

Contaminación natural (As, F) y eutrofización (N, P) en la cuenca del arroyo El Divisorio, Argentina

Natural pollution (As, F) and eutrofication (N, P) in the basin of El Divisorio stream, Argentina

Espósito ME^{1,3}, MdelC Blanco¹, ME Sequeira^{2,4}, JD Paoloni³, SN Fernández², NM Amiotti^{1,4}, SL Díaz¹

Resumen. Se analizó la interrelación entre la hidrodinámica y la hidroquímica de la cuenca del Arroyo El Divisorio, a fin de comprender su influencia tanto en la magnitud y distribución de iones tóxicos (arsénico, flúor) como en el comportamiento de la descarga de los nutrientes principales (fósforo y nitrógeno) contribuyente a la eutrofización del embalse Paso de las Piedras. Durante 2 años se muestrearon 47 sitios, midiéndose varios parámetros físico-hidroquímicos, entre ellos la posición geográfica de cada muestreo, la profundidad del nivel freático, As, F, PO₄ y N-NO₃. Los datos se analizaron con un diseño de medidas repetidas, test de Fisher, correlaciones y regresiones para todas las variables. Se detectaron diferencias temporales y espaciales altamente significativas (P<0,01), con incrementos de las isohipsas del orden de 0,3 m. En cuanto a los parámetros químicos (As, F, PO₄ y N-NO₃) también se evidenciaron diferencias particulares con distinto grado de significación. La hidrodinámica responde principalmente a los aportes de las precipitaciones estacionales y los escurrimientos incidentes en algunos de los parámetros hidroquímicos, generando variabilidad, que condiciona la calidad del recurso hídrico. Los N-NO₃ y PO₄ constituyen la causa principal determinante de la eutrofización, manifestados con episodios de florecimientos algales (blooms) los que contribuyen al deterioro de la calidad del agua almacenada. El P es el elemento crítico y en los períodos secos el mayor aporte es contribuido por el flujo subterráneo y en menor medida por la descarga continua del curso superficial. En un período de mayor escorrentía superficial, estos elementos incorporados a la carga sedimentaria, producto de la erosión de los suelos y aportados por los fertilizantes y plaguicidas, se transportan en suspensión hacia el reservorio.

Palabras clave: Contaminación; Eutrofización; Hidroquímica; Hidrodinámica.

Abstract. The interrelation between hydrochemistry and hydrodynamics was analyzed in the basin of El Divisorio stream. This was to gain understanding in the magnitude, distribution of toxic ions (As, F) and behaviour in the discharge of main nutrients (P, N) contributing to the eutrofication of Paso de las Piedras Dam. During two years, 47 sites were sampled determining several parameters: geographical position for each sampling point, phreatic level depth, and As, F, PO₄ and N-NO₃ concentrations. Repeated measures, Fisher test, correlation and regression analysis were applied to all variables. Highly significant space and time differences (P<0.01) with increments of 0.3 m were detected for isohypses. At every site, differences with a variable degree of significance were recognized for chemical parameters (As, F, PO₄ and N-NO₃). Hydrodynamics behaves mainly in accord with the seasonal rainfall contribution; run off affects some of the hydrochemical parameters giving rise to a variability that influences water quality. N-NO₃ and PO₄ concentrations are the main factors that cause eutrofication expressed through algae bloom episodes and deterioration of stored water quality. P is the critical element and in the dry periods the highest contribution is through groundwater flux and to a lesser extent by the continuous discharge of surface water. In the period of greater runoff, these elements incorporated to the sedimentary charge as a result of soil erosion, and coming by fertilizers and pesticides are transported in suspension towards the reservoir.

Keywords: Pollution; Eutrofication; Hydrochemistry; Hydrodynamics.

¹ Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS), San Andrés 800, 8000 Bahía Blanca, Argentina.

² Depto. de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur (UNS), Av. Alem 1253, 8000 Bahía Blanca, Argentina.

³ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Bahía Blanca, Argentina.

⁴ Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Camino La Carrindanga km 7, 8000 Bahía Blanca, Argentina.

Address correspondence to: Martín Eduardo Espósito, e-mail: mesposito@uns.edu.ar

Received 10.II.16 Accepted 14.II.2016.

INTRODUCCIÓN

El exagerado crecimiento demográfico ha incrementado, a escala global, la presión sobre el uso del agua con destino a la producción de alimentos y al consumo humano. Por ello, en la actualidad, la creciente demanda de agua ha multiplicado exponencialmente los problemas de disponibilidad y de calidad. Esto se observa en aquellas áreas donde el agua se ve afectada por la concentración de contaminantes naturales que exceden los estándares propuestos por la Organización Mundial de la Salud (2006), consecuentemente introduciendo riesgos sobre la salud humana. Entre los elementos tóxicos, el arsénico (As) y el flúor (F) son contaminantes claves de los recursos hídricos. En particular, la presencia de arsénico en el agua podría indicar la posibilidad de coexistencia de este con otros oligoelementos asociados en elevadas magnitudes, los que potencian los niveles de contaminación de los recursos hídricos superficiales y subterráneos (Espósito et al., 2011).

La interacción entre los recursos hídricos y el medio circundante en una cuenca tienden a alcanzar un estado de equilibrio dinámico. Por ello, los parámetros hidrodinámicos e hidroquímicos resultan modificables por importantes procesos hidrológicos del ecosistema acuático promovidos por la variabilidad estacional e interanual de las precipitaciones y también por las acciones antrópicas. Estas últimas, entre otras, involucran la labranza, la deforestación, la urbanización y la construcción de embalses (Sala Sanjaume y Batalla Villanueva, 1996; Tóth, 2000).

Adicionalmente, los lagos y embalses se ven afectados por el fenómeno de eutrofización, el que se relaciona directamente con las concentraciones de nitrógeno (N) y fósforo (P) en el agua contribuyentes al deterioro de la calidad del recurso hídrico. Un incremento de la magnitud de ambos nutrientes conlleva al aumento de la biomasa de las algas, a la pérdida de oxígeno y a la mortandad de algunas especies acuáticas (Brewer, 1994). Numerosos estudios han identificado al P como el nutriente crítico que limita la producción lacustre, el que asociado al N puede potenciar el desarrollo de proliferaciones de cianofíceas (Lamper y Sommer, 1997; Carpenter et al., 1998; Nurnberg et al., 2003; Wang et al., 2005; López et al., 2009). La contaminación fosfatada es considerada una consecuencia directa del uso de fertilizantes en la agricultura y hasta el presente no había representado un problema para la salud humana. No obstante, en varios estudios más recientes se han observado numerosas relaciones de causa-efecto entre el consumo de aguas fosfatadas y el aumento de casos de cáncer, al igual que el desarrollo de enfermedades neuro-degenerativas (Lavie et al., 2010).

En el sur de la región pampeana argentina, la cuenca del arroyo El Divisorio aporta el 20% del volumen de agua y un elevado porcentaje de los parámetros químicos que ingresan al embalse Paso de las Piedras. Este reservorio es utilizado para la provisión de agua potable con destino al consumo humano y

al uso industrial en las ciudades de Bahía Blanca y Punta Alta (Espósito et al., 2008; López, 2008; Orioli et al., 2008). A raíz de una alta frecuencia de sequías prolongadas en la región, la disponibilidad hídrica de las poblaciones de estos centros urbanos y la rural residente en la cuenca podría verse afectada en el futuro tanto en cantidad como en calidad. Esto sería debido a la acumulación de nutrientes y a la presencia de elementos contaminantes de origen inorgánico. Estudios previos han probado la presencia de As, F, B, V y otros oligoelementos asociados a los recursos hídricos superficiales y subterráneos freáticos, particularmente en los tramos medios e inferiores de las cuencas de los principales ríos que drenan la región de Bahía Blanca. Estos ríos incluyen: Sauce Grande, receptor de las aguas del arroyo El Divisorio, Sauce Chico, Napostá y Saladillo Dulce, Saladillo de García (Paoloni et al., 2009; 2010 y 2011; Espósito et al., 2011). Asimismo, son frecuentes los episodios de florecimientos de algas en el embalse Paso de las Piedras. Varias investigaciones han demostrado el rol importante del N y P en la dinámica de las poblaciones algales en este reservorio donde la biomasa es proporcional a la carga de estos nutrientes hasta un determinado punto (Parodi et al., 2005 y 2006).

De acuerdo a esta problemática se plantearon las siguientes hipótesis: i) la hidrodinámica de la cuenca del arroyo El Divisorio responde a un régimen de marcada estacionalidad de las precipitaciones que definen la recarga de los flujos superficiales y subterráneos, ii) la calidad del recurso que constituye el sistema hidrológico que conforma la cuenca y alimenta el embalse Paso de las Piedras se vería modificada a raíz de la marcada variabilidad en las concentraciones de As, F, P y N., iii) la variabilidad de las concentraciones de P y N modifican la biomasa en el reservorio y alteran la calidad del agua embalsada. La información científica es escasa para esta cuenca. El objetivo de este trabajo fue establecer la relación entre la hidrodinámica e hidroquímica del recurso hídrico, y comprender su influencia tanto en la magnitud y distribución intracuenca de iones tóxicos (As, F) como en el comportamiento de la descarga de los nutrientes principales (P, N) contribuyente a la eutrofización del embalse.

MATERIALES Y MÉTODOS

La región estudiada está situada en el partido de Coronel Pringles (Prov. de Buenos Aires) y abarca una superficie de 391,13 km². Geomorfológicamente, está inserta un área extensa y plana a suavemente ondulada del tramo medio-proximal del Positivo de Ventania (González Uriarte, 1984) delimitada por los meridianos de 61° 40' y 61° 80' de longitud oeste y por los paralelos de 38° 20' y 38° 50' de latitud sur (Fig. 1). La corriente del cauce principal del A° El Divisorio es de carácter permanente, tiene una longitud de 40 km y una red de drenaje poco ramificada (Espósito et al., 2008 y 2014). El relieve expone una diferencia de gradientes bien marcada entre las pendientes existentes en la subcuenca superior con respecto a la media-inferior.

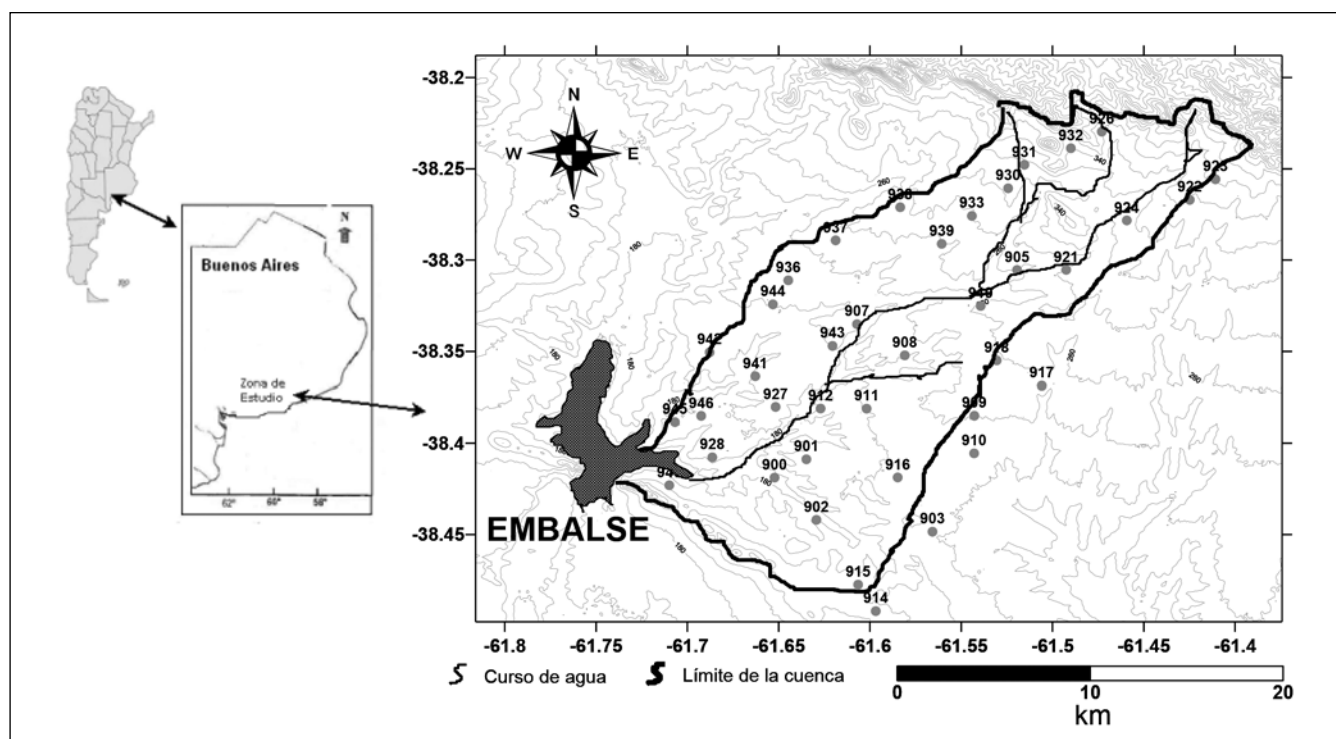


Fig. 1. Ubicación de la cuenca estudiada y de los sitios de muestreo de las aguas subterráneas.

Fig. 1. Location of the studied basin and groundwater sampling sites.

La utilización agrícola-ganadera constituye la principal actividad económica en la cuenca, determinando una trascendental presencia de población rural que hace uso del recurso hídrico para el consumo humano y del ganado. Los establecimientos ganaderos están dedicados a la siembra de verdes y pasturas implantadas lo que significa una importante actividad antrópica, la que impacta por laboreo y pisoteo sobre el suelo. La actividad agrícola incluye principalmente el cultivo de cereales de invierno y de verano realizados en su totalidad con labranza convencional, favoreciendo con ello la erosión del suelo tornándolo más propenso al transporte sedimentario (Adúriz et al., 2003; Cacchiarelli et al., 2008).

El embalse Paso de las Piedras, receptor de la descarga del A° El Divisorio, se encuentra eutrofizado y la proliferación (blooms) de algas cianofíceas son estacionales registrándose incrementos en el verano y el otoño en función de la variabilidad de la concentración de nutrientes disponibles en este cuerpo de agua.

Para el análisis de las precipitaciones del área de estudio, se utilizaron los datos pluviométricos cada 24 horas de tres estaciones: Estancia Las Águilas ($38^{\circ} 17' 08,3''$ S – $61^{\circ} 29' 32,1''$ O) (1914-2009) correspondiente a la subcuenca alta, Establecimiento Sánchez ($38^{\circ} 17' 09,9''$ S – $61^{\circ} 36' 23,7''$ O) (1967-2009) y Estación de Lartigau, ($38^{\circ} 26' 50,3''$ S – $61^{\circ} 33' 56,6''$ O) (1914-2009), ambas ubicadas en el sector medio-inferior de la cuenca.

El estudio de la calidad de las aguas se realizó durante tres campañas de muestreos en tres períodos estacionales: invierno de 2008, otoño de 2009 y primavera-verano de 2009. La toma de muestras de agua procedente del acuífero freático se llevó a cabo en 38 estaciones (entre pozos y perforaciones), 16 de ellos en la subcuenca superior y 22 en la subcuenca media-inferior (Fig. 1 y Tabla 1). La altitud sobre el nivel del mar de los puntos muestreados y su ubicación geográfica se establecieron empleando el sistema de posicionamiento global (GPS) mediante un localizador Garmin Etrex Vista HCx.

Se colectaron muestras de agua con tres réplicas en botellas de plástico de 500 cm³ de capacidad cerradas herméticamente y rotuladas, las que se trasladaron en conservadora al laboratorio. En similares condiciones, también se colectaron 9 muestras del recurso hídrico superficial, tres de las cuales (904, 906, y 925) pertenecieron a la cabecera de la cuenca y las seis restantes (913, 920, 929, 934, 935 y 940) al sector medio-inferior. Se determinó también la profundidad del nivel freático (sonda Spohr) y la temperatura del agua.

Las muestras destinadas a la cuantificación de nitrógeno, pH, conductividad eléctrica y aniones fueron analizadas sin tratamientos previos (preservación, filtración, etc.), controlando solo la cadena de frío. En contraste, las destinadas a la determinación de todos los demás parámetros fueron preservadas con ácido nítrico (HNO₃) (Merck ultrapur al 0,5%). Los aniones fueron analizados empleando Métodos Nor-

malizados según APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association), WPCF (Water Pollution Control Federation). Al mismo tiempo, los cationes se determinaron con un espectrómetro de emisión atómica por plasma de acoplamiento inductivo (ICP-AES) (Shimadzu 9000 simultáneo de alta resolución), bajo la norma EPA 200.7.

Tabla 1. Ubicación geográfica de los sitios de muestro de las aguas subterráneas.

Table 1. Geographic position of groundwater sampling sites.

Muestra (N°)	Longitud (°)	Latitud (°)	Cota topográfica (m.s.n.m.)	Subcuenca Alta	Subcuenca Media e Inferior
900	-61,65	-38,42	167,0		X
901	-61,63	-38,41	204,0		X
902	-61,63	-38,44	192,0		X
903	-61,57	-38,45	224,0		X
905	-61,52	-38,31	259,0	X	
907	-61,61	-38,34	229,0		X
908	-61,58	-38,35	229,0		X
909	-61,54	-38,38	235,0		X
910	-61,54	-38,41	228,0		X
911	-61,60	-38,38	218,0		X
912	-61,63	-38,38	204,0		X
914	-61,60	-38,49	220,0		X
915	-61,61	-38,48	230,0		X
916	-61,58	-38,42	216,0		X
917	-61,51	-38,37	251,0	X	
918	-61,53	-38,35	252,0	X	
919	-61,54	-38,33	259,0	X	
921	-61,49	-38,31	278,0	X	
922	-61,42	-38,27	325,0	X	
923	-61,41	-38,26	362,0	X	
924	-61,46	-38,28	304,0	X	
926	-61,47	-38,23	354,0	X	
927	-61,65	-38,38	196,0		X
928	-61,69	-38,41	188,0		X
930	-61,52	-38,26	302,0	X	
931	-61,52	-38,25	312,0	X	
932	-61,49	-38,24	328,0	X	
933	-61,54	-38,28	277,0	X	
936	-61,64	-38,31	225,0		X
937	-61,62	-38,29	251,0	X	
938	-61,58	-38,27	273,0	X	
939	-61,56	-38,29	257,0	X	
941	-61,66	-38,36	203,0		X
942	-61,69	-38,35	203,0		X
943	-61,62	-38,35	216,0		X
944	-61,65	-38,32	217,0		X
946	-61,69	-38,39	193,0		X
947	-61,71	-38,42	190,0		X

Las determinaciones de concentraciones de As, P y N en las muestras de agua se efectuaron en el Laboratorio de Análisis Químicos (LANAQUI) de CERZOS-CONICET, ubicado en el Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur (UNS). La cuantificación de los fluoruros se efectuó mediante un medidor Hanna (HI 98401) empleando un electrodo específico y uno de referencia. La aptitud del agua para consumo humano se evaluó considerando los siguientes valores guía propuestos por la OMS: As: $\leq 0,01$ mg/L; F: $\leq 1,5$ mg/L; N: ≤ 50 mg/L. Al presente, la OMS no ha efectuado una propuesta de valores guía a tener en cuenta a fin de evaluar los contenidos aceptables de P en el agua de consumo.

Asimismo, se evaluó la tendencia de las concentraciones de los elementos analizados respecto a la cota sobre nivel del mar (m.s.n.m.) en el agua superficial de los puntos de muestreo 906, 913, 925, 929 y 934, pertenecientes al curso principal.

Aplicando el Software Surfer V.8 se confeccionaron mapas con curvas de isoconcentraciones en las aguas subterráneas con la finalidad de visualizar la distribución de las concentraciones de cada elemento estudiado e indicar las áreas de mayor vulnerabilidad en función de las concentraciones más elevadas. A fin de determinar la morfología y el sentido de escurrimiento subterráneo del acuífero freático y su relación con el curso principal, se construyó el mapa de curvas equipotenciales a partir de las alturas del nivel freático referidos al nivel del mar (isohipsas).

El tratamiento estadístico de la información se efectuó mediante el software InfoStat (Di Rienzo et al., 2009) siguiendo el diseño de medidas repetidas debido a que los muestreos se produjeron siempre en los mismos puntos en las diferentes campañas. Se trabajó con los datos desbalanceados debido a que la cantidad de pozos y perforaciones fue heterogénea en los distintos sectores de la cuenca. A los resultados significativos detectados por el análisis de medidas repetidas, se los sometió al test de Fisher (Diferencia Mínima Significativa; DMS o LSD) para comparaciones de medias. Además, se realizaron Análisis de Correlaciones y Regresiones lineales entre todas las variables analizadas con respecto al As sin discriminar los sectores de la cuenca ni el período analizado. Posteriormente, el análisis se repitió para cada campaña de muestreo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de las precipitaciones. La precipitación media anual para la cuenca estudiada, calculada con el método de Thiessen, fue de 767 mm. El análisis de la distribución de las precipitaciones medias mensuales históricas indica que la mayor concentración se produce principalmente en el período primavera-verano, acumulando 536,9 mm, los que representan alrededor del 70% del total anual. Le sigue en importancia el otoño contribuyendo en menor medida a la recarga del sistema hídrico (Fig. 2).

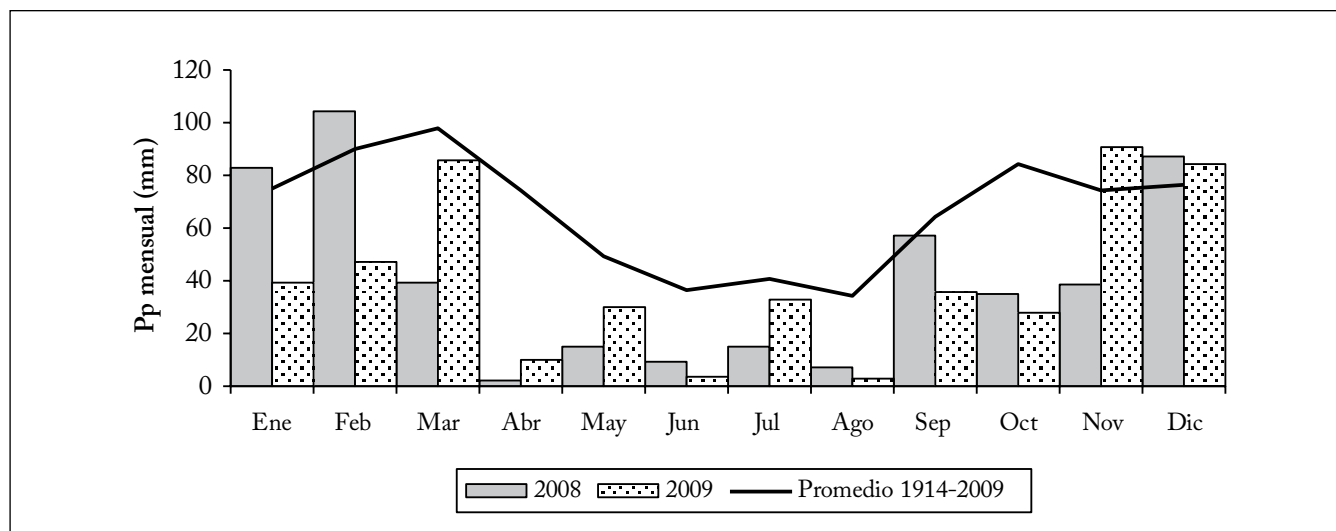


Fig. 2. Comparación de las precipitaciones mensuales registradas en la cuenca durante los años de muestreo (2008-2009) respecto al promedio histórico.

Fig. 2. Comparison of monthly precipitations occurred in the basin during years 2008-2009 respect the historical mean.

La comparación de las precipitaciones mensuales ocurridas en los dos años de muestreo respecto de las precipitaciones medias mensuales históricas (Fig. 2) indica que los registros de lluvias durante el muestreo del invierno del 2008 fueron los más bajos (51 mm) para el período estudiado y por ende la recarga de la cuenca fue menor. Las precipitaciones mensuales solo superaron la media mensual histórica (75 mm) en los meses de noviembre (91 mm) y diciembre (85 mm) del 2009, período correspondiente a la última campaña de muestreo.

Hidrodinámica del sistema hídrico subterráneo. La comparación de las equipotenciales determinadas en ambas subcuencas y entre cada período de muestreo aportó información respecto de la variabilidad espacial y temporal de la superficie freática (Fig. 3). La variación de los niveles de agua en pozos y perforaciones, para los tres períodos considerados, arrojó valores que oscilaron desde 1,2 m de profundidad en los fondos de los valles y cercanías de cauces hasta 41 m en el interfluvio del sector sudeste.

La Figura 3 presenta las líneas equipotenciales y los filetes de flujo perpendiculares a ellas. La morfología de la superficie freática mostró un importante gradiente hidráulico del orden del 6%, observándose un considerable paralelismo entre las equipotenciales el que, para los tres períodos analizados, determina una clara orientación de la descarga hacia el embalse en un sentido diagonal desde el noreste hacia el sudoeste.

El nivel freático registró un ascenso de hasta 30 cm a raíz de la recarga de agua al sistema como consecuencia de las precipitaciones ocurridas en noviembre y diciembre de 2009, reflejado en los valores medios de las isohipsas y en el análisis estadístico que detectó diferencias altamente significativas

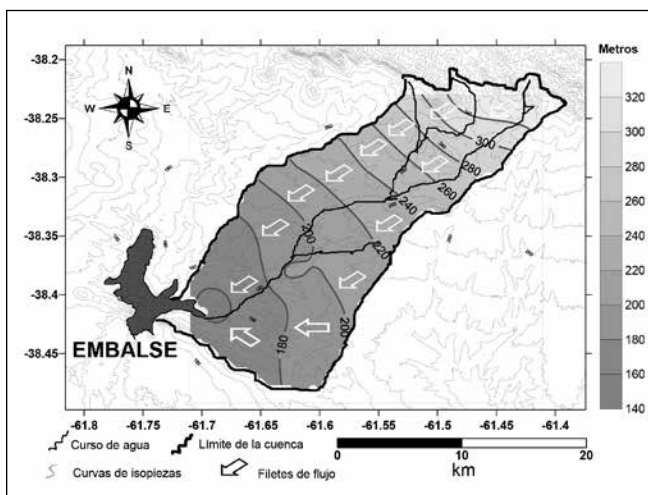


Fig. 3. Mapa de la hidrodinámica del agua subterránea.

Fig. 3. Map of groundwater hydrodynamics.

($P < 0,01$) con respecto a los otros muestreos (Fig. 4). Estas diferencias también fueron encontradas entre ambos sectores del área de estudio con valores medios de isohipsas de 269,2 msnm para la cuenca superior y 186,3 msnm correspondiente al sector medio-inferior.

Las pendientes en el sector superior de la cuenca tienen un gradiente mayor al 3% que ocasiona concentraciones de la escorrentía superficial y de la descarga del acuífero hacia los tramos medio e inferior (cauce efluente), los que se desarrollan en una superficie que comprende un 65,4% del total del área de la cuenca (Espósito, 2014). El escurrimiento de superficie desplaza tanto la carga iónica en la fase soluble como la carga

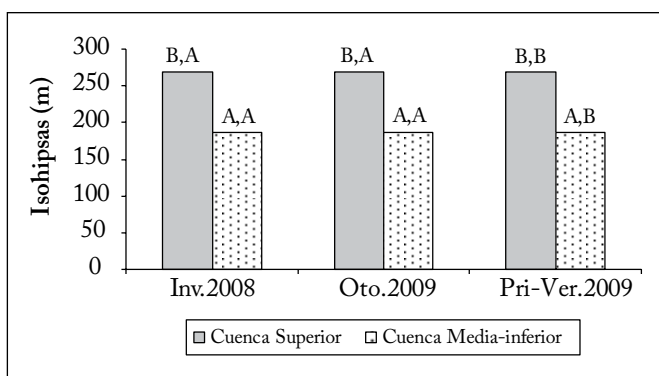


Fig. 4. Comparación espacio-temporal de las isohipsas en la cuenca del arroyo El Divisorio. Letras distintas delante de la coma indican diferencias altamente significativas ($P < 0,01$) entre sectores de la cuenca y letras distintas detrás de la coma indican diferencias altamente significativas ($P < 0,01$) entre períodos muestreados.

Fig. 4. Spatial and time comparison of isohypsals in El Divisorio stream basin. Different letters before comma indicate highly significant differences ($P < 0.01$) between intrabasin sectors, and letters after comma indicate highly significant differences ($P < 0.01$) between sampling periods.

sedimentaria en suspensión; esta última es producto de la erosión de los suelos asociados al tramo superior. Ambas se ven incrementadas hacia los tramos finales de la cuenca, posiciones en las que confluye también el flujo subterráneo recargado en iones mayoritarios y elementos trazas tóxicas, movilizados en solución como por ejemplo el As y F entre otros.

Hidroquímica del sistema

Arsénico y fluoruros. Los mapas de isoconcentraciones de As y F construidos para las aguas subterráneas muestran una distribución no uniforme. En el sector sudeste de la cuenca, la existencia de un parche de elevado As expone la heterogeneidad horizontal y longitudinal de sus concentraciones en el acuífero freático. En tanto, hacia el sudoeste (Fig. 5), la meteorización de las litologías loésicas (zona saturada) y loess-derivadas (zona no saturada), integrantes de la secuencia aluvial, ha determinado un incremento en los fluoruros hasta valores no aceptables. El problema del As en el agua ha sido reportado en amplias zonas de la Llanura Chaco-Pampeana como producto de la meteorización *in-situ* de minerales de origen volcánico presentes en los sedimentos loésicos hospedantes de los acuíferos. Las propiedades físico-químicas (pH, potencial redox, fuerza iónica, etc.) controlan la intensidad de los procesos de interacción entre las fases sólidas y fluidas (hidrólisis de silicatos, óxido-reducción, disolución, dinámica de los carbonatos) conducentes a la extracción de los constituyentes minerales y la transferencia de As y oligoelementos asociados hacia el flujo hídrico (Fernández Turiel et al., 2005; Litter et al., 2010; Nicolli et al., 2012; Auge et al., 2013). Estudios precedentes realizados por Paoloni et al. (2005, 2010) en los Partidos de Coronel Dorrego y Bahía Blanca también muestran una amplia variabilidad espacio-temporal para los tenores de As y F.

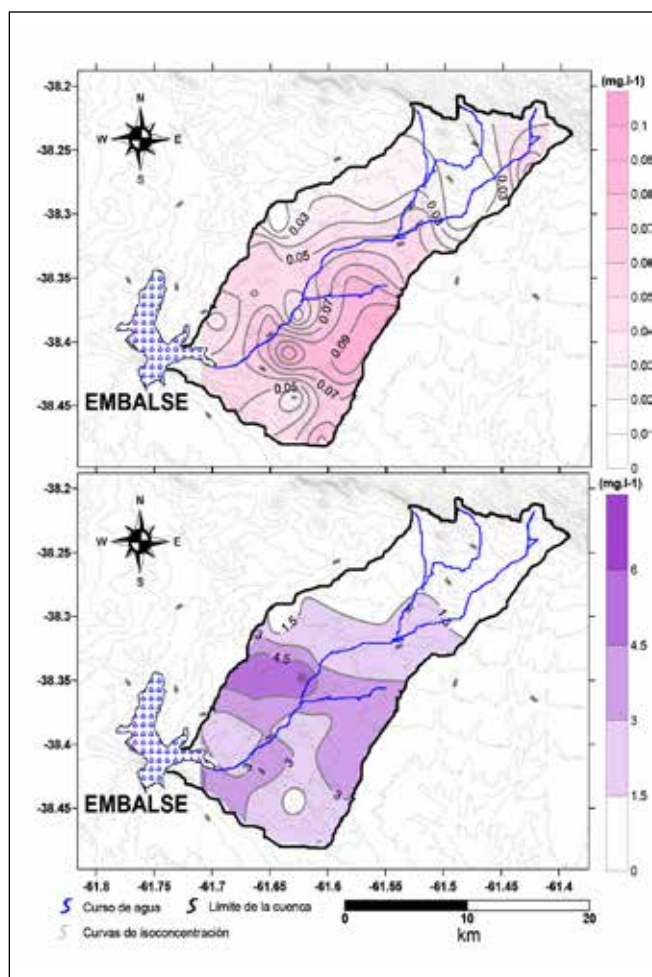


Fig. 5. Mapa de isoconcentraciones y distribución de As (superior) y F (inferior).

Fig. 5. Map of isoconcentrations and distribution of As (upper) and F (lower).

La distribución espacial de las concentraciones medias de As y F en las aguas subterráneas presentó diferencias altamente significativas ($P < 0,01$) entre ambos sectores de la cuenca, registrándose valores medios más elevados de As (0,05 mg/L) y F (3,9 mg/L) en la cuenca media-inferior (Fig. 6). Concentraciones similares, con medias de As (0,06 mg/L), se obtuvieron en los arroyos Napostá Grande y Sauce Chico, cuencas que también pertenecen al Sistema de Ventania (Fiorentino, 1999; Paoloni et al., 2011).

A pesar de la sequía que trascurría en la región durante el período de estudio, se observó influencia de la hidrodinámica sobre la variabilidad de las concentraciones de As, las que aumentaron hasta 0,06 mg/L durante el período de menor recarga hídrica del sistema (invierno) y presentaron diferencias altamente significativas ($P < 0,01$) respecto a las demás estaciones climáticas muestreadas (Tabla 3). En tanto, las concentraciones medias de F no presentaron una marcada va-

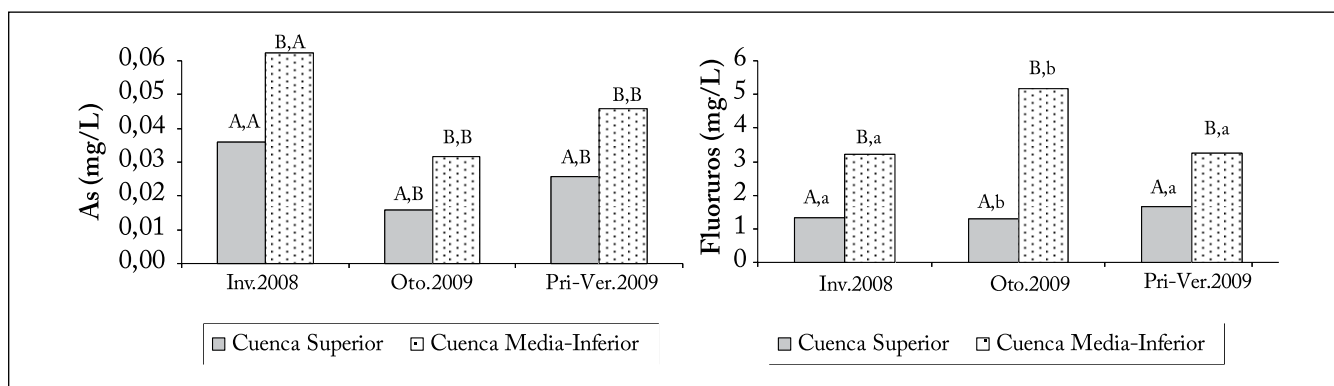


Fig. 6. Comparación espacio-temporal de las concentraciones de As y F en las aguas subterráneas. Letras distintas delante de la coma indican diferencias entre sectores de la cuenca y detrás diferencias entre muestreos. Mayúsculas distintas indican diferencias altamente significativas ($P < 0,01$) y minúsculas diferencias significativas ($P < 0,05$).

Fig. 6. Spatial-time comparisons of As and F concentrations in groundwaters. Different letters before the comma indicate differences between sectors of the basin, and letters after the comma indicate differences between sampling periods. Capital letters indicate highly significant differences ($P < 0,01$), and lower case letters indicate significant differences ($P < 0,05$).

riabilidad temporal tal como demuestra el análisis estadístico que evidenció diferencias significativas solo entre algunos de los muestreos ($P < 0,05$) (Fig. 6). Para las aguas destinadas al consumo humano los valores fueron constantes aunque muy superiores al límite de referencia.

Fosfatos y nitratos. La distribución de las isoconcentraciones de PO_4 y $N-NO_3$ en las aguas subterráneas fue irregular, registrándose tres áreas de elevadas magnitudes de fosfatos situados en los sectores norte (0,8 mg/L), este (0,6 mg/L) y sur de la cuenca (0,9 mg/L). Estos se originaron por la erosión de los suelos del tramo superior, desestructurados por la labranza y el pisoteo animal y los aportes de los fertilizantes y pesticidas utilizados en el sector. Los nitratos presentaron dos puntos bien marcados de elevadas concentraciones ubicados en la cuenca media-inferior (172 mg/L - muestra 936) y superior (160 mg/L - muestra 939). Estos valores localizados son producto de eyecciones urinarias y materia fecal de origen animal, resultantes de las actividades en feedlot en adyacencias a los pozos. Dichas eyecciones en estos sectores puntuales, alteran la calidad del recurso utilizado para el consumo humano (Fig. 7).

El análisis intracuenca de la distribución espacial de los fosfatos (PO_4) y los nitratos ($N-NO_3$) en el agua freática no arrojó diferencias significativas entre las subcuencas ($P > 0,05$), demostrando un comportamiento hidroquímico similar para la totalidad del área de estudio. Temporalmente, para los fosfatos, se hallaron diferencias altamente significativas ($P < 0,01$) en el período correspondiente a la primavera-verano (año 2009) respecto a los dos previos. Sin embargo, para los nitratos las diferencias resultaron significativas ($P < 0,05$) entre este último muestreo respecto de los demás (Fig. 8).

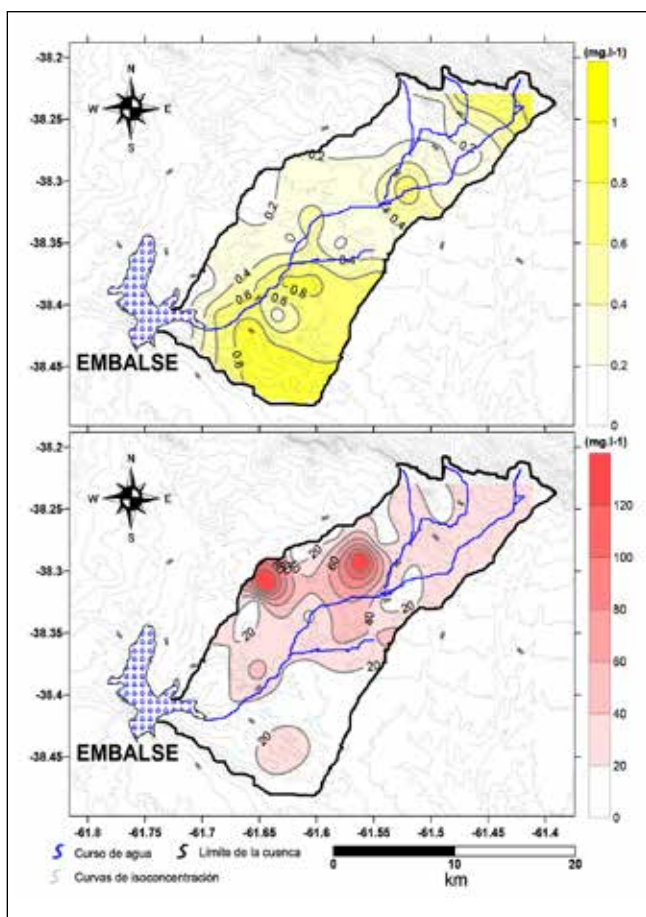


Fig. 7. Mapa de isoconcentraciones y distribución de PO_4 (superior) y $N-NO_3$ (inferior).

Fig. 7. Map of isoconcentrations and distribution of PO_4 (upper) and $N-NO_3$ (lower).

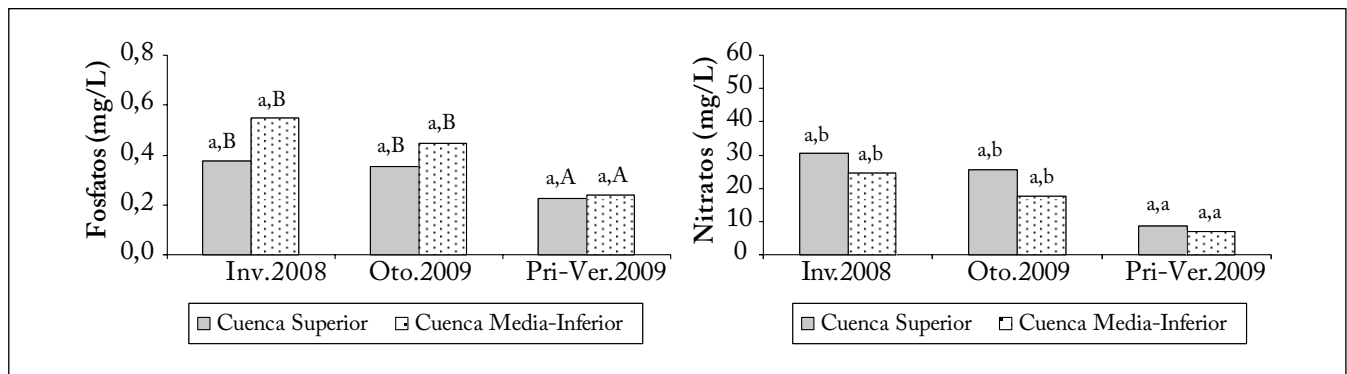


Fig. 8. Comparación espacio-temporal de las concentraciones de PO_4 y N-NO_3 en las aguas subterráneas. Letras distintas delante de la coma indican diferencias entre sectores de la cuenca y detrás diferencias entre muestreos. Mayúsculas distintas indican diferencias altamente significativas ($P < 0,01$) y minúsculas diferencias significativas ($P < 0,05$).

Fig. 8. Spatial-time comparisons of PO_4 and N-NO_3 concentrations in groundwaters. Different letters before the comma indicate differences between sectors of the basin, and letters after the comma indicate differences between sampling periods. Capital letters indicate highly significant differences ($P < 0.01$), and lower case letters indicate significant differences ($P < 0.05$).

Las concentraciones de N y P en el agua son condicionantes del estado trófico del embalse, su origen está en relación directa con la naturaleza de los suelos de la cuenca de captación y con el tipo de actividades que en ella se desarrollan, en este caso fundamentalmente agropecuarias, de modo que la descarga de estos elementos puede ser puntual o difusa. Las actividades humanas ejercen un fuerte impacto sobre los ciclos bio-geoquímicos del C, N y P en el ecosistema terrestre (Galloway et al., 1995; Vitousek et al., 1997), los que se trasladan al ciclo hidrológico y contribuyen a incrementar sus concentraciones en las áreas de descarga. El aporte derivado de las fuentes antropogénicas (Echaniz et al., 2010) obedece a la carga sedimentaria producto de la erosión de los suelos de la cuenca, al vertido puntual de efluentes cloacales domésticos, la producción en feedlots y la aplicación difusa de fertilizantes y pesticidas en las áreas de la cuenca destinadas a las producciones agrícolas extensivas.

La mayor contribución de sedimentos al embalse derivó de la carga sedimentaria transportada en suspensión en el flujo superficial, la que acarrió una mayor proporción de partículas tamaño limo y arcilla. Estas partículas derivan de la erosión de los suelos de texturas finas y moderadamente finas asociados a los tramos superiores de los ríos que descargan en el embalse. En las áreas de las nacientes, la susceptibilidad a la erosión hídrica se ve incrementada en virtud de los mayores gradientes en las pendientes y del deterioro de la estructura en los horizontes A ocasionado por las labranzas. Las partículas finas tienen una mayor capacidad de adsorción respecto de las de mayor tamaño y, por ende, los sedimentos moderadamente finos ingresantes al lago contienen materia orgánica, fósforo y nitrógeno. El agua que ingresa al lago Paso de las Piedras a partir del escurrimiento superficial y del flujo lateral sufre, a lo largo de su trayectoria y en el sentido del flujo, alteraciones químicas controladas por la geología del terreno y de los apor-

tes que llegan de su propia cuenca. Como consecuencia indeseable es frecuente el desarrollo de proliferaciones masivas de fitoplancton denominadas floraciones (blooms) que provocan un desequilibrio ecológico con la consiguiente pérdida de calidad del agua (Fernández et al., 2014).

En términos generales, el fertilizante nitrogenado aplicado a los sistemas de producción agrícola sobrepasa los requerimientos de los cultivos. Este exceso de N se volatiliza hacia la atmósfera, se acumula en los suelos, migra desde los ecosistemas terrestres a las aguas superficiales e ingresa a los acuíferos (Smith et al., 1999). Al igual que para el N, la producción agropecuaria ejerce influencia también sobre el flujo de P en los paisajes. Además de los contenidos contribuidos a través de la carga sedimentaria procedente de la erosión de los suelos, importantes cantidades de P ingresan como fertilizantes inorgánicos y estiércol. Esto amplía así sus reservas en el sistema edáfico, desde donde son posteriormente removilizadas y resolubilizadas en el embalse. Esta tendencia es importante en el desarrollo de la eutrofización de los sistemas acuáticos. De acuerdo con Smith et al. (1999), la exportación de P en el escurrimiento superficial y subterráneo experimenta un incremento lineal con los niveles almacenados en el suelo. A lo largo del tiempo, aunque esta contribución sea pequeña se torna limnológicamente significativa pues los niveles de N y P ingresados a los ecosistemas acuáticos influyen en el crecimiento de las poblaciones algales. Su magnitud queda supeditada a la densidad de las poblaciones de ganado y a la intensidad del uso de la tierra dentro de la cuenca (Howarth, 1988). Por otra parte, la lenta acreción de polvo eólico y la remoción de sedimentos desde el fondo del lago a causa de la actividad eólica en la superficie son otros procesos de probable aporte de nutrientes al cuerpo de agua.

En los tres períodos muestreados, las aguas superficiales tuvieron incrementos de las concentraciones de arsénico, fluoru-

ros y fosfatos desde las nacientes hacia la desembocadura. En todos los casos, los valores más elevados correspondieron al sector medio-inferior del curso principal, antes del ingreso al embalse Paso de las Piedras. Sin embargo, las precipitaciones ocurridas en la cuenca durante el período primavera-verano del año 2009 ocasionaron un decrecimiento en los tenores de estos elementos como consecuencia de la dilución en sus concentraciones ocasionada por el aumento del caudal del A° El Divisorio (Fig. 9).

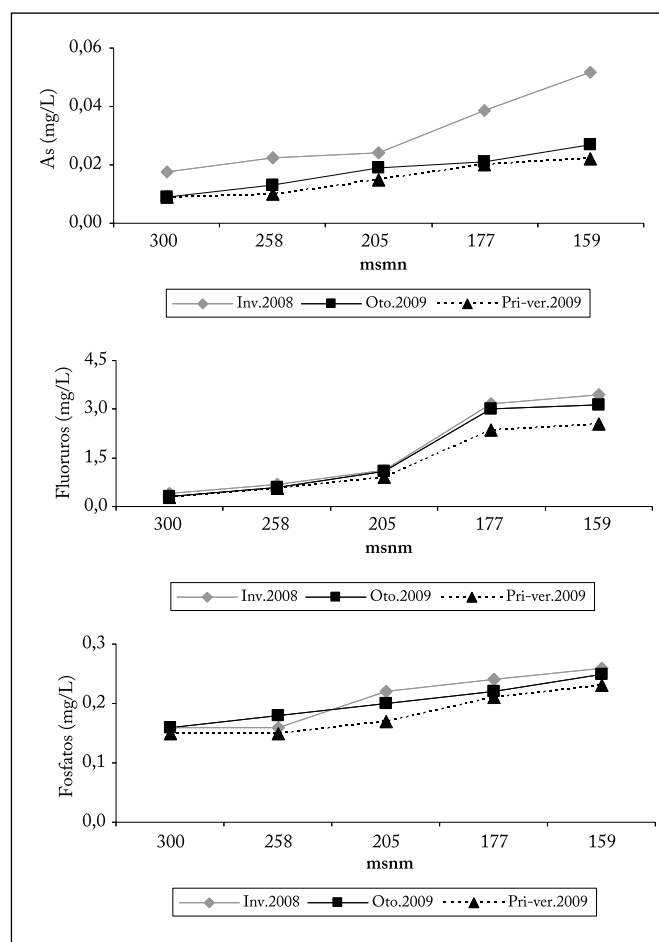


Fig. 9. Variación de las concentraciones de As, F y PO₄ en función de la cota de sitios seleccionados del curso principal del arroyo El Divisorio.

Fig. 9. Variability of As, F and PO₄ concentrations depending on altitude of different selected sites of the main water course of El Divisorio stream.

En síntesis, los valores máximos y mínimos pertenecientes al sector medio-inferior de la cuenca superaron ampliamente a los detectados en la subcuenca superior donde la calidad del agua se vio deteriorada por la coexistencia de los elementos analizados. Esto resulta particularmente perjudicial cuando el agua es empleada para el consumo humano (Tabla 3).

Las concentraciones de As excedieron el valor de referencia utilizado para el consumo humano (0,01 mg/L - OMS) en todas las muestras, comprometiendo así la calidad del recurso hídrico superficial. El valor más elevado (0,05 mg/L) fue superior al encontrado por Fiorentino (1999) en el río Sauce Chico (0,02 mg/L) pero coincidió con sus resultados en el arroyo Napostá Grande (0,06 mg/L); los estudios realizados por Fiorentino (1999) fueron efectuados en una estación seca. En las aguas subterráneas las concentraciones máximas de As (0,12 mg/L) fueron inferiores a las encontradas por Paoloni et al. (2005, 2010) en los Partidos de Coronel Dorrego (0,5 mg/L) y Bahía Blanca (0,3 mg/L) (Tabla 3).

Las concentraciones máximas de F en las aguas superficiales (6,0 mg/L) son alarmantes; superan casi cuatro veces el valor límite de referencia (1,5 mg/L - OMS) y exceden las magnitudes máximas halladas en las nacientes del Río Sauce Grande (3,9 mg/L), el que se encuentra en un marco climático de características similares a las del A° El Divisorio (Fiorentino 1999). Estudios realizados en aguas superficiales para los ríos que alimentan algunos de los principales embalses de la provincia de Córdoba muestran concentraciones máximas de F de 2,5 mg/L (García et al., 2006), inferiores a las del arroyo El Divisorio. Para las aguas subterráneas la máxima concentración de F (9,5 mg/L) fue elevada pero no alcanzó a igualar a los tenores encontrados por Paoloni et al. (2005, 2010) en los Partidos de Coronel Dorrego (18,2 mg/L) y Bahía Blanca (12,7 mg/L) (Tabla 2).

La concentración máxima de los fosfatos (0,26 mg/L) en las aguas superficiales resultó similar a la reportada por Fiorentino (1999) para los cursos principales del Sauce Grande, Sauce Chico y Napostá Grande, en el sur de la provincia de Buenos Aires. En cambio, en el recurso subterráneo el valor máximo de PO₄ (0,90 mg/L) fue muy elevado, y excedió las concentraciones extremas encontradas en la cuenca de la laguna de Puan y el Partido de Coronel Dorrego (Paoloni et al., 2005; Sequeira et al., 2008) (Tabla 2).

En las aguas superficiales las concentraciones de nitrato se hallaron por debajo del límite establecido por la OMS (50 mg/L). En el recurso hídrico subterráneo se encontraron únicamente dos sitios de muestreo con elevados tenores de nitrato [172 mg/L (936) y 160 mg/L (939)]. Estos valores correspondieron a las distintas campañas de muestreo y ambos sectores de la cuenca.

El enriquecimiento en nutrientes de los cursos superficiales concierne al proceso de eutrofización. Los niveles de nutrientes ingresantes al embalse son aspectos inherentes a la calidad del agua de consumo considerados por el público usuario, cuando dichos nutrientes conducen a la producción de algas cuyos metabolitos modifican su color, olor y sabor. La Ley del Mínimo de Liebig denota consistencia en la respuesta entre la biomasa de algas producida y el enriquecimiento en los nutrientes N y P (Smith, 1999). En la mayoría de los lagos, lagunas y embalses, el P es el nutriente limitante crítico. Por

Tabla 2. Valores máximos y mínimos de las variables analizadas del recurso hídrico en los distintos sectores de la cuenca.
Table 2. Maximum and minimum values of the studied variables on the water resource at the different sectors of the basin.

Elementos y compuestos	Recurso Analizado	Subcuencas	Valores Máximos (mg/L)	Valores Mínimos (mg/L)	Valores Límites Permitidos (OMS) (mg/L)
As	Subterráneo	Superior	0,08	0,01	0,01
		Media-inferior	0,12	0,05	
	Superficial	Superior	0,01	0,01	
		Media-inferior	0,05	0,01	
F	Subterráneo	Superior	4,20	0,20	1,50
		Media-inferior	9,50	0,60	
	Superficial	Superior	1,05	0,27	
		Media-inferior	6,00	0,65	
PO ₄	Subterráneo	Superior	0,80	0,15	-----
		Media-inferior	0,90	0,15	
	Superficial	Superior	0,19	0,15	
		Media-inferior	0,26	0,17	

ende, el control de las poblaciones algales y de los niveles de eutrofización radica en la reducción de las concentraciones de los nutrientes P y N hasta niveles aceptables en los cursos de agua superficiales y en los acuíferos que descargan en el reservorio. También es importante el control de la resolubilización particularmente de P, para disminuir sus concentraciones en la columna de agua dentro del embalse.

Análisis de correlación aplicado a las aguas subterráneas. Se realizó un Análisis de Correlación Lineal entre los elementos estudiados (período 2008) sin subdividir la cuenca en sectores (Tabla 3). El análisis arrojó una correlación positiva entre As-F ($r=0,62$; $P<0,01$) y As-PO₄ ($r=0,40$; $P<0,01$). De este modo, ante la presencia de As sería esperable detectar también F y PO₄ en el acuífero freático. Los nitratos no se correlacionaron con los restantes elementos analizados.

Tabla 3. Correlaciones de los elementos analizados en las aguas subterráneas.

Table 3. Correlations of the studied elements in groundwaters.

	Arsénico	Fluoruros	Fosfatos	Nitratos
Arsénico	1,00	0,62**	0,40**	-0,31 ^{ns}
Fluoruros		1,00	0,01 ^{ns}	-0,20 ^{ns}
Fosfatos			1,00	-0,24 ^{ns}
Nitratos				1,00

** Altamente significativo; ns: no significativo.

** Highly significant; ns: not significant.

La correlación As-F hallada para las aguas freáticas fue similar a la publicada por Osicka et al. (2002) en la región del Domo Central de la provincia del Chaco ($r=0,66$), y superó a la registrada por Paoloni et al. (2010) en el partido de Bahía Blanca ($r=0,56$), zona aledaña a la cuenca El Divisorio.

CONCLUSIONES

La recarga hídrica de la cuenca del A° El Divisorio obedece a los aportes de las precipitaciones, las que distribuidas estacionalmente ocurren con una mayor frecuencia e intensidad en primavera-verano. No obstante, el acontecimiento de eventos extremos de crecidas o sequías modifican las características funcionales de la cuenca, tal como ocurrió en el período estudiado. Esto estuvo asociado a una intensa sequía, solo registrándose algunas precipitaciones durante la primavera-verano, suficientes para contribuir a la recarga mínima del sistema hidrológico.

La hidrodinámica responde a los aportes pluviales influyendo ambos en las características hidroquímicas tanto de las aguas superficiales como del acuífero freático. En este último, independientemente de la fase seca transcurrida, las concentraciones de PO₄ y N-NO₃ sufrieron una reducción como resultado de la dilución en la fase acuosa debido a la recarga de verano. Un comportamiento análogo se verificó para el As el que registró los niveles más elevados para la estación climática más seca (invierno). A diferencia del As, el F no acusó una marcada variabilidad temporal en sus concentraciones, las que se mantuvieron en niveles casi constantes para las distintas estaciones climáticas.

La distribución espacial intracuenca de As y F en las aguas subterráneas fue heterogénea y arrojó concentraciones más elevadas particularmente en el sector medio-inferior de la cuenca donde las magnitudes halladas excedieron los valores guía para el consumo humano. Las concentraciones de As, F y PO_4 en el recurso hídrico superficial tuvieron una tendencia análoga con incrementos desde las nacientes hasta la desembocadura.

Los niveles de nitratos no resultaron excesivos en las aguas superficiales ni en el acuífero. No obstante, los nitratos y fosfatos constituyen la causa principal determinante de la eutrofización, manifestados con episodios de florecimientos algales (blooms) que contribuyen al deterioro de la calidad del agua almacenada en el Dique Paso de las Piedras. El P es el elemento crítico; en los períodos secos el mayor aporte es contribuido por el flujo subterráneo y en menor medida por la descarga continua del aporte del curso superficial.

El N y el P producirían los disturbios más significativos en el sistema acuático durante los períodos de elevadas precipitaciones (primavera-verano). En este período de mayor escorrentía superficial, estos elementos incorporados a la carga sedimentaria, producto de la erosión de los suelos, y aportados por los fertilizantes y plaguicidas utilizados en la agricultura, se transportan en suspensión y en la fase soluble hacia el reservorio. En este escenario, la mayor emisión de fosfatos y de nitratos hacia el embalse, a través del escurrimiento superficial, se verificaría durante los períodos de recarga del sistema. La removilización del sedimento de fondo hacia la columna de agua, y la lenta acreción de polvo eólico desde la superficie constituyen fuentes subsidiarias de aporte de N y P. El control del crecimiento de las poblaciones algales y de la eutrofización del embalse requiere limitar el ingreso de los nutrientes N y P hasta niveles aceptables en el curso superficial y en el flujo subterráneo tanto en el A° El Divisorio como en los demás afluentes del río Sauce Grande, principal curso que alimenta el reservorio Paso de las Piedras.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la ANPCYT, el CONICET y la SeGCyT de la Universidad Nacional del Sur.

REFERENCIAS

- Adúriz, M.A., A.O. Gargano, P. Chimeno, M.C. Saldungaray y V.P. Conti (2003). Caracterización de los agrosistemas predominantes de la cuenca alta del río Sauce Grande. *Revistas de Investigaciones Agropecuarias* 32: 3-26.
- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association), WPCF (Water Pollution Control Federation) (1989). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17 ed.
- Auge, M., G. Espinosa Viale y L. Sierra (2013). Arsénico en el agua subterránea de la Provincia de Buenos Aires. En: VIII Congreso Argentino de Hidrogeología: Aguas subterráneas recurso estratégico. Tomo II, pp. 58-63. La Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Brewer, R. (1994). *The Science of Ecology*. Saunders College Publishing, Orlando, FL, U.S.A. 791 p.
- Cacchiarelli, J., J.A. Galantini y R. Rosell (2008). Estabilidad estructural y P en fracciones de agregados en la cuenca del arroyo El Divisorio (Coronel Pringles, BA). *Ciencia del Suelo* 26: 71-79.
- Carpenter, S.R., N.E. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howarth, A.N. Sharpley y V.H. Smith (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8: 558-568.
- Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. González, M. Tablada y C.W. Robledo (2009). InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, ARG.
- Echaniz, S.A., E. Vignatti, S.B. José y J.C. Paggi (2010). Los nutrientes en sedimentos de lagunas de La Pampa. Relación con la granulometría y uso de la tierra. 3er. Congreso Pampeano del Agua. Santa Rosa. Consejo Asesor de Recurso Hídricos, pp. 23-31.
- Espósito, M.E., M.E. Sequeira, J.D. Paoloni y N.M. Amiotti (2008). Análisis morfométrico de la cuenca endorreica de El Divisorio, Sudoeste de la Provincia de Buenos Aires. En: Cazzaniga N.J., Arelovich H.M. (Eds), pp. 17-29. Ambiente y recursos naturales del sudoeste bonaerense: Producción, contaminación y conservación (V Jornadas Interdisciplinarias del Sudoeste Bonaerenses), EdiUNS, Bahía Blanca, Argentina.
- Espósito, M.E., J.D. Paoloni, M.E. Sequeira, N.M. Amiotti y M. del C. Blanco (2011). Natural contaminants in drinking waters (arsenic, boron, fluorine and vanadium) in the southern pampean plains, Argentina. *Journal of Environmental Protection* 2: 97-108. Disponible: 10.4236/jep.
- Espósito, M.E. (2014). Hidrología e hidroquímica de la cuenca del arroyo El Divisorio, provincia de Buenos Aires. Tesis de Doctorado. UNS.
- Fernández, C., E.J. Cáceres y R.E. Parodi (2014). Phytoplankton development in a highly eutrophic man-made lake from the Pampa plain of Argentina – a functional Approach. *International Journal of Environmental Research* 8: 1-14.
- Fernández Turiel, J.L., G. Galindo, M.A. Parada, D. Gimeno, M. García Vallés y J. Saavedra (2005). Estado actual del conocimiento sobre el arsénico en el agua de Argentina y Chile: Origen, movilidad y tratamiento. En: Galindo G., Fernández Turiel J.L., Parada M.A., Gimeno Torrente D. (eds.), pp. 1-22, Actas II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de Hidrología Subterránea, IV Congreso Hidrogeológico Argentino, Río Cuarto, Argentina.
- Florentino, C.E. (1999). Evaluación y riesgo de contaminación de los recursos hídricos superficiales en las vertientes del Sistema de Ventania. Tesis de Magister en Ciencias Agrarias. UNS.
- Galloway, J.N., W.H. Schlesinger, H.H. Levy, A. Michaels y J.L. Schnoor (1995). Nitrogen fixation: anthropogenic enhancement-environmental response. *Global Biogeochemical Cycles* 9: 235-252.
- García, M.G., K.L. Lecomte, J.O. Martínez, S.M. Formica y P.J. Depetris (2006). Flúor en aguas de ríos en las Sierras de Córdoba, Argentina. En: Primer Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua. Córdoba, Argentina, 7 p.
- González Uriarte, M. (1984). Características geomorfológicas de la porción continental que rodea la Bahía Blanca, Provincia de Buenos Aires. En: Actas IX Congreso Geológico Argentino, AACG (Ed.). Vol. III, pp. 556-576, S.C. de Bariloche, Argentina.

- Howarth, R.W. (1988). Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 19: 898-910.
- Lamper, W y U. Sommer (1997). The ecology of lakes and streams. *Limnology*. Oxford University Press, Oxford, UK, 382 p.
- Lavie, E., A. Morábito, S. Salatino, A. Bermejillo y M. Filippini (2010). Contaminación por fosfatos en el oasis bajo riego del río Mendoza. *Rev. FCA UNCuyo* 42: 169-184.
- Litter, M., M.E. Morgada y J. Bundschuh (2010). Possible treatments for arsenic removal in Latin American waters for human consumption. *Environmental Pollution* 158: 1105-1118.
- López, N.C. (2008). Optimización de la operación de un humedal artificial para el mejoramiento de la calidad del agua del arroyo El Divisorio, afluente al embalse Paso de las Piedras. Tesis de Magister en Ingeniería. UNS.
- López, P., E. Navarro, R. Marcé, I. Urrutia y J. Armengol (2009). Sedimentary phosphorus in a cascade of five reservoirs (Lozoya River, Central Spain). *Lake Reservoir Management* 25: 39-48.
- Nurnberg, G.K., B.D. La Zerte y D.D. Onding (2003). An artificially induced *Planktothrix rubescens* surface bloom in a small kettle lake in Southern Ontario compared to blooms world-wide. *Lake Reservoir Management* 19: 307-322.
- Nicolli, H.B., J. Bundschuh, M. del C. Blanco, O. Tujchneider, H. Panarello, C. Dapeña y J. Rusansky (2012). Arsenic and associated trace elements in groundwater from the Chaco-Pampean plain, Argentina: Results from 100 years of research. *The Science of the Total Environment* 429: 36-56.
- OMS (Organización Mundial de la Salud) (2006). Guías para la calidad del agua potable. Vol 1. Recomendaciones. 3ª Ed. Ginebra. 398 p.
- Orioli, G, M. Sabbatini, J. Marchena y R. Vázquez (2008). The impact of agricultural land use on stream chemistry and inputs to an inland reservoir: case of the Sauce Grande River, Argentina. *Hydrology Science Journal* 53: 834-843.
- Osicka, R.M., N. Agulló, C. Herrera Ahuad y M.C. Giménez (2002). Evaluación de las concentraciones de fluoruro y arsénico en las aguas subterráneas del Domo Central de la provincia del Chaco. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. Universidad Nacional del Nordeste, <http://www.unne.edu.ar/Web/cyt/cyt/2002/08-Exactas/E-049.pdf>. Fecha de Consulta: Mayo 2015.
- Paoloni, J.D., M. González Uriarte, M. Sequeira, C.E. Fiorentino y E. Navarro (2005). Geoambiente y evaluación de las aguas freáticas del partido de Coronel Dorrego. Ed:UNS, 1ª Edición, ISBN 987-1171-26-9, 108 p.
- Paoloni, J.D., M. Sequeira, M. Espósito, C.E. Fiorentino y M. del C. Blanco (2009). Arsenic in Water Resources of the Southern Pampa Plains, Argentina. *Journal of Environmental and Public Health*. Article ID 216470, 7 pages, doi:10.1155/2009/216470. ISSN 1687-9805.
- Paoloni, J.D., M.E. Sequeira y M. Espósito (2010). Los recursos hídricos - evaluación de la calidad. En: Ambientes y Recursos Naturales del Partido de Bahía Blanca: Clima, Geomorfología, Suelos y Aguas (Sudoeste de la provincia de Buenos Aires). Capítulo IV, 177-219. Paoloni J.D. Compilador. 1ª Edición Bahía Blanca, Ed:UNS. (ISBN 978-987-1648-22-1)
- Paoloni, J.D., E. Fiorentino, M. Espósito (2011). Prefactibilidad de Sistematización y Aprovechamiento de la Cuenca del Sauce Chico. Informe Final. Hidrología (Tomo II). Consejo Federal de Inversiones. pp. 3-96.
- Parodi, E.R., R.A. Alioto, J.M. Regueira, J.C. Schefer, F. Belleggia y N. López (2005). Grado de eutrofización actual del embalse Paso de las Piedras (Buenos Aires, Argentina) y propuesta para un futuro manejo. Resúmenes V Seminario Internacional CYTED: Un enfoque integrado para la gestión sustentable del agua: Experiencias en zonas húmedas. (Argentina, Buenos Aires, 5-7-abril 2005).
- Parodi, E.R., A.G. Siniscalchi, N. López, J.C. Schefer, R. Aliotto, F. Belleggia y J.M. Regueira (2006). Fitorremediación del arroyo El Divisorio (Buenos Aires) mediante cultivo de una macrófita autóctona en humedales artificiales. IV Congreso de Ecología y Manejo de Ambientes Acuáticos Pampeanos, Argentina, 9-10 nov. 2006), 39 p.
- Sala Sanjaume, M. y R. Batalla Villanueva (1996). Teoría y métodos en Geografía Física. Editorial Síntesis. Madrid, España.
- Sequeira M.E., S.N. Fernández, J.D. Paoloni, E.C. Fiorentino, M.E. Espósito y P.J. Antonelli (2008). Calidad hidroquímica del recurso hídrico en una cuenca endorreica del sudoeste de la provincia de Buenos Aires. *Cuadernos del CURIHAM* 14: 1-11. ISSN 1514-2906.
- Smith, V.H., G.D. Tilman y J.C. Nekola (1999). Eutrophication: impact on excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100: 179-196.
- Tóth, J. (2000). Las aguas subterráneas como agente geológico: causas, procesos y manifestaciones. *Boletín Geológico y Minero* 111: 9-26.
- Vitousek, P.M., J. Aber, R.W. Howarth, G.E. Likens, P.A. Matson, D. W. Schlinder, W.H. Schlesinger y G.D. Tilman (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences. *Ecological Applications* 7: 737-750.
- Wang, S.H., A.R. Dzialowski, J.O. Meyer, F. Noyelles, N.C. Lim, W.W. Spotts y D.G. Huggins (2005). Relationships between cyanobacterial production and the physical and chemical properties of a Midwestern Reservoir, USA. *Hydrobiologia* 541: 29-43.