

# PROTECCIÓN DE POZOS DE ABASTECIMIENTO. INDICADORES DE LA CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA

• Marta Paris\* • Ofelia Tujchneider • Marcela Pérez • Mónica D'Elia •  
*Universidad Nacional del Litoral, Argentina*

\*Autor de correspondencia

## Resumen

Paris, M., Tujchneider, O., Pérez, M., & D'Elia, M. (julio-agosto, 2014). Protección de pozos de abastecimiento. Indicadores de la calidad del agua subterránea. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 5(4), 5-22.

Un indicador es un atributo cualitativo o cuantitativo que permite describir y evaluar un aspecto específico de un sistema. Debe ser sencillo, construible con datos accesibles y de fácil interpretación. Diferentes organismos y programas internacionales han logrado una compilación de indicadores que aportan información sintética del estado y evolución de los sistemas hídricos. Sin embargo, es posible que sea necesario recurrir a una adaptación de los mismos, a fin de poder reflejar las particularidades de cada ambiente. En este trabajo se presentan los indicadores definidos para monitorear la calidad del agua subterránea, única fuente de provisión de la ciudad de Esperanza (Santa Fe, Argentina). La ruptura del equilibrio hidráulico del sistema acuífero multicapa explotado para abastecimiento ha producido variaciones químicas significativas en el agua de suministro. La aplicación de los métodos de agrupamiento (jerárquico y por *K*-medias) y componentes principales ha permitido verificar la presencia de este proceso, determinar cuál es el grado de afectación y ocurrencia temporal en cada uno de los pozos. Los resultados muestran que, si bien existen modificaciones en los valores de conductividad eléctrica del agua (CE) —normalmente utilizado como indicador de calidad—, este parámetro no es lo suficientemente indicativo del deterioro de la calidad del agua del sistema acuífero que se explota. Otros atributos dan indicios del ascenso de agua salada subyacente y de flujos descendentes desde el acuífero libre suprayacente, respectivamente, por lo que se establecen valores umbrales y niveles de alerta para la CE, el residuo seco, cloruros, sulfatos, nitratos y calcio.

**Palabras clave:** indicadores de calidad del agua subterránea, protección de pozos, análisis de agrupamiento.

## Introducción y objetivos

Las aguas subterráneas constituyen una importante fuente de abastecimiento tanto en áreas

## Abstract

Paris, M., Tujchneider, O., Pérez, M., & D'Elia, M. (July-August, 2014). Supply Well Protection: Groundwater Quality Indicators. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 5(4), 5-22.

An indicator is a quantitative or qualitative attribute used to describe and evaluate a specific aspect of a system. It must be simple, buildable with available data and easily represented. Different organizations and programs have developed a compilation of indicators that provide synthetic information of the state and evolution of water systems. Nevertheless, these indicators may need to be adapted in order to reflect the particularities of each environment. This paper presents the indicators defined to monitor groundwater quality for the aquifer underlying the city of Esperanza (Santa Fe, Argentina), the only source of supply for the region. The disruption of the hydraulic equilibrium of the multilayer aquifer system that is being exploited has produced significant chemical changes in the water supply. The results show that, although the electrical conductivity (EC) values (usually used as a quality indicator) of the water have changed, this parameter is not a sufficient indicative of the deterioration of water quality in the exploited aquifer system. Cluster (hierarchical and *K*-means) and principal methods have made it possible to verify this process, to determine the affectation level and its temporal occurrence for each exploitation well. Other attributes show evidence of the rise in the overlying salt water and of downward flows from the overlying unconfined aquifer, resulting in values for EC threshold and alert levels, total dissolved solid, chlorides, sulfates, nitrates and calcium.

**Keywords:** Cluster analysis, groundwater quality indicators, well head protection.

urbanas como rurales. Sin embargo, la ausencia de un apropiado diagnóstico y/o pautas de

manejo dentro de un plan de gestión de los recursos hídricos conducen en más de una oportunidad al deterioro de los mismos.

La necesidad de disponer de agua segura (en cantidad y calidad) pone en evidencia la importancia de llevar adelante políticas y acciones que garanticen la protección de las aguas subterráneas. Para una administración ambientalmente confiable de las aguas subterráneas, la mejor práctica es proteger el recurso antes de su contaminación. Algunos países tienden a optar por la creación de programas de protección de las aguas subterráneas ante la contaminación, basados en el establecimiento de perímetros de protección de pozos (PPP) y/o en la cartografía de la vulnerabilidad de los acuíferos (Hirata & Rebouças, 1999). En ambos casos, la efectiva protección de los pozos de abastecimiento requiere considerar, en primer lugar, la complejidad hidrogeológica de la zona de estudio, debida especialmente a las relaciones hidráulicas y a las características hidrodinámicas e hidroquímicas de los cuerpos acuíferos que lo integran. La correcta conceptualización del acuífero aportará bases sólidas para:

- Establecer distintos niveles de restricciones y controles a los usos del territorio, sean estos pasados, presentes o futuros, con una incertidumbre aceptable.
- Instrumentar las herramientas legales, económicas, administrativas y los cambios institucionales necesarios, para implementar prácticamente las restricciones y los controles al uso del territorio.
- Definir de manera correcta los esquemas de explotación: ubicación y diseño de las obras de captación, caudales y cronogramas de extracción, etc. Las áreas de protección dependen del caudal de explotación, en especial en acuíferos no confinados. Bombes no planificados de modo correcto pueden producir la ruptura del equilibrio hidrodinámico en el sistema acuífero, con la consecuente afluencia de aguas de otra calidad.

- Diseñar un esquema de monitoreo del sistema en explotación a través de mediciones sistemáticas de variables indicadoras, que reflejen las eventuales variaciones de la calidad y cantidad del recurso. Esto brindará una alerta temprana que permitirá encarar medidas correctivas y/o paliativas ante su deterioro.

En el caso de la ciudad de Esperanza, la creciente demanda de agua, el peligro de contaminación de las perforaciones ubicadas en el área urbana y el deterioro de la calidad del agua subterránea por ascenso de agua salina fueron importantes motivos para reubicar los pozos de abastecimiento de la ciudad en un nuevo campo de bombeo emplazado en la zona rural, diseñado a partir de un modelo de gestión desarrollado en 1999, como producto de las investigaciones antecedentes de este equipo de trabajo (Filí, Tujchneider, Paris, Pérez, & D'Elia, 1999). Si bien la operación de estos pozos se materializó a partir del año 2004, ningún esquema de protección ha sido aún formalmente definido y llevado adelante, en especial si se tiene en cuenta la intensa actividad agrícola-ganadera e industrial que se desarrolla en la región, las posibilidades de flujos descendentes y/o ascendentes a través del discontinuo estrato acuitado que sobreyace al acuífero semiconfinado en explotación, la ruptura del equilibrio hidráulico del cuerpo acuífero inferior de alta salinidad producida por el bombeo no controlado, así como el posible efecto de la importación de agua superficial, que en un futuro complementaría el abastecimiento. Por ello, el objetivo general de esta investigación ha sido definir indicadores que colaboren con el monitoreo y control de la calidad del agua subterránea en el área de estudio, partiendo de la hipótesis de que la medición de la conductividad eléctrica del agua no es suficiente para evidenciar de forma temprana el deterioro de estos recursos hídricos.

Diferentes organismos, asociaciones y programas internacionales han logrado una

compilación y clasificación de diferentes indicadores (Aureli & Taniguchi, 2008; Berger & Iams, 1996; Foster & Loucks, 2006; Vrba & Lipponen, 2007; Webb, Hirata, Kruse, & Vrba, 2006). En Argentina, Blarasin, Cabrera, Matteoda, Damilano y Giuliano-Albo (2008) presentan una aplicación para evaluar cambios ambientales en acuíferos; Bocanegra, Massone, Irutig, Cionchi y Panizos (2009), una sobre los esquemas de explotación. Sin embargo, es posible que sea necesario recurrir a una adaptación de los mismos, a fin de poder reflejar las particularidades de cada ambiente. En relación con la calidad del agua subterránea, debe tenerse especialmente en cuenta que su calidad es la resultante de la interacción del agua de recarga, de las reacciones con los sedimentos y del tiempo de contacto o tiempo de residencia en el sistema (Doménico, 1972). El agua subterránea es un agente geológico de carácter general. Esto se debe de manera fundamental a la interacción agua-geología, que involucra una serie de procesos químicos, físicos y cinéticos dados por una evolución natural que tiende a alcanzar un estado de equilibrio o de mínima energía y, a la característica jerárquica y sistematizada de las líneas de corriente, que definen al flujo del agua subterránea como mecanismo de transporte y distribución de los fenómenos producidos (Tóth, 2001). Según Vrba y Lipponen (2007), un indicador de aguas subterráneas es un atributo que permite evaluar y describir un aspecto específico de este sistema hídrico. Deben permitir de una manera sencilla y rápida realizar el seguimiento del estado de las aguas subterráneas o de las modificaciones que se produzcan (Pernia-Llera, Lambán-Jiménez, & Molinero-García, 2005). Puede ser cuantitativo o cualitativo, según las necesidades que deba cubrir, pero fundamentalmente sencillo, pues no sólo debe ser fácil de construir a partir de datos medibles u observables, sino también interpretable; constituyen un soporte a la gestión sostenible de los recursos hídricos, proveen información sintética sobre el estado actual y evolución del sistema hídrico

subterráneo, colaboran en el análisis de los procesos naturales e impactos de la actividad antrópica —en tiempo y espacio—, y facilitan la comunicación y participación pública en el proceso de planificación y definición de políticas.

### Principales características del área de estudio

La ciudad de Esperanza (Departamento Las Colonias) se encuentra en el centro oeste de la Provincia de Santa Fe (Argentina), a 31° 27' de latitud sur y 60° 55' de longitud oeste, con una altura promedio sobre el nivel del mar de 36 m y una población de 35 000 habitantes. El principal acuífero en explotación tiene buen rendimiento y calidad. Desde esta área se complementa el abastecimiento de agua a una localidad vecina —Rafaela, Departamento Castellanos—, mediante un acueducto de 50 km, puesto en funcionamiento a fines de la década de los años setenta (figura 1). Más de 250 000 personas se abastecen de agua subterránea por red domiciliaria o extracciones particulares en estos dos departamentos provinciales. Esto deriva en un volumen de explotación estimado superior a los 51 millones de litros por día, de los cuales más de 26 millones de litros se consumen sólo en las localidades de Esperanza y Rafaela. El principal sustento económico del sistema social de la región lo brinda la agricultura, la ganadería y una variada actividad industrial, que acciona de modo permanente sobre el sistema acuífero, modificando sus características cualitativas (Paris, Tujchneider, Pérez, D'Elia, & Fili, 1998). En la actualidad, no se cuenta con un registro de regantes que permita estimar el volumen de agua subterránea utilizado para riego de los cultivos. Las explotaciones agropecuarias utilizan el agua subterránea para consumo humano, pecuario y riego de cultivos (D'Elia, Tujchneider, Paris, Pérez, & Pusineri, 2012). No obstante, con datos del Censo Nacional Agropecuario 2002 (realizado por el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos), se ha podido establecer que en el Departamento

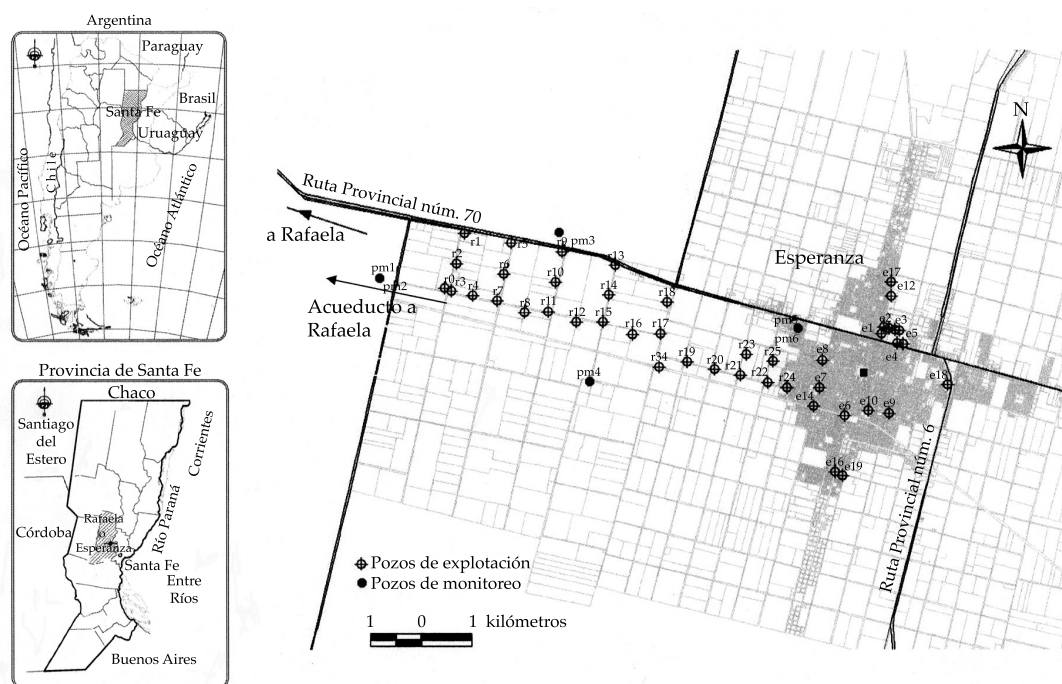


Figura 1. Ubicación del área de estudio. Localización de los pozos para abastecimiento de agua.

Las Colonias se practica riego con agua subterránea mediante la explotación de 13 perforaciones. Los 10 establecimientos rurales que realizan dicha práctica cultural están dedicados principalmente a la producción de maíz, soja y hortalizas. Aunque no se dispone de otra información más actualizada, se estima que en función de la producción agrícola y los periodos hídricos deficitarios registrados, a la fecha, la cantidad de regantes es mayor y, por ende, su porcentaje de utilización más elevado.

El servicio de agua potable en la ciudad de Esperanza data del año 1930, cuando Obras Sanitarias de la Nación (OSN) construyó una red de distribución alimentada por tres pozos que producían alrededor de 180 m<sup>3</sup>/h (4 320 m<sup>3</sup>/día). Posteriormente, en 1940, se incorporaron dos pozos más; en 1969, otro; en 1974 se sumaron dos, y nueve en 1988. En 1999 se contabilizaban 18 perforaciones en el área urbana, de las que solamente ocho estaban en funcionamiento, como consecuencia de problemas vinculados con el deterioro de la

calidad del recurso (aumento de los contenidos de cloruros, salinidad y/o nitratos) (Paris, Tujchneider, D'Elia, Pérez, & Fili, 1999; Paris, 2005).

Hacia fines del año 1994, el servicio sanitario de agua y cloacas en las ciudades de Esperanza y Rafaela (como en otras localidades de la provincia) estuvo a cargo de una empresa privada concesionaria (Aguas Provinciales de Santa Fe Sociedad Anónima, APSF). Hasta aproximadamente el año 1997, la empresa concesionaria continuó con el esquema de explotación anteriormente descrito. Pero la creciente demanda, los peligros de contaminación asociados con la actividad económica del área (localizada en especial en el sector urbano) y la falta de obras de saneamiento, condujeron al continuo deterioro de la fuente de abastecimiento (Tujchneider, Paris, Fili, D'Elia, & Pérez, 1998; Paris et al., 1998). Desde 2006, el servicio sanitario (agua potable y cloacas) es suministrado por una empresa privada, donde el estado provincial es mayoritario en

su propiedad (Aguas Santafesinas Sociedad Anónima, ASSA).

Dada la importancia que reviste el abastecimiento de agua potable a estos dos importantes centros urbanos a través de una fuente de origen subterráneo, su caracterización es fundamental en relación con la adecuada gestión del recurso en una región. Por ello, las investigaciones se han focalizado en el análisis del funcionamiento de este sistema y en el comportamiento de la calidad del agua subterránea en las áreas de mayor explotación histórica del acuífero: ejido urbano de la ciudad de Esperanza y campo de bombeo en el área rural. La figura 1 muestra la ubicación de las perforaciones que hoy día conforman el sistema de abastecimiento de ambas localidades (algunas de ellas actualmente fuera de servicio), pozos de estudio y pozos de monitoreo. Este nuevo campo de bombeo unificado está totalmente emplazado en el área rural del distrito Esperanza.

Con base en conceptualizaciones antecedentes (Filí *et al.*, 1999; Tujchneider *et al.*, 1998; Tujchneider, Pérez, Paris, & D'Elia, 2005) y la interpretación de perfiles litológicos y estudios disponibles, Paris (2010) elaboró el esquema del modelo conceptual de funcionamiento del sistema hidrogeológico en el área de estudio que se presenta en la figura 2. El estrato superior, con un espesor variable entre 15 y 25 m, corresponde al Grupo Pampa (sedimentos pampeanos) (Pleistoceno lacustre-palustre-eólico), definido por Tujchneider (2000). Se trata de limos, arcillas y loess, pardos claros, oscuros, rojizos o grises, según el ambiente de depositación, con presencia de tosca en algunos niveles. Aloja un acuífero libre de bajo rendimiento y calidad variable. En la porción más profunda, donde los sedimentos son más arcillosos (de 2 a 3 m de espesor promedio), se comportan como un manto acuitardo discontinuo (Filí *et al.*, 1999; Tujchneider *et al.*, 1998; Dalla-Costa, Díaz, & Aceñolaza, 2007). Inferiormente se localiza la formación Ituzaingó ("arenas puelches") (Plioceno fluvial), compuesta por arenas finas, medianas

y gruesas amarillas, con recubrimiento limonítico. Espesor: 25-35 m;  $T = 600 \text{ m}^2/\text{día}$ . Aloja un acuífero semiconfinado de buen rendimiento y calidad. Subyaciendo a ellas, la formación Paraná (Mioceno marino): porción cuspidal, arenas grises, arcillas arenosas y arcillas verdes, agua de elevada salinidad, a una profundidad de entre 45 y 53 m. Para Tujchneider *et al.* (2005), el comportamiento hidráulico de este sistema es de tipo multicapa, con la posibilidad de flujo descendente y/o ascendente a través del acuitardo, en función de las relaciones de carga hidráulica imperantes. La extracción de agua del acuífero semiconfinado puede inducir no sólo el flujo desde el acuífero libre suprayacente, sino también incrementar la afluencia lateral de agua del propio acuífero e inducir el ascenso de agua salada. Como consecuencia del bombeo no controlado, la superficie piezométrica acusa en el año 1994 considerables descensos en el sector este (Tujchneider *et al.*, 1998; Paris *et al.*, 1999). Dos años más tarde, en 1996, estas líneas mostraron una considerable variación en su diseño, traducida en un descenso promedio de casi 2 m y una divisoria definida en la línea equipotencial de 29 m. Hacia 1999 se logra una recuperación paulatina de los niveles, producto del cambio en el esquema de explotación.

El sentido general de escurrimiento subterráneo es de oeste a este; la recarga local al primer nivel acuífero está en el orden de los 63 mm/año y al segundo nivel, a través del acuitardo, es de aproximadamente 18 mm. El análisis de  $\delta^{18}\text{O}$  y  $\delta^2\text{H}$  en el agua subterránea en relación con la recta meteórica muestra que la recarga proviene de la precipitación local, que ocurre en los meses de verano y otoño, y no refleja procesos de evaporación significativos. Asimismo, los valores de tritio detectados indican que el tiempo de residencia del agua en el acuífero semiconfinado es mayor a 50 años y que en el acuífero libre resulta de una mezcla entre recarga submoderna y reciente. En particular, los contenidos de tritio detectados en uno de los pozos de monitoreo del acuífero semiconfinado sugieren la mezcla de agua

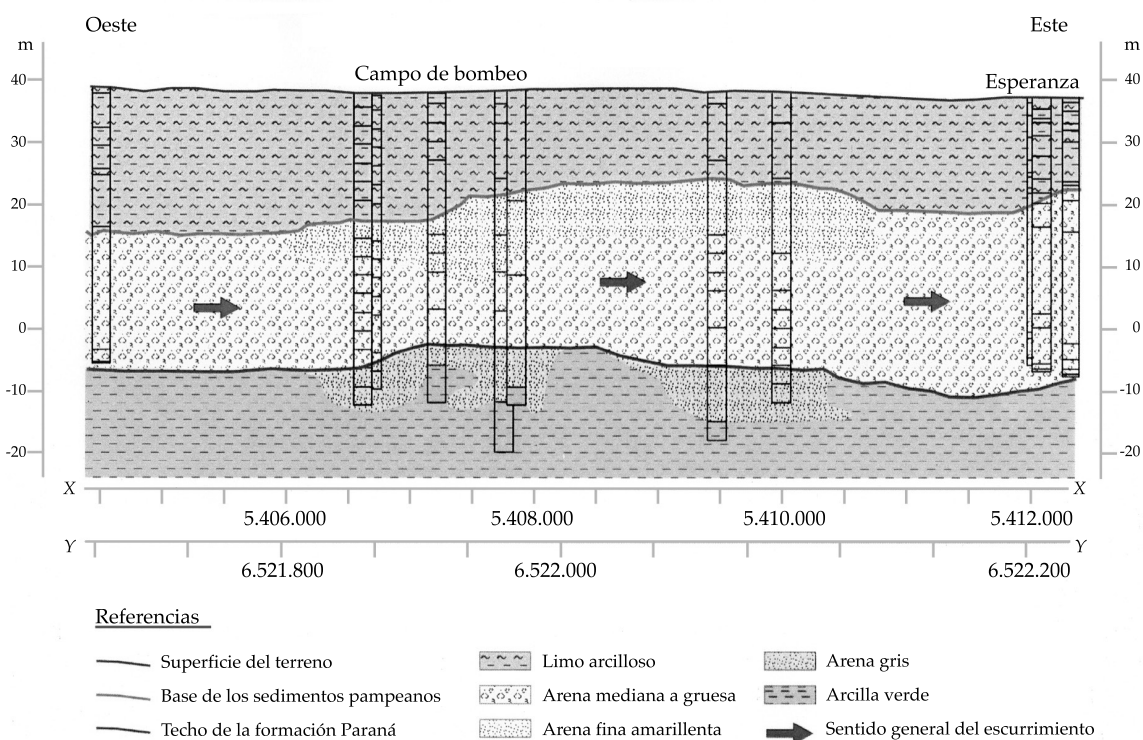


Figura 2. Esquema del modelo conceptual de funcionamiento del sistema hidrogeológico en el área de estudio.

de los dos niveles acuíferos. La presencia de nitrato estaría corroborando esta situación, favorecida además por la discontinuidad del manto acuitardo (D'Elia, Tujchneider, Paris, & Pérez, 2007; D'Elia, Tujchneider, Paris, Pérez, & Gervasio, 2008). De acuerdo con contribuciones antecedentes, las aguas son de tipo bicarbonatado sódico (Filí *et al.*, 1999; Tujchneider *et al.*, 1998; Tujchneider *et al.*, 2005). Sin embargo, desde mediados de la década de los años noventa, en algunos pozos de la zona urbana se evidenciaron variaciones que derivaron en el cambio de tipo de agua bicarbonatada hacia el tipo clorurada sódica. En particular, en la ciudad de Esperanza, durante el periodo 94-96, se pudo comprobar el efecto que la mayor extracción produjo en el descenso de niveles y en la salinidad del agua (expresada en términos de conductividad eléctrica). La figura 3 muestra los cambios acontecidos en la calidad del agua en un pozo que fue sometido a una intensa extracción de caudales; las

flechas señalan la modificación sustancial en los contenidos aniónicos, que derivan en el cambio de tipo de agua, según la clasificación de Piper-Hill. La figura 4 pone en evidencia el aumento de salinidad registrado en este punto de observación a lo largo del tiempo. La disminución de salinidad registrada hacia fines de 2003 es el resultado de la reprogramación de su explotación, articulada al nuevo modelo de gestión (Paris, 2010).

## Metodología

La base de datos utilizada se conforma con 437 registros completos de ocho variables físico-químicas (conductividad eléctrica CE, alcalinidad total TAC, cloruro Cl, sulfato  $\text{SO}_4^{2-}$ , nitrato  $\text{NO}_3^-$ , calcio  $\text{Ca}^{2+}$ , magnesio  $\text{Mg}^{2+}$ , sodio+potasio  $\text{Na}^+\text{+K}^+$ ). Estos registros corresponden a determinaciones analíticas practicadas en muestras de agua extraídas durante el periodo febrero de 1990 a diciembre

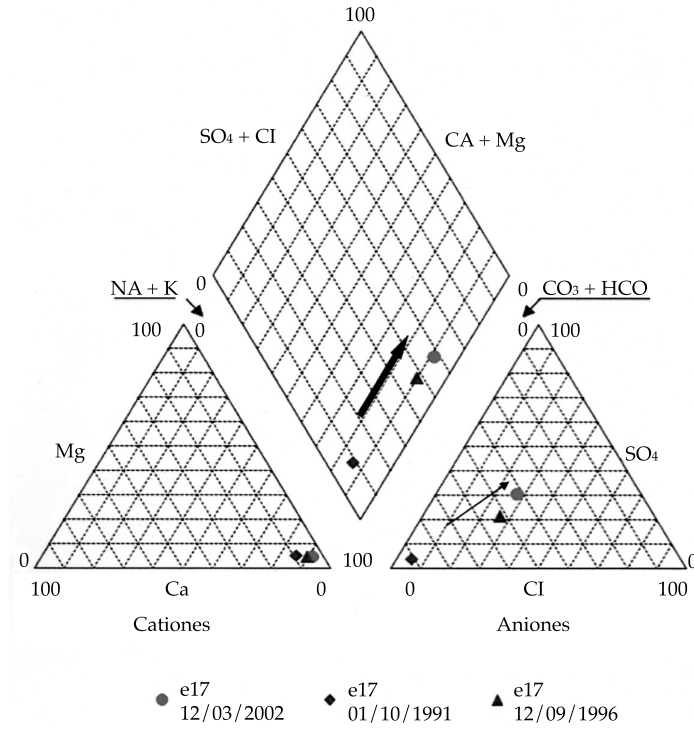
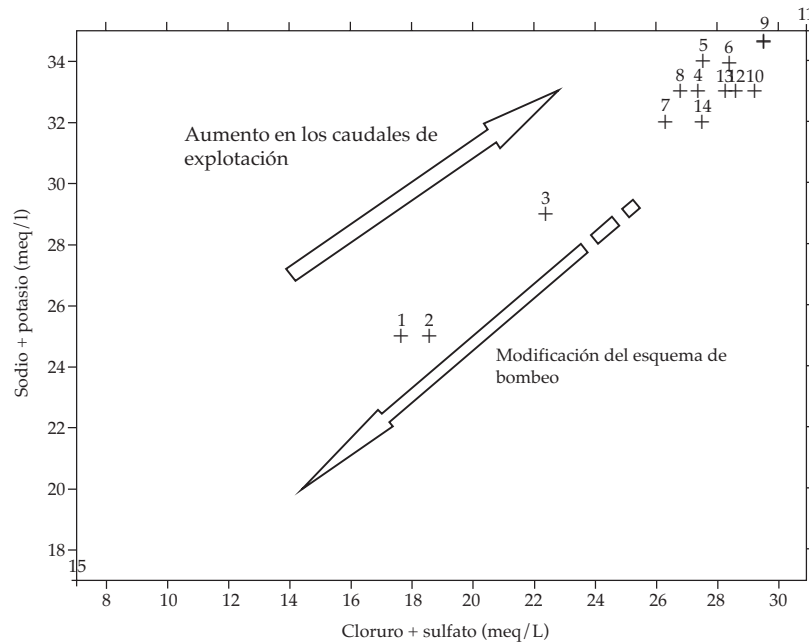


Figura 3. Modificaciones en el tipo de agua, según la clasificación de Piper-Hill en el pozo e17.



Punto	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Fecha	9/1/90	12/1/91	1/1/92	10/1/93	2/1/94	8/1/94	1/1/95	7/1/95	3/7/96	16/5/96	9/12/96	11/7/96	4/1/97	7/2/97	4/12/03

Figura 4. Variación de las concentraciones de cloruro + sulfato versus sodio + potasio para el pozo e12.

de 2007 en: a) pozos de explotación de la ciudad de Esperanza y acueducto a la ciudad de Rafaela (de 1990 a 2004); b) pozos de monitoreo ubicados en el distrito Esperanza (desde 2002), y c) pozos de explotación del nuevo campo de bombeo unificado (a partir de 2004). Esta base de datos integra información proveniente de diversas fuentes: organismos provinciales, empresas prestatarias del servicio, universidad, etcétera.

El error admisible en el balance iónico fue del 10%, límite definido considerando los valores de salinidad de las muestras de agua.

Se aplicaron Métodos Estadísticos Multivariados (MEM) para identificar o verificar procesos que caracterizan la calidad del agua (en función de las variables que cuantitativamente los expresan) (Furi, Razack, Abiye, Kebede, & Legesse, 2012; Izady et al., 2012; Daughney, Moreau-Forunier, Morgenstern, & Raaij, 2012), conocer cuál es el grado de afectación de estos procesos en cada uno de los pozos y establecer sus periodos de ocurrencia (o variación temporal) (Paris, 2010). Para ello, las concentraciones son expresadas en meq/l, estandarizados, según la tipificación de la Ley Normal y normalizadas por cálculo de logaritmo natural (Paris, 2005). Así, este conjunto volumétrico de datos tiene como dimensiones:

- Los *pozos* que hacen referencia a las muestras de agua obtenidas en puntos georreferenciados del espacio (a modo de objetos o unidades de observación).
- Las *variables físico-químicas*.
- El *tiempo* que hace referencia a la fecha en la que fueron realizados los muestreos.

La figura 5a muestra una esquematización de la base de datos volumétrica y su representación algebraica.

Se advierte que los periodos de tiempo de registro no son regulares y que no cuentan con igual cantidad de datos. Esto se debe a que no todos los pozos han sido muestreados de forma simultánea o porque no estaban en

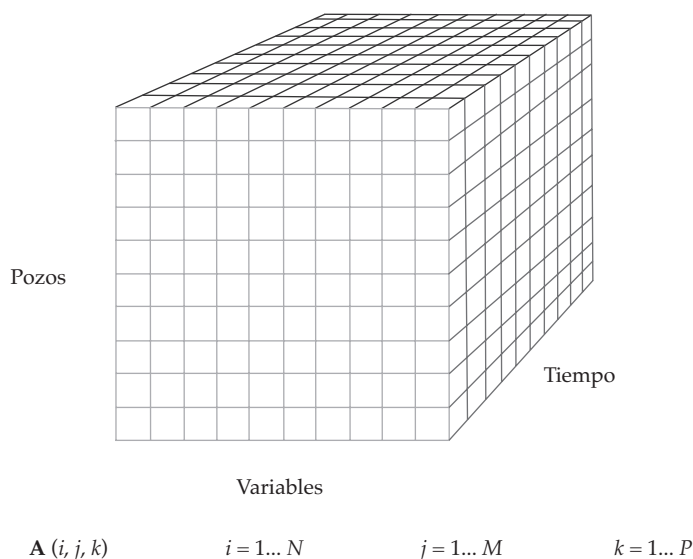
operación aún o habían salido del servicio. Con ello, el cubo de datos no es “sólido”, sino que presenta “oquedades”. Estas últimas adquieren considerable importancia, según el modo de procesamiento seleccionado.

El procesamiento se realizó aplicando una transformación previa, que permite redefinir algebraicamente la base volumétrica anteriormente descrita en un “conjunto plano de datos”, que mantiene intrínsecamente las dimensiones originales (y, por lógica, toda la información) (figura 5b).

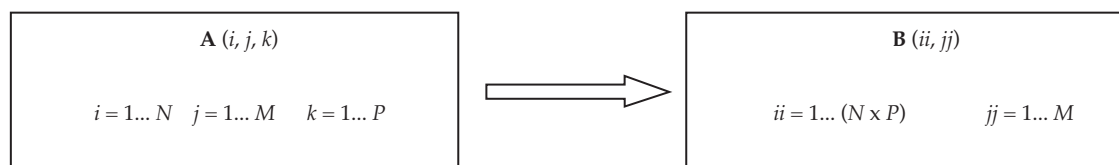
Esta transformación o “aplanamiento” permite identificar o verificar procesos que caracterizan la calidad del agua (en función de las variables que cuantitativamente los expresan), conocer cuál es el grado de afectación de estos procesos en cada uno de los pozos (determinando con ello las áreas de ocurrencia, dado que los pozos son objetos espacialmente georreferenciados) y establecer sus periodos de ocurrencia (o variación temporal). En este sentido, se hace notar que, en rigor, un análisis completo del cubo de datos debería incluir la sucesiva parametrización de cada una de las dimensiones (Paris, 2010), lo cual puede resultar en una implementación e interpretación engorrosa y limitada. Por otra parte, puede suceder que la dimensión final de los bloques resultantes no sea la adecuada, en términos de significación física y/o algebraica, tal como sucede cuando en un periodo de tiempo se han muestreado pocos pozos o cuando los muestreos no se han realizado en idénticos periodos. Además, la selección de qué variable, objeto o tiempo fijar no es un problema menor. Por ejemplo, sería posible pensar que si se registró un deterioro de la calidad del agua por aumento de la salinidad, la CE podría ser la variable más indicativa de estos cambios, pero esta selección podría estar enmascarando otros resultados o despreciando otras variables significativas.

Se utilizó el análisis de agrupamiento (AA) por aglomeración jerárquica en Modo R y Q. En cuanto a la medida utilizada para expresar las similitudes existentes en el conjunto de





a) Esquemización de la base volumétrica de datos, su representación algebraica



b) Esquemización y representación algebraica de la transformación a conjunto plano

Figura 5. Base de datos, volumétrica de datos y transformación por aplanamiento.

datos experimentales, se indica que en el Modo R, la matriz de similitud fue cuantificada por el coeficiente de correlación y en el Modo Q, por el coeficiente de distancia euclídeana. En ambos casos, las asociaciones son definidas por agrupamientos de tipo aglomerativo jerárquico, por promedio de pares no ponderados como criterio de ligamiento. Para la validación de los resultados logrados se utilizaron el AA no jerárquico por  $K$ -medias y el análisis de componentes principales (ACP) en Modo R y Q. El empleo de metodologías de procesamiento con distinto fundamento estadístico y matemático pretende disminuir la incertidumbre que puede traducirse a los resultados debido a falencias en la definición de la estructura de estos modelos (Paris, 2005).

En el ACP Modo R también se partió de la consideración de la matriz de correlación. En cambio, en Modo Q, las similitudes se cuantificaron con el coeficiente coseno de theta o índice de similitud proporcional, definido por Imbrie y Purdy (1962) (en Jöreskog, Klován, & Reymont, 1976). La retención de componentes se efectuó de acuerdo con los siguientes criterios: varianza total representada (superior al umbral del 70%); magnitud y representación de los autovalores (valor mayor a 1 y/o varianza representada individualmente mayor a 10%); valor de la comunalidad o porcentaje de reconstrucción (superior al 60%), y la relación autovalor *versus* orden, reflejada en el punto de quiebre en el diagrama *scree*. En el AA no jerárquico, las asociaciones fueron definidas

conforme a los resultados aportados por el AA jerárquicos y el ACP. Finalmente, con algunos registros categorizados por agrupaciones y/o componentes, se elaboran gráficos de  $\text{Na}^+\text{+K}^+$  vs.  $\text{Cl}^-+\text{SO}_4^{2-}$  para complementar la interpretación de los resultados obtenidos. Como resultado de esta etapa se definen tres grupos que reflejan las consecuencias sobre la calidad del agua subterránea de los esquemas de explotación aplicados. Para estos conjuntos se calculan los estadísticos y se evalúa el ajuste a la ley de distribución normal de cada una de las series químicas. En función del análisis de esta información sintética se seleccionan los indicadores, sus valores umbrales y los niveles de alerta que señalan los cambios significativos en la calidad.

## Resultados y discusión

El AA Modo R pone en evidencia la fuerte relación entre los valores de CE y  $\text{Cl}^-$ , a pesar de que las aguas son predominantemente de tipo bicarbonatado (figura 6). Por otro lado, también se manifiesta una estrecha relación entre la salinidad (expresada por CE) con  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{Na}^+\text{+K}^+$ , lo cual se asocia con el carácter

sódico del agua. Esta asociación expresa el conocido aumento de los iones de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$  cuando las aguas son más salinas debido al Kps (producto de la solubilidad) de las sales de estos aniones, en especial el cloruro de sodio, cuya solubilidad es independiente de la temperatura. Este grupo se completa con el núcleo  $\text{Ca}^{2+}\text{-Mg}^{2+}$  (relacionado a la dureza del agua) que conforma un subgrupo con  $\text{NO}_3^-$ . Si bien no se dispone de valores de pH que informen sobre las condiciones de acidez-alcalinidad del medio, la nitrificación traería aparejada una disminución del pH y ello favorecería la disolución de carbonatos de calcio y magnesio, con el consecuente incremento de la dureza (Martínez, Bocanegra, & Costa, 1997). La TAC se muestra como el único elemento que conforma el grupo principal restante. El AA en Modo Q diferenció tres asociaciones principales, al considerar el nivel de corte 3.5. Por razones de escala, en la figura 6 se ilustra la cantidad de elementos ( $n_i$ ) que integra cada nivel de asociación ( $G_i$ ). Los grupos definidos por esta metodología estadística de agrupamiento jerárquico se comparan con los obtenidos con ACP en Modo R. Las asociaciones logradas con este procedimiento son muy coincidentes.

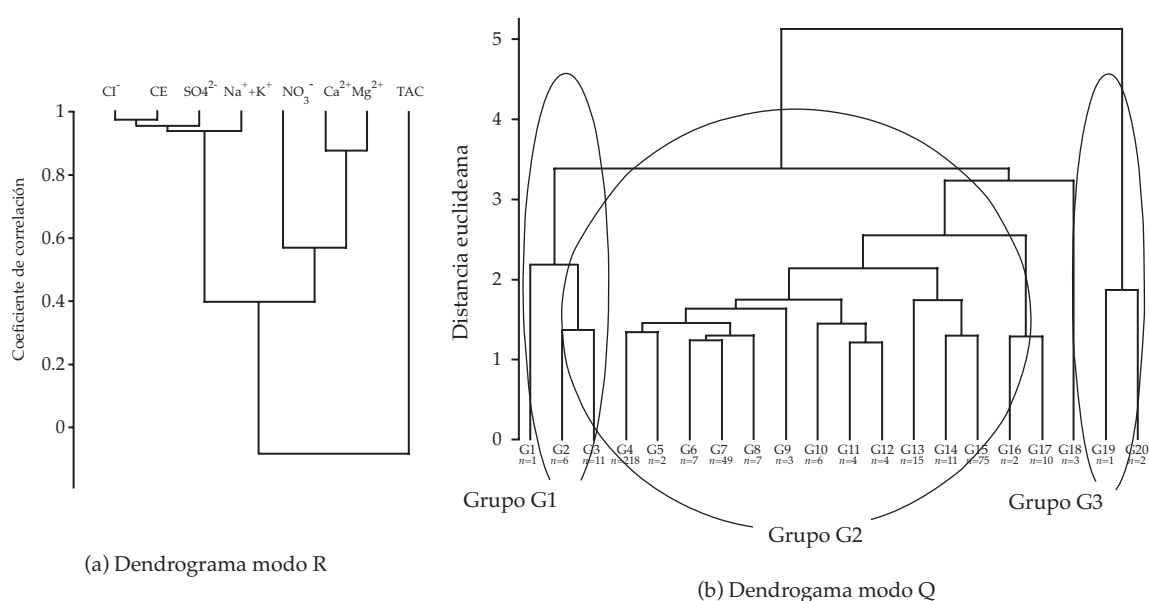


Figura 6. Dendrogramas.

Se definieron tres componentes principales de acuerdo con los criterios de retención de componentes mencionados anteriormente.

La figura 7 muestra los autovalores y la varianza por ellos representada en forma individual y acumulada y, las cargas que caracterizan a cada una de las componentes (Comp) en relación con las variables químicas consideradas. Se han sombreado con gris los valores de mayor peso. Esta configuración también se verifica en el gráfico de *scores* resultante del ACP en Modo Q, que se muestra en la misma figura para las componentes 1 y 2. Como puede observarse, la conformación de componentes arroja la misma asociación de variables definidas por el AA Modo R.

En cuanto a la asociación de registros en los pozos, la figura 8 representa los registros que integran cada una de las tres componentes en forma comparativa con las asociaciones determinadas por los agrupamientos jerár-

quicos y no jerárquicos (*K*-medias). En el caso del ACP, los pozos en donde se evidencia afectación de una componente han sido identificados en función de los *scores* calculados en Modo R. Estas áreas de afectación se establecen considerando las marcas superiores al valor del desvío estándar de cada serie de *scores* (Lawrence & Upchurch, 1976). Este tipo de representación gráfica de los resultados del análisis de componentes principales en Modo R no es común, pues usualmente los *scores* se representan en mapas donde se distinguen las áreas de mayor afectación de las componentes como aquellas que exhiben valores superiores a 1 (en algunos casos se consideran todos los valores positivos).

Con el razonamiento realizado respecto al "aplanamiento" del cubo de datos se debería generar un conjunto de mapas (uno para cada periodo de observación), cuya interpretación sería muy dificultosa. Debe tenerse en cuenta

Autovalores y varianza representada - ACP Modo R			
Orden	Autovalor	Varianza	Var. total
1	4.04	50.55	50.55
2	2.22	27.87	78.42
3	0.89	11.21	89.62
4	0.33	4.16	93.78
5	0.23	2.84	96.62
6	0.14	1.78	98.40
7	0.07	0.92	99.32
8	0.05	0.68	100.00

Cargas de las componentes principales - Modo R			
	Comp 1	Comp 2	Comp 3
CE	0.47	-0.12	-0.13
TAC	0.05	-0.43	0.75
Cl <sup>-</sup>	0.48	-0.09	-0.13
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.43	-0.22	-0.29
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.27	0.35	0.56
CA <sup>2+</sup>	0.23	0.53	0.05
Mg <sup>2+</sup>	0.28	0.47	0.07
Na <sup>+</sup> +K <sup>+</sup>	0.40	-0.34	0.07

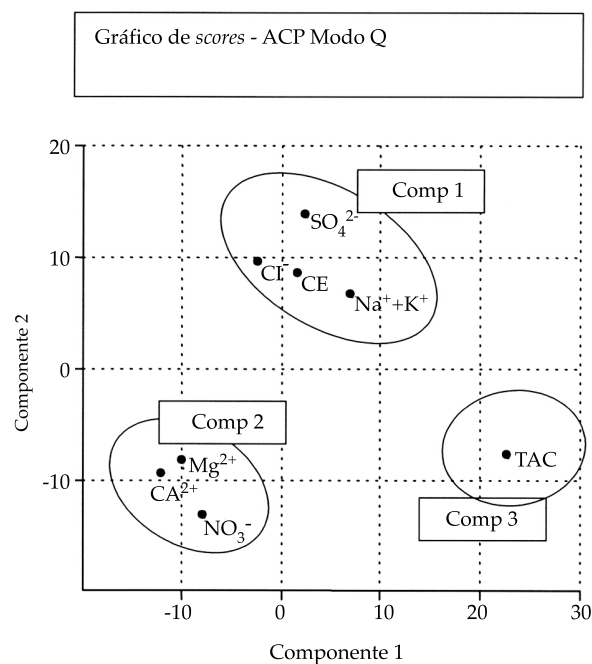


Figura 7. Resultados ACP.

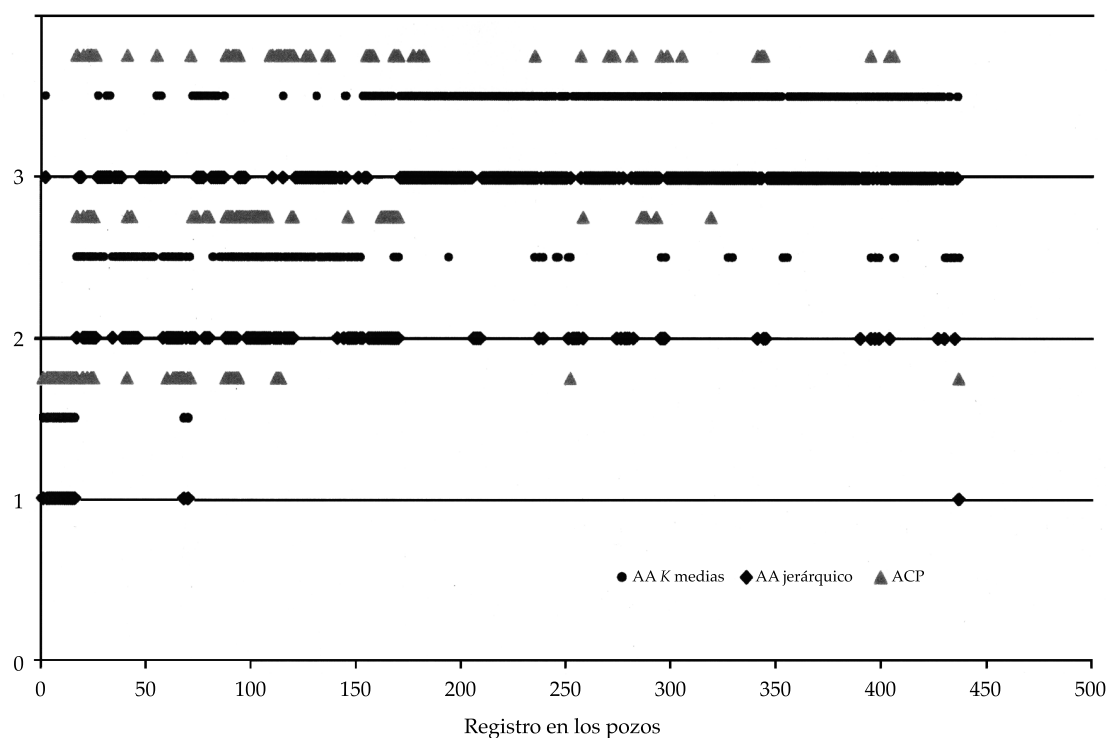


Figura 8. Agrupamientos logrados por métodos jerárquicos, no jerárquicos (K-medias) y análisis de componentes principales (Modo R).

nuevamente que no todos los pozos cuentan con muestras en todos los periodos, por lo que la densidad de información en cada mapa sería muy variable y su evaluación muy limitada. Además, no sería factible hacer una comparación con los resultados de los agrupamientos anteriormente presentados.

Se desprende de la figura 8 que algunos registros en los pozos no tienen representatividad en ninguna de las tres componentes. Esto se debe a las propias características del análisis de componentes principales, donde las componentes se seleccionan garantizando un nivel umbral de varianza representada. Esta es una diferencia sustancial con las metodologías de agrupamientos que condicionan la asociación de elementos al nivel de corte elegido (método jerárquico) o a la cantidad de grupos predeterminada (*K*-medias). Sin embargo, los resultados son consistentes, porque los

registros de los pozos más representativos de cada uno de los grupos son coincidentes.

Luego de realizar esta validación cruzada de los resultados de diferentes MEMs, en el cuadro 1 se presentan los valores medios y medidas de la tendencia central para las variables consideradas, según los grupos principales definidos. El grupo G1 engloba las muestras de agua correspondientes a los pozos donde se han seguido cronogramas de explotación que derivaron en valores elevados de salinidad. En este conjunto, la variación temporal de  $\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$  es simultánea a la de  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ . El grupo G2 comprende los pozos de explotación y de monitoreo en periodos donde se manifiesta un aumento paulatino de la salinidad, aunque sin ser notorio en la expresión de la CE. En este caso, los contenidos salinos se modifican a lo largo del tiempo en términos de  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ , pero manteniendo un umbral de

Cl. Se observa también un aumento de las concentraciones de  $\text{Ca}^{2+}$ . Una causa posible del aumento de los iones mencionados puede atribuirse al ascenso de agua clorurada sódica alojada en los sedimentos de origen marino de la formación Paraná, al aporte de sulfato de calcio proveniente de los cristales de yeso y arcillas arenosas calcáreas de la misma formación (Iriondo, 2007; Tujchneider, 2000) en la búsqueda del equilibrio ante el cambio en las concentraciones (y posiblemente presiones) que experimenta el sistema (Principio de Le Châtelier) (Appelo & Postma, 1993). En el grupo G2, las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{Mg}^{2+}$  son superiores a las del grupo G3, pero menores a los estadísticos del grupo G1. Esto podría estar indicando el aporte de agua alojada en el acuífero libre sobreyacente, especialmente en las áreas donde el manto acuitardo podría presentar discontinuidades. A su vez, como se indicó antes, la nitrificación traería aparejada una disminución del pH y ello favorecería la disolución de carbonatos de calcio y magnesio, con el consecuente incremento de la dureza (Martínez *et al.*, 1997). Por su parte, el grupo G3 refleja el conjunto de muestras de agua no afectadas aún por el proceso de salinización (aumento de sales de cloruros y sulfatos); los valores de CE no muestran aumentos importantes en relación con los registrados al inicio de la operación de los pozos y los cambios temporales en los contenidos iónicos no son importantes. Es decir, estos grupos se diferencian no sólo por el aumento de la CE (G1 *vs.* G2 y G3) sino también por el incremento de los contenidos de Cl,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ . Por otra parte, se señala que los tres grupos identificados por el procesamiento estadístico multivariado de las series química reflejan las consecuencias de los esquemas de explotación a los que fuera sometido el acuífero. Así, por ejemplo, en función del caudal bombeado, una misma perforación puede contar con registros en los distintos grupos. Tal es el caso que ilustra la figura 9 para el pozo e17. Según este gráfico, los estadios temporales comprenderían los periodos 1991-1995, 1995-1999 y 1999-2006. Si

bien no se dispone de registros de caudal para este lapso, se señala que tal comportamiento químico es notablemente concordante con las variaciones sufridas por la superficie piezométrica anteriormente descritas. Así, la aplicación de los MEM en la identificación y verificación del proceso de ascenso de agua salada ha determinado el grado de afectación en cada uno de los pozos y su ocurrencia temporal.

De acuerdo con ello, los grupos G1, G2 y G3 engloban las muestras de agua correspondientes a los pozos, donde: a) se han seguido cronogramas de explotación que derivaron en el incremento de la salinidad (salinizados); b) se manifiesta un aumento paulatino de la salinidad (estadio intermedio), y c) pozos no afectados aún por el proceso de salinización (línea base), respectivamente.

A partir de aquí se plantea la definición de indicadores que permitan poner en evidencia en forma temprana los cambios en la calidad del agua anteriormente descritos. Así, la definición del indicador deberá considerar el fondo natural, es decir, los valores característicos de la composición natural del agua a partir del cual se pondrá en evidencia el estado del sistema, las presiones a que esté sometido y su respuesta. Manzano, Custodio y Nieto (2003) definen al fondo natural de la calidad del agua subterránea como "el rango de concentraciones de un elemento, especie o sustancia dados, presentes en fase disuelta y derivado de fuentes geológicas, biológicas o atmosféricas naturales". Los mismos autores señalan además que el proyecto BaSeLiNe (Natural BaSeLiNe Quality in European Aquifers) decidió adoptar operativamente a la mediana como parámetro más ilustrativo del valor característico del fondo natural del agua subterránea y los percentiles de 2.3% y 97.7% para ilustrar su rango de variación. Esto asegura que el 95.4% de la población estudiada esté dentro del rango. Sin embargo, los mismos autores señalan que si la distribución estadística es normal o lognormal, la media o la mediana podrán considerarse como valores

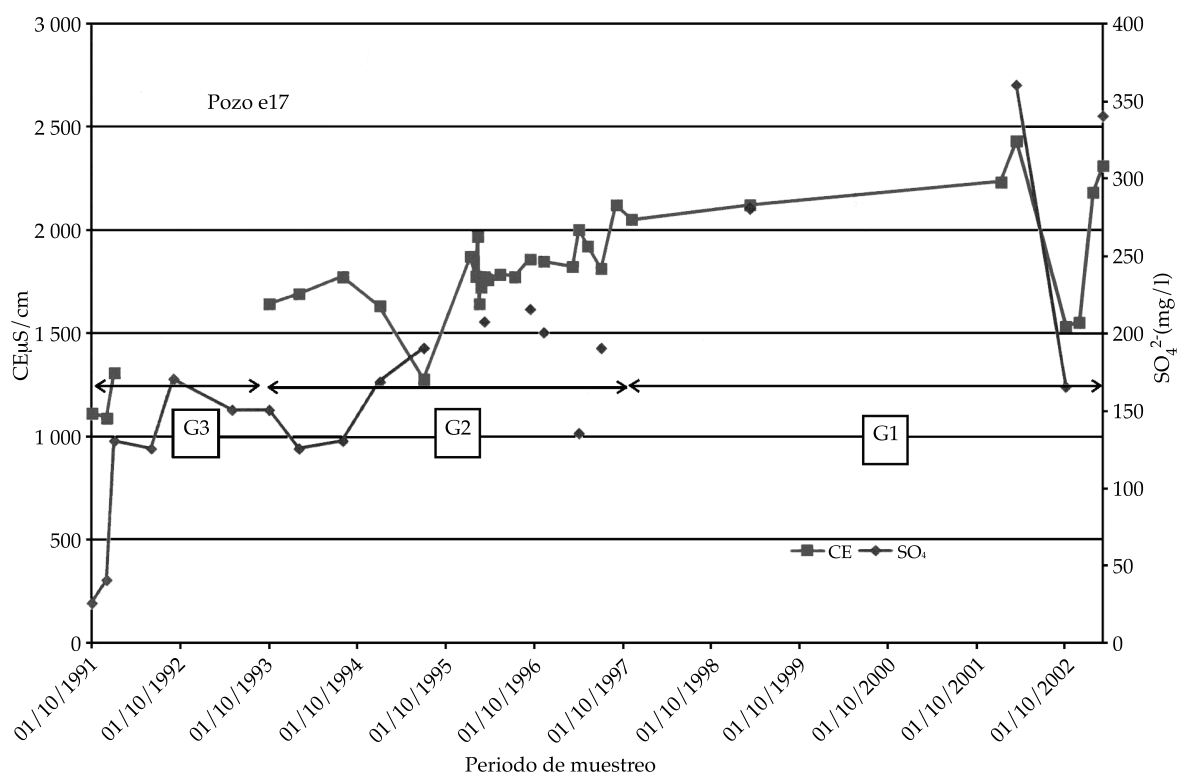


Figura 9. Evolución de CE y  $\text{SO}_4^-$  en el pozo e17 y su relación con las asociaciones determinadas.

característicos, pero con frecuencia esto no ocurre debido a que la calidad del agua es el resultado de más de un proceso. Investigaciones realizadas por Blarasin, Damilano, Cabrera y Matteoda (2006) indican que la distribución fl presenta un mejor ajuste a la distribución empírica y determinaron un estimador  $m^*$  del fondo natural, que resulta de una combinación lineal de la media y la mediana. Señalan, no obstante, que es necesario estudiar con mayor profundidad las distribuciones que siguen las distintas componentes si el objetivo es determinar el fondo natural a través de la estimación paramétrica de las concentraciones típicas (parámetros de localización) de cada componente y su distribución en torno a estos valores. El análisis realizado en este acuífero sobre la base de los resultados presentados permite definir los indicadores de calidad del agua de abastecimiento que se muestran en el cuadro 1b. Para el caso de estudio, los valores

de TAC son considerablemente uniformes (con un leve aumento a medida que disminuye la salinidad), por lo cual este parámetro no es útil para realizar una discriminación en el conjunto. Si bien se visualiza a la CE como una variable indicativa del ascenso de agua de mayor salinidad proveniente de la formación Paraná —que además es de fácil determinación, *in situ* y en tiempo real—, la interpretación del fenómeno de ruptura del equilibrio hidrodinámico se muestra con mayor elocuencia cuando se evalúa la relación  $\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$  vs.  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ . Esto se manifiesta claramente en los pozos donde se comienzan a evidenciar cambios en la salinidad del agua (grupo G2), se modifican en términos de  $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ , pero mantiene los valores de Cl. Por otra parte, la asociación entre  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{NO}_3^-$  (este último también vinculado con TAC), manifiesta tanto en el AA como en el ACP (Modo R), y puede estar dando indicios

Cuadro 1. Construcción de indicadores de calidad del agua de abastecimiento.

a) Valores medios y medidas de dispersión de las series químicas según los grupos

		CE S/cm	TAC mg/l CO <sub>3</sub> Ca	Cl <sup>-</sup> mg/l	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/l	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	Ca <sup>2+</sup> mg/l	Mg <sup>2+</sup> mg/l	Na <sup>+</sup> +K <sup>+</sup> mg/l
<b>Grupo 1</b>	Media	3 172.22	515.67	427.56	549.83	19.67	41.61	24.50	682.76
	Desvío	615.29	30.07	127.77	149.02	5.41	14.89	7.37	117.31
	Cuartil 1	2 535.00	497.50	347.50	406.25	17.25	29.00	17.75	578.03
	Mediana	3 390.00	515.00	490.00	605.00	21.00	45.00	27.00	747.13
	Cuartil 3	3 632.50	528.75	527.50	660.00	22.00	54.00	31.00	758.62
<b>Grupo 2</b>	Media	1 388.63	542.79	84.96	94.98	33.26	24.76	13.15	297.93
	Desvío	280.77	48.63	50.26	52.75	32.27	12.37	6.28	70.87
	Cuartil 1	1 225.00	515.00	38.50	50.00	8.75	17.50	10.00	268.75
	Mediana	1 399.00	541.00	90.50	100.00	23.50	24.00	13.00	299.50
	Cuartil 3	1 540.50	570.00	108.88	135.00	42.00	30.25	16.00	341.96
<b>Grupo 3</b>	Media	1 363.25	549.81	69.93	103.99	10.47	13.08	7.82	311.16
	Desvío	161.23	39.71	24.82	34.81	8.69	4.92	2.69	38.88
	Cuartil 1	1 252.00	520.00	56.00	81.00	6.00	10.00	6.00	288.00
	Mediana	1 368.00	545.00	68.00	100.00	8.00	12.00	7.00	317.00
	Cuartil 3	1 465.00	570.00	80.00	128.05	12.00	16.00	9.00	340.50

b) Indicadores de calidad del agua de abastecimiento

	CE S/cm	RS <sup>(*)</sup> mg/l	Cl <sup>-</sup> mg/l	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/l	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	Ca <sup>2+</sup> mg/l
Umbral	1 368	2 062	68	100	8	12
Alerta	1 541	2 335	109	135	42	30

(\*) Los valores de RS fueron estimados como en función de la función de regresión lineal entre los datos disponibles ( $RS = 1.5853 \cdot CE - 106.97$ ).

c) Límites establecidos en la normativa de referencia para el abastecimiento de agua potable

Ley 11.220	CE <sup>(#)</sup> S/cm	RS mg/l	Cl <sup>-</sup> mg/l	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/l	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	Ca <sup>2+</sup> mg/l
Límite recomendado		1 000	250	100	25	100
Límite obligatorio		1 500	400	200	45	250

(#) la ley provincial no fija límites para CE.

de aportes del nivel acuífero superior (libre) y de cargas contaminantes provenientes del lixiviado de residuos ganaderos y fertilizantes, propias del área rural donde se sitúa el campo de bombeo. Esta situación se presenta con más elocuencia por los mayores valores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> del grupo G3, formado principalmente por muestras extraídas de pozos de explotación y

de monitoreo localizados en el área rural. El valor umbral se define a partir de la mediana del grupo G3 y el nivel de alerta de cambios significativos con el tercer cuartil del grupo G2. El grupo G3 describe las condiciones de la línea base de la calidad del agua subterránea, considerando la información disponible. En cuanto a la CE, no puede dejar de reconocerse

su practicidad de medición en campo y en laboratorio, y que verdaderamente puede ofrecer indicios de salinización, pero como puede verse en el cuadro 1a, los tres cuartiles considerados no muestran diferencias en los grupos G3 y G2. Por lo tanto, no es un parámetro que ofrece una alerta temprana de manifestación del proceso ni tampoco del aporte desde el acuífero libre. Se incluyen los valores del residuo seco (RS), atendiendo el marco regulatorio para el abastecimiento de agua potable en la Provincia de Santa Fe (Ley Provincial 11220). El cuadro 1c muestra los límites de esta normativa.

### Consideraciones finales

A fin de evitar la ruptura del equilibrio hidráulico del sistema acuífero multicapa que sustenta el abastecimiento de dos importantes localidades de la provincia de Santa Fe (Argentina), debería realizarse el seguimiento de los indicadores presentados en el cuadro 1b. Se trata de determinaciones químicas rutinarias, de fácil determinación, que permiten evidenciar las relaciones entre el acuífero alojado en las "arenas puelches" (semiconfinado, donde se extrae el agua para consumo humano), el acuífero libre alojado en los sedimentos pampeanos y el agua salada alojada en la formación Paraná (de origen marino).

Se ha corroborado en esta investigación que, para el caso de estudio, la medición de la conductividad eléctrica del agua no es suficiente para detectar de modo temprano el deterioro de los recursos hídricos. Los indicadores definidos adquieren solidez y representatividad a partir del uso de diferentes métodos estadísticos multivariados (MEM) para la validación cruzada de los resultados y, fundamentalmente, del sustento que proporcionan otras evidencias concretas de la geometría y funcionamiento del sistema hidrogeológico. A su vez, los resultados logrados sirven de base para el planteo de líneas de investigación, que permitirán complementar el conocimiento de las relaciones hidráulicas

entre los cuerpos acuíferos. Dado que el flujo vertical descendente, puesto de manifiesto por las variaciones de  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  y  $\text{NO}_3^-$ , puede constituirse en el agente de transporte de contaminantes derivados del uso del territorio, en próximas etapas, mediante tareas de campo y gabinete, se evaluará el volumen de agua por unidad de área que está almacenado en esta capa y que puede ser liberado, teniendo en cuenta las características litológicas de estos acuíferos, el espesor de la capa acuitada, su presencia, espesor y ausencia, y los parámetros hidráulicos formacionales (conductividad hidráulica, transmisividad, coeficiente de almacenamiento, factor de goteo, etc.). En relación con el transporte de contaminantes hacia el ambiente subterráneo, se considerarán además las características del escurrimiento superficial en el área rural en las cercanías de pozos (por conducción en lámina y en cauce), y se evaluarán las prácticas de riego y particularidades del drenaje natural de los suelos. Por otra parte, considerando las variaciones detectadas en la calidad del agua debido al ascenso de agua desde el cuerpo acuífero inferior de alta salinidad producida por el bombeo no controlado y la consecuente ruptura del equilibrio hidráulico, se evaluará también por ensayos de bombeos, toma de muestras de agua, estudios geofísicos y otras tareas de campo, y por el análisis en gabinete de la información de caudales de extracción. Además se considera complementar las determinaciones químicas e isotópicas que permitan discriminar el origen de los aportes de nitrato en ambos cuerpos acuíferos.

### Agradecimientos

Las autoras de este trabajo desean manifestar su agradecimiento a la empresa Aguas Santafesinas, S.A., por proporcionar la información básica que permite realizar estas investigaciones.

Recibido: 17/04/2013

Aceptado: 09/11/2013



## Referencias

- Appelo, C., & Postma, D. (1993). *Geochemistry, Groundwater and Pollution* (536 pp.). Rotterdam: Balkema.
- Aureli, A., & Taniguchi, M. (contact) (2008). *Groundwater Resources Assessment under the Pressures of Humanity and Climate Changes (GRAPHIC)* (31 pp.). París: UNESCO-IHP.
- Blarasin, M., Damilano, G., Cabrera, A., & Matteoda, E. (septiembre, 2006). Hidrogeoquímica del acuífero freático en un agroecosistema y consideraciones sobre el cálculo de la línea de base de la calidad del agua (25 pp.). *Actas del VIII Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea*, Asunción, Paraguay.
- Blarasin, M., Cabrera, A., Matteoda, E., Damilano, G., & Giuliano-Albo, J. (2008). Indicadores para evaluar cambios ambientales en acuíferos. Consideraciones sobre el fondo natural de la calidad de agua. En M. Cantú, A. Becker, & J. Bedano (Eds.). *Evaluación de la sustentabilidad ambiental en sistemas agropecuarios* (pp. 69-80). Río Cuarto, Argentina: Editorial UNRC, Río Cuarto.
- Berger, A. R., & Iams, W. J. (Eds.). (1996). *Geoindicators: Assessing Rapid Environmental Change in Earth Systems* (466 pp.). Rotterdam: A. A. Balkema.
- Bocanegra, E., Massone, H., Irutig, M., Cionchi, J., & Panizos, M. (2009). *Indicadores de gestión de los recursos hídricos subterráneos en Mar del Plata, Argentina y su comparación con otras ciudades latinoamericanas* (pp. 113-132). VI Congreso Argentino de Hidrogeología. Taller sobre Planificación y Gestión de las aguas subterráneas, Santa Rosa, La Pampa.
- Dalla-Costa, O., Díaz, E., & Aceñolaza, B. (2007). *El aporte de las testificaciones geofísicas en sondeos en el esquema hidrogeológico del campo de bombeo de Esperanza. Provincia de Santa Fe* (pp. 35-42). D. Sosa & J. Ainchill (Comp.). Taller de Geofísica aplicada a la Hidrogeología. V Congreso Argentino de Hidrogeología, Paraná, Entre Ríos, Argentina, del 16 al 19 de octubre.
- Daughney, C., Moreau-Forunier, M., Morgenstern, U., & Raaij, R. (2012). Use of Hierarchical Cluster Analysis to Assess the Representativeness of a Baseline Groundwater Quality Monitoring Network: Comparison of New Zealand's National And Regional Groundwater Monitoring. *Hydrogeology Journal*, 20, 185-200.
- D'Elia, M., Tujchneider, O., Paris, M., & Pérez, M. (2007). *Evaluación de la recarga a los acuíferos en un sector del centro de la Provincia de Santa Fe* (pp. 479-488). R. Díaz, J. Tomás, M. Santi, M. D'Elia, & O. Dalla-Costa (Comp.) Libro del V Congreso Argentino de Hidrogeología, Paraná, Entre Ríos.
- D'Elia, M., Tujchneider, O., Paris, M., Pérez, M., & Gervasio, S. (noviembre, 2008). Groundwater Recharge Assessment Using Environmental Tracing Methods. En *Libro de resúmenes y CD Rom*. V International Conference on Tracers and Tracing Methods-Tracer 5, Minas Gerais, Brasil.
- D'Elia, M., Tujchneider, O., Paris, M., Pérez, M., & Pusineri, G. (2012). Acuífero de la cuenca baja del río Salado (Argentina). Metodologías de análisis y aplicación de tecnologías para el manejo sostenible de acuíferos en zonas rurales (58 pp.). En L. Ribeiro, T. Betancour, & M. D'Elia (Eds.). Lisboa: CYTED-Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo.
- Doménico, P. (1972). *Concepts and models in Groundwater Hydrology* (405 pp.). Minnesota: McGraw-Hill.
- Filí, M., Tujchneider, O., Paris, M., Pérez, M., & D'Elia, M. (1999). *Estudio del sistema de aguas subterráneas en el área de Esperanza-Humboldt y zona de influencia. Servicio Especializado de Asistencia Técnica*. Informe Final 163. Convenio Aguas Provinciales de Santa Fe y la Universidad Nacional del Litoral. Inédito. Santa Fe de la Vera Cruz, Argentina.
- Foster, S., & Loucks, D. (Eds.). (2006). *Non-Renewable Groundwater Resources: A Guidebook on Socially-Sustainable Management for Water-Policy Makers* (97 pp). IHP-VI, Series on Groundwater, 10. París: UNESCO.
- Furi, W., Razack, M., Abiye, T., Kebede, S., & Legesse, D. (2012). Hydrochemical Characterization of Complex Volcanic Aquifers in a Continental Rifted Zone: The Middel Awash Basin, Ethiopia. *Hydrogeology Journal*, 20, 385-400.
- Hirata, R., & Rebouças, A. (1999). La protección de los recursos hídricos subterráneos: una visión integrada, basada en perímetros de protección de pozos y vulnerabilidad de acuíferos. *Boletín Geológico Minero de España*, 110(4), 423-436.
- Iriondo, M. (2007). El chaco santafesino. Neógeno y geomorfología. *Comunicación del Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino, Santa Fe, Argentina*, 13(1), 39.
- Izady, A., Davary, K., Alizadeh, A., Ghahraman, B., Sadeghi, M., & Moghaddamnia, A. (2012). Application of "Panel-Data" Modeling to Predict Groundwater Levels in the Neishaboob Plain, Iran. *Hydrogeology Journal*, 20, 435-447.
- Jöreskog, K., Klován, J., & Reymont, R. (1976). *Geological Factor Analysis*. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing Company.
- Lawrence, F., & Upchurch, S. (1976). Identification of Geochemical Patterns in Groundwater by Numerical Analysis. *Advances in Groundwater Hydrology* (pp 199-214.). Minneapolis: American Water Resources Association.
- Manzano, M., Custodio, E., & Nieto, P. (2003). El fondo natural de la calidad del agua subterránea (pp. 607-620). En: *Memorias I Seminario Hispano-Latinoamericano sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea 2*, Rosario, Argentina.
- Martínez, D., Bocanegra, E., & Costa, J. (1997). Significado de la correlación pH/NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/Ca<sup>2+</sup>/Mg<sup>2+</sup> en aguas subterráneas de la provincia de Buenos Aires (pp. 193-210). En: *Actas I Congreso Nacional de Hidrogeología*, Bahía Blanca, Argentina.

- Paris, M., Tujchneider, O., Pérez, M., D'Elia, M., & Fili, M. (julio, 1998). El conocimiento del sistema hidrogeológico y desarrollo sustentable de una región. Área de caso: Ciudad de Esperanza (Provincia de Santa Fe-República Argentina (pp. 197-199). En: *Actas I Simposio sobre Planificación, Gestión y Economía de los Recursos Hídricos El Agua en el 2000*, Santa Rosa, La Pampa.
- Paris, M., Tujchneider, O., D'Elia, M., Pérez, M., & Fili, M. (agosto, 1999). Estudio de la interacción entre el sistema hídrico subterráneo y las actividades industriales de la ciudad de Esperanza (Provincia de Santa Fe, Argentina). Primera fase (pp. 80-89). En: *Anales XVII Congreso Nacional del Agua y II Simposio de Recursos Hídricos del Cono Sur*. Tomo III, Santa Fe, Argentina.
- Paris, M. (2005). *Análisis Estadístico Multivariado: Métodos y Aplicaciones en Hidrología Subterránea* (251 pp.). Tesis de Maestría en Ingeniería de los Recursos Hídricos. Santa Fe de la Vera Cruz, Argentina: Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral.
- Paris, M. (2010). *Métodos estadísticos multivariados aplicados en Hidrología Subterránea* (173 pp). Tesis de doctorado en Ciencias Geológicas. Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Córdoba, Argentina.
- Pernia-Llera, J., Lambán-Jiménez, L., & Molinero-García, A. (2005). *Indicadores e índices sobre el estado cuantitativo de las aguas subterráneas en función del nivel piezométrico. Aplicación al acuífero de la Sierra de Estepa* (pp. 843-853). En J. López-Geta, J. Rubio, & M. Martín-Machuca (Eds.). VI Simposio del Agua en Andalucía, IGME.
- Tóth, J. (2001). Las aguas subterráneas como agente geológico: causas, procesos y manifestaciones. *Boletín Geológico y Minero*, 111(4), 9-26.
- Tujchneider, O., Paris, M., Fili, M., D'Elia, M., & Pérez, M. (noviembre, 1998). Protección de aguas subterráneas. Caso de estudio: ciudad de Esperanza (República Argentina). Primera fase: diagnóstico del sistema (pp. 805-821). En *Memorias IV Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea*. Volumen 2. Montevideo, Uruguay.
- Tujchneider, O. (2000). *Sistemas hidrogeológicos en áreas de llanura: cuenca inferior de los Saladillos, Provincia de Santa Fe*. Tesis doctoral. San Miguel de Tucumán, Argentina: Universidad Nacional de Tucumán, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillio.
- Tujchneider, O., Pérez, M., Paris, M., y D'Elia, M. (octubre, 2005). Deterioro de fuentes de agua subterránea por ascenso de agua salada (pp. 217-226). En: *Actas IV Congreso Argentino de Hidrogeología*, Río Cuarto, Córdoba, Argentina.
- Vrba, J., & Lipponen, A. (Eds.). (2007). *Groundwater Resources Sustainability Indicators*. Groundwater Indicators Working Group UNESCO, IAEA, IAH. IHP-VI. UNESCO. *Series on Groundwater*, 14, 123.
- Webb, B., Hirata, R., Kruse, E., & Vrba, J. (2006). *Sustainability of Groundwater Resources and Its Indicators* (205 pp). París/Wallingford, UK: IAHS Press, Institute of Hydrology.

## Dirección institucional de los autores

Dra. Marta Paris  
 Dra. Ofelia Tujchneider  
 Dra. Marcela Pérez  
 Dra. Mónica D'Elia

Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas  
 Universidad Nacional del Litoral  
 Ciudad Universitaria  
 Ruta Nacional 168, km 472  
 43000 Santa Fe, Argentina  
 Teléfono: +54 (575) 2333 945, extensiones 150 y 164  
 parismarta@gmail.com  
 pichy@fich.unl.edu.ar  
 maperez@fich.unl.edu.ar  
 mdelia@fich.unl.edu.ar