



Impactos en el agua subterránea de un sistema de efluentes para riego El Sistema Paramillos (Lavalle, Mendoza, Argentina)

The impact of wastewater irrigation on groundwater The Paramillos System (Lavalle, Mendoza, Argentina)

Amílcar Álvarez ¹
Graciela Fasciolo ^{2,3}
Carla Barbazza ²

Fabio Lorenzo ⁴
María E. Balanza ⁴

Originales
Recepción: 05/09/2008
Aceptación: 16/09/2008

RESUMEN

En este trabajo se evalúa el impacto de un sistema de aprovechamiento de efluentes domésticos para riego en la calidad del agua subterránea. Los puntos de muestreo seleccionados son parte de un monitoreo a mayor escala del cual sólo se incluyeron aquellos relacionados con el sistema de la planta depuradora Paramillos, ubicada al Norte del aglomerado Mendoza. Esta planta consiste en una laguna de estabilización facultativa. Los resultados, presentados en gráficos, mapas y tablas, se discuten a partir del comportamiento de tres componentes del sistema hídrico: agua superficial (efluente), agua subterránea del nivel superior del acuífero (freática) y agua subterránea del acuífero profundo (confinado/semiconfinado) y su interacción con el perfil del suelo. Se concluye que el acuífero profundo no es alcanzado por nitratos ni nitritos productos de la degradación biológica de la materia orgánica del efluente, lo que se atribuye a la capa impermeable subyacente. En el nivel superior o freático, el perfil del suelo remueve parte del N total y P total ingresado, entre el 39 y 90%. La remoción de DBO varía entre 30 y 90% y la remoción de *E. coli* remanente en efluente es total.

ABSTRACT

This paper analyzes the impact of domestic wastewater reuse for irrigation purposes on groundwater quality. The sampling points selected –part of a larger-scale monitoring effort– correspond to the system of the Paramillos wastewater treatment plant (a facultative stabilization pond), located North of Greater Mendoza. The results, presented in graphs, maps and tables, are discussed on the basis of the performance and interaction with the soil profile of three water system components: surface water (wastewater), groundwater from the aquifer's upper level (water table), and groundwater from the deep aquifer (confinated/semi-confinated). It is concluded that the underlying impermeable layer prevents nitrates and nitrites from the biological degradation of wastewater organic matter from reaching the deep aquifer. In the upper level or water table, the soil profile removes 39 to 90% of the total incoming N and P, 30 to 90% of the BOD, and 100% of the *E. coli* remaining in the plant's effluent.

- 1 Instituto Nacional del Agua. Centro Regional Andino (INA-CRA). Belgrano Oeste 210. Mendoza, Argentina. M5500FIF. amilcaralvarez@yahoo.com
- 2 Instituto Nacional del Agua. Centro de Economía, Legislación y Administración del Agua. (INA-CELA). Belgrano Oeste 210. Mendoza, Argentina. M5500FIF.
- 3 Dpto. de Biomatemática y Físicoquímica. Facultad de Ciencias Agrarias. UNCuyo. Alte. Brown 500. Chacras de Coria. Mendoza. Argentina. M5528AHB.
- 4 Facultad de Ciencias Aplicadas a la Industria. UNCuyo. San Martín 352. C.C. 476. (5600) San Rafael. Mendoza.

Palabras clavereúso • efluente • riego • calidad •
aguas subterráneas**Keywords**reuse • wastewater • irrigation • quality
• groundwater**INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES**

En las zonas áridas, como lo es Mendoza, el recurso hídrico es escaso y, por lo tanto, debe ser asignado y utilizado en forma eficiente. El riego agrícola con efluentes domésticos tratados está transformándose en una práctica común y de uso creciente en regiones áridas y semiáridas donde el incremento de la demanda de agua urbana (debido a una combinación de crecimiento de la población y aumento del nivel de vida) es abastecido reduciendo el suministro de agua al sector agrícola.

Los efluentes domésticos tratados son una fuente de agua confiable para los agricultores, ya que su caudal no depende de variaciones estacionales y aportan nutrientes que aumentan el rendimiento de los cultivos. El aprovechamiento de efluentes domésticos en la agricultura no sólo aumenta la oferta de agua sino que evita la contaminación de los cauces de riego que se produce por las descargas de los efluentes en los mismos.

La provincia de Mendoza se caracteriza por la agricultura intensiva que se desarrolla en oasis regados. En un principio, el aprovechamiento de efluentes domésticos en el riego de cultivos se practicó de forma desordenada. Con el objeto de regularizar esta situación y de avanzar en la prevención y tratamiento de la contaminación hídrica a través del “vuelco cero”, el organismo responsable del saneamiento básico inició en 1991 un programa que integraba el tratamiento de los efluentes y su posterior reúso para riego, respetando las directrices sanitarias de la Organización Mundial de la Salud (OMS).

El Departamento General de Irrigación (DGI) impulsó y normatizó el reúso agrícola controlado como complemento de los sistemas de tratamiento para disponer los efluentes en áreas de riego denominadas “Áreas de Cultivos Restringidos Especiales” (ACRE)* quedando absolutamente prohibido que estas aguas fueran derramadas o conducidas fuera de los límites de las ACRE o liberadas a su uso irrestricto (5).

En Mendoza las reservas más importantes de agua dulce son las aguas subterráneas por lo que su no preservación puede traer serios problemas económicos y sociales. En este sentido, el objetivo de este trabajo apunta a evaluar el impacto sobre aguas subterráneas en un área, conocida como ACRE Paramillo en donde se ubica una laguna de estabilización cuyo efluente es utilizado para el riego agrícola. Esta ACRE está ubicada en la cuenca del Río Mendoza, en el Norte de la Provincia de Mendoza y el acuífero subyacente es semiconfinado.

* ACRE: ámbito donde se materializa el reúso controlado de los efluentes de un establecimiento depurador.

Tanto en la bibliografía internacional como en la nacional, la mayoría de los estudios sobre el impacto ambiental del uso de aguas residuales en riego de cultivos ha estado dirigida a los efectos en la salud pública y en la contaminación de cauces superficiales. En la Provincia de Mendoza, en tres trabajos experimentales sobre este tema se evaluó la mayoría de los impactos (positivos y negativos) del riego de cultivos con efluentes tratados (6, 7, 12).

En el ámbito regional hay pocos trabajos para evaluar el impacto de esta práctica sobre el agua subterránea. En 1994, el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y del Ambiente (CEPIS) realizó una importante recopilación sobre el tema con referencia a América Latina, el cual no fue actualizado con posterioridad (8).

En este estudio, que apunta más a la infiltración para la recuperación de agua que al aprovechamiento para riego, se sostiene que los impactos de la aplicación de aguas residuales en suelo son simultáneamente positivos -por la eficiencia en el uso del recurso- y negativos -desde el punto de vista de la calidad del agua subterránea-. Entre otras conclusiones, se señala que, si el contenido de nitrógeno en las aguas residuales es alto, la aplicación de las mismas al suelo puede producir contaminación del agua subterránea con nitratos y amonios.

En un trabajo realizado en el área de reúso en el Oasis Sur, en San Rafael (9), no se encontró contaminación del acuífero libre subyacente que pueda atribuirse al riego con aguas residuales domésticas. Sin embargo, en el mismo se recomienda continuar evaluando el sistema para asegurar que no se deteriore la calidad de dicho acuífero.

En el contexto de la provincia de Mendoza, el DGI y el Programa de Servicios Agrícolas Provinciales (PROSAP) han establecido redes de monitoreo para el control y manejo del agua subterránea que aportan información y han presentando una descripción de los resultados del monitoreo de aguas subterráneas en las dos ACRE más importantes de la Provincia, las que son comparadas en sus componentes hidroquímicos (10).

El presente trabajo se inscribe en el marco de un proyecto financiando por el Fondo Nacional para la Ciencia y Tecnología (FONCYT), a través de un proyecto en red entre el Instituto Nacional del Agua (INA), con sus Centros con sede en Mendoza -CELA y CRA- y la Universidad Nacional de Cuyo, con la Facultad de Ciencias Aplicadas a la Industria, con sede en San Rafael, identificado como PICT Red 2002 N° 59. En el mismo se aporta información para el esclarecimiento del impacto del reúso de efluentes domésticos tratados en el riego de cultivo.

Objetivo

- Conocer el impacto en la calidad del agua subterránea que produce el sistema de aprovechamiento de efluentes de la planta depuradora Paramillos, ubicada al Norte del aglomerado Mendoza.

Área de estudio

El ACRE Paramillos está ubicado en el departamento de Lavalle, al NE del Gran Mendoza, en el distrito La Holanda. En él se encuentra la planta depuradora de efluentes que provienen de parte de los habitantes del Gran Mendoza, Luján y Maipú. El tratamiento de los mismos se realiza a través de un sistema de lagunas facultativas que abarcan aproximadamente 310 ha, lo que implica un tratamiento secundario. El caudal promedio del canal de descarga de la planta es de $1 \text{ m}^3/\text{seg}$. Estos efluentes se emplean para regar ACRE de verano y ACRE de invierno. Las ACRE de verano** suman un total de 1.800 ha y emplean $1 \text{ m}^3/\text{seg}$, mientras que las de invierno representan aproximadamente 800 ha y emplean $0,5 \text{ m}^3/\text{seg}$. En ambos casos el riego con efluentes se aplica a cultivos tipo B de acuerdo con la clasificación de la OMS (11), en este caso vid, hortalizas, forrajes y forestales. En la figura 1 se muestra la ubicación del ACRE Paramillos.

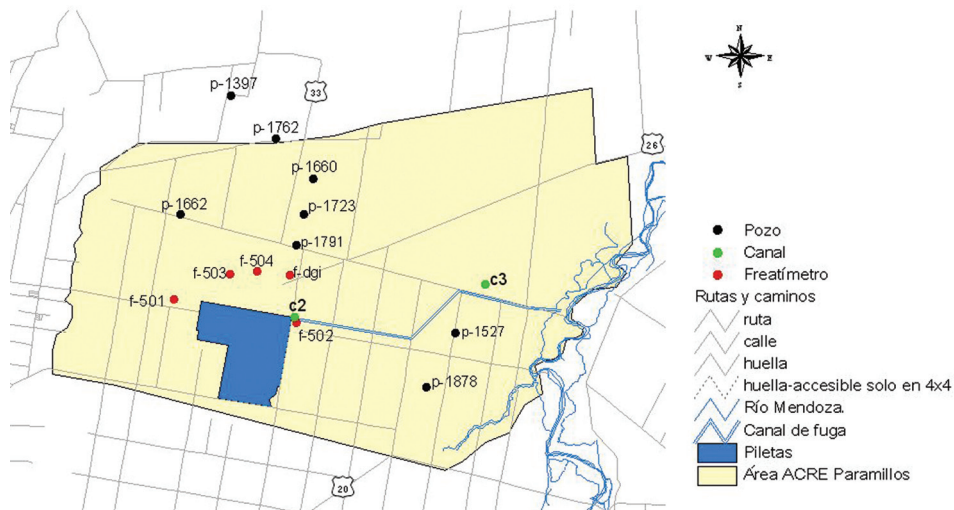


Figura 1. Ubicación del área de estudio y puntos de muestreo.

En relación con las características de los suelos del ACRE Paramillos, el estudio realizado por el DGI y el PROSAP (10) para suelos agrícolas (lavados) indica lo siguiente:

- La textura de los suelos varía de franco-arenoso a franco-limoso, siendo el franco el más frecuente (75 %). Además, aproximadamente la mitad del área (S y SE) presenta estratificación textural del perfil que retarda el drenaje en profundidad del agua de riego.

** Las ACRE de verano tienen derecho a usar el agua durante todo el año, mientras que las ACRE de invierno sólo lo pueden hacer en invierno.

- La capacidad del suelo de almacenaje de agua se encuentra entre 100 y 200 mm/m, siendo el rango más frecuente (76%) el de 125 a 150 mm/m.
- No se advierten problemas de salinidad y sodicidad. En la generalidad de los casos, si bien el nivel salino edáfico es moderado a bajo, es de destacar la alta concentración del anión cloruro, responsable de efectos tóxicos en los cultivos, en varios sitios de muestreo. Sólo en dos sitios se encontró el suelo saturado a la profundidad de muestreo.

Marco hidrogeológico

El área de estudio está ubicada en la cuenca hidrogeológica de los ríos Mendoza y Tunuyán Inferior, precisamente en el sector occidental o zona de influencia del río Mendoza.

La extensión de esta cuenca es de unos 24.000 km² con un almacenamiento de agua subterránea estimado en 200.000 hm³. Es una cubeta sedimentaria formada en el período cuaternario a partir de sedimentos fluviales aportados por ambos ríos.

La sedimentación cuaternaria del sector occidental de la cuenca determinó la conformación de dos grandes unidades hidrogeológicas: la primera en el sector de conos aluviales constituida por acuíferos que se comportan como libres; la segunda, donde se ubica el área de estudio, está conformada por un acuífero freático superior y acuíferos subyacentes confinados y/o semiconfinados (1).

La recarga principal de la cuenca se produce en el área de acuífero libre en forma directa por infiltraciones en el lecho del río Mendoza, en canales y zonas irrigadas. A partir de las áreas de máxima recarga el agua subterránea se mueve en sentido divergente hacia el norte y noreste de la cuenca.

El área de estudio está comprendida en la llanura aluvial media del río Mendoza, en un sector de la cuenca que tiene forma de cuña abierta hacia el oeste y noreste y limita al oeste con el arroyo Tulumaya y al este con el río Mendoza. El espesor de la cuenca en este sector oscila entre 700 y 800 m y la dirección de flujo subterráneo tiene una componente principal suroeste-noreste.

El acuífero superior o freático se caracteriza por estar sometido a efectos modificadores locales de su composición química debido a la recarga vertical a partir de infiltraciones de lluvias locales y del sistema de riego, y principalmente del lixiviado de suelos salinos para el desarrollo agrícola. La escasa movilidad horizontal del agua freática, con profundidades que oscilan en los primeros 3 m de terreno y las condiciones de manejo del riego con variables estacionales importantes, imponen una marcada influencia hidroquímica local sobre el acuífero. Estas condiciones determinan gran variabilidad hidroquímica horizontal y estacional del acuífero freático con fuerte impacto antropogénico lo que incide en un paulatino abandono de perforaciones someras e incremento de la explotación del acuífero principal (2).

El acuífero principal, dadas sus condiciones hidrogeológicas descritas anteriormente, presenta menor variabilidad hidroquímica espacial y temporal. Respecto de la caracterización hidroquímica, en general se define el agua subterránea como cálcica-sulfatada en las zonas de recarga, similar al agua del río Mendoza, variando su composición y aumentando su salinidad a medida que circula por los sedimentos permeables de la cuenca.

MATERIALES Y MÉTODO

Red de muestreo

Dada la existencia, en el área de muestreo, de un acuífero libre superior o freático y un acuífero profundo confinado/semiconfinado fue necesario contar con dos redes de muestreo a fin de monitorear el sistema. En el caso del acuífero freático se seleccionaron puntos de una red de freatómetros existentes en el área, la cual fue construida por el DGI para controlar la profundidad de la superficie freática. Estos freatómetros tienen una profundidad de 3 m. Con el fin de densificar la red de muestreo se adicionaron dos freatómetros que fueron construidos con cañería de PVC de 3 m de longitud y de 2" de diámetro con filtro ranurado de 1,5 m, recubiertos con tela geotextil. El fondo de la cañería fue sellada con tapa de PVC y en la boca se colocó un cabezal de hormigón con su respectiva tapa. Para el caso del acuífero profundo se utilizó la información que relevó el trabajo DGI- PROSAP (10) a partir de una red de pozos existentes en el área que son empleados para riego y consumo humano. Esta información se utilizó para evaluar el estado actual de la calidad de las aguas del acuífero profundo.

Si bien el INA-CRA efectúa un monitoreo hidroquímico e hidrológico anual del acuífero profundo de la cuenca norte a escala regional (3), el área seleccionada requería un estudio local específico como el presente para evaluar posibles efectos sobre el agua subterránea.

Para analizar la posible interacción entre las aguas superficiales y el acuífero freático se seleccionaron dos puntos de muestreo de agua superficial correspondientes a canales de riego que conducen los efluentes a partir de la planta Paramillos. En la figura 1 (pág. 64) se pueden observar las ubicaciones geográficas de los puntos de muestreo. Si bien se considera que sería deseable contar con un número mayor de puntos de muestreo, debe tenerse en cuenta que es dificultoso construir una red freática y de pozos profundos diseñada específicamente para un estudio de estas características. Afortunadamente se pudo contar con algunos pozos construidos para riego suplementario y freatómetros pertenecientes al DGI. No obstante, se descartaron muchos de ellos por no estar en condiciones adecuadas para la extracción de muestras representativas.

Ejecución del muestreo

Se llevaron a cabo nueve campañas de muestreo durante el período comprendido entre diciembre 2004 y enero 2007: se tomaron muestras de cinco freatómetros y dos canales. La frecuencia de las campañas fue trimestral en algunos casos y cuatrimestral en otros. Durante la primera campaña no se muestrearon freatómetros, sólo canales. El cuadro 1 identifica las campañas por fecha.

Cuadro 1. Identificación temporal de las campañas de muestreo.

Identificación de la campaña	Mes y año
1	diciembre 2004
2	abril / mayo 2005
3	agosto 2005
4	diciembre 2005
5	marzo / abril 2006
6	agosto / septiembre 2006
7	diciembre 2006 / enero 2007
8	agosto 2007
9	diciembre 2007

Como procedimiento normalizado se realizó una limpieza del interior de los freaí-metros existentes para mejorar la conexión hidráulica con el acuífero freático. De esta manera se efectuó el purgado del agua contenida en los freaí-metros y se los preparó para la medición de niveles estáticos y para la extracción de muestras de agua.

También se efectuó limpieza química con cloro activo para eliminar toda acti-vidad microbiológica local alojada en las cañerías de los freaí-metros. Con ello y una vez eliminado el cloro libre se obtuvo una muestra representativa del acuífero en inspección.

Determinaciones analíticas en campo y de laboratorio

Simultáneamente con las extracciones de muestras de agua, se realizaron in situ determinaciones de conductividad eléctrica y temperatura de la fuente, medi-ciones de los niveles estáticos del agua freática y la geodeterminación con GPS de los puntos de muestreo.

Los análisis de nitratos, nitritos y salinidad, medida como conductividad eléc-trica específica, se llevaron a cabo en el laboratorio del INA-CRA, mientras que los referidos a metales pesados fueron realizados por la Comisión Nacional de Energía Atómica. El resto fueron encargados a un laboratorio particular. Los análisis de ni-tratos se realizaron a través del método de reducción con cadmio y se empleó un espectrofotómetro marca Hach.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Toda la información obtenida en el trabajo de campo y en laboratorio se volcó en una base de datos diseñada en planillas de cálculo y se procesó estadísticamente y con sistemas de información geográfica.

Los resultados se discuten a partir del comportamiento de tres componentes del sistema hídrico: agua superficial (efluente), agua subterránea del nivel superior del acuífero (freática) y agua subterránea del acuífero profundo (confinado/semiconfinado) y su interacción con el perfil del suelo.

Agua superficial (efluente)

En la tabla 1 se presentan las características físicas, químicas y biológicas de los efluentes en dos puntos de muestreo: uno ubicado a la salida de la planta El Paramillo y otro localizado a la entrada de una de las principales explotaciones que hacen uso de estos efluentes para riego. Los datos fueron tomados en las distintas campañas entre 2005 y 2007.

Tabla 1. Características del efluente de la Planta Depuradora El Paramillo. Medias y variabilidad, por punto de muestreo.

Punto	Factor	n	Media	Des. Est.	Coef. Var. (%)	Mínimo	Máximo
C-2	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	10	1843,2	81,19	4,4	1746	2010
	NO_3 (mg/L)	10	7,0	4,63	65,75	0	18,04
	NO_2 (mg/L)	10	0,3	0,38	137,68	0,01	1,09
	pH	5	7,6	0,29	3,79	7,25	8,02
	DBO (mg/L)	9	16,5	10,29	62,56	0,34	30,8
	Boro (mg/L)	4	0,4	0,14	33,59	0,23	0,53
	<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)	6	105	143,96	137,11	7	390
	Mat. orgánica (g/L)	4	0,7	0,21	30,49	0,51	0,98
	N total (mg/L)	4	33,0	3,54	10,75	28	36,4
	P total (mg/L)	4	9,0	4,48	49,63	4,01	14,9
C-3	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	10	1840,2	82,71	4,49	1745	2010
	NO_3 (mg/L)	10	6,7	4,29	64,15	0	11,44
	NO_2 (mg/L)	10	0,3	0,45	138,53	0,003	1,09
	pH	5	7,6	0,26	3,41	7,26	7,9
	DBO (mg/L)	9	12,1	8,12	67,05	0,34	22
	Boro (mg/L)	3	0,5	0,13	27,33	0,34	0,6
	<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)	7	176	65,45	93,93	9	430
	Mat. orgánica (g/L)	4	0,7	0,23	32,46	0,47	0,93
	N total (mg/L)	4	31,4	6,15	19,62	22,4	36,4
	P total (mg/L)	4	6,9	3,17	46,21	3,48	10,46

Con respecto a los metales pesados (cobre, cadmio, cinc, cromo, plomo, manganeso, mercurio y arsénico), dada la sensibilidad del método analítico no se detectó presencia de estos elementos. En consecuencia, sólo se llevaron a cabo análisis en las tres primeras campañas.

Los datos de la tabla 1 no muestran diferencias significativas para ningún factor entre los dos puntos de muestreo, lo cual permite sostener que los dos puntos de muestreo son equivalentes y se pueden utilizar sus promedios para evaluar la calidad de agua del efluente, por campaña. En los gráficos 1 a 6 (pág. 69) se advierte el comportamiento de la media de los dos puntos de muestreo para algunos factores, en las diferentes campañas. La media general de los factores y su variabilidad se presentan en la tabla 2 (pág. 69).

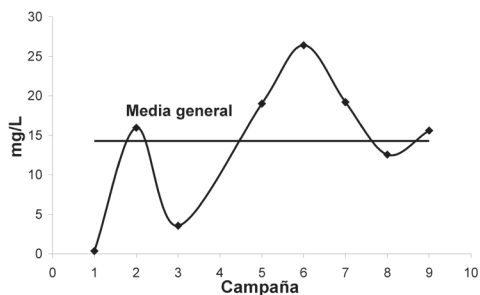


Gráfico 1.
Medias de DBO efluente, por campaña.

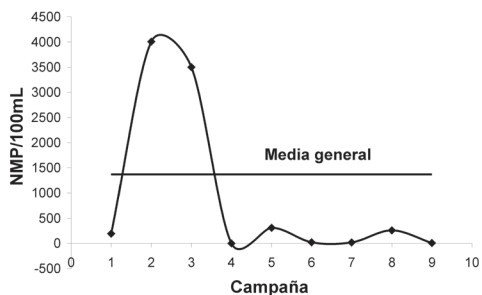


Gráfico 2.
Medias de *E. coli* efluente, por campaña.

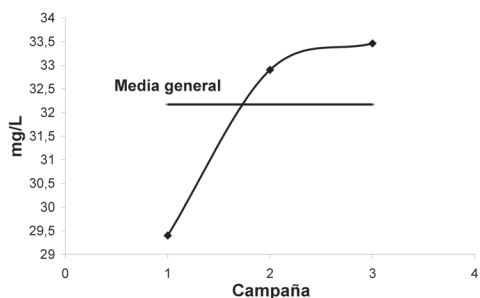


Gráfico 3.
Medias de N total efluente, por campaña.

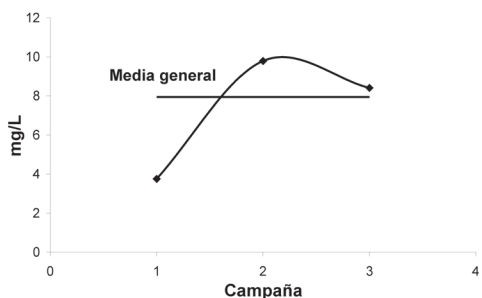


Gráfico 4.
Medias de P total efluente, por campaña.

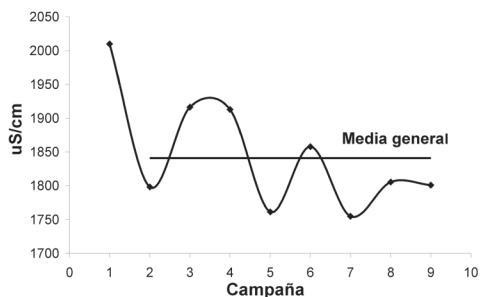


Gráfico 5.
Medias de CE efluente, por campaña.

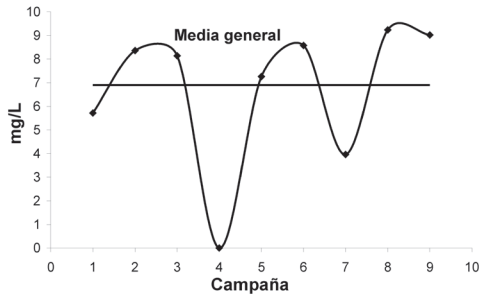


Gráfico 6.
Medias de NO₃ efluente, por campaña.

Tabla 2. Medias generales de 9 campañas y 2 puntos de muestreo para principales factores evaluados en el efluente de la Planta Depuradora Paramillo.

Factor	u. de medida	n	Media	Coef. Var. (%)	Mínimo	Máximo
CE	μS/cm	20	1841,7	4,33	1745	2010
DBO	mg/L	18	14,3	64,88	0,34	30,8
NO ₃	mg/L	20	6,9	63,34	0	18,04
NO ₂	mg/L	20	0,3	135,21	0,003	1,09
N total	mg/L	8	32,2	14,7	22,4	36,4
P total	mg/L	8	7,9	47,54	3,48	14,9
<i>E.coli</i>	NMP/100 ml	18	1370,2	198,85	7	11000

Agua subterránea del nivel superior del acuífero (freática)

La información obtenida en campañas y en laboratorio se volcó en una base de datos diseñada en planillas de cálculo y se procesó estadísticamente y con SIG.

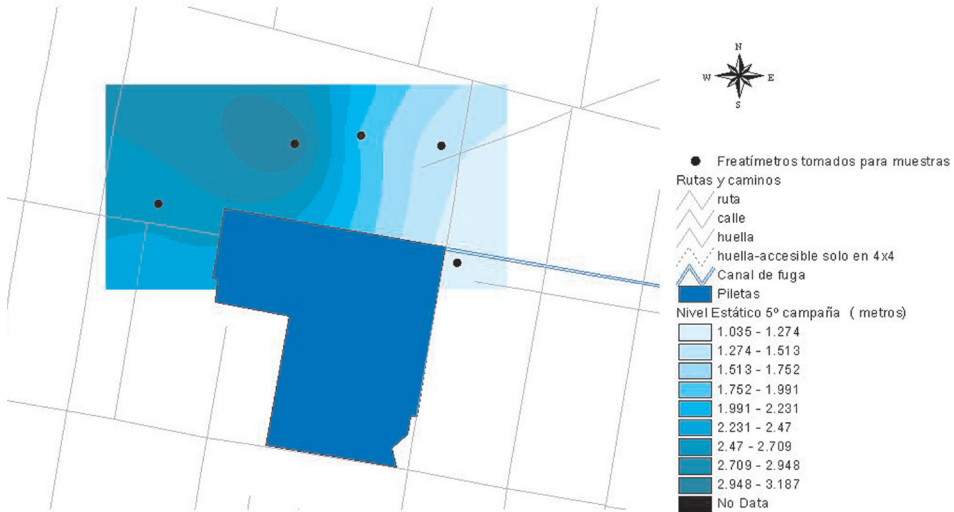


Figura 2. Mapa de niveles estáticos. Acuífero freático. 5ª campaña de muestreo.

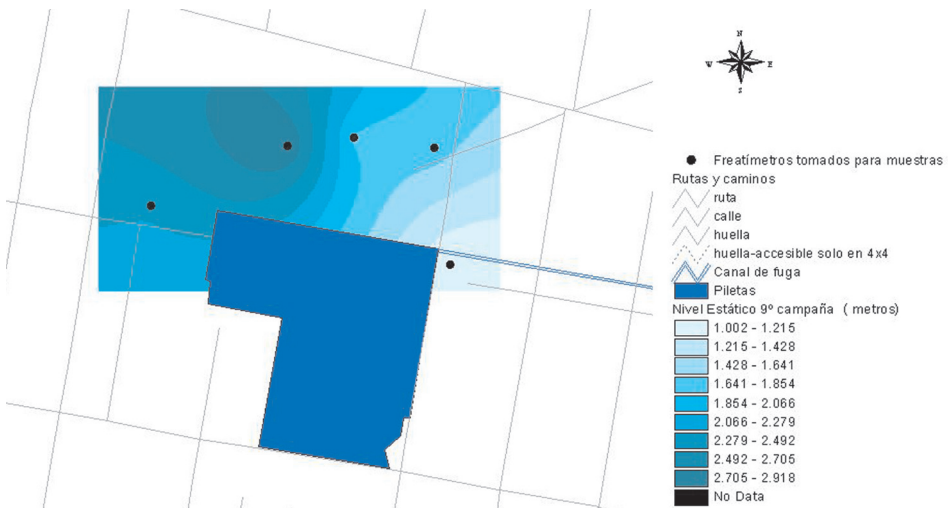


Figura 3. Mapa de niveles estáticos. Acuífero freático. 9ª campaña de muestreo.

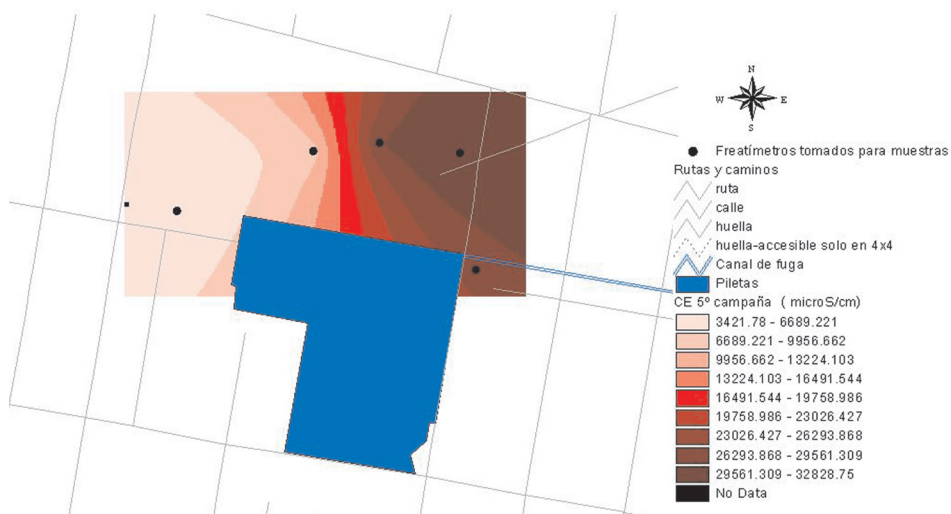


Figura 4. Mapa de isosalinidad. Acuífero freático. 5º campaña de muestreo.

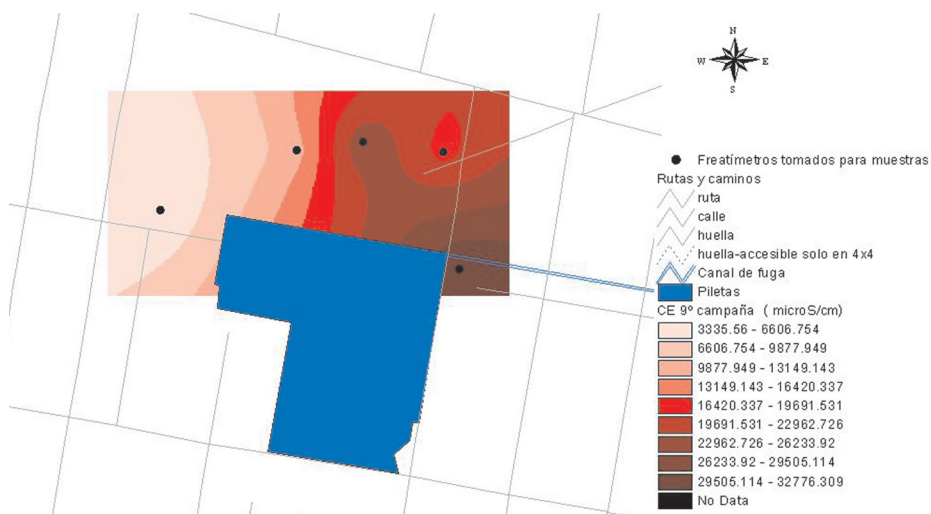


Figura 5. Mapa de isosalinidad. Acuífero freático. 9º campaña de muestreo.

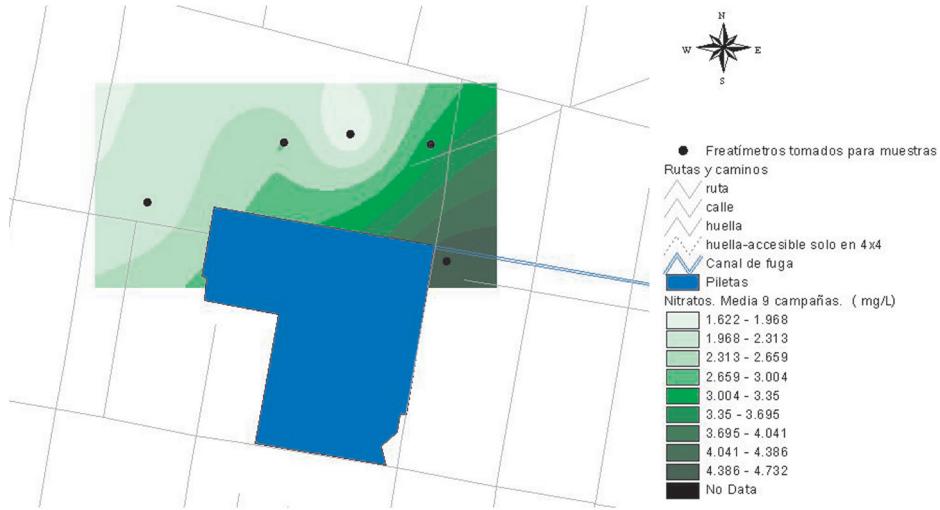


Figura 6. Mapa de isonitrato. Acuífero freático. Media de las 9 campañas de muestreo.

La discusión técnica se desarrolla a partir de los parámetros significativos que en este caso fueron nivel del agua, salinidad, expresada como conductividad eléctrica específica, y nitratos.

Para evaluar la variación temporal de estos parámetros se confeccionaron los gráficos 7 y 8-9 (pág. 74), que muestran para cada freatímetro los valores obtenidos en relación con la campaña de muestreo.

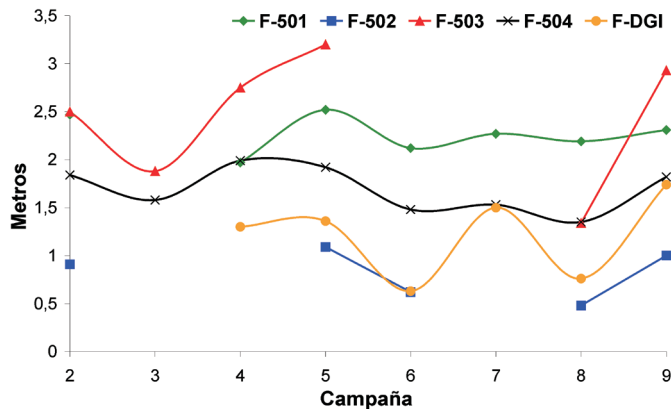


Gráfico 7. NE en acuífero freático, por campaña y por punto de muestreo.

En el gráfico 7 se observan variaciones de profundidad del agua freática en cada freatímetro respecto del tiempo, representado este último por las campañas de monitoreo efectuadas. Las variaciones oscilan en el mismo sentido para todos los freatímetros aunque la magnitud de las mismas no es uniforme. Analizando las variaciones de disponibilidad y distribución hídrica superficial con las oscilaciones de nivel freático no se evidencian relaciones que expliquen este fenómeno. No obstante, debe tenerse en cuenta que el tiempo de observación de estas variables no es suficiente como para obtener relaciones estadísticas contundentes. Además, como se mencionó anteriormente, el medio físico del acuífero freático, con presencia importante de finos, tiene baja trasmisibilidad horizontal, por consiguiente los efectos locales o puntuales de influencias externas son predominantes. De esta forma los cambios hidrodinámicos y de calidad no se correlacionan espacial ni temporalmente.

Las condiciones naturales del acuífero freático explican las notables diferencias de salinidad entre cada freatímetro y las variaciones temporales a lo largo del monitoreo, las que tienen un rango entre 2.300 y 40.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, como puede observarse en el gráfico 8 (pág. 74) y en la tabla 3 (pág. 75).

La elevada salinidad del agua freática en la mayoría de los freatímetros seguramente se explica por las condiciones de salinidad natural de los suelos. Algunos estudios indican que el estrato de saturación de los suelos naturales e incultos del área pueden alcanzar los 70.000 mg/L. Las prácticas agrícolas exigen el lavado de estos suelos hasta salinidades inferiores a 3.500mg/L para hacerlos aptos para el cultivo. De esta manera se lixivian toneladas de sales que por infiltración y percolación profunda recargan el acuífero superficial o freático aumentando significativamente su salinidad.

Si bien el tiempo de observación de este monitoreo no es suficiente para comprobar algunas hipótesis del origen de estos cambios se puede inferir que:

- En el caso de freatímetros donde se detecta menor salinidad, la freática está recibiendo recarga local a partir de infiltración de agua dulce de canales de riego.
- Donde existen drenes del sistema de regadío, la mejor circulación horizontal del agua freática hacia éstos permite una incidencia real mayor de esa recarga.

En el gráfico 9 (pág. 74) se observa que la concentración de nitratos varía entre 12,6 mg/L y no detectado analíticamente. Cabe señalar que no se puede definir una tendencia general de variación temporal ni espacial de la concentración de nitrato. Tampoco se pueden asociar estos cambios con la salinidad y profundidad del agua en cada punto de muestreo. A efectos de mostrar espacialmente la distribución de concentración de nitratos en el acuífero freático del área se utilizaron los valores medios. Si bien es importante mostrar dicha distribución en un lapso acotado a cada muestreo, la aleatoriedad de los cambios e indeterminaciones analíticas complica la presentación de este parámetro por campaña.

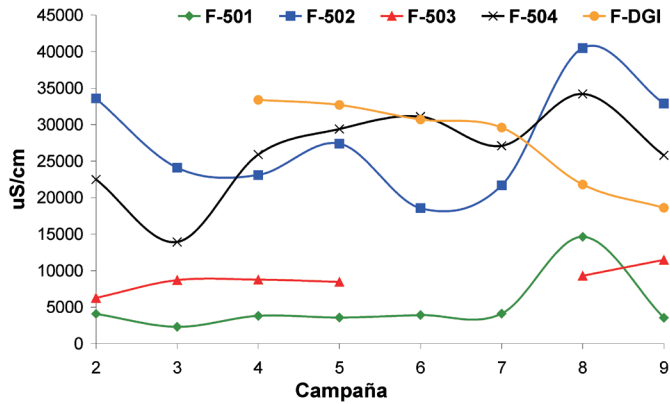


Gráfico 8. CE en acuífero freático, por campaña y por punto de muestreo.

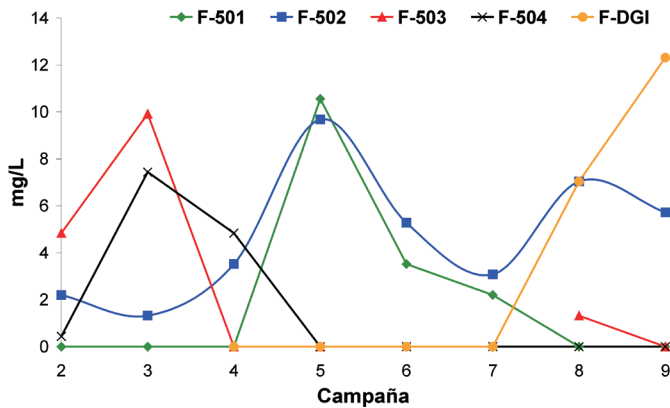


Gráfico 9. NO₃ en acuífero freático, por campaña y por punto de muestreo.

Dado que las medias de concentración de nitrato para cada freatímetro están comprendidas entre 1,59 (F-504) y 4,73 (F-502) mg/L y el promedio general es de 3,22 mg/L, lo que no indicaría influencia de contaminación de origen orgánico a partir del agua de reúso, a modo ilustrativo se confeccionó un mapa de isonitratos a partir de los valores medios (figura 6, pág. 72).

En la tabla 3 (pág. 75) se presentan los valores medios y medidas de variabilidad por punto de muestreo (freatímetros), para todas las campañas.

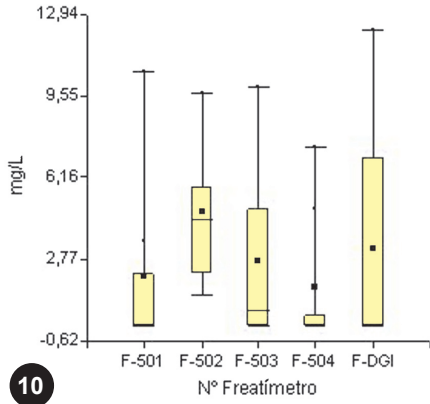
Los factores no muestran interrelaciones, sólo una fuerte correlación entre conductividad eléctrica y nivel estáticos ($p < 0,001$) y una leve tendencia a mayor conductividad eléctrica mayores valores de DBO y N total.

Tabla 3. Características hidroquímicas del agua freática. El Paramillo. Medias y variabilidad, por freaímetro.

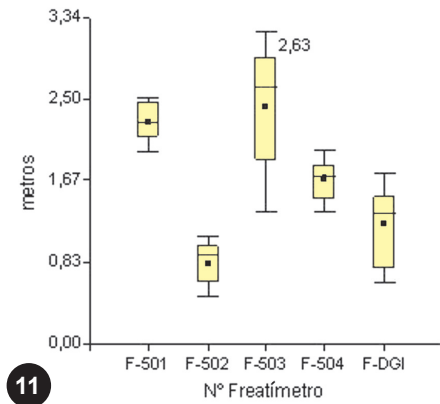
Freaímetro	Factor	u.de.m	n	Media	Desv. Est.	Coef. Var. (%)	Mínimo	Máximo
F-501	NE	m	7	2,26	0,19	8,51	1,97	2,52
F-501	CE	uS/cm	8	4993,75	3935,93	78,82	2300	14630
F-501	NO ₂	mg/L	8	0,1	0,22	219,66	0	0,63
F-501	NO ₃	mg/L	8	2,04	3,7	181,61	0	10,56
F-501	DBO	mg/L	5	25,18	21,58	85,7	2,6	57,6
F-501	Mat. org.	g/L	2	0,96	0,99	103,12	0,26	1,66
F-501	N total	mg/L	2	14,7	6,93	47,14	9,8	19,6
F-501	P total	mg/L	2	0,49	0,32	65,61	0,26	0,71
F-502	NE	m	5	0,82	0,26	31,63	0,48	1,09
F-502	CE	uS/cm	8	27732,5	7362,37	26,55	18560	40500
F-502	NO ₂	mg/L	8	0,02	0,01	63,28	0	0,04
F-502	NO ₃	mg/L	8	4,73	2,76	58,36	1,32	9,68
F-502	DBO	mg/L	5	5,32	5,01	94,19	0	12
F-502	Mat. org.	g/L	2	0,43	0,3	71,54	0,21	0,64
F-502	N total	mg/L	2	4,9	0,99	20,2	4,2	5,6
F-502	P total	mg/L	2	1,31	0	0	1,31	1,31
F-503	NE	m	6	2,43	0,7	28,71	1,34	3,2
F-503	CE	uS/cm	6	8830	1676,83	18,99	6260	11490
F-503	NO ₂	mg/L	5	0,03	0,05	163,76	0	0,13
F-503	NO ₃	mg/L	6	2,68	4,01	149,7	0	9,92
F-503	DBO	mg/L	3	1,65	1,6	97,11	0	3,2
F-503	Mat. org.	g/L	2	0,07	0,01	20,2	0,06	0,08
F-503	N total	mg/L	2	5,6	0	0	5,6	5,6
F-503	P total	mg/L	2	2,12	2,87	135,42	0,09	4,15
F-504	NE	m	8	1,69	0,23	13,79	1,35	1,99
F-504	CEE	uS/cm	8	26240	6138,7	23,39	13920	34200
F-504	NO ₂	mg/L	7	0,01	0,01	103,75	0	0,04
F-504	NO ₃	mg/L	8	1,59	2,9	182,2	0	7,44
F-504	DBO	mg/L	5	6,14	4,36	71,09	2,5	12,8
F-504	Mat. org.	g/L	2	0,4	0,12	30,43	0,31	0,48
F-504	N total	mg/L	2	5,6	1,98	35,36	4,2	7
F-504	P total	mg/L	2	1,07	1,39	129,53	0,09	2,05
F-DGI	NE	m	6	1,22	0,43	35,58	0,63	1,74
F-DGI	CEE	uS/cm	6	27801,67	6123,33	22,03	18610	33400
F-DGI	NO ₂	mg/L	6	0,22	0,31	140,16	0	0,83
F-DGI	NO ₃	mg/L	6	3,23	5,27	163,33	0	12,32
F-DGI	DBO	mg/L	3	12	8,38	69,84	4,8	21,2
F-DGI	Mat. org.	g/L	0	sd	sd	sd	sd	sd
F-DGI	N total	mg/L	0	sd	sd	sd	sd	sd
F-DGI	P total	mg/L	0	sd	sd	sd	sd	sd

El Coeficiente de Variación muestra que, en general, son los nitratos y nitritos los que presentan mayor variabilidad. Esto se refleja en el diagrama de caja correspondiente a los valores de nitratos en el gráfico 10 (pág. 76)

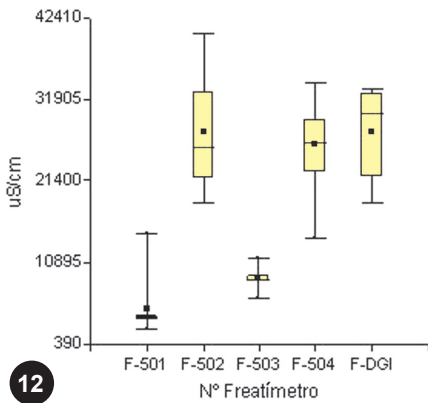
Para los factores, no hay diferencias significativas entre las medias de las campañas por freatímetros (tabla 3, pág. 75), con excepción de las medias de los niveles estáticos ($p < 0,0001$, $R^2 = 0,72$) y de las conductividades eléctricas ($p < 0,0001$, $R^2 = 0,77$). En el gráfico 11 se observa que en los freatímetros F-503 y F-501 los niveles son bastante más profundos que en el resto. El gráfico 12 muestra que la CE es mayor en los freatímetros F-502, F-504 y F-DGI.



10



11



12

Gráfico 10.

Nitratos en acuífero freático, por puntos de muestreo.

Gráfico 11.

Nivel estático en acuífero freático, por puntos de muestreo.

Gráfico 12.

Conductividad Eléctrica en acuífero freático, por puntos de muestreo.

El análisis con todas las repeticiones agrupadas, con los resultados figuran en la tabla 4.

Tabla 4. Características hidroquímicas promedio del agua freática. Medias y variabilidad.

Factor	n	Media	Desv. Est.	Coef. Var. (%)	Mínimo	Máximo
NE (m)	32	1,73	0,69	40,16	0,48	3,2
CE (μ S/cm)	36	19208	11508	59,91	2300	40500
NO_3 (mg/L)	36	2,84	3,68	129,58	0	12,32
NO_2 (mg/L)	34	0,08	0,18	235,25	0	0,83
DBO (mg/L)	21	10,67	13,66	128	0	57,6
N total (mg/L)	8	7,7	5,13	66,63	4,2	19,6
P total (mg/L)	8	1,25	1,36	109,43	0,09	4,15

Interacción efluente/freática y perfil de suelo: remoción Nitrógeno total, Fósforo total, DBO y *E. coli*

Para evaluar la remoción de Nitrógeno y Fósforo total, de DBO y *E. coli* se utilizaron las medias de los valores del efluente de la planta depuradora en cada campaña y se relacionaron con la correspondiente al valor en la freática, si bien se acepta que hay un desfase de tiempo entre ambos valores. El % de eliminación se hizo sobre la base del valor de ingreso (efluente) En las tablas 5 a 7 se muestran los % de remoción de N total, de P total, de DBO.

Tabla 5. Remoción de Nitrógeno total por el perfil del suelo en el agua freática.

Campaña	N total aplicado (mg/L)	N percolado total (mg/L)					Eliminación (%)			
	Promedio C2 C3	F-501	F-502	F-503	F-504	F-DGI	F-501	F-502	F-503	F-504
1	29,4									
2 (abril 2005)	32,2	19,6	4,2				39	87		
2 (junio 2005)	33,6			5,6	7				83	79
3	33,46	9,8	5,6	5,6	4,2		71	83	83	87

Tabla 6. Remoción de Fósforo Total por el perfil del suelo en el agua freática.

Campaña	P total aplicado (mg/L)	P percolado total (mg/L)					Eliminación (%)			
	Promedio C2 C3	F-501	F-502	F-503	F-504	F-DGI	F-501	F-502	F-503	F-504
1	3,745									
2 (abril 2005)	9,975	0,71	1,31				93	87		
2 (junio 2005)	9,61			4,15	2,05				57	79
3	8,41	0,26	1,31	0,09	0,09		97	84	99	99

La remoción de Fósforo total estuvo en el rango entre 57 y 99%.

Tabla 7. Remoción de DBO por el perfil del suelo en el agua freática.

Campaña	DBO total aplicado (mg/L)	DBO percolado total (mg/L)					Eliminación (%)				
	Promedio C2 C3	F-501	F-502	F-503	F-504	F-DGI	F-501	F-502	F-503	F-504	F-DGI
1	0,34										
2 (abril 2005)	14	28,4	0				-103	100			
2 (junio 2005)	17,9			1,75	4,38				90	76	
3	3,55	2,6	2,7	0	2,5		27	24	100	30	
4											
5	19	28,2	12	3,2	2,8	10	-48	37	83	85	47
6	26,4	57,6	2,8		12,8	21,2	-118	89		52	20
7	19,2	8,5	9,1		8,2	4,8	56	53		57	75

En todos los casos se observa remoción de Nitrógeno total debido al perfil de suelo, si bien en el F-501, para la segunda campaña de muestreo, este valor es mucho más bajo que en el resto de los casos en los cuales la remoción se muestra con valores entre 71 y 87%.

En general en la DBO también hay importante remoción con excepción del freático 501 que muestra valores anómalos ya que en él se produjeron dos situaciones en las que la DBO se incrementó. Por el momento, no se tiene una explicación para este comportamiento irregular.

Con respecto a *E. coli* puede decirse que la remoción fue total ya que en el agua freática prácticamente no se detectó, mientras que en forma variable estuvo presente en el agua superficial (efluente) como lo muestra el gráfico 2 (pág. 68). Se considera que la remoción de este contaminante es del 100%.

Agua subterránea del acuífero profundo (confinado / semiconfinado)

En el área de estudio sólo se muestrearon dos perforaciones que explotan este acuífero. Se pudo comprobar con ensayos hidroquímicos que estas perforaciones están en mal estado por roturas en su cañería de entubación por lo que no reúnen las condiciones para obtener muestras de agua representativas del sistema.

No obstante, existe suficiente información de este acuífero obtenida de estudios efectuados por el INA-CRA y el DGI (3, 4, 10) que se utilizó para evaluar el posible efecto local del reúso para riego de efluentes de Paramillos. A continuación, en la tabla 8 se consignan las características de ocho pozos ubicados en el área de estudio y monitoreados en 2006 (10). Los valores de NO_2 se encuentran, en todos los casos, por debajo de 0,02 mg/L.

Tabla 8. Características hidroquímicas medias de 8 puntos en acuífero confinado / semiconfinado.

Factor	n	Media	Desv. Est.	Coef. Var. (%)	Mínimo	Máximo
CE $\mu\text{S/cm}$	8	859,88	143,82	16,73	751	1128
NO_3 (mg/L)	8	1,26	0,41	32,5	0,4	1,8

Fuente: Elaboración propia sobre la base de datos del DGI-PROSAP (10).

Se presentan también mapas (figuras 7 y 8, pág. 79) con curvas de isoconductividad eléctrica e isonitrato del acuífero profundo en base a información de dichos pozos.

Las curvas de isoconductividad indican oscilaciones entre 750 y 1125 $\mu\text{S/cm}$. En general se observa una zona de menor salinidad con tenores similares al agua del área de máxima recarga de la cuenca, ubicada aguas arriba en sentido del flujo subterráneo. La mineralización se produce hacia el noreste, en sentido del flujo subterráneo. Las variaciones laterales se deberían principalmente a cambios laterales de permeabilidad que condicionan el movimiento del agua en el acuífero y consecuentemente los efectos modificadores naturales de la calidad. Al comparar la salinidad del agua subterránea del acuífero profundo (inferior a 1125 $\mu\text{S/cm}$) con el freático

suprayacente, variable entre 2300 y 40500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ con una media de 19208 $\mu\text{S}/\text{cm}$, se comprueba que los sedimentos finos que los separan ejercen una aislación efectiva que impide la interacción hidráulica entre ambos. Esta situación puede modificarse en el futuro si se cambia la relación de presiones hidráulicas actual, inducida por modificaciones naturales o de origen exógeno sobre la recarga y descarga de estos acuíferos. Ello significa que en un escenario como el descrito se podrá hacer más vulnerable el acuífero profundo con riesgo de sufrir un proceso de contaminación por interacción vertical con el acuífero freático.

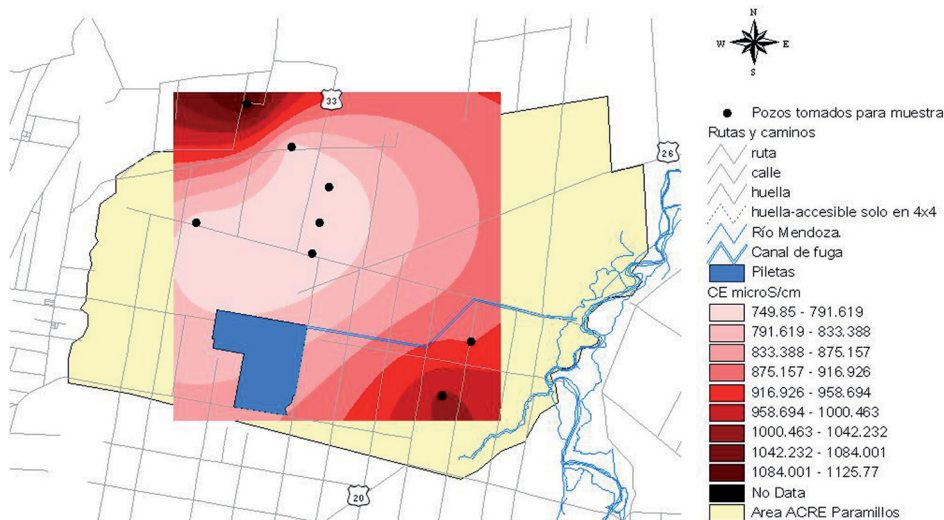


Figura 7. Mapa de isosalinidad. Acuífero confinado / semiconfinado.

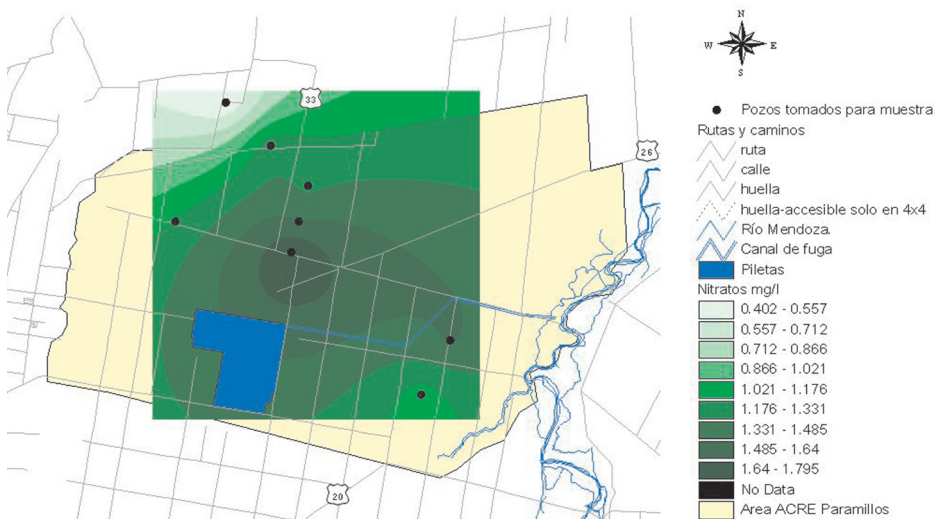


Figura 8. Mapa de isonitrato. Acuífero confinado / semiconfinado.

Las curvas de isonitrato muestran variaciones laterales entre 0,40 y 1,79 mg/L, valores que se correlacionan con los de recarga natural del río Mendoza y del área de acuífero libre. Este parámetro también es un indicador de que en este momento la protección natural del acuífero profundo localmente es efectiva. Por lo tanto, la mineralización de la materia orgánica remanente en los efluentes cloacales tratados no está alcanzando el acuífero profundo, teniendo en cuenta que en éstos los valores medios son de hasta 18 mg/L y que están en el orden de 12 mg/L en el acuífero freático.

CONCLUSIONES

- ❖ El uso agrícola de los efluentes del Sistema Paramillos no está produciendo problemas de contaminación del acuífero profundo debido a la mineralización de la materia orgánica y su biodegradación a nitratos y nitritos, por lo que su aprovechamiento en el área de estudio tiene la ventaja de la mayor disponibilidad de agua para el riego de los cultivos a la vez que implica la disposición final de los efluentes de parte de la población del Gran Mendoza.
- ❖ El acuífero freático localmente se comporta como sumidero de desechos de la actividad humana sin provocar, en las condiciones actuales, la contaminación de la reserva de agua dulce del acuífero inferior.
- ❖ En el nivel superior o freático, el perfil del suelo remueve parte del N total y P total ingresado, entre el 39 y 90%. La remoción de DBO varía entre 30 y 90% y la remoción de *E. coli* remanente en efluente es total.

Recomendaciones

- Se estima conveniente continuar con monitoreos del acuífero subterráneo, en lo posible con mayor densidad de puntos de muestreo, para evaluar la evolución del sistema hídrico subterráneo en relación con las condiciones variables propias de la actividad agrícola, del clima y manejo del regadío.

REFERENCIAS

1. Álvarez, A. 1993. Estudio de la contaminación del agua subterránea. Salinización de acuíferos y contenido de arsénico, flúor y nitratos. Zona Norte, Provincia de Mendoza. CRAS. San Juan. Argentina. (Documento Interno DI 214).
2. _____. 1997. Recursos hídricos de la Cuenca Norte de Mendoza. Información general en base a conocimiento actual. CRAS. San Juan. Argentina. (Informe Técnico IT 182).
3. _____. 2007. Control de la salinidad del agua subterránea en la zona norte. Provincia de Mendoza. INA-CRA. (Informe Técnico IT 104).
4. _____.; J. Robles; J. Villaiba. 2006. Aspectos hidrogeológicos del sector noreste del conurbano Gran Mendoza. Sector Las Heras, Guaymallén. INA-CRA, Mendoza. Argentina. (Informe Técnico IT 85).

5. Falótico, N. 2003. Áreas de Cultivos Restringidos Especiales (ACRE) en Mendoza. Aspectos administrativos, legales y técnicos. Resolución N° 400/2003 del DGI. INA. CELA.
6. Fasciolo, G.; M. I. Meca; E. Calderón; M. Rebello. 2005. Contaminación microbiológica en ajos y suelos regados con efluentes domésticos tratados. Mendoza (Argentina). Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, UNCuyo. 37(1): 31-40.
7. _____; G. Gabriel; J. Morábito; F. Tozzi. 2006. Impactos agro-económicos del riego con efluentes domésticos tratados en cultivos de ajo y cebolla. En: III Jornadas de actualización en riego y fertirriego, organizadas por la UNCuyo, INTA, INA. Facultad de Ciencias Agrarias de la UNCuyo. 10 y 11 de agosto de 2008. <http://www.buscagro.com/Detailed/35906.html>
8. Foster, S.; I. Gale; I. Espanhol. 1994. Impacto del uso y disposición de las aguas residuales en los acuíferos, con referencia a América Latina. Lima, OPS. CEPIS. HPE.
9. Loustaunau, H. A. 2000. Reúso de efluentes cloacales para riego agrícola, en área de acuífero libre. En: XVIII Congreso Nacional del Agua. Memorias. Santiago del Estero, UNSE. FCEyT. Instituto de Recursos Hídricos. p. 125-126.
10. Mastrantonio, L.; C. Bazán; P. Peralta. 2006. Reúso agrícola de efluentes industriales y cloacales: efecto en la calidad de agua y suelo. Departamento General de Irrigación. Organización de Estados Americanos. Programa de Servicios Agrícolas Provinciales. Programa de riego. Componente Agua y Suelo. 95 p. http://www.sagpya.mecon.gov.ar/new/0-0/programas/prosap/informacion/ccays/07_01.pdf.
11. Organización Mundial de la Salud. 1989. Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuacultura. Informe de un grupo científico de la OMS. OMS, Ginebra. (Serie de Informes técnicos 778).
12. Tozzi, F.; G. Fasciolo; G. Gabriel. 2004. Desarrollo de malezas en cultivos regados con efluentes domésticos tratados. Mendoza, Argentina. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias, UNCuyo. 36(2): 31-37.

Agradecimientos

A los técnicos del Instituto Nacional del Agua: Aldo Morsucci, Máximo Velga y Osvaldo Sobrino, quienes tuvieron a cargo las tareas de recolección y análisis de muestras; y a Jorge Villalba por sus oportunas observaciones y recomendaciones.