagrama de caja y bigote de DQO según sitio de muestreo

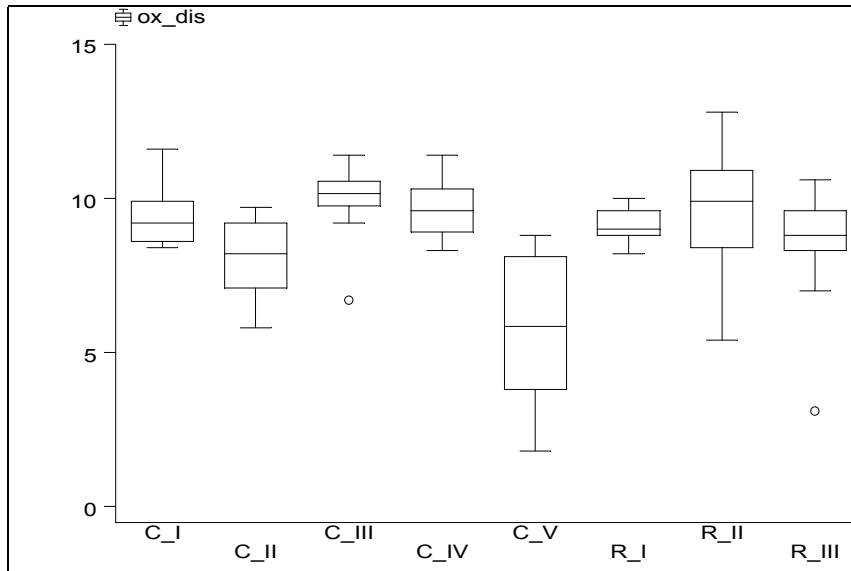


Figura 12: Diagrama de caja y bigote de OD según sitio de muestreo

Si ahora se hace una comparación de las variables DQO y OD en cabecera del sistema (R_I) respecto a los valores medios de los otros puntos de muestreo del río y de canales en la cuenca del río Mendoza, se observa para todo el ciclo en general una gran variabilidad de la DQO. Aumenta en el río, aguas abajo y es mayor en canales que en R_I. El comportamiento de la variable OD es, en general, inverso (tablas 2 y figuras: 13, 14, 15 y 16), con excepción del punto R_II que en ocasiones presenta mayor OD que R_I (proceso de auto depuración). En canales llama la atención cómo puntos más afectados (mayor DQO y menor OD) los sitios C_V y C_II y además, temporalmente se producen entre los meses de abril a julio.

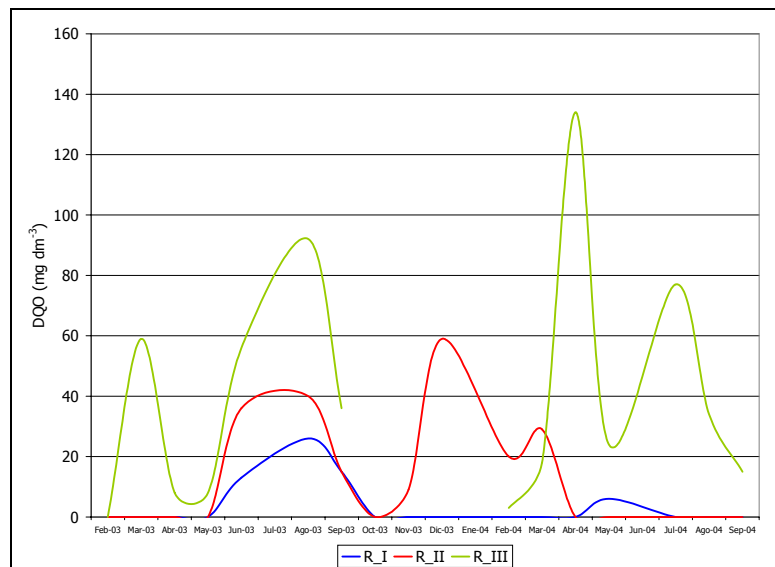


Figura 13: Variación temporal de DQO en el río

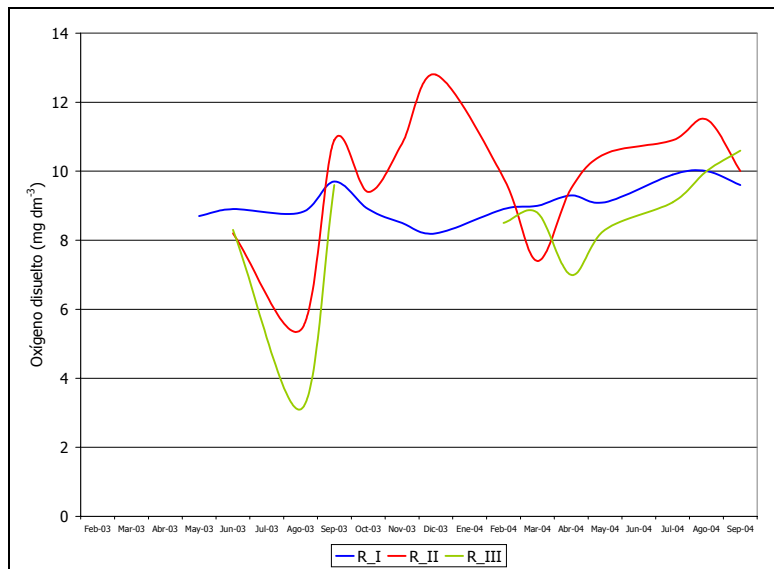


Figura 14: Variación temporal de OD en el río

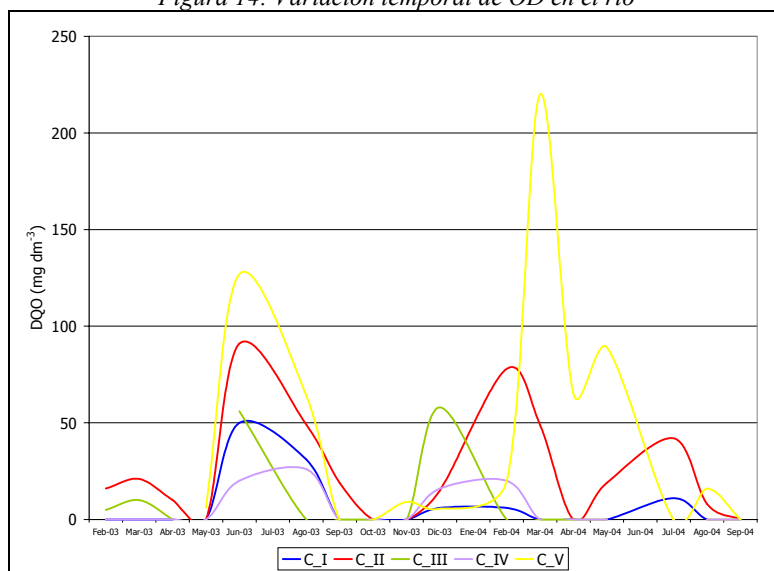


Figura 15: Variación temporal de DQO en canales

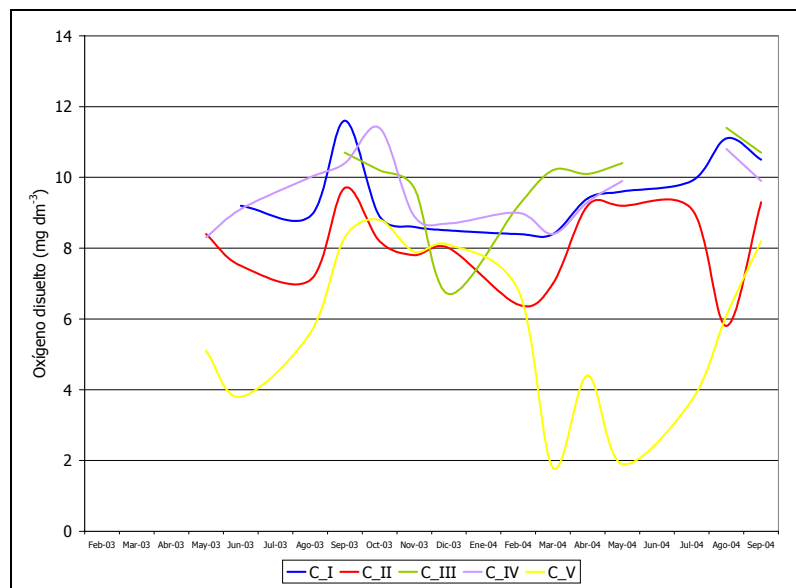


Figura 16: Variación temporal de OD en canales

En lo que se refiere a los indicadores de contaminación de origen microbiológica, los valores hallados tanto para bacterias aerobias mesófilas como para coliformes (totales y fecales) muestran una gran variabilidad y una ligera diferencia entre el río y la red de canales, siendo estos últimos los que presentan mayores recuentos (tabla 3 y figuras 17, 18 y 19). Resulta interesante el hecho de comprobar que los valores más altos y de gran variabilidad de bacterias aerobias mesófilas y coliformes se encuentran en el sitio correspondiente al canal C_V. Se destaca que la red de canales atraviesa a cielo abierto lugares densamente poblados.

Tabla 3: Media y desviación estándar de las variables: recuentos de bacterias aerobias mesófilas (expresada en ufc ml⁻¹), coliformes totales y coliformes fecales (expresadas en ufc/ml), según sitio de muestreo en el área del río Mendoza

Muestra	Bacterias aerobias mesófilas BAM (ufc ml ⁻¹)		Coliformes totales (células%ml)		Coliformes fecales (células%ml)	
	Media	DS	Media	DS	Media	DS
R I	462	595	275	701	18	26
R II	8811	11794	6133	11989	291	541
R III	43707	42935	4121	6875	631	1205
C I	126141	386048	14205	26435	2428	5999
C II	41959	43550	35236	109781	1580	2378
C III	1186	1050	1179	2894	106	151
C IV	5473	7323	1903	2878	245	302
C V	1327714	2462473	410641	1209280	177380	639832

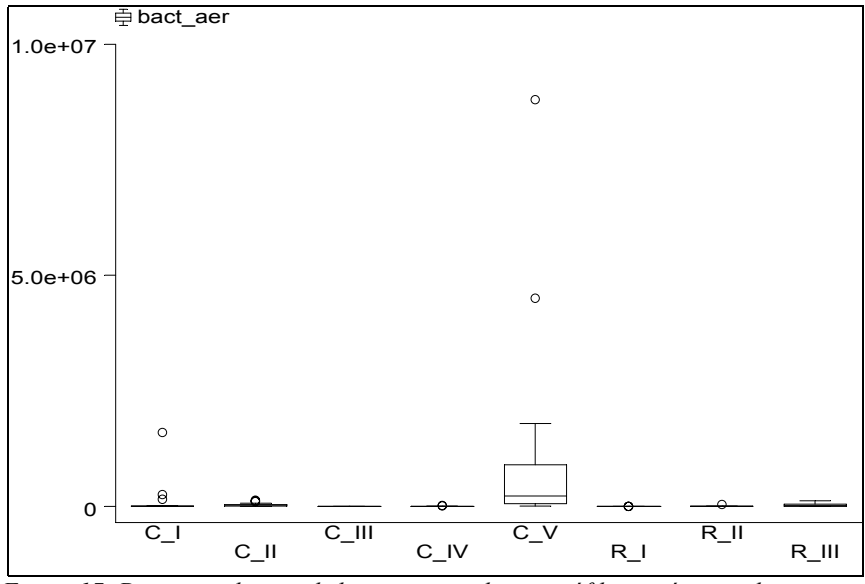


Figura 17: Diagrama de caja de bacterias aerobias mesófilas según sitio de muestreo

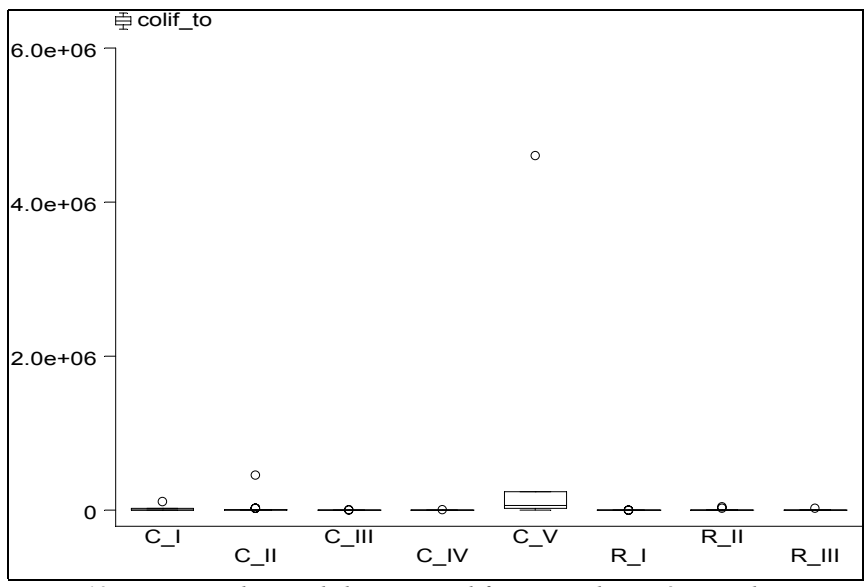


Figura 18: Diagrama de caja de bacterias coliformes totales según sitio de muestreo

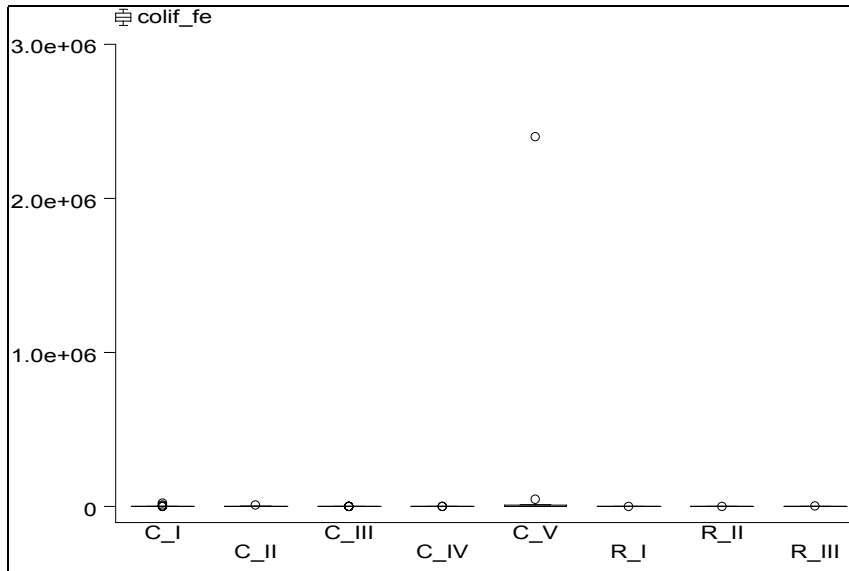


Figura 19: Diagrama de caja de bacterias coliformes fecales según sitio de muestreo

Una comparación entre las variables bacterias aerobias mesófilas (ufc/ml), coliformes totales (NMP células%/ml) y coliformes fecales (NMP células%/ml) en cabecera del sistema (R_I) y respecto a los valores en los otros puntos del río y a los canales en la cuenca del río Mendoza permite observar -para todo el ciclo en general- una gran variabilidad. No obstante, todas las variables en general arrojan valores mayores en R_II, R_III y canales que en R_I (tabla 3 y figuras: 20 a 25). Los puntos C_V y C_II presentan los valores más desfavorables. Temporalmente los valores más críticos se presentan en otoño – invierno.

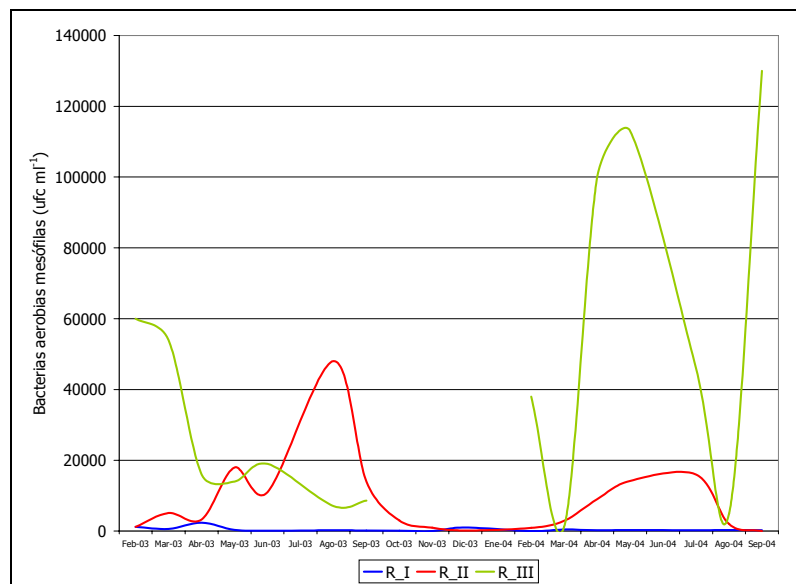


Figura 20: Variación temporal de bacterias aerobias mesófilas en el río

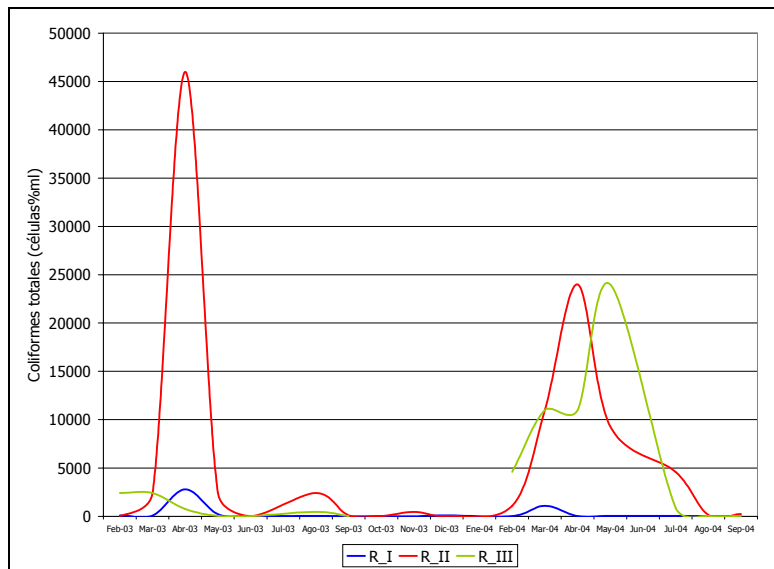


Figura 21: Variación temporal de coliformes totales en el río

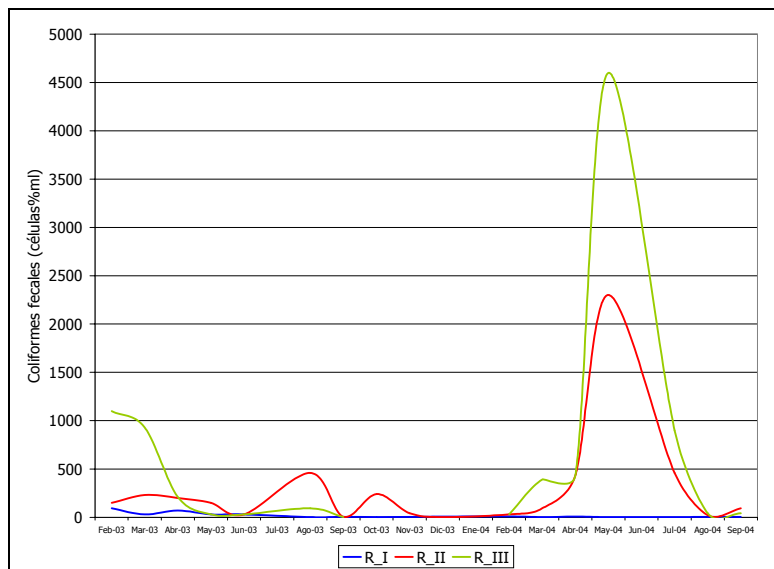


Figura 22: Variación temporal de coliformes fecales en el río

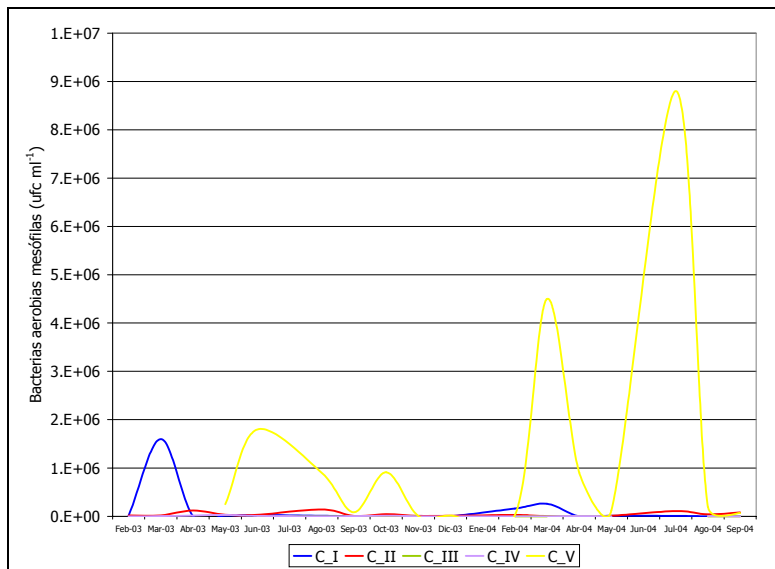


Figura 23: Variación temporal de bacterias aerobias mesófilas en canales

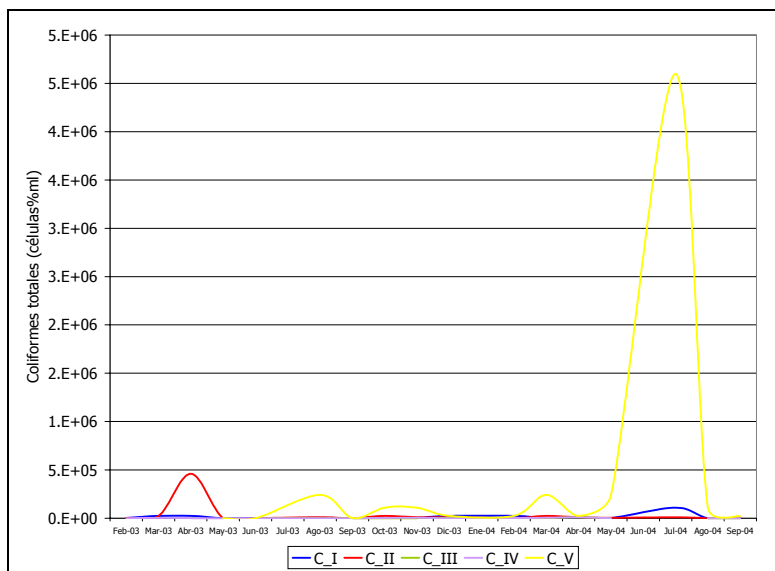


Figura 24: Variación temporal de coliformes totales en canales

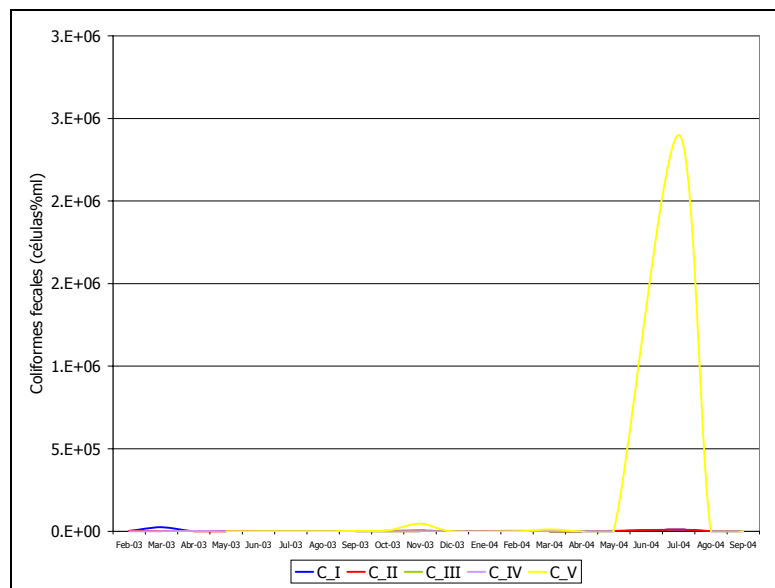


Figura 25: Variación temporal de fecales en canales

En cuanto al análisis de metales pesados (cadmio, cromo, cobre y cinc), en todos ellos se observa una gran variabilidad (tabla 4 y figuras 26, 27, 28 y 29). Según indica la tabal 4 los valores detectados están por debajo de los valores numéricos indicados en dicha tabla y en las respectivas figuras presentadas.

Tabla 4: Media y desviación estándar de la variable metales pesados (cadmio, cromo, cobre y cinc) expresados en mg L⁻¹, según sitio de muestreo en el área del río Mendoza

Sitio	Cadmio (mg L ⁻¹)		Cromo (mg L ⁻¹)		Cobre (mg L ⁻¹)		Cinc (mg L ⁻¹)	
	Media	DS	Media	DS	Media	DS	Media	DS
R I	< 0.0204	0.0159	< 0.0119	0.0075	< 0.0272	0.0118	< 0.0241	0.0296
R II	< 0.0461	0.0758	< 0.0116	0.0069	< 0.0325	0.0137	< 0.0205	0.0145
R III	< 0.0639	0.1088	< 0.0084	0.0048	< 0.0273	0.0092	< 0.0276	0.0240
C I	< 0.0243	0.0162	< 0.0119	0.0074	< 0.0239	0.0117	< 0.0263	0.0238
C II	< 0.0192	0.0142	< 0.0123	0.0101	< 0.0249	0.0099	< 0.0249	0.0291
C III	< 0.0193	0.0150	< 0.0138	0.0073	< 0.0287	0.0119	< 0.0233	0.0274
C IV	< 0.0350	0.0527	< 0.0182	0.0133	< 0.0248	0.0082	< 0.0210	0.0188
C V	< 0.0256	0.0135	< 0.0141	0.0094	< 0.0300	0.0136	< 0.0216	0.0210

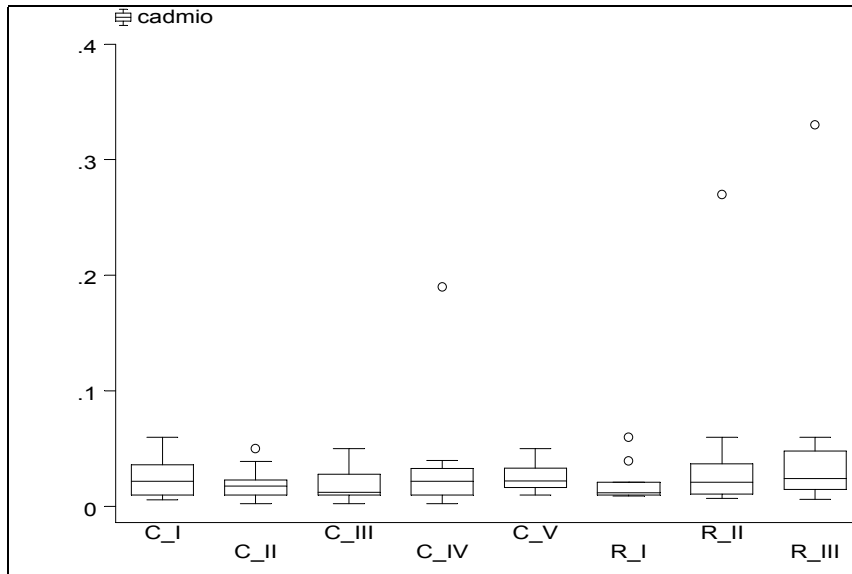


Figura 26: Diagrama de caja de cadmio según sitio de muestreo

Con respecto al cadmio se observan tres valores “outliers” muy evidentes que son: río II en el mes de agosto (0,27 mg L⁻¹); río III también en el mes de agosto (0,33 mg L⁻¹) y en canal IV en el mes de septiembre (0,19 mg L⁻¹). En el futuro debería analizarse con especial atención estas particularidades.

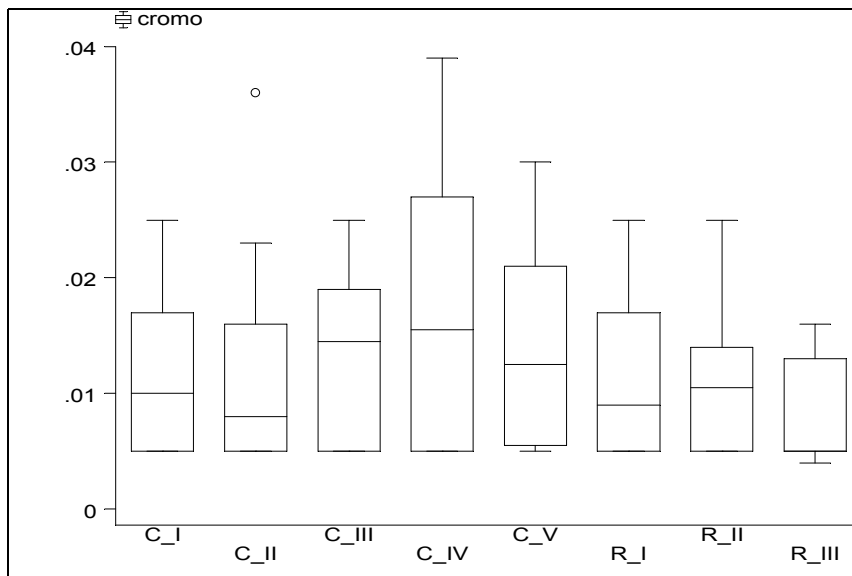


Figura 27: Diagrama de caja de cromo según sitio de muestreo

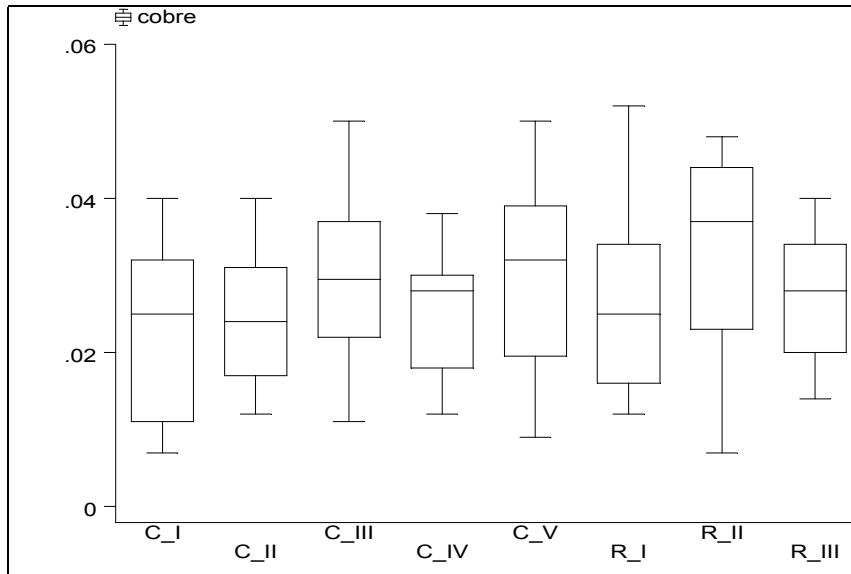


Figura 28: Diagrama de caja de cobre según sitio de muestreo

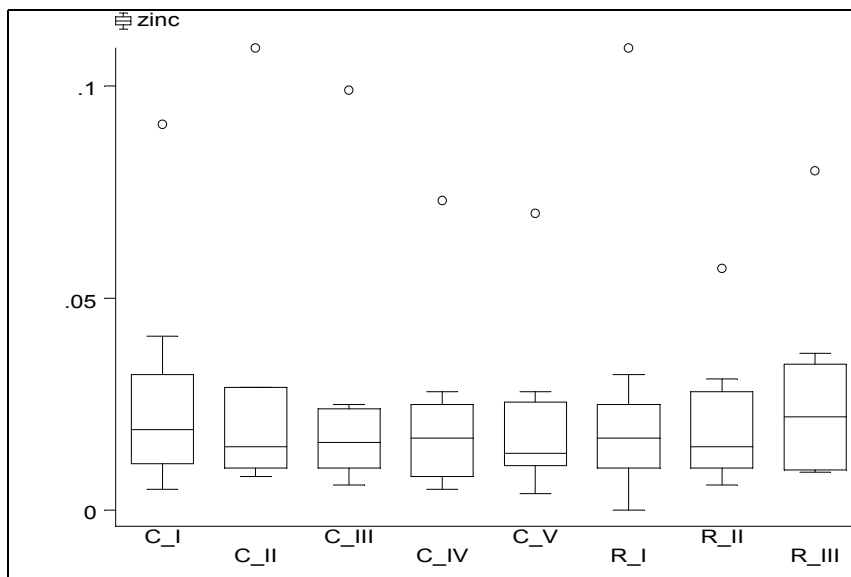


Figura 29: Diagrama de caja de cinc según sitio de muestreo

En el caso del zinc, los “outliers” que se observan corresponden a valores observados en el mes de febrero de 2003. Al igual que para el cadmio se deberá analizar esta particularidad.

Se han obtenido además algunos valores puntuales del metal “Plomo” por el método colorimétrico (Ditizona y Nesslerización directa) en muestras originales y concentradas. Los sitios R_I y C_I presentaron contenidos menores de 0,05 mg L⁻¹ que es el límite de detección del método.

La tabla 5 presenta los datos de caudales circulantes en los días de muestreo (media y la desviación estándar) en los puntos de muestreo estudiados.

Tabla 5: Media y desviación estándar del caudal en cada sitio de muestreo

Sitio	Q (m ³ s ⁻¹)	
	Media	DS
R_I	33.77	17.97
R_II	0.48	0.34
R_III	5.39	5.13
C_I	4.27	1.43
C_II	1.71	0.57
C_III	3.02	0.73
C_IV	0.67	0.55
C_V	3.30	0.91
D_I	0.79	0.62
D_II	0.92	0.56
D_III	1.59	1.02
D_IV	0.00	0.00
D_V	0.17	0.17
D_VI	0.04	0.02
D_VII	0.05	0.03

Análisis inferencial

Los resultados de estos análisis en los sitios de muestreo R_I, R_II y R_III, se presentan a continuación.

Con respecto al parámetro CE el análisis de Anova de efectos fijos indica que al menos una de las medias es distinta de las demás. El Anova de efectos aleatorios indica que existen diferencias en la variabilidad de los tratamientos. La prueba de Levene indica que existe heterocedasticidad. La prueba de Shapiro-Wilk demuestra que los errores se distribuyen normalmente. La prueba de Kruskal-Wallis indica que al menos una de las medianas es distinta de las demás.

Con respecto al parámetro RAS, DQO y bacterias aerobias mesófilas (BAM) los resultados son similares con excepción de la prueba de Shapiro-Wilk que demuestra que los errores no se distribuyen normalmente.

Tabla 6: Media y nivel de significancia ($\alpha = 0,05$) según prueba de Scheffé para distintas variables medidas en río

Sitio	CE	RAS	DQO (mg L ⁻¹)	BAM
R_III	1862 b	2,25 a	40,29 a	43707 a
R_II	2320 a	2,06 a	12,24 b	8811 b
R_I	882 c	1,09 b	3,53 b	462 b

Con respecto al parámetro OD, coliformes totales, coliformes fecales y los metales pesados cadmio, cromo y cinc el análisis de Anova de efectos fijos indica que las medias son iguales. El Anova de efectos aleatorios señala que no existen diferencias en la variabilidad de los tratamientos. La prueba de Levene muestra que existe heterocedasticidad. La prueba de Shapiro-Wilk demuestra que los errores no se distribuyen normalmente. La prueba de Kruskal-Wallis indica que las medianas son iguales. Para el metal pesado cobre la prueba de Shapiro-Wilk señala que los errores se distribuyen normalmente.

Se presentan a continuación los resultados de los análisis inferenciales de los sitios de muestreo R_I y todos los canales.

Con respecto al parámetro CE, RAS, DQO, OD y BAM el análisis de Anova de efectos fijos indica que al menos una de las medias es distinta de las demás. El Anova de efectos aleatorios indica que existen diferencias en la variabilidad de los tratamientos. La prueba de Levene indica que existe heterocedasticidad. La prueba de Shapiro-Wilk demuestra que los errores se distribuyen normalmente. La prueba de Kruskal-Wallis indica que al menos una de las medianas es distinta de las demás.

Tabla 7: Media y nivel de significancia ($\alpha = 0,05$) según prueba de Scheffé para distintas variables medidas

Sitio	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	RAS	DQO (mg L^{-1})	OD (mg L^{-1})	BAM
C V	1592 a	1,46 b	44,43 a	5,75 c	1327714 a
C II	1371 ab	2,12 a	24,53 ab	8,09 b	41959 b
C I	1136 bc	1,32 b	6,12 b	9,46 ab	126141 b
C III	903 c	1,09 b	8,60 b	9,93 a	1186 b
C IV	870 c	1,09 b	5,13 b	9,60 ab	5473 b
R I	882 c	1,09 b	3,53 b	9,11 ab	462 b

El análisis de Anova de efectos fijos para bacterias coliformes totales y coliformes fecales indica que las medias son iguales. El Anova de efectos aleatorios indica que no existen diferencias en la variabilidad de los tratamientos. La prueba de Levene indica que existe heterocedasticidad. La prueba de Shapiro-Wilk demuestra que los errores no se distribuyen normalmente. La prueba de Kruskal-Wallis indica que al menos una media es distinta a las demás.

Con respecto al parámetro los metales pesados cadmio, cromo y cinc el análisis de Anova de efectos fijos indica que las medias son iguales. La Anova de efectos aleatorios indica que no existen diferencias en la variabilidad de los tratamientos. La prueba de Levene indica que existe heterocedasticidad. La prueba de Shapiro-Wilk demuestra que los errores no se distribuyen normalmente. La prueba de Kruskal-Wallis indica que las medianas son iguales. Para el metal pesado cobre la prueba de Shapiro-Wilk indicó que los errores se distribuyen normalmente.

Se presentan a continuación los resultados de los análisis inferenciales de los sitios de muestreo correspondientes a los drenajes: para CE y RAS el análisis de Anova de efectos fijos indica que al menos una de las medias es distinta de las demás. El Anova de efectos aleatorios indica que existen diferencias en la variabilidad de los tratamientos. La prueba de Levene indica que existe heterocedasticidad. La prueba de Shapiro-Wilk demuestra que los errores se distribuyen normalmente. La prueba de Kruskal-Wallis indica que al menos una de las medianas es distinta de las demás.

Tabla 8: Media y nivel de significancia ($\alpha = 0,05$) según prueba de Scheffé para distintas variables medidas en los drenajes del río Mendoza

Sitio	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	RAS
D_VI	5141 a	7,47 a
D_II	4289 ab	4,51 b
D_IV	3890 b	2,55 c
D_VII	3419 bc	4,46 b
D_III	2318 cd	2,73 c
D_V	2074 d	2,10 c
D_I	1816 d	2,40 c

DISCUSIÓN

En este marco, este trabajo, a pesar de los escasos recursos económicos disponibles, ha permitido un prolijo relevamiento mensual de puntos de muestreo estratégicamente ubicados en el área de influencia del río Mendoza, principal curso de agua de la Provincia homónima, a cuyas márgenes (oasis norte) se asienta el 80% de su población. Asimismo, la metodología empleada permite detectar zonas afectadas por contaminación (industrial, urbana, urbano-industrial, agrícola-urbana) identificando causas y agentes y facilitando la elaboración de criterios de manejo y gestión para su corrección parcial y/o total.

En ese sentido, el análisis de los resultados referidos a la calidad del agua en el río indica que hay un aumento significativo de la salinidad y de la sodicidad antes del sitio R_II, confirmando el comportamiento del mismo como drenaje natural. Los cambios de calidad ocurridos entre el punto R_II y R_III podrían deberse al aporte extraordinario de otras aguas a ese tramo del río. Estas aguas poseen una menor salinidad y una mayor presencia de sodio, materia orgánica y carga microbiológica activa, que el agua presente en el punto R_II. Se estaría confirmando así la existencia de vuelcos de aguas provenientes de la planta (de tratamiento de efluentes cloacales) Paramillo, ubicada sobre la margen izquierda del río en ese tramo, además de algún otro vuelco industrial, hecho que debería ser corregido a la brevedad por parte de los encargados de la gestión, ejerciendo con firmeza el rol de policía del agua que les otorga la legislación vigente.

Con respecto a la comparación de los parámetros considerados entre la cabeza del sistema (R_I) y la red de canales se puede decir que los aportes realizados por los escurrimientos de los centros urbanos del gran Mendoza ubicados hacia el oeste del canal cacique Guaymallén sumados a los vuelcos de Campo Espejo (detectados en el punto C_II) incrementan significativamente la salinidad (+55 %) y sodicidad del agua (+95%) respecto del punto R_I, aunque el valor de sodicidad sigue siendo bajo. Otro caso similar es el incremento de salinidad (+140 %), de DQO (+1.159 %) y BAM (+2.873 %) con lógica disminución de OD (-58 %) –ocasionado por los aportes del gran Mendoza sumados ahora a la importante carga contaminante de los desagües del canal Pescara- del punto C_V (canal Auxiliar Tulumaya) respecto al punto R_I.

Los estudios microbiológicos evidencian que los recuentos de unidades formadoras de colonias bacterianas superan los límites fijados por el Código Alimentario Argentino (1998) para agua de consumo humano. Cabe recordar que en la zona del estudio el agua se destina al uso agrícola y solo eventualmente es empleada para lavado de utensilios domésticos y/o ropa en algún asentamiento inestable a orillas del curso de agua.

CONCLUSIONES

La CE y el RAS son más altos en drenajes que en canales. A su vez R_II y R_III poseen valores cercanos a los de drenajes, y en R_I se encuentran los valores más bajos.

Existen diferencias significativas de valores medios de salinidad y de RAS entre los distintos puntos del río, entre la cabecera del sistema (R_I) y los canales y entre los drenes entre sí.

Las variables DQO y oxígeno disuelto presentan una alta dispersión según el sitio de muestreo. Los valores centrales más disímiles se observan en C_V y R_III para la primera, y C_V para la segunda.

Existen diferencias significativas de DQO entre las medias del río, no así para oxígeno disuelto. En el caso de R_I y canales, se observan diferencias significativas entre las medias de DQO y oxígeno disuelto.

Los metales pesados no presentan grandes diferencias entre sitios de muestreo. Se observan algunos valores atípicos (outliers) en cadmio y cinc.

Entre los sitios del río no se observan diferencias significativas de medias de los metales pesados. Las mismas conclusiones valen para R_I y los canales.

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 C_V 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 ufc medias de bacterias aerobias mesófilas, siendo el R_III el de mayor cuantía. Respecto a las variables bacterias coliformes totales y coliformes fecales, si bien el análisis de varianza refleja ausencia de significancia, se violan sus supuestos, es por ello que al aplicar la metodología no paramétrica se observan diferencias significativas. Este resultado está muy influenciado por los valores atípicos observados.

En R_I y canales se observan diferencias significativas entre el C_V y el resto para bacterias aerobias mesófilas. Las variables coliformes totales y coliformes fecales merecen la misma observación concluida en los sitios del río.

BIBLIOGRAFÍA

- Ambiental** 99. Congreso Nacional. PRODEA. San Juan, Setiembre de 1999.
- Ambiental** 2003 IV Congreso Nacional. Universidad Nacional de San Juan – PRODEA. San Juan, Octubre de 2003.
- Andreoli, C.** (1993) *Influencia de la agricultura en la calidad del agua en prevención de la contaminación del agua por la agricultura y actividades afines*. Anales de la consulta de expertos. FAO-Chile.
- APHA-AWWA-WPCF.** (1992) *Métodos normalizados para el análisis de agua potables y residuales*. Ediciones Días de Santos, SA. XVII edición.
- Avellaneda M., A. Bermejillo y L. Mastrantonio.** (2004) *Agua de riego: calidad y evaluación de su factibilidad de uso*. EDIUNC. Mendoza – Argentina.
- CONA 2000** “Uso y preservación de los recursos hídricos en los umbrales del siglo XXI”. Memorias del XVIII Congreso Nacional del Agua. Santiago del Estero. Argentina, 2000.
- Chambouleyron J.** (1999) *Manual de riego y drenaje*. Cuarta Edición. Mendoza – Argentina.
- Chambouleyron J. y M. Marre de Leyton.** (1996) *Evaluación del manejo y control de la calidad del agua de riego en Mendoza* (continuación). Informe final. UNCuyo (CI) e INA. Mendoza.
- Chambouleyron J., J. Morábito y R. Bustos.** (1995) *La eficiencia de riego y la participación de los usuarios en el manejo y control de la calidad del agua en Mendoza, Argentina (Un caso ambiental)*. UNCuyo (CI) e INA. Mendoza.
- Chambouleyron J., M. Menenti, L. Fornero, J. Morábito y L. Stefanini.** (1982) *Evaluación y optimización del uso del agua en grandes redes de riego*. INCyTH – IILA. Roma. Italia.
- Chambouleyron J., S.E. Salatino, A. Drovandi, M.F. Filippini, R. Medina, M. Zimmermann, N. Nacif, C. Dediol, A. Camargo, S. Campos, D. Genovese, R.M. Bustos, M. Marre, E.R. Antonioli.** (2002) *Conflictos ambientales en tierras regadías. Evaluación de impactos en la cuenca del río Tunuyán, Mendoza, Argentina*. Primera edición. UNCuyo- FONCYT- INA. Mendoza, Argentina
- Código Alimentario Argentino.** (1998) Ediciones Marzochi. Argentina.

- DGI (Departamento General de Irrigación).** (1996) *Reglamento general para el control de contaminación hídrica – resolución 778. Mendoza – Argentina.*
- EPA, Method 608.** (1979) *Organ chlorine pesticides and PCB 'S.* Federal register. Volume 44, # 233.
- EPA.** (1992) Agencia de Protección Ambiental de EEUU. Oficina del Agua. *Estándares del reglamento nacional primario de agua potable.* USA.
- EPA Method 8141 A.** (1994) Organophosphorus compounds by gas chromatography: capillary column technique. [Http://www.epa.gov/sw-846/8000b.pdf](http://www.epa.gov/sw-846/8000b.pdf).
- EPAS Ente Provincial del Agua y del Saneamiento.**(2001) *Normas de calidad de aguas y efluentes.* Anexos I y II. Mendoza – Argentina.
- FAO Irrigation and drainage.** Paper 29. Water quality for agriculture. 1976. Rome – Italy.
- Fasciolo G.** (2000) *Los errores en las estimaciones de la calidad microbiológica del agua. El caso de la técnica del número más probable (nmp).* Ingeniería ambiental, # 48, p. 35-39.
- Fasciolo G., y A. Bertranou.** (2000) *Manejo de aguas marginales en zonas áridas.* INA-CELA. Mendoza.
- INRENA – FAO** Libro de Resúmenes Tercer Congreso Latinoamericano de manejo de cuencas hidrográficas., Arequipa, Perú, junio de 2003.
- Karamouz M. Z. Zahraie and R. Kerachnian** (Iran). (2003) *Development of a master plan for water pollution control using MCDM techniques: a case study.* International Water Resources Association, volume 28, # 4, Pp. 478-490.
- Malin Falkenmark.** (2001) *The greatest water problem: The inability to link environmental security, water security and food security.* Water resources development international journal. Volume 17. number 4, 539-554. Mexico City.
- Morábito J.** (1997) *El riego en el mundo, Argentina y Mendoza.* Publicación interna INA- CRA.
- Morábito J., R. Medina, S. Salatino, M. Zimmermann, M. Filippini, A. Bermejillo, C. Mirábile, A. Drovandi, N. Nacif, S. Campos, D. Genovese, P. Pizzuolo y L. Mastrantonio.** (2003) Tercer Congreso Latinoamericano de Manejo de Cuencas Hidrográficas. Centro de Convenciones Rio Juli, Arequipa, Perú.
- Suresh Chandra Babu, Thirumalai Nivals and. B. Rajasekaran.** (1992) “*Groundwater pollution from agrochemicals – A. Dynamic model of externalities and policy options*”. Water resources management. Volume 6, # 1, pp. 1-14.
- Tanji K. and Keyes G.** (2002) “*Water quality aspects of irrigation and drainage. Past history and future challenges for civil engineers*”. Journal of irrigation and drainage engineering. November December, vol. 128, # 6, pp 332-340. ASCE, USA.
- XIX Congreso Nacional del Agua.** Carlos Paz, Córdoba, 2002.
- XVI Congreso Nacional del Agua.** San Martín de los Andes, Neuquen, Argentina, 1996.
- XVII Congreso Nacional del Agua.** II Simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur, Santa Fe, Argentina, 1998.
- Zhulidov A., V. Kholbystov** (Russia), **and R. Robarts** (Canadá). (2001) *The need and requirements for modernizing surface water quality monitoring in the Russian federation.* International Water Resources Association, volume 26, # 4, Pp. 536-546.