



ESTADO ACTUAL DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA CUENCA DEL ARROYO PERGAMINO.*

REYNOSO, L. ⁽¹⁾; ANDRIULO, A.

RESUMEN

Se determinó la composición físico-química y bacteriológica, el contenido de metales pesados y plaguicidas de aguas superficiales y subterráneas de la cuenca del arroyo Pergamino (N de la Pampa Ondulada) y se analizaron los factores que las condicionan. Las aguas del arroyo no reflejaron un alto grado de interacción con las aguas subterráneas. Estas últimas resultaron bicarbonatadas sódicas, por su interacción con los sedimentos que forman los acuíferos. Las aguas del arroyo fueron cloruradas sódicas en su nacimiento, debido a la influencia de los bañados y lagunas, y bicarbonatadas sódicas en la desembocadura por el aporte de los cursos tributarios y de la descarga de acuíferos. En la época estival y bajo las condiciones climáticas secas en que se realizó el muestreo, la actividad agrícola no aportó cantidades significativas de nutrientes a las aguas superficiales ni a las subterráneas. Sin embargo, pudo comprobarse que la actividad urbana aportó una importante cantidad de material orgánico al arroyo. Los niveles de As superaron los límites aconsejados para el consumo humano y desarrollo de la biota en todas las aguas analizadas. En las aguas subterráneas se detectaron niveles importantes de otros metales pesados, en especial Pb, Fe, Zn y Mn, que las limitan para diferentes posibles usos. Se encontraron atrazina y endosulfán en algunas de las aguas subterráneas de la cuenca. La no potabilidad de todas las aguas analizadas estuvo determinada por la presencia generalizada de bacterias del tipo coliformes. Estos resultados constituyen un aporte al estado del conocimiento sobre la calidad del agua de la cuenca y demuestran la importancia de su monitoreo para entender el comportamiento general del recurso y el origen específico de los diferentes elementos contaminantes. Es necesario investigar la variación temporal de las características evaluadas.

Palabras claves: acuíferos; aguas superficiales; composición físico-química; contaminantes; actividad humana.

() Trabajo financiado por el proyecto "Desarrollo de conocimiento y tecnologías para mitigar la contaminación de suelo, agua y aire por agroquímicos y residuos en sistemas de producción intensivos". Área estratégica Gestión Ambiental 1. INTA*

(1) Departamento de Producción Agrícola y Gestión Ambiental. EEA Pergamino. Ruta 32, km 4.5 (2700) Pergamino. Correo electrónico: lreynoso@pergamino.inta.gov.ar

ABSTRACT

ACTUAL WATER QUALITY AT THE PERGAMINO RIVER WATERSHED

We determined surface and groundwater characteristics (physicochemical and bacteriological composition and the presence of heavy metals and pesticides) at the Pergamino River watershed (N of the Rolling Pampas) and analyzed the factors that condition water qualities. Stream water did not reflect a high degree of interaction with groundwater. Groundwater maintained its bicarbonate-sodic characteristic, determined by the aquifers sediments, while the stream waters received the influence of swamp and shallow lakes at the stream origin (chloride-sodic type) and changed to bicarbonate-sodic along its trajectory due to the contribution of the tributary streams and groundwater. The nutrient contribution to surface and groundwaters from agricultural activity was very small, in summer time and under dry conditions in which sampling was conducted. Nevertheless, the urban activity provided an important amount of organic material to stream waters. The levels of As surpassed the limits advised for the human consumption and for the development of biota in all samples. In groundwater, significant levels of other heavy metals were detected, especially, Pb, Fe, Zn and Mn, that limit their potential use. Atrazine and endosulfan were found in some groundwater samples. All water samples resulted non potable due to the generalized presence of coliform bacteria. These results show the importance of monitoring surface and groundwater at the watershed level to understand the general behavior of this resource in the region and the specific origin of the different polluting elements. We pretend to investigate the temporal variations of the studied parameters.

Key word: aquifers; streams, physicochemical composition; pollutants; human activity

INTRODUCCIÓN

El arroyo Pergamino está situado en el norte de la provincia de Buenos Aires, en la región denominada Pampa Ondulada, caracterizada por un relieve suavemente ondulado y en parte recortado por cañadas, arroyos y ríos. Este curso de agua se presenta erosionado y desgastado, incorporando a su caudal gran cantidad de partículas, arcilla y material calcáreo; y aguas abajo aumenta el contenido de arena. También tiene elevado contenido de sales proveniente del suelo (CESA, 2004).

Por ambas márgenes recibe el aporte de pequeños cursos de carácter temporario (Botija, Chu-Chu, de los Padres) o permanente (Tambo Nuevo). Atraviesa la ciudad homónima, tras recorrer 19 km desde su nacimiento en la laguna del Pescado y desemboca en el río Arrecifes después de recorrer aproximadamente 70 km. Su cuenca comprende aproximadamente 2000 km² y forma parte de un sistema mayor que desemboca en el río Paraná: el sistema Pergamino - Arrecifes (con una cuenca de 10.336 km² de superficie), que recibe como tributarios a los ríos Rojas, Salto y Pergamino (Herzer *et al*, 2003). En ella se desarrolla, como actividad principal, la agricultura, que en las últimas tres décadas se ha intensificado (Manuel-Navarrete *et al*, 2005).

Los cursos superficiales de agua juegan un rol fundamental en el desarrollo de las actividades humanas, constituyendo un importante recurso natural, cuyo carácter de "renovable" es discutible en la actualidad. Estrechamente relacionados se encuentran los acuíferos subterráneos, otro importantísimo recurso. Ambas fuentes, superficiales y subterráneas, forman parte del ciclo hidrológico natural del agua, interactuando entre sí (Fernández Aláez *et al*, 2006). Los acuíferos subterráneos se recargan desde la superficie, recibiendo el agua que ha atravesado los suelos y la zona vadosa intermedia, arrastrando los solutos que encuentra a su paso. En las partes bajas del paisaje, las aguas superficiales constituyen la descarga de los acuíferos subterráneos que aportan su composición y dinámica (Avilés *et al*, 2003; Sánchez-Martos *et al*. 2005; Schot y Winter, 2006; Menció y Pla, 2008).

La urbanización, la industrialización, el rápido crecimiento de la población y la intensificación de las actividades agrícola-ganaderas interactúan con los procesos naturales del ciclo hidrológico de manera cuali y cuantitativa. Todas las actividades humanas que se desarrollan en las márgenes de los cursos superficiales y por encima de los acuíferos subterráneos generan desechos, que más tarde o más temprano llegan a las fuentes de agua, transporte y solvente por excelencia de muchos de ellos (Perona *et al*, 1999; Janardhana Raju 2006). De esta forma, con el transcurrir del tiempo y a lo largo de los cursos, la calidad del agua va cambiando de manera más o menos profunda, dependiendo de la intensidad de los aportes externos de sustancias.

La calidad del agua que involucra una descripción de la ocurrencia de sus constituyentes en relación a su destino puede variar temporal y espacialmente (Vega *et al*, 1998; Mason y Miller, 2004). El estudio de la calidad del agua de las distintas fuentes superficiales y subterráneas, provee de información con respecto a sus posibles usos (consumo humano, animal, riego, recreación, etc.)

El arroyo Pergamino, recibe la presión de todas las actividades humanas, (agrícola, industrial y urbana) que se desarrollan a lo largo de su recorrido, por ambas márgenes. El efecto de estas actividades sobre la calidad del agua del arroyo, depende principalmente de su intensidad y de las características fisiográficas de la cuenca, en interacción con los acuíferos subterráneos asociados. En la actualidad, el agua subterránea constituye la principal fuente para el consumo humano, animal y riego. Por lo tanto, es muy importante conocer el comportamiento físico-químico y biológico de las aguas del arroyo y de los acuíferos relacionados a él, a lo largo de todo su recorrido. De esta manera, se podrán identificar los procesos que generan contaminación, tanto puntual (ciudad, industria), como difusa (agricultura, ganadería extensiva).

El presente trabajo tiene por objetivo ampliar la información con que se cuenta del recurso hídrico, en la cuenca del arroyo Pergamino, con respecto a la calidad del agua y de esta forma aportar al crecimiento sostenible de la actividad agrícola-ganadera. Se pretende informar sobre el estado del agua superficial y subterránea en sus cuencas, inferior y superior, en la época estival, con precipitaciones menores a las del promedio histórico, analizando las siguientes características:

- la composición físico-química, evaluando los factores que la condicionan y su inter-relación;
- el contenido de algunos metales pesados (As, Zn, Mn, Mo, Cd, Cu, Pb y Fe);
- la composición bacteriológica y
- la presencia de plaguicidas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio:

La cuenca del arroyo Pergamino está ubicada al N de la denominada Pampa Ondulada, caracterizada por un relieve suavemente ondulado con pendientes que no superan el 2 %, en la parte más baja del relieve se encuentran cañadas, arroyos y ríos. La pendiente regional en el arroyo Pergamino es de 0,46 % (Figura 1).

Los suelos son profundos, pudiendo alcanzar 2 m de profundidad sin limitaciones en el perfil, lo que permite una alta retención de humedad. La textura es variable, predominando los Argiudoles típicos donde los materiales son más pesados con horizontes B texturales con más del 35% de arcilla y la permeabilidad es lenta. (INTA Cartas de Suelo de la Rep. Arg., 1972).

El clima es templado, con temperaturas medias que oscilan entre 10 y 12 °C en el invierno y 23 a 25 °C en el verano. La precipitación media anual es de 970 mm; las estaciones más lluviosas son primavera, verano y otoño. Pero la irregularidad en las precipitaciones hace que se produzcan déficits hídricos de diferente magnitud generalmente en verano (Dic-Ene) y en los últimos diez años se ha dado la ocurrencia de ciclos muy húmedos, seguidos de ciclos muy secos (Portela *et al.* 2006).

El uso actual de la tierra es predominantemente agrícola. Desde mediados de la década de los 90 se registró un proceso de intensificación, caracterizado por el uso creciente de agroquímicos junto a la adopción de la siembra directa (FAO, 2004). Y, aunque en muy bajo porcentaje, en esta región se practica riego por aspersión (Abraham y Gramicci, 2007). La ganadería también se ha visto intensificada, pero ocupando los suelos de baja aptitud agrícola, como son los sectores bajos del paisaje (Manuel-Navarrete *et al.*, 2005; Rearte, 2007).

En la cuenca media, hacia ambos márgenes del arroyo, se haya la localidad de Pergamino, cuya población es de 83000 habitantes (INDEC, 2001). La ciudad posee un parque industrial de 70 has, ubicado sobre la margen derecha del arroyo, a 2 km aguas abajo del centro urbano. En la otra margen y casi enfrente al parque industrial se encuentran, la planta de tratamiento de aguas cloacales y la planta de procesamiento de residuos sólidos domiciliarios.

La geología superficial de la región es uniforme, con neto predominio de sedimentos finos (limo algo arcilloso y arenoso). Los sedimentos Pampeanos (loess) están integrados por limos con fracciones subordinadas de arena y arcilla color castaño amarillentas y castaño rojizo, con frecuentes intercalaciones calcáreas en forma de nódulos blancos continuos (tosca) y tienen espesores de hasta 100 m. (Amato y Silva

Busso, 2006). La estratigrafía de la zona corresponde a las formaciones Sedimentos Pampeanos y Puelches. Los principales acuíferos de la región poseen características hidrogeológicas e hidráulicas que permiten su aprovechamiento para diferentes usos. Corresponden a la Sección hidrogeológica Epiparaniana. Las arenas de esta sección denominadas Arenas Puelches o Formación Puelches contienen el acuífero del mismo nombre, semiconfinado. Por encima los sedimentos Pampeanos contienen el acuífero del mismo nombre, con capa freática, y más abajo hay otro nivel semiconfinado, que pueden agruparse como un acuífero múltiple (Santa Cruz, 1988; Santa Cruz y Silva Busso, 1999).

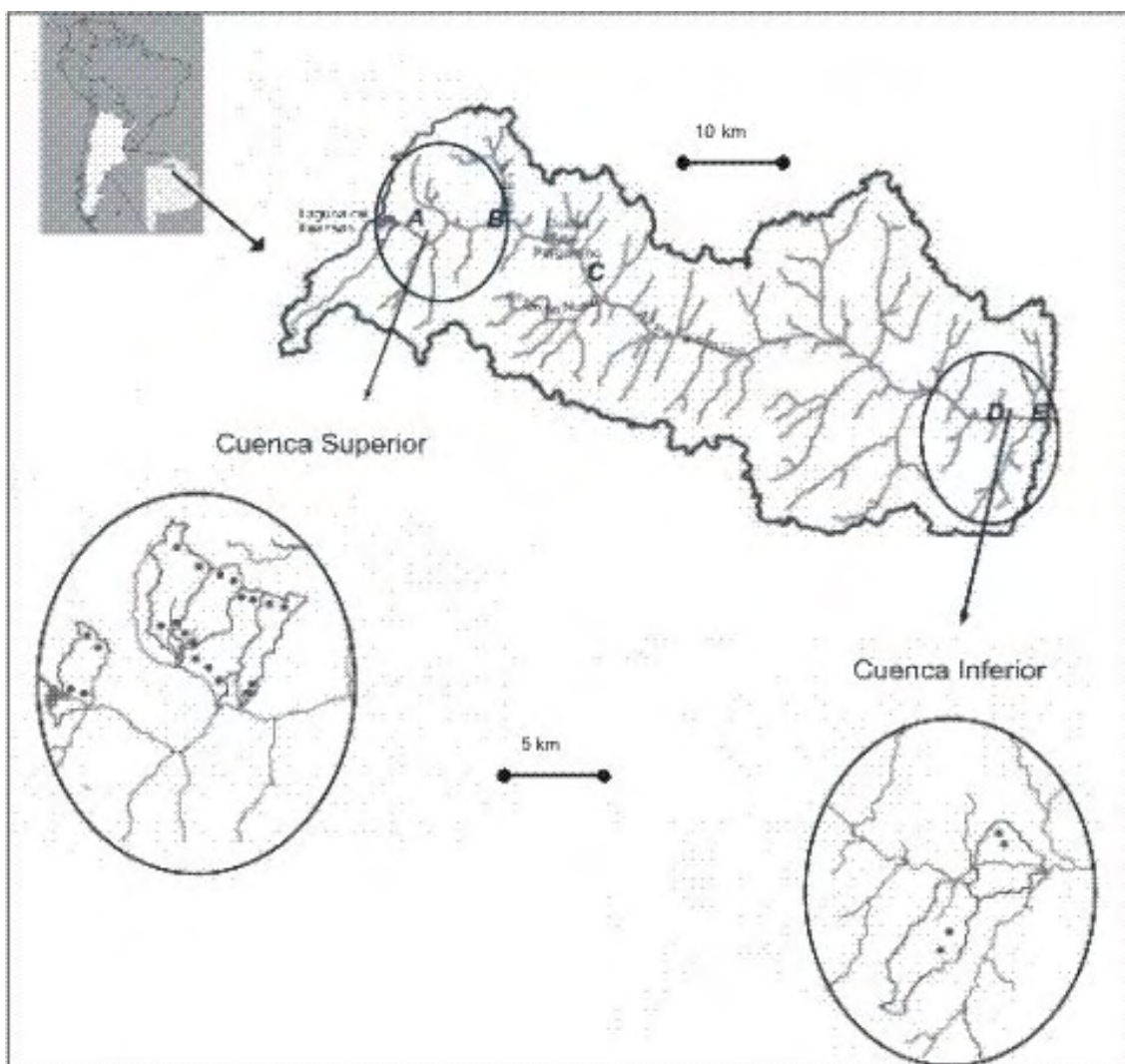


Figura 1- Ubicación de la cuenca y estaciones de muestreo de agua superficial (*LETRAS*) sobre el cauce del Arroyo Pergamino. Detalle de las microcuencas y la ubicación de las estaciones de muestreo de agua subterránea (*círculos negros*).

Muestreo de agua:

Se establecieron 5 estaciones de muestreo de agua superficial, sobre el cauce del arroyo Pergamino y 7 estaciones de muestreo (microcuencas) de aguas subterráneas: 21 pozos en la cuenca superior, ubicados en zonas de recarga y de descarga del acuífero y 4 en la cuenca inferior, en la zona de recarga. Las estaciones de muestreo se establecieron en base a un estudio previo realizado con ArcHydroTools, herramienta de

ARCGIS (CRWT, 2003), que determinó la extensión de las microcuencas (entre 300 y 900 ha) y los puntos de recarga y descarga de las mismas.

El agua en el arroyo se recolectó a unos metros de la ribera, donde corría libremente para evitar el agua estancada. En los pozos se recolectó mediante bomba manual. Los pozos están construidos para tomar el agua entre los 36 y 40 m, en la base del acuífero o hasta los 12 m de profundidad en el nivel freático.

Los muestreos de agua subterránea y superficial se realizaron en la segunda semana del mes de febrero de 2008. Las muestras fueron recolectadas en botellas de polietileno estériles de 1 l de capacidad y refrigeradas a 4 °C hasta el momento de los análisis, realizados entre las 24 y 36 horas después la recolección. Para el análisis físico-químico se utilizaron las 30 muestras, mientras que para las determinaciones biológicas, de metales pesados y de plaguicidas fueron analizadas 5 muestras de agua superficial y 14 de las aguas subterráneas.

Análisis físico-químico:

Los análisis se realizaron según los métodos estándares (APHA-AWWA-WPCF, 1989). Se midieron pH, conductividad eléctrica (CE); residuos sólidos totales (RST), sólidos disueltos totales (SDT), iones mayores y menores (Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} , HCO_3^- , CO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^-), en el Laboratorio de Suelos y Aguas de la EEA INTA Pergamino.

Los metales pesados As, Zn, Mn, Mo, Cd, Cu, Pb y Fe se determinaron en muestras de agua sin filtrar, según metodología propuestas por la EPA 600/R-94/111, en el Laboratorio del Centro Científico Tecnológico CONICET, Santa Fe.

Determinaciones biológicas:

Se realizaron análisis bacteriológicos para determinar microorganismos aerobios mesófilos totales (MAMT), coliformes totales (CT), *Escherichia coli* y *Pseudomonas aeruginosa*. Según método G.S. Wilson propuestos por OSN (Wilson, 1922) en un Laboratorio privado de la localidad de Pergamino. Los procedimientos que se usaron fueron los recomendados por el Código Alimentario Argentino (CAA) y la Organización Mundial de la Salud (OMS) (Blarasin *et al*/2002).

Determinación de plaguicidas:

Se determinó la concentración de atrazina y sus metabolitos, en el Laboratorio de EEA-INTA Balcarce y de organoclorados y organofosforados en el Laboratorio del Centro Científico Tecnológico CONICET, Santa Fe, usando los procedimientos recomendados por USEPA (USEPA, 1972).

Análisis de los datos:

Se obtuvieron los estadísticos descriptivos (media, desvío estándar, máximo y mínimo) de los parámetros físico-químicos evaluados. Para la clasificación de las aguas, según la composición de iones, se utilizó el diagrama triangular de Piper (Custodio, 1976) y para describir los procesos geoquímicos, el diagrama de Gibbs (Gibbs, 1970), modificado por Wetzel (Banens, 1987). Se analizaron las relaciones entre los parámetros estudiados mediante correlación de Pearson.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A) Características físico-químicas

La composición química de las aguas del arroyo dio una reacción alcalina, con un pH medio de 8.4 ± 0.23 , y algo más baja en el agua subterránea, que varió desde 7.9 a 8.0 (Tabla 1).

Tabla 1. Valores promedio y desvío estándar (*itálica*) de los parámetros físico-químicos evaluados en el arroyo Pergamino y en los pozos de las cuencas superior e inferior del mismo.

Parámetro (unidad)	Arroyo (n=5)	Cuenca superior			Cuenca inferior
		Base recarga (n=5)	Freática recarga (n=5)	Freática descarga (n=11)	Base recarga (n=4)
pH	8,4 <i>0,23</i>	7,9 <i>0,12</i>	7,9 <i>0,04</i>	8,0 <i>0,14</i>	7,9 <i>0,10</i>
CE (dS/m)	3,0 <i>1,36</i>	1,0 <i>0,25</i>	0,6 <i>0,13</i>	0,9 <i>0,30</i>	1,5 <i>0,74</i>
Ca ²⁺	26,6 <i>12,22</i>	23,4 <i>8,73</i>	42,6 <i>13,03</i>	31,3 <i>13,37</i>	59,2 <i>26,52</i>
Mg ²⁺	52,6 <i>33,60</i>	27,6 <i>6,42</i>	32,6 <i>11,34</i>	29,1 <i>11,64</i>	35,8 <i>20,40</i>
Na ⁺	502,0 <i>196,02</i>	159,0 <i>60,15</i>	63,5 <i>35,86</i>	143,6 <i>93,86</i>	261,3 <i>136,05</i>
K ⁺	30,0 <i>11,59</i>	21,5 <i>3,79</i>	31,0 <i>9,12</i>	24,8 <i>5,53</i>	14,4 <i>3,75</i>
Cl ⁻	434,5 <i>317,30</i>	56,8 <i>26,57</i>	14,2 <i>0,00</i>	31,0 <i>10,66</i>	230,8 <i>218,26</i>
SO ₄ ⁼	324,0 <i>140,46</i>	49,2 <i>36,21</i>	12,0 <i>5,15</i>	19,1 <i>12,49</i>	45,6 <i>2,59</i>
CO ₃ ⁼	72,0 <i>14,20</i>	53,8 <i>12,77</i>	50,9 <i>21,76</i>	58,9 <i>7,31</i>	33,6 <i>6,20</i>
HCO ₃ ⁻	566,6 <i>61,76</i>	544,1 <i>94,71</i>	350,4 <i>58,01</i>	510,2 <i>172,99</i>	510,0 <i>12,60</i>
RST	2040 <i>952,9</i>	680 <i>178,9</i>	680 <i>178,9</i>	1364 <i>480,2</i>	1100 <i>577,4</i>
SDT	1509 <i>822,5</i>	720 <i>221,4</i>	538 <i>212,8</i>	620 <i>253,3</i>	1216 <i>639,5</i>

La CE, los RST y los SDT mostraron valores superiores en el arroyo que en los pozos.

Los iones mayores predominantes fueron el sodio y el bicarbonato, tanto en el arroyo como en los pozos, pero en el arroyo los aniones Cl^- y SO_4^{2-} también presentaron concentraciones importantes.

La relación iónica mostró el predominio del catión Na^+ y del anión HCO_3^- en aguas superficiales y subterráneas (Figura 2). Este último ión mostró mayor variabilidad en los puntos de la zona de descarga del acuífero, con un mínimo de 239,1 mg l^{-1} y un máximo de 827,2 mg l^{-1} . En las aguas del arroyo, el anión Cl^- fue el segundo en importancia y mostró mayor variación que en las aguas subterráneas de la cuenca superior. En la cuenca inferior, sin embargo, este anión fue muy variable, con un mínimo de 28,4 mg l^{-1} y un máximo de 440 mg l^{-1} , mientras que los bicarbonatos fueron más estables (Tabla 1).

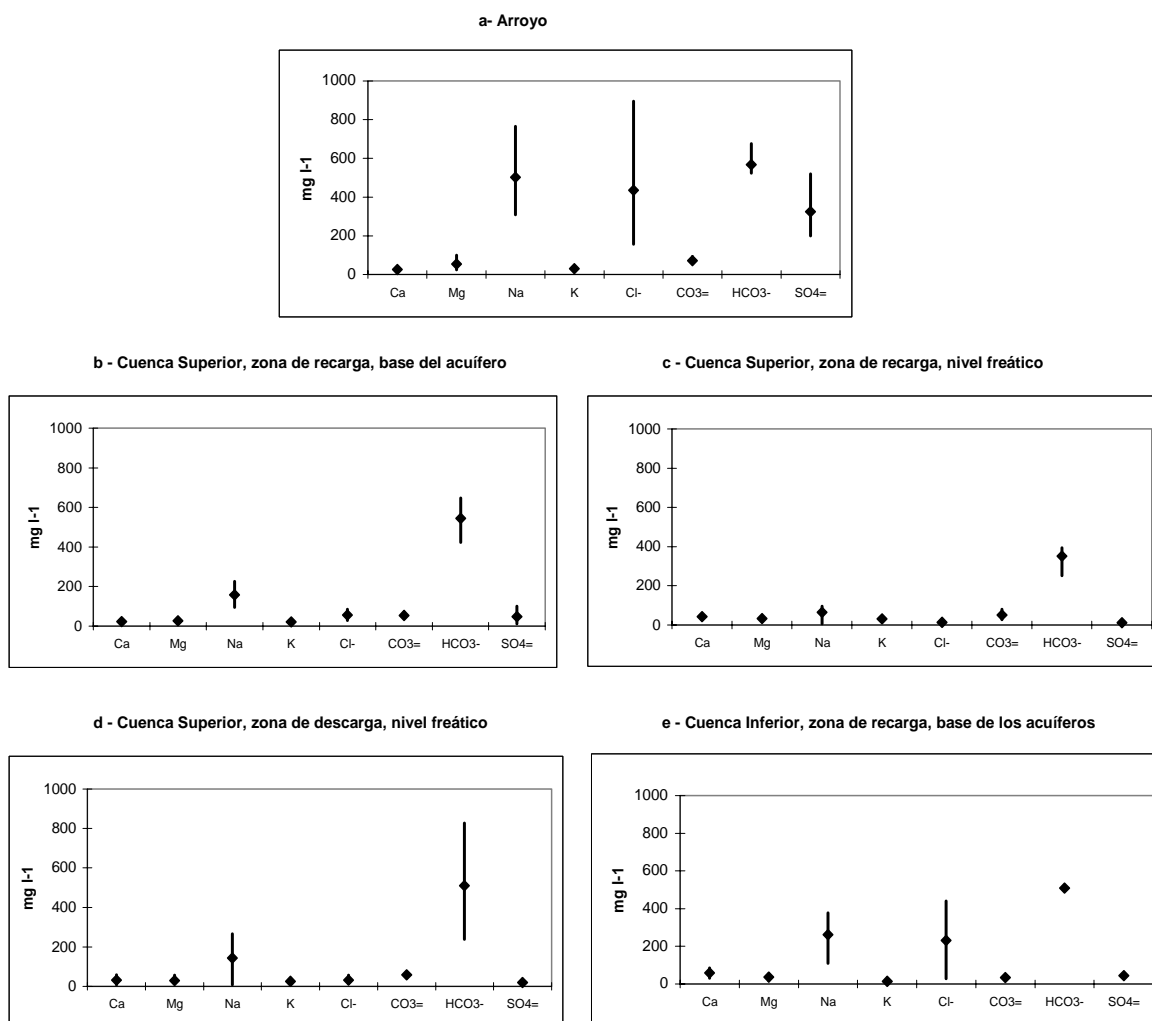


Figura 2. Valores promedio, máximo y mínimo de cationes y aniones en el arroyo (a) y en aguas subterráneas (b, c, d y e).

Analizando la distribución de iones a lo largo del arroyo se observó que el contenido de Cl^- y SO_4^{2-} disminuyen desde la naciente hacia la desembocadura, mientras que el contenido de bicarbonatos permanece constante (Figura 3).

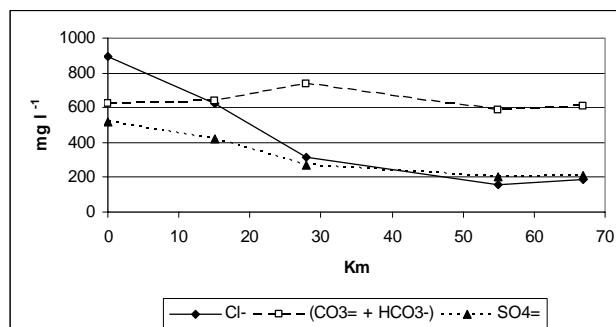


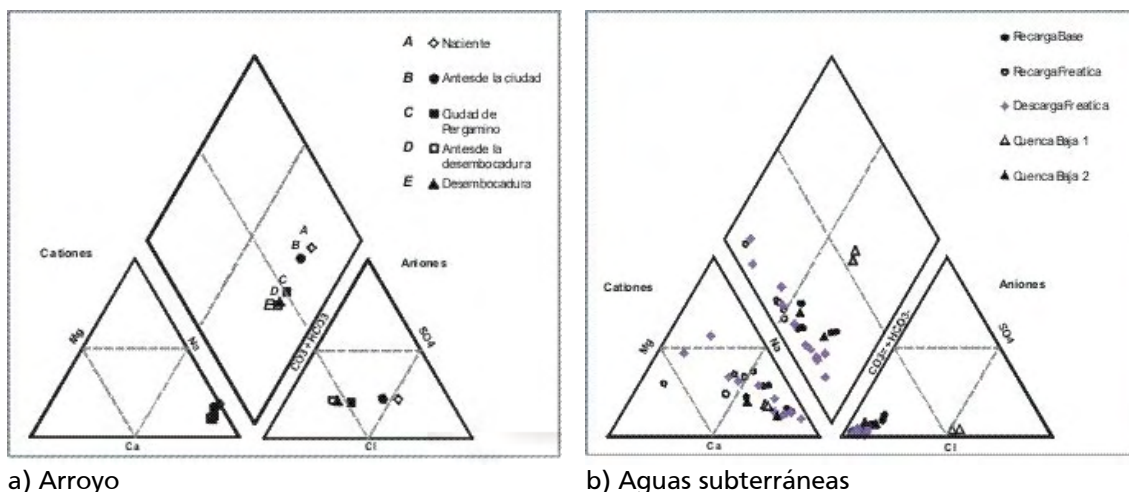
Figura 3. Contenido de Cloruros (Cl^-), Carbonatos y Bicarbonatos ($\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^-$) y sulfatos (SO_4^{2-}) a lo largo del curso del arroyo.

En la naciente, las aguas del arroyo presentan la composición típica del agua de la laguna del Pescado que le da origen. Estas aguas al permanecer durante mucho tiempo en contacto con los sedimentos, se enriquecen en iones más solubles y por lo tanto es más salina. La solubilidad es mayor para el anión cloruro y para el catión sodio, por lo tanto, las aguas con mayor tiempo de permanencia en el lugar resultan cloruradas sódicas (Kehew, 2001). En su trayecto, el arroyo recibe el aporte del agua de escurrimiento de la cuenca, cuyo origen son las precipitaciones y de afluentes menores (temporarios o permanentes) que constituyen la descarga de acuíferos subterráneos. Tanto el agua de lluvia como la de los acuíferos subterráneos de la región tienen aguas bicarbonatadas sódicas (Sainato *et al*, 2003) y es por esto que las aguas del arroyo, a poco de avanzar en su curso, toman esta característica gracias a la influencia del agua meteórica y subterránea (Fernández Aláez *et al*, 2006).

En la figura 4a puede observarse la clasificación de las aguas en las estaciones de muestreo sobre el arroyo, a través de un diagrama de Piper. Las aguas del arroyo se clasificaron como cloruradas sódicas en las dos primeras estaciones, desde la naciente (A y B), la tercera (C) está en el límite entre clorurada y bicarbonatada sódica y las dos cercanas a la desembocadura (D y E) resultaron netamente bicarbonatadas sódicas.

Las aguas subterráneas resultaron un 48 % bicarbonatadas sódicas, un 44 % bicarbonatadas cálcicas-magnésicas y un 8 % cloruradas sódicas (Figura 4b). Estas últimas corresponden a dos pozos de la cuenca inferior del arroyo (triángulos blancos), los cuales pertenecerían al acuífero Puelches. Este acuífero que se haya ubicado por debajo del Pampeano, en esta zona presenta mayor contenido de sales (Amato y Busso, 2006; Galindo *et al*, 2007)

Las aguas de los pozos de la cuenca superior, en la zona de recarga, resultaron bicarbonatadas sódicas en la base del acuífero (círculos negros) y bicarbonatadas sódico-cálcicas, a nivel freático (círculos blancos). Mientras que las aguas de la zona de descarga, en los niveles freáticos, fueron 7 bicarbonatadas sódicas, 2 bicarbonatadas sódico-cálcicas y 2 bicarbonatadas cálcico-magnésicas (rombos grises). Esta variabilidad hace suponer que existe una gran dinámica de los procesos químicos en estas zonas, posiblemente ligada al paisaje. Las aguas más recientes o con menor recorrido serían las cálcico-magnésicas, mientras que las sódicas serían las que han permanecido por mayor tiempo en el acuífero o que han recorrido un mayor trayecto; la evolución química del agua depende de los minerales con los que entra en contacto y de la duración de dicho contacto (Kehew, 2001).



a) Arroyo

b) Aguas subterráneas

Figura 4. Clasificación del agua según la composición iónica (gráficos de Piper).

La etapa de infiltración a través del suelo y la zona vadosa intermedia es muy importante para la composición química del agua en las zonas templadas. El agua que penetra es ácida por la reacción del CO_2 que trae disuelto (los poros del suelo presentan una elevada concentración de este gas por la actividad biológica). Esta acidez permite que el agua ataque a la calcita que encuentra a su paso, (loess rico en Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ , con nódulos calcáreos), incrementando la concentración de bicarbonatos y el pH. Se libera Ca^{2+} para el intercambio con el Na^+ y K^+ desde arcillas minerales y son disueltos en el agua, mientras que el Ca^{2+} y Mg^{2+} permanecen en el sedimento.

Los procesos de intercambio catiónico que ocurren en los sedimentos loésicos y que determinan la composición catiónica de las aguas, pueden explicarse a partir de la relación $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) - (\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} + \text{CO}_3^{2-})$ vs $(\text{Na}^+ - \text{Cl}^-)$, que tiene un valor teórico de $\rho = -1$ (Stephen Fisher and Mullican, 1997). En la figura 5 se graficó esta relación y se determinó que estos procesos se cumplen en las aguas subterráneas y son coincidentes con los obtenidos por Fernández Cirelli y Miretzky (2004) para la región Pampeana.

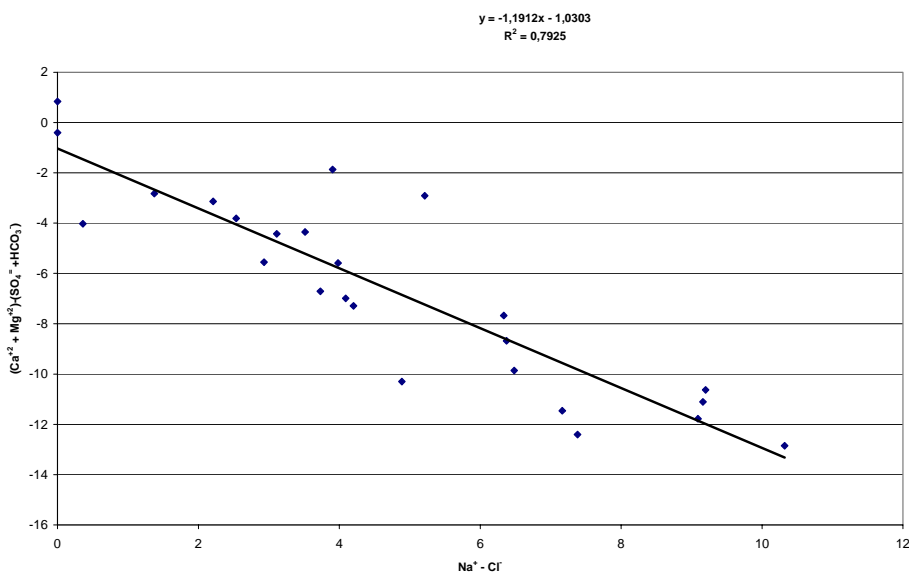


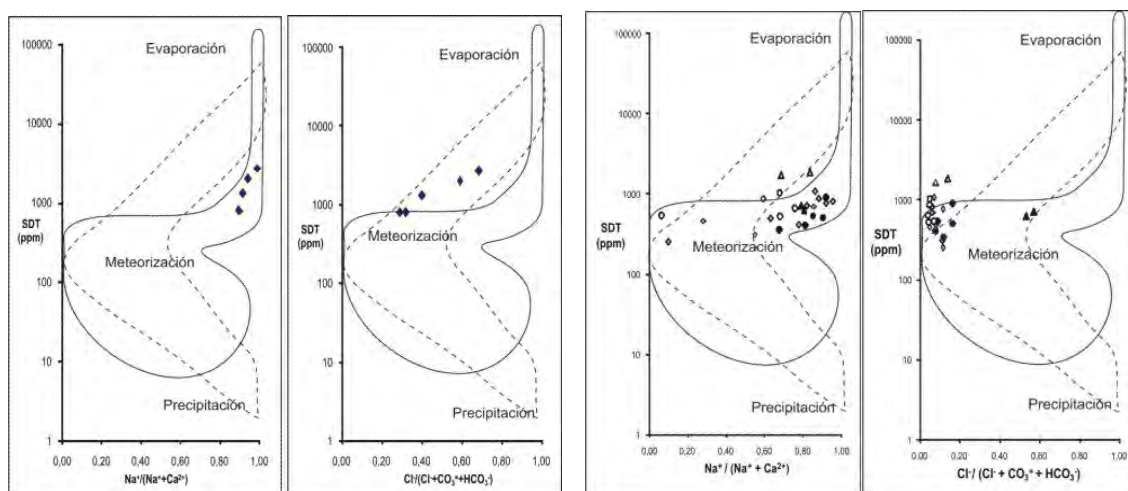
Figura 5. Relaciones iónicas en las aguas subterráneas

Para explicar los procesos geoquímicos que controlan la composición química de estas aguas se utilizó el diagrama "boomerang" propuesto por Gibbs (Gibbs, 1970). En este diagrama se graficaron los sólidos disueltos totales (SDT) en función de la relación catiónica ($\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$) y aniónica $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ de las aguas.

Cuando los puntos se ubican en el tercio superior derecho del gráfico, el proceso dominante es el de evaporación, ya que la relación catiónica o aniónica es cercana a 1 y los SDT muy altos. Cuando los puntos se ubican en la zona media, el proceso determinante es el de meteorización. Estos dos procesos pueden darse en forma conjunta y no se excluyen entre sí. Si los puntos se ubican en el tercio inferior derecho, el proceso que determina el tipo de agua es la dilución por precipitación, ya que con relaciones catiónicas o aniónicas cercanas a 1 se tienen valores de SDT muy bajos.

En el arroyo Pergamino todas las estaciones muestreadas se ubicaron en la zona media, con tendencia a la rama superior del boomerang del gráfico, es decir que su composición iónica estaría determinada por la meteorización del material original, pero también por el efecto de la evaporación (Figura 6a). El gráfico de la relación catiónica coincide con la "retorta" del diagrama de Gibbs modificado por Wetzel (Banens, 1987) y en el caso de la relación aniónica, los puntos coinciden con el "brazo del boomerang" del diagrama original de Gibbs.

Las aguas subterráneas también se ubicaron en la parte central del gráfico, es decir que el proceso determinante de su composición es el de meteorización de la roca, (Figura 6b), en coincidencia con lo señalado por otros autores (Martínez y Osterrieth, 1999; Sainato *et al.* 2003).



6a-

6b-

Figura 6. Diagramas de Gibbs: relación catiónica y aniónica vs SDT a) agua superficial; b) agua subterránea. (El área delimitada por la línea punteada corresponde al boomerang del diagrama de Gibbs original y la delimitada por la línea llena corresponde a la retorta del diagrama modificado por Wetzel).

B) Iones Menores: N y P

En la Tabla 2 se muestra la concentración de Fósforo total (PT), Nitrógeno total (NT) y nitratos (NO_3^-), medidos en las aguas del arroyo. En la estación ubicada después de la ciudad (C), se observaron las mayores concentraciones de PT y NT, indicando que el aporte urbano de estos dos elementos es muy importante, comparado al que recibe el arroyo de la actividad agrícola-ganadera, desarrollada en las cuencas superior e

inferior (estaciones A, B, D y E, Figura 1). No obstante, hay que señalar que los muestreos se realizaron en febrero en un período muy seco, donde las precipitaciones acumuladas en el trimestre anterior (N-D-E) habían sido 37% inferiores al promedio histórico, representando 117 mm menos de agua. Además esta época estuvo alejada del período típico de fertilización de los cultivos de verano. Este hecho no permitió detectar eventuales aportes de estos elementos debidos a la actividad agrícola, si bien ambos pueden ser aportados hacia los cauces de agua superficial por erosión hídrica y escurrimiento superficial (Gabellone *et al.*, 2003)

En las estaciones que se hayan cerca de la desembocadura del arroyo (D y E) se observó que las concentraciones de PT y NT bajaban con respecto a la estación C. Esto puede ser explicado por dos procesos no excluyentes:

- un efecto de dilución, dado que el Arroyo Pergamino recibe el aporte de varios arroyos menores en la cuenca inferior, que recorren zonas netamente agrícolas (Jarvie *et al.*, 2007) y,
- la oxidación bacteriana de los residuos de origen orgánico (Pátina y Segat, 1998, López-Hernández *et al.*, 1989, Panno *et al.*, 2008) que aumenta la concentración de NO_3^- (hecho que también pudo observarse en estas dos estaciones).

Tabla 2. Valores promedio y desvío estándar de fósforo total (PT), nitrógeno total (NT) y nitrato (NO_3^-) en cada estación de muestreo del arroyo Pergamino.

			PT	NT	NO_3^-
			mg l ⁻¹		
Cuenca superior	Zona de recarga	Base (n=5)	0,1 0,04	2,2 0,84	1,0 0,00
		Nivel freático (n=5)	0,3 0,33	1,1 1,13	10,4 8,68
	Zona de descarga	Nivel freático (n=11)	0,5 0,43	2,5 2,11	10,5 11,31
Cuenca inferior	Zona de recarga	Base (n=4)	0,0 0,00	3,0 2,32	19,0 20,67

En las aguas subterráneas la concentración de PT fue muy baja. Esto es esperable, dado que las pérdidas de este elemento en profundidad son casi nulas (Liu and Chen, 2008). Los valores de NT y NO_3^- también fueron bajos (Tabla 3).

Las concentraciones de NO_3^- reportadas para aguas subterráneas de la región son muy variables y generalmente superan el límite establecidos por el CCA para consumo humano las capas más superficiales de los acuíferos pero no las profundas (Portela, 2008, com.pers.). Llama la atención la alta concentración en la base del acuífero en un pozo de la cuenca inferior del arroyo.

Este pozo correspondía al acuífero con aguas de tipo bicarbonatadas sódicas, que anteriormente se había señalado como perteneciente al Pampeano, mientras que los pozos pertenecientes al Puelches, con aguas de tipo cloruradas sódica, tuvieron menor concentración de NO_3^- . Ambos acuíferos están intercomunicados (Auge, 2004)

de manera que el Puelches tardaría algún tiempo en recibir la contaminación desde el Pampeano. Aunque más profundo, el deterioro del Puelches ha sido observado en otras zonas donde la contaminación urbana puntual es muy alta (Galafassi, 2008).

Tabla 3. Valores promedio y desvío estándar (*itálica*) de fósforo total (PT), nitrógeno total (NT) y nitrato (NO_3^-) en aguas subterráneas.

	PT	NT	NO_3^-
	mg l ⁻¹		
A) Naciente	0,3	2,5	1
B) Antes ciudad	0,1	0,4	2
C) Ciudad	2,1	15,7	3
D) Antes desembocadura	0,7	5,0	12
E) Desembocadura	0,5	5,3	11
Promedio	0,7	5,8	5,8
<i>DS</i>	<i>0,79</i>	<i>5,89</i>	<i>5,26</i>

C) Metales Pesados

Los metales pesados no abundan en estado natural. Su presencia por si sola no se considera contaminante hasta que supera ciertos niveles. Algunos metales son necesarios para la nutrición humana, animal y vegetal, pero cuando estos elementos aumentan su concentración en el agua, la tornan inadecuada para dichos usos (Galindo-Céspedes *et al*, 2004). En la tabla 4 se presentan las concentraciones de los metales pesados analizados en las aguas superficiales y subterráneas y el correspondiente nivel guía permitido de cada uno, según el destino del agua (Niveles Guía, 2005).

Los niveles de **As** superaron los límites aconsejados para el consumo humano ($10 \mu\text{g l}^{-1}$) y para la biota ($15 \mu\text{g l}^{-1}$) en el arroyo y en los pozos. En el arroyo, el nivel promedio fue de $59,2 \pm 9,3 \mu\text{g l}^{-1}$, superando al obtenido en el agua subterránea ($33,2 \pm 14,3 \mu\text{g l}^{-1}$).

Se detectaron niveles de **Zn** que superaron los límites recomendados para el riego ($5,39 \mu\text{g l}^{-1}$), en todas las muestras de agua superficial y subterránea. Estos datos son coincidentes con estudios previos sobre la misma cuenca (Galindo *et al*, 2007).

Con respecto al **Mn**, la mayoría de las estaciones sobre el arroyo, excepto en la desembocadura, y todos los pozos del nivel freático, en la cuenca superior, presentaron valores superiores a los recomendados para el consumo humano ($100 \mu\text{g l}^{-1}$).

Se midieron niveles de **Mo** no apropiados para el crecimiento de la biota ($10 \mu\text{g l}^{-1}$) en la totalidad de las estaciones sobre el arroyo y en el 47 % de las muestras de aguas subterráneas de las cuencas superior e inferior.

Tanto en la base del acuífero como a nivel freático, en la cuenca superior, se encontraron valores altos de **Pb**, sobrepasando los límites para consumo humano ($11,7 \mu\text{g l}^{-1}$), crecimiento de la biota ($1,59 \mu\text{g l}^{-1}$) y en un 30% de los pozos para el consumo animal ($68 \mu\text{g l}^{-1}$). En el arroyo, este elemento se detectó en la estación anterior a la desembocadura (D) en niveles superiores a los recomendados para consumo humano y crecimiento de la biota.

El **Cu**, si bien se detectó en todas las muestras de agua superficial y subterránea, pero sólo en dos pozos de la cuenca superior, uno de la base y otro a nivel freático, superó los límites para consumo animal ($30 \mu\text{g l}^{-1}$).

También se detectó **Fe** en la totalidad de las muestras. En el 60% de los pozos de la cuenca superior y en dos estaciones sobre el arroyo (A y D) superó los límites para el crecimiento de la biota ($1370 \mu\text{g l}^{-1}$).

Tabla 4. Concentraciones de los metales pesados en $\mu\text{g l}^{-1}$, analizados en las aguas superficiales y subterráneas. (Entre paréntesis la aptitud según el nivel guía permitido de cada uno, según el destino del agua).

Ubicación	As	Zn	Mn	Mo	Pb	Cd	Cu	Fe	
A) Naciente	65 (1,2)	90 (3)	241 (1)	30 (2)	nd	nd	6	2100 (2)	
B) Antes de la ciudad	44 (1,2)	90 (3)	203 (1)	30 (2)	nd	nd	6	900	
C) Después de la ciudad	57 (1,2)	90 (3)	126 (1)	30 (2)	nd	nd	7	300	
D) Antes de la desembocadura	67 (1,2)	160 (3)	217 (1)	30 (2)	26 (1,2)	0,6	17	1400 (2)	
E) Desembocadura	63 (1,2)	90 (3)	93	30 (2)	nd	nd	6	900	
Cuenca Superior, base del acuífero	I	20 (1,2)	90 (3)	156 (1)	42 (2)	269 (1,2,4)	nd (4)	31 (4)	1200
	II	56 (1,2)	130 (3)	7	39 (2)	52 (1,2)	0,8	15	500
	III	56 (1,2)	90 (3)	281 (1)	30 (2)	69 (1,2,4)	nd	6	2700 (2)
	IV	22 (1,2)	90 (3)	53	nd	23 (1,2)	nd	6	300
	V	21 (1,2)	90 (3)	54	nd	18 (1,2)	nd	6	300
Cuenca Superior, nivel freático	I	55 (1,2)	170 (3)	550 (1)	nd	60 (1,2)	0,6	30 (4)	19000 (2)
	II	19 (1,2)	100 (3)	301 (1)	nd	102 (1,2,4)	nd	12	9900 (2)
	III	47 (1,2)	90 (3)	325 (1)	30 (2)	26 (1,2)	nd	10	6500 (2)
	IV	35 (1,2)	90 (3)	337 (1)	nd	32 (1,2)	nd	13	9900 (2)
	V	28 (1,2)	90 (3)	392 (1)	nd	46 (1,2)	nd	15	7100 (2)
Cuenca Inferior, base del acuífero	1	34 (1,2)	90 (3)	12	30 (2)	nd	nd	6	500
	2	23 (1,2)	90 (3)	6	30 (2)	nd	nd	6	300
	3	27 (1,2)	90 (3)	nd	nd	nd	nd	6	300
	4	22 (1,2)	90 (3)	nd	30 (2)	nd	nd	6	300

Números romanos = microcuencas; números arábigos = pozos

Ref.: Excede los límites permitidos para (1) Consumo Humano; (2) Desarrollo de la Biota; (3) Riego; (4) Bebida Animal Según Niveles Guía Nacionales de Calidad de agua en www.obraspublicas.gov.ar

Los valores de As encontrados han sido informados como muy frecuentes en la región (Blanco *et al*, 2005; Paoloni *et al* 2005). Una explicación probable para las diferencias entre contenidos de aguas superficiales y subterráneas es que en el curso de agua superficial se está produciendo la meteorización actual de los sedimentos mientras

en las subterráneas éste provino de la meteorización de materiales volcánicos del loess (Fernández Turiel *et al.*, 2005).

En general, las concentraciones de todos los metales pesados encontrados en aguas superficiales y subterráneas resultaron similares o superiores a las informadas recientemente por Sainato *et al.*, 2003 para esta misma región. Esto podría deberse a que las muestras de agua de este estudio no estaban filtradas, y en algunas, eran notorios la turbidez y el color rojizo. Los elevados valores encontrados de Fe y Mn en el agua subterránea, además de resultar altamente correlacionados entre sí ($r = 0.91$), demuestran la presencia de partículas sólidas suspendidas, con una importante superficie de adsorción de otros metales pesados, como los analizados en este trabajo (Márquez *et al.*, 2000).

En la estación de muestreo sobre el arroyo, antes de la desembocadura (D) se detectaron todos los metales analizados, alguno de ellos en alta concentración. En este lugar, debido a que la pendiente se minimiza, el flujo de agua se hace más lento, con la consecuente acumulación de sustancias. En este lugar se observó acumulación de residuos (latas, botellas, bolsas, etc), en ambas márgenes.

La información respecto a las fuentes que aportan metales pesados en esta región es escasa (Sainato *et al.*, 2003). La actividad agrícola puede aportar metales pesados a través de la aplicación de fertilizantes y plaguicidas que contienen trazas de ellos (Gimeno-García *et al.*, 2001). Si bien las cantidades de agroquímicos utilizados en los sistemas agrícolas de la Pampa Ondulada todavía son muy bajas, comparadas a las aplicadas en los países desarrollados, no puede descartarse a la agricultura regional como fuente contaminante. Para afirmar el origen de la contaminación con metales pesados se necesita conocer su variación estacional, lo cual excede los límites del presente trabajo.

D) Características bacteriológicas

El Código Alimentario Argentino (CAA, 2007) establece el límite de hasta 50 UCF ml⁻¹ de colonias aeróbicas mesófilas totales en el agua apta para el consumo humano. Según esta norma, todas las aguas muestreadas, subterráneas y superficiales, resultaron no aptas para el consumo humano (Tabla 5).

Se observó un incremento en el número de coliformes totales en el arroyo, en la estación inmediata posterior a la ciudad, junto con la presencia de *Escherichia coli*, lo que reflejaría el aporte de residuos cloacales hacia el arroyo. La correlación de las bacterias coliformes totales con N y P total fue alta ($r = 0.96^{**}$) (Figura 8 a y b respectivamente). Evidentemente, los residuos cloacales se viertan al arroyo, antes de la completa degradación de la materia orgánica lo que hace suponer que existe una limitación en la capacidad de procesamiento y/o antigüedad de las instalaciones sanitarias para que esto se produzca.

Los coliformes totales se consideran indicadores de la calidad del agua ya que pueden ser detectados con facilidad y son de baja supervivencia en el suelo; de todas maneras, poseen una alta tasa de adaptación y mutación, lo que les ha dado en el tiempo una mayor capacidad de sobrevivir en ambientes considerados negativos, por lo que aumenta la posibilidad de encontrarlos en el acuífero, luego de lluvias o riegos intensos (De Luca *et al.* 2002). No se encontró explicación lógica para dos de las perforaciones de la base del acuífero de la cuenca superior, en las cuales los recuentos de coliformes totales fueron iguales o superaron el valor de 2400 100 ml⁻¹.

También se observó la presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en tres estaciones sobre el arroyo (B, C y D). El CAA considera a este germen como indicador de la calidad microbiológica del agua destinada a consumo humano. Esta bacteria es cosmopolita, aislándose en tierra, agua y plantas. Es un contaminante normal de aguas de pozos que

no han pasado por un proceso de potabilización (Lösch *et al.* 2005). Por su tolerancia a una amplia variedad de condiciones físicas, se comporta como oportunista eficaz.

Tabla 5 – Características bacteriológicas del agua en los puntos de muestreo sobre el arroyo Pergamino y en aguas subterráneas de la cuenca.

Ubicación	Colonias aeróbicas mesófilas totales (UFC /ml)	Nº coliformes totales (x 100 ml)	<i>Escherichia coli</i>	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Aptitud consumo humano
Arroyo Pergamino					NO APTA
A) Naciente	> 5000	240	Ausente	Ausente	
B) Antes de la ciudad	> 5000	75	Ausente	Presente	
C) Ciudad de Pergamino	> 2500	1100	Presente	Presente	
D) Antes de la desembocadura	> 3000	150	Ausente	Ausente	
E) Desembocadura	> 920	240	Ausente	Presente	
Aguas Subterráneas	> 2400	> 2400	Ausente	Ausente	
Cuenca superior	> 5000	< 3	Ausente	Ausente	
	> 5000	3	Ausente	Ausente	
	> 5000	2400	Ausente	Presente	
	> 5000	93	Ausente	Ausente	
Cuenca inferior	> 5000	< 3	Ausente	Presente	
	> 5000	9	Ausente	Ausente	
	> 5000	< 3	Ausente	Presente	
	> 5000	< 3	Ausente	Ausente	

La presencia de *Pseudomonas aeruginosa* refleja la contaminación con excretas, que en los puntos de muestreo alejados de la ciudad, podrían ser indicador de la actividad ganadera que se da en los bajos de los arroyos temporarios que desaguan en el arroyo Pergamino.

El hecho de no haber detectado este tipo de bacteria en la estación D, antes de la desembocadura, donde ya se señaló la importante presencia metales pesados, refuerza la idea sobre una contaminación puntual por envases de agroquímicos que supera a la contaminación orgánica.

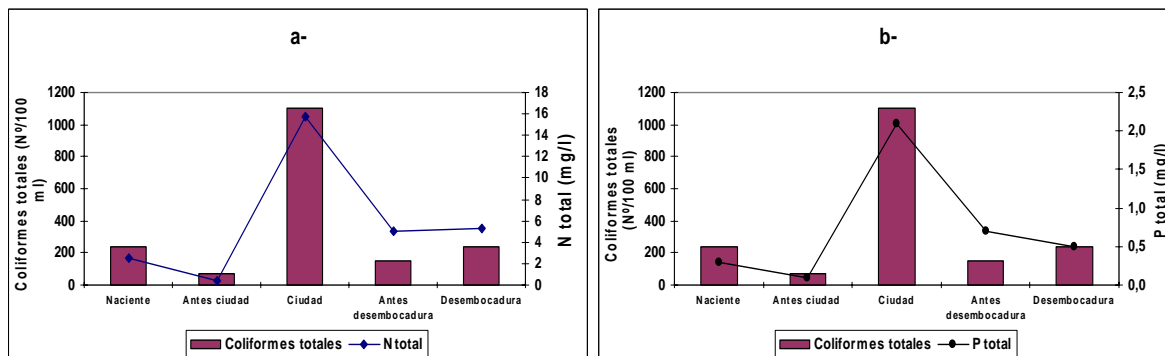


Figura 8. Número de Bacterias coliformes totales, N y P total, en los puntos de muestreo sobre el Arroyo Pergamino.

E) Presencia de Plaguicidas

En la estación C sobre el arroyo, aguas abajo de la ciudad de Pergamino y su parque industrial se detectó atrazina ($12,43 \mu\text{g l}^{-1}$). También se detectó ($1,22 \mu\text{g l}^{-1}$) en uno de los pozos de la cuenca superior, en la zona de recarga, a nivel freático. En el momento del muestreo de agua (mediados de febrero 2008), el lote correspondiente a dicho pozo estaba cultivado con maíz. Estudios sobre este mismo tipo de suelos han demostrado que, el mayor porcentaje de pérdidas de atrazina ocurre durante los 30 días posteriores a su aplicación, en coincidencia con las lluvias de primavera que producen lixiviación y la etapa del cultivo de maíz de baja evapotranspiración (Andriulo *et al.*, 2004).

Dentro de un perfil de suelo, la variabilidad de las propiedades físicas, químicas y biológicas puede modificar marcadamente la retención de atrazina (Hang *et al.* 2007). A pesar de la retención por parte de la materia orgánica y la inactivación microbiana, este herbicida o sus metabolitos pueden liberarse mucho tiempo después de aplicados, escapar de la zona radicular y llegar hasta los acuíferos profundos (Hang y Sereno, 2002; Andriulo *et al.*, 2006).

Se encontraron también dos productos organoclorados, endosulfán y heptacloro-epoxi. En la cuenca superior, a nivel freático se encontró Heptacloro-epoxi ($23 \mu\text{g l}^{-1}$). En la estación ubicada antes de la desembocadura del arroyo (D) fueron encontrados $3 \mu\text{g l}^{-1}$ de endosulfán sulfato y en tres de los cuatro pozos de la cuenca inferior se detectaron 11 , 7 y $5 \mu\text{g l}^{-1}$ de endosulfán I y II. La UE considera que el agua para el consumo humano es apta si tiene menos de $100 \mu\text{g l}^{-1}$ (UNEP, 2007). En nuestro país el CCA no se lo incluye en la normativa aunque en los últimos años, su uso se ha incrementado notablemente (CASAFE, 2007). Considerando que este producto es muy persistente en el medio ambiente, se lo encuentra con frecuencia en varios compartimientos ambientales y tiene un gran potencial de bioacumulación (Bejarano González *et al.*, 2008), además de ser un producto químico muy tóxico para prácticamente todo tipo de organismos (UNEP, 2007) debería ser tenido en cuenta en futuras legislaciones, como lo proponen Kopta e Igarzábal (2007) quienes consideran que su transporte a larga distancia en el medio ambiente, probablemente provocaría efectos adversos tan notables para la salud humana y el medio ambiente que justifican la adopción de medidas prohibitivas a nivel mundial.

CONCLUSIONES

De lo analizado se concluye que:

- las características físico químicas de las aguas del arroyo no reflejan un alto grado de interacción con las aguas subterráneas. Las aguas subterráneas conservan sus características determinadas por los sedimentos sobre los que están asentados los acuíferos, mientras las aguas del arroyo, reciben la influencia de los bañados y lagunas, donde nace. Posteriormente, a lo largo del curso, esta influencia del sistema de lagunas se va diluyendo, con el aporte de los cursos temporarios y permanentes que desaguan en él.
- la actividad agrícola no estaría aportando grandes cantidades de nutrientes, ni a las aguas superficiales, ni a las aguas subterráneas, en la época estival y bajo condiciones climáticas secas. No obstante, la exportación de nutrientes desde el

suelo hacia cursos de agua presenta una dinámica compleja y merece un estudio prolongado en el tiempo. Contrariamente, la actividad urbana vierte cantidades importantes de material orgánico al arroyo.

- los niveles de metales pesados encontrados en las aguas superficiales y subterráneas son importantes, limitando los posibles usos que se hagan de ellas. Resulta imprescindible continuar su monitoreo para determinar su origen.
- el aporte de agroquímicos en forma puntual puede llegar a ser importante. Se encontraron atrazina y endosulfán en las aguas subterráneas de la cuenca y aunque el CCA no establece límites para estas sustancias, deberían ser consideradas en las normativas, ya que su efecto nocivo para la salud humana ha sido debidamente probado.
- la presencia generalizada de bacterias del tipo coliformes de las aguas analizadas determinó su no potabilidad.
- Estos estudios preliminares demuestran la importancia del monitoreo de las fuentes de agua tanto subterránea como superficiales, a nivel de cuenca, para entender el comportamiento general de este recurso en la región.
- A partir de estos resultados se pretenden ampliar los estudios para investigar la variación temporal (muestreos repetidos en el tiempo) y la especificación del origen de los diferentes elementos contaminantes, ya que alguno de ellos, podrían aumentar su incidencia en el futuro.

REFERENCIAS

ABRAHAM, M. A.; J. P. GRAMICCI. 2007. Riego en Argentina (2ª aproximación): distribución del área regada a escala provincial y regional. 12 p. SAGPyA en (www.sagpya.mecon.gov.ar) Consultado Ago/08

AMATO, S. & A. SILVA BUSSO. 2006. Relaciones estratigráficas e hidroquímicas de los acuíferos Pampeano y Puelches en el noreste de la provincia de Buenos Aires. *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat., n.s.* 8(1): 9-26

ANDRIULO, A.; S. HANG; M. C. SASAL; M. NASSETTA; S. PORTELA; A. CAÑAS. 2004. Efecto del tipo de suelo sobre el transporte de solutos en lisímetros: atrazina. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Actas: p 418. Paraná (E.R.)

ANDRIULO, A.; S. HANG; M. I. MAITRE; S. ENRIQUE; S. PORTELA; M. C. SASAL. 2006. Efecto del tipo de suelo sobre el transporte de atrazina y glifosato en la secuencia maíz-soja bajo siembra directa. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy Actas: p 555.

APHA-AWWA-WPCF- 1989. Métodos Estandart para el análisis de aguas potables y residuales. 17 ed. Ed. Díaz de Santos.

AUGE, M. 2004. Regiones hidrogeológicas. República Argentina y provincias de Buenos Aires, Mendoza y Santa Fe. 104 p

AVILÉS A.; M. NOVIC; V. CLAVERO; F. X. NIELL. 2003. Variabilidad en el complejo fluvial formado por los ríos Pivka, Unica y Ljublijanica (Eslovenia). *Limnetica* 22(1-2): 155-164

BANENS, R. 1987. The geological character of upland waters of northeast New South Wales. *Limnol. Oceanogr.* 32(6): 1291-1306

BEJARANO GONZÁLES, F.; J. SOUZA CASADINHO; J. WEBER; C. GUADARRAMA ZUGASTI; E. ESCAMILLA PRADO; B. BERISTÁIN RUIZ; M. ACOSTA; M. CÁRCAMO; F. RAMÍREZ MUÑOZ. 2008. El endosulfán y sus alternativas en América Latina. 148 pp (http://www.rap-al.org/articulos_files/Alternativas_12_Julio.pdf) Consultado Set/08

BLANCO, M. C; J. PAOLONI; H. MORRÁS 2005 Caracterización geoquímica del ión arsénico en la fase sólida de suelos de la Región Pampeana sur, Argentina. *II Seminario Hispano-latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea. IV Congreso hidrogeológico argentino*. Río Cuarto, Argentina. G.Galindo, J. L. Fernández-Turiel, M. Parada y D. Gimeno Torrente eds. Taller pp 33-40

BLARASIN, M.; A. CABRERA; J. FELIZZIA. 2002. Geoindicadores y problemática ambiental urbana relacionada a cambios de niveles y calidad de aguas subterráneas. Taller sobre geoindicadores y aplicación en campo. Mayo 2002, Córdoba. Actas en CD 10 p.

CASAFE. 2007. Mercado Argentino de productos fitosanitarios. (www.casafe.org/estad/m2007.htm) Consultado Set/08

CESA Centro de estudios Sociales y ambientales. 2004. Estudio de Caso: Pergamino. Informe Final IAI – ENSO Argentina. Cap. IV 35 pp

CAA Código Alimentario Argentino, Art. 982 Res. Conjunta 68/2007 y 196/2007. Modificación. Ley 18.284. Dec. Reglamentario 2126, Cap. XII, 1, Buenos Aires, Argentina (2007).

CUSTODIO E. 1976. Sección 10: Hidrogeoquímica en HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA E. Custodio y R. M. Llamas (Eds.) Ed. OMEGA Barcelona (España) pp 1002-1083

CRWR. 2003 Arc Hydro Online Support System, Center for Research in Water Resources University of Texas at Austin (<http://www.cwrw.utexas.edu/giswr/hydro/ArcHOSS/index.cfm>) Consultado Ene/08

DE LUCA, L.; A.S. ZAMORA; A.M. FOLABELLA Bacterias indicadoras de riesgo sanitario aportadas por el riego frente a la supresividad edáfica. (www.ambiente.gov.ar/archivos/web/salud_ambiente/File/DELUCA.pdf) Consultado May/08

FAO. 2004. Uso de Fertilizantes por cultivo. 61pp (<http://www.fao.org>) Consultado Ago/08

FERNÁNDEZ ALÁEZ, C.; M. FERNÁNDEZ ALÁEZ; C. TRIGAL DOMÍNGUEZ; B. LUIS SANTOS. 2006. Hydrochemistry of northwest Spain ponds and its relationships to groundwaters. *Limnetica*, 25(1-2): 433-452

FERNÁNDEZ CIRELLI, A. AND P. MIRETZKY. 2004. Ionic relations: a tool for studying hydrogeochemical processes in Pampean shallow lakes (Buenos Aires, Argentina). *Quaternary International* 114: 113-121

FERNÁNDEZ-TURIEL, J.; G. GALINDO; M. PARADA; D. GIMENO; M. GARCÍA-VALLÉS; J. SAAVEDRA. 2005 Estado actual del conocimiento sobre el arsénico en el agua de Argentina y Chile: origen, movilidad y tratamiento. *II Seminario Hispano-latinoamericano sobre temas actuales de Hidrología Subterránea. IV Congreso*

Hidrogeológico Argentino. Taller. Río Cuarto, Argentina. G.Galindo, J. L. Fernández-Turiel, M. Parada y D. Gimeno Torrente (Eds.) Taller pp 1-24

GABELLONE, N.; R. SARANDÓN; C. CLAPS. 2003. Cap. 5: Caracterización y zonificación de la cuenca del Río Salado. *en Inundaciones en la Región Pampeana*. Maiola O, N. Gabellone y M. Hernández (Eds). EdULPlata

GALAFASSI, G. 2008. Desarrollo Urbano y Condiciones ambientales. Mundo Urbano. (www.mundourbano.unq.edu.ar) Consultado May/08

GALINDO G.; C. SAINATO; C. DAPEÑA; J. L. FERNÁNDEZ-TURIEL; D. GIMENO; M. POMPOSIELLO; H. PANARELLO. 2007. Surface and groundwater quality ion the northeastern region of Buenos Aires Province, Argentina. *Journal of South American Sciences* 23: 336-345

GARCÍA-CÉSPEDES, J.; J. ACUÑA GONZÁLEZ; J. VARGAS ZAMORA.2004. Metales traza en sedimentos costeros de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 52(2): 51-60

GIBBS, R. 1970. Mechanisms Controlling World Water Chemistry. *Science*, Vol. 170:1088-1090

GIMENO-GARCÍA, E.; V. ANDREU; R. BOLUDA. 2001. Impacto de la Actividad agrícola sobre el aporte de Metales pesados en suelos agrícolas del parque natural de la Albufera de Valencia. *Dossier Agraris ICEA-Sòls contaminats*. 177-186

HANG, S.; R. SERENO 2002. Adsorción de atrazina y su relación con las características sedimentológicas y el desarrollo del perfil de dos suelos de la provincia de Córdoba. *RIA*, 31 (3): 73-87 - INTA, Argentina

HANG, S., S. HOUOT; E. BARRIUSO. 2007 Variación vertical de la capacidad de mineralización de atrazina en suelos. *Agriscientia* (Córdoba), 2007, vol.24, no.2, p.87-95.

HERZER, H.; A. CELIS; M. BARTOLOMÉ; C. RODRÍGUEZ; G. CAPUTO. 2003. El manejo de cuencas y su impacto en áreas urbana: el caso de la llanura pampeana. Argentina. III Congreso Latinoamericano de manejo de cuencas hidrográficas. INRENA-FAO. Arequipa, Perú. 12 p. (www.cesam.org.ar) Consultado May/08

INDEC Instituto Nacional de Estadísticas y Censos 2001 (www.indec.gov.ar) Consultado May/08

INTA Cartas de Suelo de la República Argentina. 1972. Hoja 3360-32 Pergamino 106p

JANARDHANA RAJU, N. 2006. Seasonal evaluation of hydro-geological parameters using correlation and regression analysis. *Current Science*, Vol. 91 N° 6: 820-826

JARVIE, H.; P. WITHERS; R. HODGKINSON; A. BATES; M. NEAL; H. WICKHAM; S. HARMAN; L. ARMSTRONG. 2008. Influence of rural land use on streamwater nutrients and their ecological significance. *Journal of Hydrology*. 350:166-186

KEHEW, A. E. 2001. Applied Chemical Hydrogeology. Prentice Hall. 368 p. en <http://web.usal.es/javisan/hidro/temas/evolution.pdf> Consultado Set/08

KOPTA, F.; D. IGARZÁBAL. 2007. Informe sobre la necesidad de actualizar la nómina de plaguicidas y cianotoxinas indicadas en los Art. 982 y 983 del Código Alimentario Argentino (Capítulo XII, disposiciones para Agua Potable y Agua Envasada, rubro de Contaminantes Orgánicos) a fin de incluir nuevos plaguicidas y cianotoxinas. Foro Ambiental de Córdoba (ar.geocities.com/foroambientalcba/plaguicidasagua2.html) Consultado May/08

LIU, Y.; J. CHEN. 2008. Phosphorus cycle. Encyclopedia of Ecology: 2715-2724 Ed. Elsevier

LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D.; M. ESPINOZA LUNA Y M. NINO. 1989. Transformación de las fracciones de fósforo orgánico e inorgánico en el suelo calcáreo fertilizado. Ciencia del Suelo 7(1): 11-19

LÖSCH, L.S.; L. MERINO; J.M. ALONSO. 2005. Resistencia antimicrobiana en cepas de *Pseudomonas aeruginosa* aisladas de fuentes de agua de la provincia del Chaco (Argentina) Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. UNNE. Resumen: M-014

MARTÍNEZ, D.; M. OSTERRIETH. 1999. Geoquímica de la Sílice disuelta en el acuífero Pampeano en la vertiente sudoriental de Tandilia. *Hidrogeología Subterránea* N 13: 241-250

MASON J. P.; K. MILLER 2004. Water Resources of Sweetwater Country, Wyoming. *Scientific Investigations Report 2004-5214*. pp 21-44

MANUEL-NAVARRETE, D.; G. GALLOPÍN; M. BLANCO; M.DÍAZ-ZORITA; D. FERRARO; H. HERZER; P. LATERRA; J. MORILLO; M.R. MURMIS; W. PENGUE; M. PIÑEIRO; G. PODESTÁ; E.H. SATORRE; M. TORRENT; F. TORRES; E. VIGLIZZO; M.G. CAPUTO; A. CELIS. 2005. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. *Serie Medio Ambiente y Desarrollo* 118. CEPAL 65 pp. (www.cepal.org) Consultado May/08

MÁRQUEZ, A.; G. MARTÍNEZ (2000) Concentración y comportamiento de metales pesados en una zona estuarina de Venezuela. *Interciencia* 25: 284-291.

MENCIÓ, A.; J. MAS-PLA. 2008. Assessment by multivariate analysis of groundwater-surface water interactions in urbanized Mediterranean streams. *Journal of Hydrology*. 352, 355-366

NIVELES GUÍA NACIONALES DE CALIDAD DE AGUA AMBIENTE. 2005. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. República Argentina (<http://www.hidricosargentina.gov.ar/NivelCalidad.html>) Consultado Ago/08

PANNO, S.; W. KELLY; K. HACKLEY; H-H HWANG; D A. MARTINSEK. 2008. Sources and fate of nitrate in the Illinois River Basin, Illinois. *Journal of Hydrology*. 359:174-188

PAOLONI D.; M. SEQUEIRA; E. FIORENTINO 2005 Mapping of Arsenic Content and Distribution in Groundwater in the Southeast Pampa, Argentina. *Journal of Environmental Health, Part A - Environmental Science and Engineering & Toxic and Hazardous Substance Control*. EEUU, v.7, n.8, p.50 - 53

- PÁTINA, R. N.; A. SEGAT. 1998. Cap. 6: Ciclos biogeoquímicos del Suelo: Nitrógeno. Pag. 236-252. En: *Introducción a la Edafología* de M. Conti. Ed. Distrib. Orientación Gráfica S.R.L. Bs. As. Argentina
- PERONA, E.; I. BONILLA; P. MATEO. 1999. Spatial and temporal changes in water quality in a Spanish river. *The Science of the Total Environment* 241: 75-90
- PORTELA, S; A. ANDRIULO; M. C. SASAL; B. MARY; E. JOBBÁGY. 2006. Fertilizer vs. organic matter contribution to nitrogen leaching in cropping systems of the pampas: 15N applications in field lysimeters. *Plant Soil*. 289:265-277
- REARTE, D. 2007. La producción de carne en la Argentina. (<http://www.inta.gov.ar/balcarce/carnes/prodcarne.htm>) Consultado May/08
- SAINATO, C.; G. GALINDO; C POMPOSIELLO; H. MALLEVILLE; D. ABELLEIRA; B. LOSINNO. 2003. Electrical conductivity and depth of groundwater at the Pergamino zone (Buenos Aires Province, Argentine) through vertical electrical soundings and geostatistical análisis. *Journal of South American Earth Sciences* 16: 177-186
- SÁNCHEZ-MARTOS; F. A. PULIDO-BOSCH; A. VALLEJO; J. GISBERT; L. MOLINA. 2005. Aspectos hidrogeoquímicos sobre la relación aguas subterráneas-aguas superficiales en el río Andarax (Almería). *Geogaceta* 37: 91-94
- SANTA CRUZ, J. N. 1988. Caracterización del recurso hídrico subterráneo con miras al riego complementario en la Región NNE –típica maicera- de la provincia de Buenos Aires. Documento de trabajo N 15. Convenio SAGyP-IICA
- SANTA CRUZ, J. N.; A. SILVA BUSSO. 1999. Escenario hidrogeológico general de los principales acuíferos de la Llanura Pampeana y Mesopotamia Septentrional Argentina. II Congreso Argentino de Hidrogeología y IV Seminario Hispano-Argentino sobre temas actuales de hidrología subterránea. Actas Tomo I, p 461-473, Tucumán, Argentina
- SCHOT, P.; T. WINTER. 2006. Groundwater-surfacewater interactions in wetlands for integrated water resources management. *Journal of Hydrology* 320: 261-263
- STEPHEN FISHER, R.; W. F. MULLICAN. 1997. Hydrogeochemical evolution of sodium sulfate and sodium chloride groundwater beneath the northern Chichuahuan desert. *Hydrogeology Journal*. Vol.5 N 2: 4-16
- UNEP. 2007. Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes. (http://www.pops.int/documents/meetings/poprc/chem_review/Endosulfan/Endosulfan_Proposal_s.doc) Consultado Set/08
- USEPA United States Environmental Protection Agency. 1972. "Methods for the determination of metals in environmental samples". Water qualitycriteria. EPA R3-73-033, Wash., DC
- VEGA, M.; R. PARDO; E. BARRADO; L. DEBÁN. 1998. Assessment of seasonal and polluting effects and the quality of river water by exploratory data analysis. *Wat. Res.* Vol. 12: 3581-3592

WILSON, G. S. 1922. The proportion of viable bacteria in young cultures with especial reference to the technique employed in counting. *J. Bacteriol.*, Vol. 7, Issue 4, 405-446, July 1, 1922.

AGRADECIMIENTOS:

Los autores desean expresar su agradecimiento al personal de campo y técnicos de laboratorio sin los que no hubiese sido posible la toma de muestras y el correspondiente análisis; a los propietarios de los establecimientos en los que se encuentran los pozos de monitoreo del agua subterránea; a Silvina Restovich y Carolina Sasal por la lectura crítica del manuscrito y en especial a Silvina Portela por su valiosa contribución a este trabajo.