

DOI: <http://dx.doi.org/10.30827/cuadgeo.v58i1.5358>BLANCO, M. C. et al. (2019). Variabilidad de los niveles de As de los acuíferos...
Cuadernos Geográficos 58(1), 27-46

27

Variabilidad de los niveles de As de los acuíferos freático y termal profundo en el espacio geográfico de la región Pampeana meridional (Argentina)

MARÍA DEL CARMEN BLANCO¹ | MARTÍN ESPOSITO² | NILDA AMIOTTI³ | SILVANA DÍAZ⁴ | DAMIÁN RIBET⁵ | HUGO NICOLLI⁶

Recibido: 29/11/2016 | Aceptado: 12/11/2018

Resumen

La región semiárida de Bahía Blanca -SO pampeano-, sufrió en años recientes una intensa sequía que determinó una reducción inusual del almacenamiento de agua en el dique Paso de las Piedras (mínimo: 154.1 m snm), fuente de abastecimiento de agua potable de las ciudades de Bahía Blanca y Punta Alta. Aunque esta emergencia ha finalizado, la población sin acceso a la red pública de agua potable utiliza el acuífero freático y el termal profundo. En ambos, se evaluó la calidad del agua (CAA, OMS, USEPA) determinando As, F, B y V. El As ($18 - 500 \mu\text{g L}^{-1}$) alcanzó máximos en Gral. D. Cerri y Villa Aeropuerto, asociado a elevado F ($2.500-3.500 \mu\text{g L}^{-1}$). En el sector Los Chañares, urbanización sin conexión a la red, la salinidad fue alta. El B fue $<300 \mu\text{g L}^{-1}$ solo en un 3% de las aguas freáticas al NE de Bahía Blanca. El V alcanzó $50-500 \mu\text{g L}^{-1}$ (43% de las muestras), $500-1.000 \mu\text{g L}^{-1}$ (35%) y $1.000-2.450 \mu\text{g L}^{-1}$ (12%). La tendencia general mostró incrementos hacia el litoral atlántico y una distribución geográfica de las concentraciones en áreas heterogéneas de concentraciones preferenciales. El termal tuvo As, B, y F aceptable para uso humano, en un 35% de las muestras presentó V y en algunas áreas del ONO arrojó $300-600 \mu\text{g L}^{-1}$ de B.

Palabras clave: Acuíferos freático y termal profundo; Región Pampeana sudoccidental; Calidad del agua; Distribución de As, F, B y V.

Abstract

Variability of As levels of the phreatic and thermal aquifers in the geographic space of the southern Pampean region (Argentina)

The semiarid area of Bahía Blanca -SW pampean region-, was recently affected by an intense drought causing an unusual lowering of water storage in Paso de Las Piedras dam (minimum: 154.1 m asl). Although the emergency state is over, population without access to tapped water utilizes the phreatic and the thermal aquifers. In both them water quality (CAA, OMS, EPA)

1. Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. mblanco@criba.edu.ar

2. Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca; Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. mesposito@uns.edu.ar

3. Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Centro de Recursos Naturales de la Zona Semiárida (CERZOS)-CONICET, Argentina. namiotti@criba.edu.ar

4. Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. silvanadiaz@criba.edu.ar

5. Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. dami.ribet@gmail.com

6. Instituto Nacional de Geoquímica; y Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. hbnicolli@gmail.com

was evaluated determining As, F, B and V. Arsenic ($18-500 \mu\text{g L}^{-1}$) reached maximum levels in Gral. D. Cerri and Villa Aeropuerto, associated to high F ($2,500-3,500 \mu\text{g L}^{-1}$). In the sector of Los Chañares, urbanization without connection to public water network, salinity was high. B was $<300 \mu\text{g L}^{-1}$ in solely 3% of the sampled waters at the NE of Bahía Blanca. V reached $50-500 \mu\text{g L}^{-1}$ (43% of samples), $500-1,000 \mu\text{g L}^{-1}$ (35%) y $1,000-2,450 \mu\text{g L}^{-1}$ (12%). The general trend showed increments towards the Atlantic coast and a geographic distribution of heterogeneous areas of preferential concentrations. The thermal aquifer had acceptable As, B and F for human use, a 35% of the samples had V and yielded $300-600 \mu\text{g L}^{-1}$ of B in some areas at the WNW.

Key words: Phreatic and Deep thermal Aquifers; Southwestern Pampean region; Water quality; As, F and B distribution.

Résumé

Variabilidad des niveaux tant des phréatiques et thermiques aquiphers dans l'espace géographique de la région du sud pampéenne (Argentine)

La région semi-aride de Bahia Blanca - SO pampa région- ces dernières années a subi une sécheresse qui a déterminé une réduction inhabituelle du stockage de l'eau dans le barrage de Paso de las Piedras (minimum : 154,1 m asl), source d'eau potable pour les villes de Bahía Blanca et Punta Alta. Bien que cette situation d'urgence a pris fin, la population n'ayant pas accès au réseau public d'eau utilise des aquifères phréatiques et profonds thermiques. Dans les deux, la qualité de l'eau (CAA, OMS, USEPA) a été évaluée en déterminant As, F, B et V. As ($18-500 \mu\text{g L}^{-1}$) atteint maximum en Gral. D. Cerri et Villa Aeropuerto, associé à haute F ($2.500-3.500 \mu\text{g L}^{-1}$). Dans le secteur de Los Chañares, l'urbanisation sans connexion au réseau public, la salinité était élevée. B était $<300 \mu\text{g L}^{-1}$ seulement dans 3 % des eaux souterraines au NE de Bahia Blanca. Le V atteint $50-500 \mu\text{g L}^{-1}$ (43 % des échantillons), $500-1.000 \mu\text{g L}^{-1}$ (35 %) et $1.000-2.450 \mu\text{g L}^{-1}$ (12 %). La tendance globale montrée une augmentation vers la côte Atlantique et une distribution géographique dans zones préférentielles de concentration hétérogène. Le thermique profond avait As, B et F acceptable pour usage humain, dans 35 % des échantillons présentés V et dans certaines régions de l'ONO a jeté $300-600 \mu\text{g L}^{-1}$ de B.

Mots clés: Nappe phréatiques et aquifère thermique profonde; Région du sud-ouest de Pampas; Qualité de l'eau ; Distribution de As, F, B et V.

1. Introducción

La evolución del paisaje en el sur de la región Pampeana argentina, en la que se inserta el Partido de Bahía Blanca (prov. de Buenos Aires), involucra principalmente episodios eólicos, los que han construido una extensa planicie en la transición pampeana-patagónica. Este ambiente de llanura evoluciona desde el piedemonte de las Sierras Australes hasta la Costa Atlántica y está disecado por los principales valles aluviales que evacúan los excesos hídricos desde las nacientes hasta la desembocadura (Amiotti et al., 2010).

La región de Bahía Blanca se integra a la vertiente atlántica y, en sentido norte-sur, está atravesada por las principales cuencas de los arroyos Sauce Chico, Napostá Grande y Sauce Grande. Además de los mencionados, un conjunto de arroyos de menor caudal como el Saladillo Dulce, Saladillo de García, Saladillo y Saladillo de Lozano también contribuyen a evacuar los escurrimientos

hacia la costa atlántica. La fisiografía y el clima templado (Temperatura media anual, 15,4 °C) ofrecen potencial para el desarrollo de las actividades económicas en las principales ciudades y de las producciones agrícolas y ganaderas en las áreas rurales adyacentes, las que resultan altamente dependientes de la disponibilidad de los recursos hídricos.

Hacia el N-NE del partido, el clima es subhúmedo (740 mm) y registra un déficit hídrico estival, de menor magnitud comparado con las áreas semiáridas del S (615 mm), las que están afectadas por una marcada estacionalidad y erraticidad de las precipitaciones con una pronunciada deficiencia hídrica en el verano (Scian y Donnari, 1996; Vargas et al., 1999; Scian, 2010). Estas condiciones climáticas limitan las producciones a cereales y verdes de invierno y pasturas y, por otra parte, comprometen el abastecimiento de agua de las poblaciones particularmente urbanas y periurbanas.

Según el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC, 2010), la población total del partido de Bahía Blanca es 301.572 habitantes (0,68% de la población total de Argentina) y un 0,8% (2430 habitantes) corresponde a la población rural. Un 98,7% de los hogares se abastece de agua a través de la red de distribución domiciliaria aunque al presente aún existen 1337 hogares sin acceso a la misma, particularmente en las zonas periurbanas y rurales donde se explotan las aguas subterráneas del acuífero más cercano a la superficie. La principal fuente de provisión de agua es el Dique Paso de las Piedras, situado en la cuenca media del río Sauce Grande. Esta obra hidráulica se diseñó con el propósito de satisfacer la demanda de agua destinada al consumo humano e industrial de las ciudades de Bahía Blanca (>300.000 habitantes) y Punta Alta (80.000 habitantes).

Sin embargo, en la región son muy frecuentes los períodos de sequías muy intensas en los que se originan graves crisis hídricas, por ello se requiere la búsqueda de fuentes alternativas complementarias a fin de aportar una solución a un problema de fuerte impacto en la comunidad. Esta decisión gubernamental contempla, en el largo plazo, la construcción de un acueducto desde la cuenca del río Colorado hacia Bahía Blanca y la instalación de baterías de pozos en localidades cercanas, las que bombearían agua del acuífero freático para inyectarla luego a la red de distribución domiciliaria.

En los últimos años, la escasez de precipitaciones (2010: 581 mm; 2009: 213 mm; 2008: 544 mm; 2007: 697 mm; 2006: 575 mm), con registros inferiores al promedio (664 mm) del período 1971-2000, tuvo como consecuencia una notable reducción del volumen de agua embalsada en el Dique Paso de las Piedras y el registro de cotas inferiores a las habituales hasta un mínimo de 154,1 m snm. Durante estas situaciones de emergencia, se recurre a los acuíferos freáticos (0-30 m) y al termal profundo (700-800 m: 55,5 °C, 61,5 °C) como fuentes alternativas de provisión. Este último es surgente y muy utilizado por la población cercana a los puntos de fluencia. En tanto, el acuífero freático es fácilmente accesible mediante sistemas de bombeo y abastece a la población rural y suburbana sin posibilidad de disponer de agua de red.

Al presente, la región se ha visto afectada por una fase más húmeda en la que se han registrado lluvias persistentes durante un período de más de tres meses que abarcó el verano y todo el otoño. El incremento de la pluviosidad contribuyó a elevar la cota del agua en el dique hasta los 164.80 m snm y este valor fue superado alcanzando la cota máxima de llenado. Por esta razón, se produjeron desbordes a través del vertedero a fin de evacuar los caudales excedentes hacia los tramos medio e inferior del Río Sauce Grande, determinando la inundación de áreas adyacentes en las que se desarrollan producciones agrícolas y ganaderas (www.lanueva.com). Los escurrimientos de la cuenca superior del río Sauce Grande y de las subcuencas de sus afluentes como El Diviso-

rio, El Zorro, San Bernardo, San Teófilo y Toro conforman el espejo de agua (aproximadamente 4.000 hectáreas) del Dique Paso de Las Piedras.

Este reservorio de agua se ve afectado por episodios de floraciones algales (blooms) ocasionadas por una progresiva eutrofización, originada a raíz del incremento de procesos de erosión hídrica en la cuenca alta, incentivados por la disminución de la cobertura vegetal y por el desarrollo de actividades antrópicas en los tramos de la cuenca alta, entre las que se incluyen el laboreo del suelo y el uso de fertilizantes.

En los recursos hídricos superficiales y en los subterráneos asociados, la calidad del agua es sumamente variable en virtud de la presencia de contaminantes de origen natural como As, F, B y V. Estos oligoelementos han sido detectados con una distribución geográfica irregular y, en contenidos más elevados en los tramos inferiores de las cuencas correspondientes a las áreas de la desembocadura de los cursos superficiales y de descarga de los acuíferos freáticos.

El acuífero termal profundo se localizó a principios del siglo XX (Bonorino *et al.*, 2013), alcanza una extensión de 3.000 km² y su quimismo evoluciona indistintamente según tenga lugar por el relleno de un paleocauce por sedimentos más finos que constituyeron antiguas planicies de inundación (Albouy y Bonorino, 1995). En función de su buena surgencia es utilizado en el radio urbano y suburbano como fuente de agua para consumo humano, siendo también destinado a la producción de bebidas y al desarrollo industrial, particularmente en establecimientos vinculados a la producción de alimentos (Espósito *et al.*, 2010; Espósito *et al.*, 2013). Este nivel acuífero ofrece mejor calidad que el freático, aunque es menos explotado a causa de su mayor profundidad, la que supera los 700 m (Bonorino *et al.*, 2013).

La utilización por períodos prolongados de agua con As y F elevado como recurso de bebida humana expone a la población a un potencial riesgo de hidroarsenicismo crónico regional endémico (HACRE) y/o de fluorosis dental y ósea. El arsénico es el contaminante de mayor prevalencia en lo que respecta al desarrollo de patologías asociadas a causas ambientales. Su principal vía de ingreso al cuerpo humano es a través del consumo de aguas afectadas, utilizadas tanto como aguas de bebida o en la cocción de alimentos. En muchas zonas de Argentina aún no estudiadas, es factible que la población utilice aguas con elevadas concentraciones de arsénico ignorando las implicancias en la salud en el largo plazo, ya que este se acumula en el organismo y pueden transcurrir muchos años entre el inicio de la exposición por ingesta y las manifestaciones sintomáticas.

Los niveles excesivos de flúor en el agua también ponen en riesgo la salud humana. La fluorosis dental es responsable de colores oscuros en los dientes, esmalte dental abigarrado y debilitamiento, hasta pérdida de piezas dentales en los casos de mayor afectación. La fluorosis esquelética determina el aumento de la masa ósea hasta la calcificación de ligamentos (crippling esquelético), inmovilidad e incluso problemas neurológicos.

Las elevadas concentraciones de arsénico (As) y/o flúor (F) suelen registrarse junto a excesos de vanadio (V). Si bien este es un oligoelemento estimulante de los procesos de desarrollo vegetal que ingresa luego a la cadena alimentaria, existe cierta discrepancia e incertidumbre respecto de los efectos biológicos como tóxico o microelemento benéfico en el ser humano. De acuerdo con Annangi *et al.* (2016) es evaluado como posible carcinógeno considerando la inadecuada información disponible en humanos aunque suficiente en experimentación animal. La United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1997) propuso acciones preventivas a partir de concentraciones de V > 50 µg L⁻¹ y la Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA)

ha recomendado $<15 \mu\text{g L}^{-1}$ para aguas de bebida. Algunos estudios refieren efectos tóxicos derivados de la exposición a elevadas concentraciones de boro (B), entre ellos se incluyen problemas en las funciones reproductivas y afecciones en el hígado, riñones, intestino, estómago, cerebro y eventualmente ser causa de muerte. No obstante, la toxicidad del B es también motivo de controversia y al presente el conocimiento es insuficiente para ofrecer conclusiones categóricas al respecto. El contenido mínimo que podría causar daños en órganos o la salud humana no se conoce aún y por ello se requiere establecer un rango aceptable en aguas de consumo para uso humano.

El objetivo de esta investigación ha sido evaluar la presencia y distribución de As, F, B y V en los acuíferos freático y termal profundo de la región de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires (Argentina) con la finalidad de comprender su distribución espacial y de comparar la calidad del agua en ambas fuentes de provisión con destino a diversos usos.

2. Metodología

La región pampeana sur se inserta en el Dominio Positivo de Ventania y evoluciona en un ambiente de llanura correspondiente a una unidad geomorfológica plana y extensa del denominado Nivel de Planación General por Gonzalez Uriarte (1984), el que está incidido por valles aluviales aterrizados culminantes en la bahía Blanca adyacente a la costa atlántica. Los sedimentos pampeanos presentan anisotropías hidrolíticas que dan lugar a un sistema multicapa con alternancia de niveles acuíferos-acuitardos.

En la zona estudiada predominan espesas secuencias de sedimentos loésicos Pampeanos y post Pampeanos portadores de un acuífero freático. Por debajo, continúan un acuífero intermedio, el que a una profundidad de 180-200 m presenta niveles acuitardos/acuícludos que podrían constituir el hidroapoyo del acuífero freático (Albouy *et al.*, 2011), y otro profundo confinado entre los 700 y 800 m. De acuerdo a Bonorino (1998), este último está intercalado en una serie normal (Cretácico-Cenozoico), la que constituye la cobertura de un basamento fracturado en bloques.

Las precipitaciones descargadas en los faldeos de las Sierras Australes del Positivo de Ventania, único relieve elevado en el ámbito de la llanura, recargan el acuífero freático. En tanto, no existe coincidencia respecto de la fuente de alimentación del termal profundo.

El área de estudio (Mapa 1) comprende el Partido de Bahía Blanca (prov. de Buenos Aires, Argentina), el que está situado en la transición de los paisajes pampeano y patagónico, y comprende una superficie de 2300 km². Con la finalidad de comparar la calidad del agua, se colectaron muestras en los acuíferos freático (N: 21; Cuadro 1) y termal profundo (N: 20; Cuadro 2). Según Bonorino (1988), este último se recarga en la vertiente occidental de las sierras, mientras que otros autores consideran que no existiría recarga actual y su fuente se localizaría en áreas distantes.

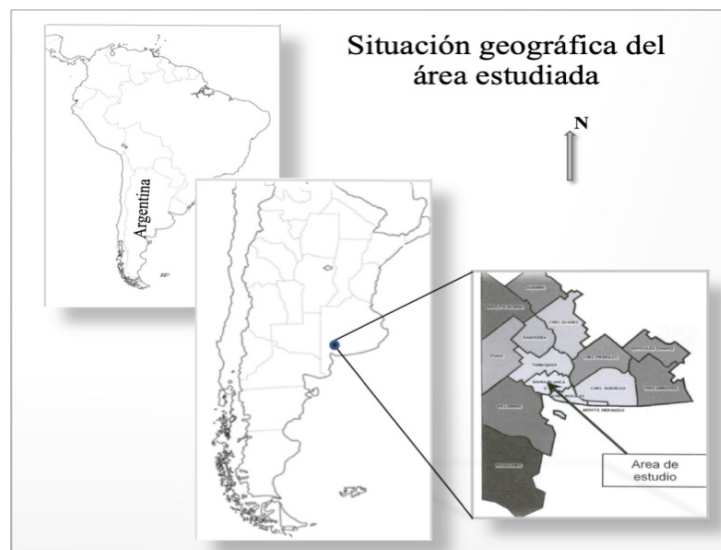
Asimismo, existe discrepancia respecto del origen de la termalidad, atribuida al adelgazamiento de la corteza terrestre producto del rifting causado por la apertura del Atlántico (Bonorino, 1988), a un cuerpo intrusivo cercano (Kostadinoff *et al.*, 1993) ó a la fricción en un medio fuertemente confinante según otros autores.

En sitios seleccionados aleatoriamente abarcando la totalidad de la zona estudiada (Cuadros 1 y 2), se colectaron muestras de agua (500 cm³) con dos réplicas, las que se tomaron utilizando bombas de pistón tradicionales, molinos y también bombas eléctricas. Previo al traslado al laboratorio

fueron almacenadas en botellas plásticas herméticamente cerradas, correctamente rotuladas y mantenidas en refrigerador.

Las coordenadas de los puntos de muestreo se registraron mediante un sistema de posicionamiento global (GPS) Garmin Etrex 20x. Se determinó la conductividad eléctrica (dS/m), la profundidad (m) y el pH. Por otra parte, las concentraciones de As, F, B y V se determinaron mediante espectrofotómetro de emisión atómica por plasma por acoplamiento inductivo (ICP-OES) Shimadzu 9000 Simultáneo de Alta Resolución (LANAQUI, CERZOS-CONICET/UNS). El tratamiento estadístico de la información se efectuó aplicando el paquete INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2009).

Mapa 1. Ubicación del área de estudio



Fuente: Elaboración propia

Cuadro 1. Ubicación de los sitios de muestreo correspondientes al acuífero freático

Muestra	Long.	Lat.	Muestra	Long.	Lat.	Muestra	Long.	Lat.
1	-62,15	-38,74	22	-62,11	-38,40	43	-62,39	-38,59
2	-62,07	-38,70	23	-62,05	-38,46	44	-62,40	-38,54
3	-61,94	-38,70	24	-62,06	-38,51	45	-62,38	-38,49
4	-61,88	-38,69	25	-62,07	-38,59	46	-62,39	-38,44
5	-61,78	-38,66	26	-62,11	-38,62	47	-62,44	-38,51
6	-61,77	-38,61	27	-62,19	-38,64	48	-62,44	-38,48
7	-61,82	-38,53	28	-62,10	-38,55	49	-62,46	-38,67
8	-61,87	-38,59	29	-62,14	-38,53	50	-62,53	-38,63
9	-61,96	-38,62	30	-62,12	-38,49	51	-62,60	-38,59
10	-62,02	-38,64	31	-62,17	-38,49	52	-62,52	-38,58
11	-61,88	-38,53	32	-62,14	-38,44	53	-62,45	-38,61
12	-61,79	-38,49	33	-62,22	-38,42	54	-62,41	-38,63
13	-61,83	-38,44	34	-62,21	-38,48	55	-62,32	-38,67
14	-61,87	-38,47	35	-62,21	-38,44	56	-62,32	-38,55
15	-61,96	-38,43	36	-62,21	-38,56	57	-61,94	-38,57
16	-61,92	-38,49	37	-62,16	-38,60	58	-61,99	-38,71
17	-61,98	-38,57	38	-62,29	-38,59	59	-62,41	-38,65
18	-62,01	-38,57	39	-62,27	-38,52	60	-62,48	-38,66
19	-62,12	-38,68	40	-62,27	-38,39	61	-62,48	-38,67
20	-62,27	-38,66	41	-62,32	-38,42	63	-62,46	38,68
21	-62,01	-38,47	42	-62,37	38,04	63	-62,43	-38,68

Al evaluar la calidad de aguas se consideraron los valores máximos establecidos por el CAA (50 $\mu\text{g L}^{-1}$; Código Alimentario Argentino, 2007) y la OMS (10 $\mu\text{g L}^{-1}$; Organización Mundial de la Salud, 2011) para As y 1.500 $\mu\text{g L}^{-1}$ para F.

Cuadro 2. Ubicación de los sitios de muestreo correspondientes al acuífero termal profundo

Pozo	Long.	Lat	Sitio	Prof. (m)
1	-62,27	-38,69	Av. Allem 1500-Surgente público	705
2	-62,26	-38,68	Ejército	729
3	-62,26	-38,65	Barrio Bosque Alto	761
4	-62,33	-38,68	Plaza Barrio Don Ramiro	678
5	-62,38	-38,71	General Cerri	700-800
6	-62,38	-38,72	Ex-Frigorífico CAP-Gral. Cerri	700-800
7	-62,32	-38,69	Calle D. Bosco 4100 y Camino Sesquicentenario	700-800
8	-62,31	-38,70	Calle D. Bosco 3200-Club Teléfonos	747
9	-62,29	-38,70	Calle 9 de Julio 2100-Surgente Público	760
10	-62,28	-38,69	Calle Rep. Siria 2300- Surgente Público	760
11	-62,23	-38,67	Vivero Carrindanga frente Paso Vanoli	1720
12	-62,19	-38,71	Pilcaniye y Ramirez Urtasum-Villa Harding Green	769
13	-62,20	-38,73	Seminario La Asunción	700-800
14	-62,25	-38,75	Estación Spurr-Villa Rosas	800
15	-62,29	-38,73	Lanera San Blas	730
16	-62,25	-38,73	Establecimiento Manera	970
17	-62,26	-38,72	Edificio Galería Plaza	715
18	-62,15	-38,73	BACE	800
19	-62,34	-38,70	Calle A. Palacios y vías de Ferrocarril empalme Aguará	700-800
20	-62,30	-38,72	Ex-Frigorífico Bahiense- Villa Nocito	800

Se mantiene el valor máximo de 500 $\mu\text{g L}^{-1}$ para B (CAA, 2007) cuyo valor guía fue recientemente modificado a 2.400 $\mu\text{g L}^{-1}$ (OMS, 2011). El nivel máximo de contaminante (MCL, USEPA 1997) para el V fue 50 $\mu\text{g L}^{-1}$. Actualmente, no existe para este oligoelemento un valor guía (OMS, 1995, 2005, 2009, 2011) ni un nivel máximo de contaminante (USEPA, 2016).

3. Resultados

3.1. Contexto del hidroarsenicismo en la región pampeana y presencia de As en los recursos hídricos de los sectores sudoccidentales

Los sectores meridionales del SO de la provincia de Buenos Aires (Argentina) constituyen la expresión marginal de la llanura Chaco-Pampeana ($>1 \times 10^6 \text{ km}^2$), destacada por una importante producción agroindustrial. En algunas zonas, este desarrollo estaría limitado a causa de la presencia arsénico (As) y flúor (F) en elevadas concentraciones, acompañados por otros oligoelementos (B, V, Se, Mo), en las aguas subterráneas y particularmente en aquellas alojadas en el acuífero freático, que sin tratamiento previo se tornan inadecuadas para el consumo humano, para la expansión de las producciones agropecuarias o para el desarrollo de proyectos de irrigación. El consumo prolongado de aguas con alto As implica un riesgo potencial respecto de la salud humana y

puede conducir al desarrollo de (HACRE), con síntomas como pigmentación oscura de la piel y cáncer en tejidos blandos, entre muchos otros. En Argentina, el primer caso se reconoció en 1913 en la localidad de Bell Ville (Córdoba). Paulatinamente, se corroboró As excesivo en otras zonas de la llanura pampeana en las que el agua subterránea es un recurso fundamental. Al presente, las provincias más afectadas son Chaco, Salta, Córdoba, Santiago del Estero, La Pampa, Tucumán y Buenos Aires. Según Bundschuh *et al.* (2008), la población en riesgo (2×10^6 personas) puede ser urbana, periurbana y rural. Generalmente, esta última tiene mayores dificultades para acceder a las distintas propuestas de tratamiento del agua. En las zonas rurales más pobres, los habitantes no disponen de plantas de tratamiento para disminuir el arsénico o de fuentes alternativas de agua de buena calidad. Arsénico y flúor frecuentemente correlacionan, por ende, el HACRE puede asociarse a la fluorosis dental o esquelética.

En el caso de la fluorosis dental, además de dañarse el esmalte de los dientes, debilitándolo y manchándolo, se produce también una reacción biológica tendiente a una hipermineralización de la dentina. Un estudio inédito realizado por investigadores de la Facultad de Odontología de la Universidad Nacional de Córdoba (Argentina), ha permitido comprobar los mecanismos moleculares facilitadores del desarrollo de los síntomas de fluorosis dental (<http://www.uniciencia.unc.edu.ar>). Esta investigación confirmó que el proceso de hipermineralización, estimulado por una alta provisión de F y en el que están implicadas una serie de enzimas y proteínas, no se produce por un aumento de la cantidad de odontoblastos secretados en la dentina, sino porque estos se «especializan» en producir una dentina más mineralizada, proceso mediado por la participación de una proteína especializada que permite un flujo mayor de moléculas pequeñas y de iones como el calcio.

Actualmente, la experiencia surgida de los relevamientos efectuados en el campo indica que si bien en nuestro país existe un importante caudal informativo derivado de las investigaciones de distintos grupos en curso, del desarrollo de proyectos de investigación a nivel nacional y regional así como de la realización de congresos, talleres y jornadas junto a tareas de difusión de resultados a la comunidad, aún se requiere un mayor conocimiento respecto de la distribución geográfica del As y el F, junto con un esfuerzo sostenido en tareas de divulgación de sus consecuencias sobre el ganado, los cultivos, los alimentos producidos y, por ende, en la salud. En la región semiárida bonaerense, a causa del incremento en la demanda de agua subterránea para uso humano, las producciones pecuarias y el riego durante las intensas sequías, se han ampliado las áreas con riesgo potencial de desarrollar patologías asociadas al consumo prolongado de aguas con As excesivo, con y sin F.

A pesar de la difusión del problema, algunos pobladores e incluso sectores de la comunidad científica no le otorgan la debida importancia, argumentando que no se han observado casos de HACRE en el sur bonaerense. Sin embargo, en localidades adyacentes a Bahía Blanca se han identificado pacientes con manifestaciones pre-clínicas (As en orina), que constituyen un indicador temprano del riesgo potencial de desarrollar síntomas vinculados a la calidad del agua. El Ministerio de Salud (2004) generó un mapa de hidroarsenicismo al que, con el avance de las investigaciones, se han incorporado nuevas localidades afectadas.

3.2. *Contenidos y origen del As en el acuífero freático*

Las concentraciones de As, V y F, el pH, la conductividad eléctrica y la profundidad de ocurrencia de la capa freática se presentan en el Cuadro 3. El acuífero se alimenta exclusivamente de la

precipitación descargada en el sistema serrano de las Sierras Australes, y de la infiltración de los excesos ocurrientes en todas las cuencas involucradas en el área estudiada. La morfología de las isohipsas muestra un patrón notablemente paralelo desde la recarga en las Sierras Australes hacia la descarga en las posiciones más bajas, demarcadas por la línea de costa. La CE del agua subterránea osciló en el rango 0,3-8,1 dS/m, las curvas de isoconductividad mostraron paralelismo e indicaron incrementos sensibles de la salinidad hacia las áreas del S-SO. En las áreas periurbanas de Bahía Blanca, las aguas más salinas correspondieron a la urbanización de Los Chañares que carece de agua de red. A partir de valores >1,2 dS/m, la calidad del agua se ve deteriorada por alteración del sabor, asimismo, la salinidad afecta el rendimiento de los cultivos sensibles (Paoloni *et al.*, 2010). Adicionalmente, en amplias zonas de la región estudiada, las concentraciones excesivas de As, B, F y V desaconsejan su aplicación como aguas de bebida humana, a raíz de los riesgos potenciales que introducen en la salud. Con respecto al As, un 97% de las muestras arrojaron elevados valores de As los que superan el valor guía del CAA (50 $\mu\text{g L}^{-1}$) y de la OMS (10 $\mu\text{g L}^{-1}$) alcanzando un rango entre 18 y 500 $\mu\text{g L}^{-1}$, con valores medios de 81 $\mu\text{g L}^{-1}$ y una mediana de 70 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Mapa 2). Los máximos se detectaron en Gral. Cerri y en Villa Aeropuerto asociados a elevado F.

En un 86% de las muestras se excedió el valor guía de F (<1.500 $\mu\text{g L}^{-1}$), la media fue 3.900 $\mu\text{g L}^{-1}$ y la mediana 3.400 $\mu\text{g L}^{-1}$, con concentraciones oscilando entre 400 y 12.700 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Cuadro 3, Mapa 3). Asimismo, un 97% de las muestras analizadas tuvieron B superior al valor guía CAA (500 $\mu\text{g L}^{-1}$), el máximo detectado en las áreas del SO correspondió a 5.330 $\mu\text{g L}^{-1}$, el valor medio y la mediana fueron respectivamente 1.110 $\mu\text{g L}^{-1}$ y 940 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Cuadro 3. Conductividad eléctrica (CE; dS/m), profundidad (m), pH y concentraciones ($\mu\text{g L}^{-1}$) de As, F, B y V en el acuífero freático.

	Media	Mediana	Máximo	Mínimo	Desvío Standard
pH	7,6	7,6	8,1	6,6	0,2
CE (dS/m)	1,9	1,4	8,1	0,3	1,6
Prof (m)	16,7	14,1	55,8	1,2	12,2
As ($\mu\text{g L}^{-1}$)	81	70	500	18	60
F ($\mu\text{g L}^{-1}$)	3.900	3.400	12.700	400	2.400
B ($\mu\text{g L}^{-1}$)	1.110	940	5.330	150	820
V ($\mu\text{g L}^{-1}$)	608	512	2.453	50	2.400

Fuente: Elaboración propia

No obstante, considerando la modificación OMS (2.400 $\mu\text{g L}^{-1}$) este porcentaje decrece. En tanto, se halló V entre 50 y 500 $\mu\text{g L}^{-1}$ para 43 % de las aguas analizadas, entre 500 y 1.000 $\mu\text{g L}^{-1}$ en un 35 % del total y entre 1.000 y 2.450 $\mu\text{g L}^{-1}$ en el 12 % de las muestras. El V arrojó una media de 608 $\mu\text{g L}^{-1}$ y una mediana de 512 $\mu\text{g L}^{-1}$, con un valor máximo de 2.453 $\mu\text{g L}^{-1}$ y un mínimo de 50 $\mu\text{g L}^{-1}$. El As correlacionó positivamente ($p < 0,01$) con el F ($r = 0,75$), el B ($r = 0,57$) y el V ($r = 0,53$) (Gráfico 1).

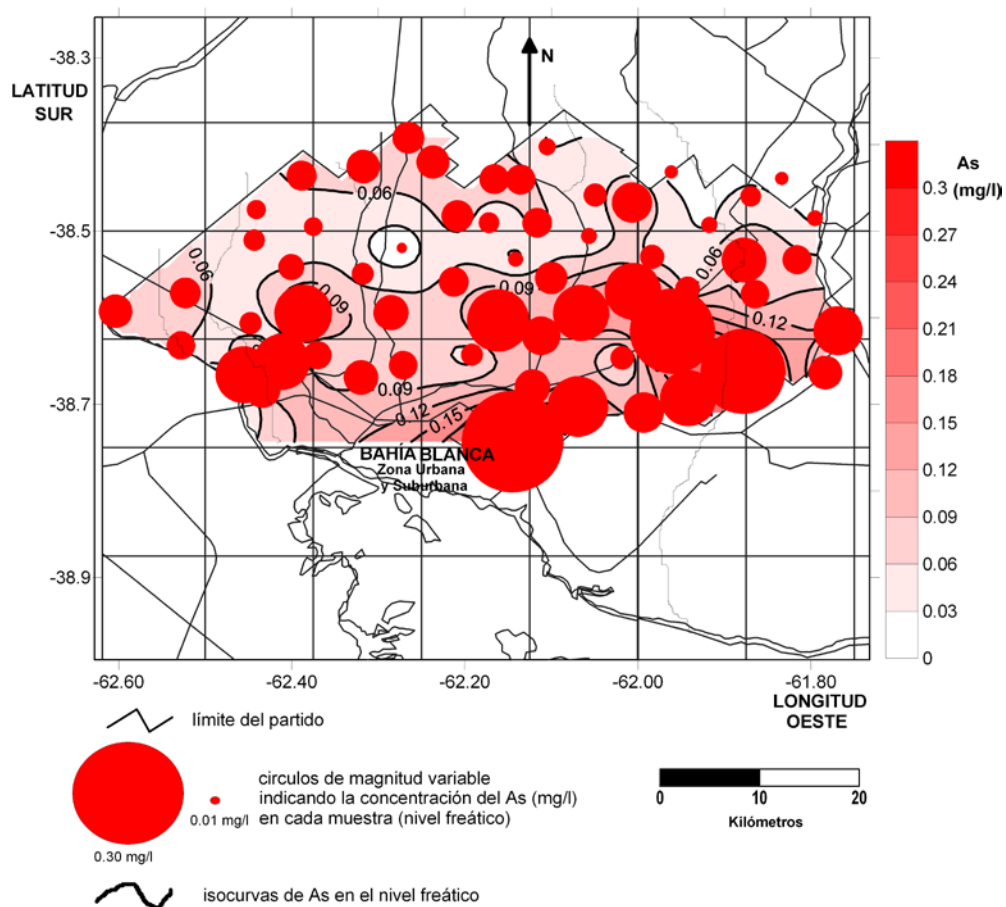
El grado de compromiso para uso humano respecto del V no puede evaluarse a raíz de la inexistencia de un único valor de referencia. La calidad del acuífero freático es aceptable en las zonas del N-NE hallándose concentraciones de As, F, B, V inferiores a los valores de referencia. En

términos generales, existe un notable crecimiento de sus concentraciones en la dirección del flujo hídrico hacia el borde oceánico (Mapas 2 y 3).

No obstante, si bien en términos generales las concentraciones tienden a incrementarse hacia la costa atlántica, los patrones individuales de distribución espacial de As, F, V y B muestran sectores de mayor deterioro de la calidad del agua los que, en respuesta a condiciones geoquímicas locales, no son coincidentes entre sí. Cada uno presenta una morfología con zonas preferenciales de concentración y, dentro de ellas, áreas con núcleos de valores notablemente elevados en los que se intercalan zonas con concentraciones menores que, en la mayoría de los casos, resultan superiores a los respectivos valores guía.

La presencia de estos contaminantes en las aguas estudiadas responde a un origen natural, y obedece al control geoquímico local estimulado por la hidrodinámica zonal, la que facilitaría su transferencia desde la fase sólida de los suelos y sedimentos loésicos hospedantes del acuífero al medio acuoso (Blanco *et al.*, 2007). En la actualidad, no se han detectado fuentes antrópicas de contaminación.

Mapa 2. Distribución geográfica del As en el acuífero freático

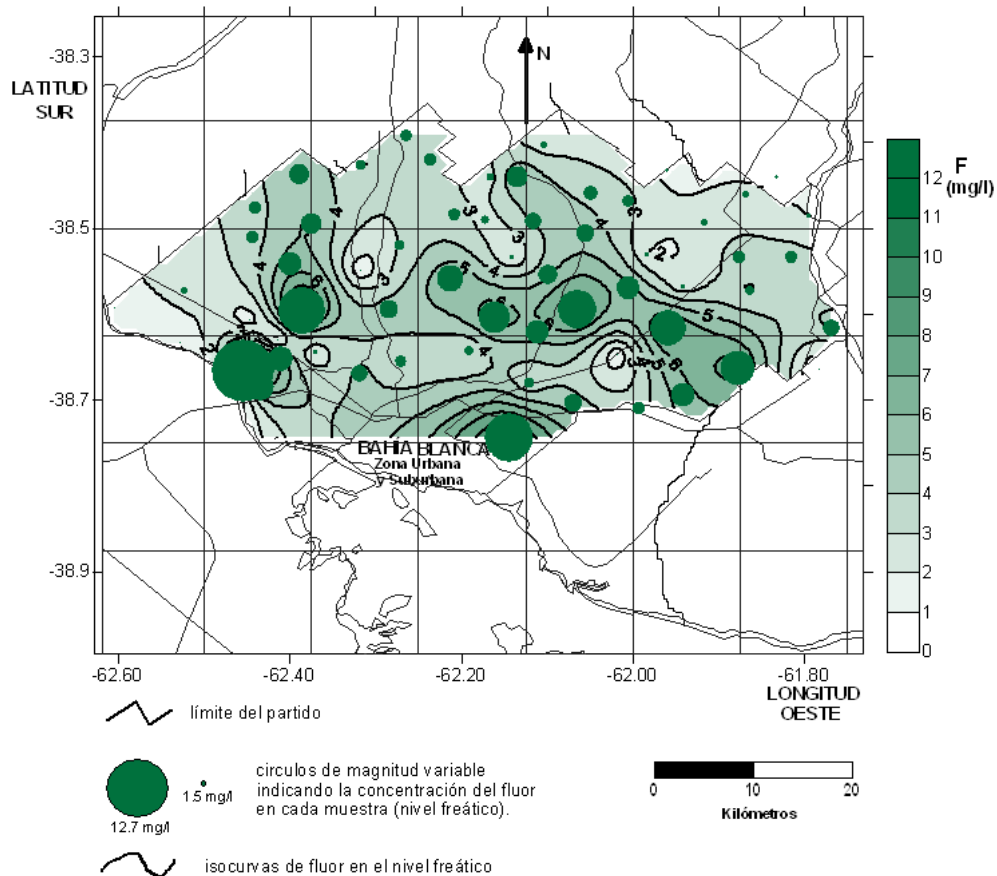


Fuente: Elaboración propia

3.3. Arsénico en el acuífero termal profundo

El Cuadro 4 expone las concentraciones de As, F, B y V, el pH, la conductividad eléctrica y la profundidad de ocurrencia del acuífero termal profundo. Las perforaciones muestreadas acceden al agua a profundidades fluctuantes entre 700 y 800 m (media: 763 m, mediana: 750 m), excepcionalmente se registró una profundidad de 1720 m en Paso Vanoli (vivero Camino Carrindanga). Los surgentes arrojaron una CE en el rango 0,52-3,93 dS/m, las isolíneas indicaron que los máximos de sales corresponden a las aguas profundas de las zonas del O y NO, hallándose asimismo concentraciones muy elevadas de sodio y de cloruros (Espósito *et al.*, 2010) predominantes sobre sulfatos ($250.000 \mu\text{g L}^{-1}$). Solo tres de las veinte muestras analizadas tuvieron $\text{As} > 10 \mu\text{g L}^{-1}$, la media fue $11 \mu\text{g L}^{-1}$, la mediana $10 \mu\text{g L}^{-1}$ y el máximo correspondió $16 \mu\text{g L}^{-1}$. El grado de afectación por exceso de As es mucho menor en las aguas termales profundas que en el acuífero freático, no obstante, su explotación se dificulta a raíz de su profundidad (Bonorino *et al.* 2013).

Mapa 3. Distribución geográfica del F en el acuífero freático

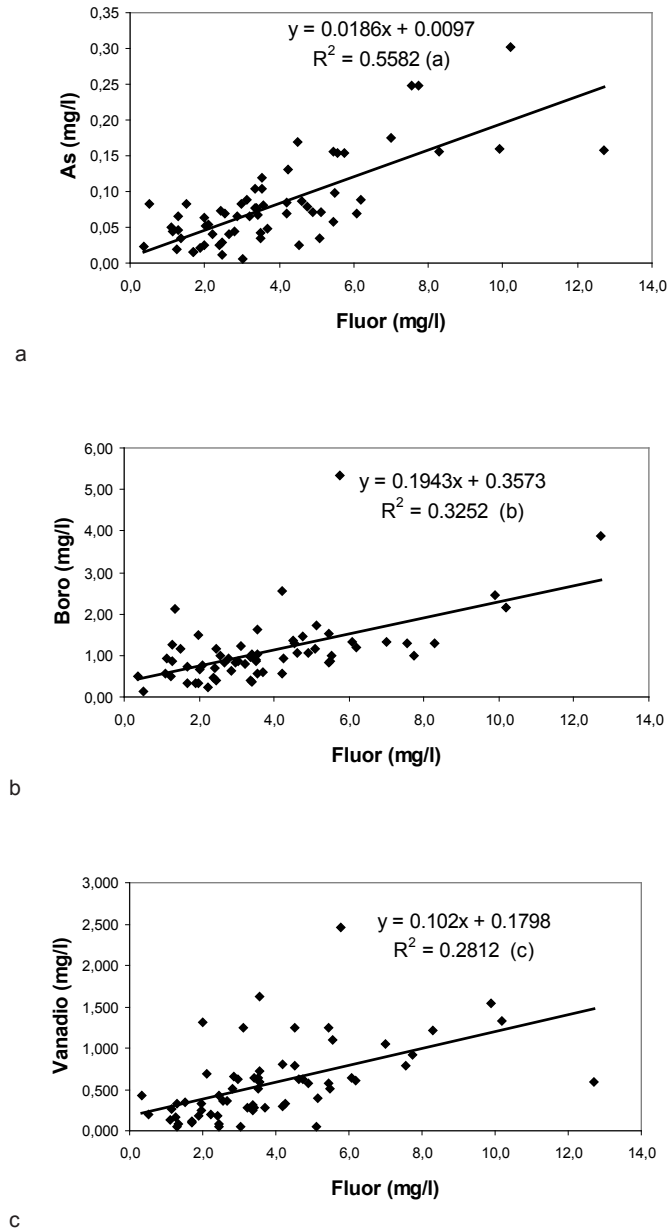


Fuente: Elaboración propia

El F se detectó en valores aceptables (media: $299 \mu\text{g L}^{-1}$; mediana: $265 \mu\text{g L}^{-1}$, rango: $210-650 \mu\text{g L}^{-1}$). En todos los casos, los niveles de B fueron inferiores al límite OMS ($2.400 \mu\text{g L}^{-1}$) y al valor guía CAA ($500 \mu\text{g L}^{-1}$). Asimismo, un 35% de las muestras analizadas tiene $\text{V} > 50 \mu\text{g L}^{-1}$ (media: $46 \mu\text{g L}^{-1}$, mediana: $45 \mu\text{g L}^{-1}$, máximo: $77 \mu\text{g L}^{-1}$, mínimo: $6 \mu\text{g L}^{-1}$). Las isolíneas de concentración de V muestran una mayor carga de este contaminante en las zonas del S-SO del partido de Bahía

Blanca (Mapa 4). En el resto del área estudiada, el patrón es heterogéneo y de morfología diferente respecto de los demás oligoelementos estudiados.

Gráfico 1. Correlación del Flúor con Arsénico, Boro y Vanadio en el acuífero freático [(a), (b) y (c)]

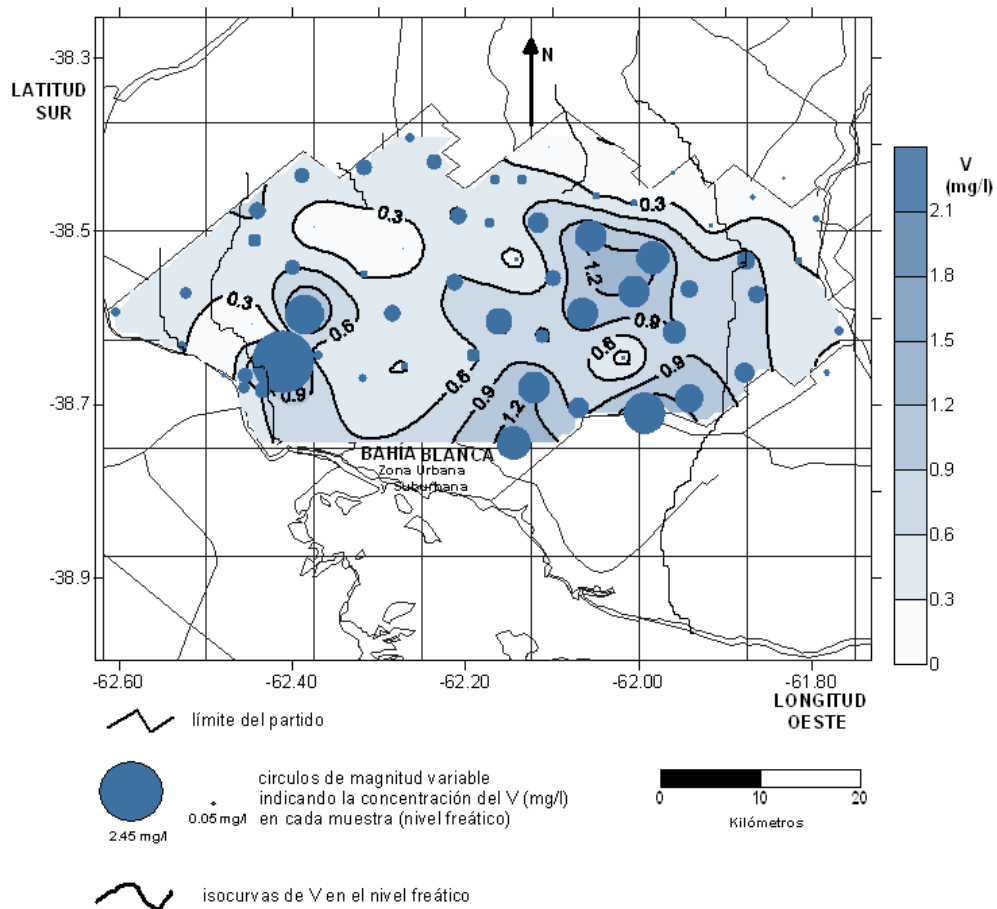


Fuente: Elaboración propia

3.4. Principales características de los suelos y su relación con la presencia de As en el área estudiada

La expansión geográfica de la arsenotoxicidad obedece a la interacción agua-suelos-sedimentos, por ende, es necesario comprender la naturaleza de los materiales, la movilización del flujo hídrico y los mecanismos de incorporación del As al agua hasta su concentración en valores elevados.

Mapa 4. Distribución geográfica de las concentraciones de V en el acuífero freático



Fuente: Elaboración propia

Las litologías de los materiales parentales en la región responden a las geformas en las que evolucionan los suelos de la zona no saturada (Cuadro 5). Así, en las planicies predominan los sedimentos eólicos de tipo loésico y edad Holoceno, los que conforman un manto de espesor variable que sepulta un horizonte petrocálcico (2Ckm), de topografía ondulada y fuertemente cementado con CaCO_3 , localmente conocido como capa de tosca. El límite abrupto entre estos sedimentos y la capa de tosca pone en evidencia la existencia de una discordancia erosiva, la que se traduce en un hiatus estratigráfico dentro de la secuencia y se interpreta como un período de erosión o de no depositación (Amiotti *et al.*, 2010).

Los suelos asociados a las planicies y a las laderas de los valles tienen en su base un horizonte petrocálcico (tosca; Ckm) fuertemente cementado con CaCO_3 , el que denota una paleosuperficie y un cambio hacia condiciones más áridas que las actuales en el sudoeste bonaerense. Los materiales parentales de las laderas de los valles corresponden a sedimentos jóvenes de origen eólico, de textura gruesa y de espesores variables, los que dan origen a suelos de escasa evolución en los que el horizonte 2Ckm se presenta de manera aleatoria.

Cuadro 4. Conductividad eléctrica (CE; dS/m), profundidad (m), pH y concentraciones ($\mu\text{g L}^{-1}$) de As, F, B y V en el acuífero termal profundo.

	Media	Mediana	Máximo	Mínimo	Desvío Standard
pH	8.03	8.05	8.3	7.8	0.1
CE (dS/m)	1.19	0.79	3.3	0.52	0.9
Prof. (m)	763	750	970	678	58
As ($\mu\text{g L}^{-1}$)	11	10	16	10	2
F ($\mu\text{g L}^{-1}$)	299	265	650	210	101.5
B ($\mu\text{g L}^{-1}$)	252	177	699	147	152.5
V ($\mu\text{g L}^{-1}$)	46	45	77	6	14.8

Fuente: Elaboración propia

Cuadro 5. Litologías de los materiales parentales de los suelos asociados a las distintas geoformas en el área estudiada (Blanco et al., 2007)

POSICIÓN EN EL PAISAJE	LITOLOGÍAS
Interfluvios	Loess eólico Postpampeano y Pampeano coronado por tosca
Laderas de valles	Sedimentos eólicos recientes
Desembocadura	Sedimentos marinos del Querandinense suprayacentes al Pampeano

Fuente: Elaboración propia

En el área de estudio, la heterogeneidad espacial y vertical de las texturas de los materiales parentales y de los suelos en ellos evolucionados, determinan variabilidad en la permeabilidad, en la infiltración y en la capacidad de retención hídrica y, por ende, en el tiempo de residencia del agua en contacto con los suelos en la zona no saturada y con los sedimentos en la zona saturada de los acuíferos.

Las precipitaciones infiltran y circulan a través de suelos loésicos y loess-derivados y se alojan en una espesa secuencia de loess eólico de la Formación Pampeano. En los suelos del post-Pampeano, la infiltración está limitada por la capa de tosca. No obstante, esta se presenta fracturada. Consecuentemente, en aquellas geoformas en las que se identifica el horizonte petrocálcico -asociadas a las planicies estabilizadas y a las laderas del valle-, las fracturas determinan permeabilidad secundaria y constituyen vías de infiltración que facilitan el acceso del agua de las precipitaciones al acuífero freático hospedante (Blanco et al., 2006).

3.5. Contenidos y origen del As en la fase sólida de los acuíferos freáticos del sur pampeano

El As es aportado al agua por constituyentes minerales del loess como son el vidrio volcánico y otros minerales portadores de origen volcánico integrantes de la fracción gruesa del suelo. En la fase sólida osciló entre $6,4 \text{ mg kg}^{-1}$ (loess Pampeano; Terciario) hasta 22 mg kg^{-1} (loess Post-Pampeano; Holoceno). Este último constituye el material parental de los suelos asociados a los planos estabilizados y cañadones (Cuadro 5). En suelos loésicos de Cnel. Dorrego, se determinó As en un rango $4,3\text{-}7,8 \text{ mg kg}^{-1}$ en la fracción arena y $8,9\text{-}29,8 \text{ mg kg}^{-1}$ en la fracción arcilla (Díaz *et al.*, 2016).

El elevado As en el freático se asocia a: i- contenidos de As normales o ligeramente superiores en loess o sedimentos loess derivados, ii- contenido similar, más bajo o más alto de vidrio volcánico en su fase sólida, iii- la presencia de capas de ceniza volcánica. En la zona estudiada no se han identificado espesas capas de cenizas volcánicas.

Esta agrupación responde a la dinámica y evolución de los pulsos eólicos que controlan la selección de partículas durante el transporte (i, ii) y los procesos volcánicos con emisión de material piroclástico (iii) entre cuyos constituyentes se incluye vidrio volcánico y otros minerales portadores de As. En el sur bonaerense, no se han identificado espesos niveles de cenizas y las litologías de Ventania no contribuyen a la contaminación por arsénico. La hidrólisis de los minerales, la alcalinidad, la química del carbonato, el potencial de oxidación, las reacciones de adsorción-desorción en la superficie de los coloides y la evaporación en zonas semiáridas y áridas controlan su concentración hasta niveles perjudiciales en los recursos hídricos.

3.6. As excesivo en el agua e impacto en la producción de alimentos

El recurso hídrico es también utilizado como bebida para el ganado, en el riego de cultivos extensivos, intensivos y bajo cubierta. Cuando se aplica en proyectos de irrigación de vegetales comestibles, el arsénico a determinadas concentraciones podría acumularse en los tejidos para luego formar parte de las cadenas alimentarias, dejando a la población expuesta también a la contaminación a través de la ingesta de alimentos de origen vegetal (Nriagu, 1998; Queirolo *et al.*, 2000; Mayorga *et al.*, 2014). La exposición del ser humano a través de la ingestión de alimentos con elevados niveles de arsénico ocurre a raíz de: i- desarrollo de producciones ganaderas en las que se aplica aguas de bebida animal contaminadas, ii- producción de cultivos irrigados con aguas arsenicales, o bien, iii- procesos de cocción utilizando aguas con $\text{As} > 50 \mu\text{g L}^{-1}$. Las concentraciones de As en las leches, en el agua utilizada para bebida animal y en la producción de forrajes resultaron positivas (Perez Carrera y Fernandez Cirelli, 2004) aunque, hasta el presente, los valores hallados para las leches no representaron un riesgo para el consumo humano. Por otra parte, se ha reportado que en cultivos de arroz irrigados con aguas con arsénico alto, el contenido total de As en el grano fue elevado y correspondería a formas orgánicas menos tóxicas (Quintero *et al.*, 2016). Además, el riego de cultivos con agua contaminada puede producir toxicidad en la planta disminuyendo su rendimiento. No obstante, se han identificado síntomas de toxicidad en plantas de soja irrigadas con aguas con elevado As (Bustingorri *et al.*, 2015) el que no se acumularía en los granos pues las plántulas mueren antes a causa del stress oxidativo.

3.7. Resultados preliminares de la aplicación de aguas de riego con As excesivo en ensayos de cultivos de tomate y perejil realizados bajo cubierta en el área de estudio

En la región estudiada, la producción en el cinturón hortícola adyacente a Bahía Blanca se desarrolla utilizando agua abastecida del río Sauce Chico, aunque en época estival este recurso es insuficiente y debe recurrirse a la provisión desde el acuífero freático. En esta zona, en la que las concentraciones medias de As oscilan en $0,24 \text{ mg L}^{-1}$ y en algunos pozos alcanzan hasta $0,31 \text{ mg L}^{-1}$, la demanda de agua subterránea se ve incrementada a raíz de su utilización por un número creciente de productores, que aplican riego por goteo en las producciones bajo cubierta. Esta faja productora de hortalizas frescas está situada en las áreas que han registrado mayores concentraciones de As en las aguas subterráneas del Partido de Bahía Blanca y, suministra entre el 15% y el 25% de las hortalizas frescas a los centros de consumo de las ciudades de Bahía Blanca y Punta Alta.

Uno de los cultivos de mayor producción en invernaderos de la zona es el tomate y, en menor medida, el perejil (Lorda et al., 2002). Ensayos con cultivos de tomate (*Solanum lycopersicum*) y con perejil (*Petroselinum crispum*), realizados en suelos de textura franca y franco arenosa en invernáculos del Depto. de Agronomía de la UNS, indicaron que la bioacumulación de As y su incremento en los tejidos son proporcionales a sus niveles en la fase soluble o en el suelo (Ribet, 2016). Los resultados preliminares arrojaron un contenido de As de $0,11 \text{ mg kg}^{-1}$ en el fruto de tomate cuando se aplicó agua de riego con una concentración de As de $0,24 \text{ mg L}^{-1}$, además, las plantas acusaron efecto fitotóxico a medida que se incrementó la concentración de este oligoelemento en el agua.

De acuerdo a Carbonell Barrachina et al. (1997), las concentraciones de As disponibles superiores a los límites de toxicidad de la planta ocasionan la pérdida del cultivo. La aplicación de agua de riego con concentraciones de As de $0,24 \text{ mg L}^{-1}$ y de $0,48 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente redundó en un contenido de $0,16 \text{ mg kg}^{-1}$ y de $0,38 \text{ mg kg}^{-1}$ en las hojas de perejil (Ribet, 2016). A diferencia del tomate, los ensayos demostraron que al aplicar aguas con concentraciones de As similares a las existentes en el recurso hídrico subterráneo del cinturón hortícola, la acumulación de As en el tejido vegetal no superó el límite establecido por el CAA.

No obstante, los resultados sugieren que el consumo de estos vegetales podría significar un aumento en la ingesta diaria de As. En el caso de la población residente en estas zonas productivas, el As presente en los alimentos se adicionaría al aportado por el consumo, como bebida humana, de aguas subterráneas arsenotóxicas bombeadas desde el acuífero freático.

3.8. Implicancias sociales del problema del arsénico en el agua de consumo

El consumo crónico de aguas afectadas por As produce efectos en la salud y se convertiría en un problema social en algunas comunidades. A pesar de la relevancia social y económica adquirida por el problema del arsénico, con o sin asociación a la fluorosis, es altamente probable que el número de individuos esté subestimado debido a la no concurrencia a la consulta médica por decisión individual o, a causa de la inexistencia de servicios asistenciales en algunas zonas rurales alejadas de los centros urbanos. No obstante, se han desarrollado esfuerzos preventivos a nivel nacional que se han materializado en el desarrollo del módulo de capacitación sobre el HACRE en el marco del Programa Nacional de Prevención y Control de las Intoxicaciones (PRECOTOX, 2011), en el estudio multicéntrico de la epidemiología de HACRE y en las diversas campañas preventivas de la Sociedad Argentina de Dermatología.

Sin embargo, al presente, se continúa trabajando ya que todavía existe un déficit de información en lo concerniente a estadísticas robustas respecto del HACRE en la región Pampeana de Argentina, particularmente respecto al número total de individuos afectados identificados por sexo, edad, estado nutricional, dosis consumidas y su correlación con la hidroquímica de las distintas fuentes de provisión.

El peor enemigo en la tarea de prevención del hidroarsenicismo es la ignorancia respecto de las consecuencias del consumo prolongado de agua con elevado As. Los efectos tóxicos del arsénico afectan a personas de todas las edades, principalmente a quienes viven en condiciones de pobreza y padecen desnutrición. De acuerdo al estudio multicéntrico los grupos más proclives son:

- Niños: especialmente susceptibles debido a que, en promedio, la dosis de arsénico será mayor que la de los adultos expuestos a concentraciones similares ya que su ingesta de líquidos y alimentos es relativamente alta en comparación con su peso corporal.
- Mujeres embarazadas y en lactancia: especialmente vulnerables debido a los potenciales efectos adversos del arsénico sobre la reproducción y el desarrollo.
- Individuos con estado nutricional deficitario: pueden tener una menor capacidad para metabolizar el arsénico.
- Individuos con enfermedades preexistentes (sobre todo renales y hepáticas): podrían ser más sensibles a los efectos del arsénico, debido a que estos órganos son responsables de la detoxificación del arsénico en el organismo.

4. Conclusiones

La presencia frecuente de la asociación de oligoelementos tales como As, F, B y V en el acuífero freático, en concentraciones superiores a los respectivos valores de referencia, introduce riesgo de hidroarsenicismo y fluorosis dental u ósea en la población, que consume este recurso como agua de bebida humana, particularmente en las áreas periurbanas y rurales del S-SO del partido de Bahía Blanca sin red de suministro de agua potable abastecida desde el embalse Paso de las Piedras. En términos generales, el acuífero freático mostró niveles crecientes de As, F, B y V hacia el litoral Atlántico, aunque con distribuciones espaciales heterogéneas en áreas preferenciales escasamente coincidentes entre ellos. La calidad del agua freática es inferior comparada con la del termal profundo.

Un antecedente positivo respecto del tratamiento del agua, es la instalación de una planta de ósmosis inversa en una escuela del área rural de la localidad de Alférez San Martín, cercana a Bahía Blanca, la que resulta insuficiente para cubrir las demandas de toda la comunidad residente en estas zonas comprometidas por excesivo As y/o F en un 97% de los pozos y perforaciones muestreados. Respecto del F, solo un 14% de las aguas del N del área investigada ofrecen riesgo nulo. Incrementos en las concentraciones de F se corresponden con aumentos en las concentraciones hasta valores no aceptables de As y otros oligoelementos (B y V), acrecentando la peligrosidad de la ingesta por períodos prolongados.

El alto grado de asociación As-F obedece a las bajas velocidades del flujo hídrico y a su geodisponibilidad en la litología y mineralogía loésica del acuífero explotado, el que se halla en contacto con el agua por un prolongado tiempo de residencia en ambientes geoquímicos comparables de tipo oxidante. Se confirmó la presencia de B y de V en niveles perjudiciales tanto en el acuífero

freático como en las aguas superficiales, aunque al presente sus efectos en la salud de la población no han sido suficientemente investigados.

El acuífero termal profundo hospeda agua de mejor calidad, no obstante, la salinidad y la sodicidad en exceso afectan a los surgentes del O y NO. Su grado de compromiso por As y F, este último con mayor presencia en zonas urbanas y periurbanas del O de Bahía Blanca, es sensiblemente inferior en relación al freático. Se hallaron valores normales de B y se detectó V en todas las muestras, el que superó $50 \mu\text{g L}^{-1}$ en un 35% de ellas. La población se abastece en los puntos de fluencia de este nivel ya que su profundidad y temperatura son factores determinantes de altos costos de perforación y operación, por estas razones y sumado a la incertidumbre respecto del rendimiento, la construcción y habilitación de nuevos pozos profundos se ha visto limitada.

La selección de los valores máximos aceptables en las concentraciones de los distintos oligoelementos puede verse influenciada tanto por las prioridades nacionales y/o provinciales, como por los límites técnicos de detección y, por consideraciones económicas y políticas. Sin embargo, no deberían adoptarse estos criterios de decisión, a expensas de las consecuencias sobre la salud pública en las poblaciones que se abastecen del recurso hídrico subterráneo. El arsénico en las distintas matrices ambientales genera impactos transferibles a la salud humana y al espacio social y productivo. Los resultados generados se interpretan como una herramienta de aplicación eficaz en medicina preventiva, ya que facilita la identificación y el diagnóstico precoz del riesgo potencial de hidroarsenicismo y de la fluorosis dental u ósea en las áreas de estudio. Además, contribuyen al reconocimiento de los factores de riesgo para la salud de la comunidad que consume un recurso hídrico afectado por contaminantes naturales, particularmente en los sectores periurbanos y rurales sin acceso al agua de red del tramo meridional de la llanura pampeana. Se ratifica que el mayor riesgo para la salud humana deriva del uso -por extensos períodos- de agua de bebida con As no aceptable ($>10 \mu\text{g L}^{-1}$ OMS; $>50 \mu\text{g L}^{-1}$ CAA). Sin embargo, el consumo de alimentos procedentes de producciones agrícolas, ganaderas y hortícolas desarrolladas aplicando aguas arsenotóxicas incrementaría la ingesta diaria de As, el que se adicionaría al aportado por el agua. Con ello, se vería incrementado el riesgo potencial de adquirir a largo plazo patologías derivadas de la presencia de As y otros oligoelementos asociados (F y/o V). Estos impactos inciden en los aspectos socio-productivos y es recomendable su consideración en el ordenamiento territorial y en la planificación del desarrollo regional.

5. Referencias bibliográficas

- Albouy, René, Carrica, Jorge, Lexow, Claudio, Lafont, Daniela y Bonorino, Guillermo (2011). «Abastecimiento de agua a Bahía Blanca. Ubicación y diseño de la batería de pozos de explotación de agua subterránea». En: Comisión Organizadora (Eds). *Actas del VII Congreso Argentino de Hidrogeología y V Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de Hidrología Subterránea*, Salta. 1-10 pp.
- Albouy, René y Bonorino, Guillermo (1995). «Método multivariado de componentes principales: Su aplicación a la hidroquímica del sistema hidrotermal profundo de Bahía Blanca». En: Comisión Organizadora (Eds). *Actas del II Seminario Hispano-Americano sobre temas actuales de Hidrología Subterránea. Serie Correlación Geológica*, (11), 41-49.
- Amiotti, Nilda, Blanco, María del Carmen, Schmidt, Erica y Díaz, Silvana (2010). Cap. III. «Variabilidad espacial de los suelos y su relación con el paisaje». En: Paoloni, J.D (Ed). *Ambiente y recursos naturales del partido de Bahía Blanca...*, Bahía Blanca, Editorial: EdiUNS, 129-173.
- Annangi, Balasubramanyam, Bonassi, Stefano, Marcos, Ricardo y Hernández, Alba (2016). «Biomonitoring of humans exposed to arsenic, chromium, nickel, vanadium, and complex mixtures of metals by using the micronucleus test in lymphocytes». En Prensa: *Rev. Mutat. Res.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.mrrev.2016.03.003>.

- Blanco, María del Carmen, Fiorentino, Carmen, Paoloni, Juan Darío, Sequeira, Mario y Espósito, Martín (2007). «Litologías y calidad de aguas superficiales y subterráneas: Incidencia en el hidroarsenicismo de la región Pampeana Sur» En: Actas II Taller de Arsénico en Aguas, III Seminario Hispano-Latinoamericano. Paraná. Argentina. 93-98.
- Blanco, María del Carmen, Paoloni, Juan Darío, Morrás, Héctor, Fiorentino, Carmen y Sequeira, Mario (2006). «Content and distribution of arsenic in soils, sediments and groundwater environments of the Southern Pampa region, Argentina». *Journal Environmental Toxicology* (21), 561-574.
- Bonorino, Guillermo (1988). *Geohidrología del sistema hidrotermal profundo de la región de Bahía Blanca*. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. Tesis Doctoral. 150 pp.
- Bonorino, Guillermo, Carrica, Jorge y Lafont, Daniela (2013). «Explotación de las aguas subterráneas para suplementar el abastecimiento a la ciudad de Bahía Blanca y zonas de influencia». INGEOSUR-Depto. de Geología, UNS. *Boletín CCT-CONICET Bahía Blanca* N° 1, www.haciendocyt.bahiablanca-conicet.org/001/mobile/index.html (Consulta 10/12/2017).
- Bundschuh, Jochen, Nicolli, Hugo, Blanco, María del Carmen, Blarasin, Mónica, Farías, Silvia, Cumbal, Luis, Cornejo, Lorena, Acarapi, Jorge. y otros. (2008). Cap. 7. «Distribución de arsénico en la región sudamericana». En: RED IBEROARSEN, CYTED (Eds). *Distribución del As en las regiones Ibérica e Iberoamericana*, Buenos Aires. 137-185.
- Bustingorri, Carolina, Balestrasse, Karina y Lavado, Raúl (2015). «Effects of high arsenic and fluoride soil concentrations on soybean plants». *Phyton*, (87), 407-416.
- CAA (2007). «Código Alimentario Argentino para uso del agua potable de Argentina». Cap. XII, art. 982. Res. Conj. SPRyRS y SAGYP N°68/2007 y N° 196/2007. Buenos Aires. Argentina.
- Carbonell Barrachina, Antonio Ángel, Burló, Fernando, Burgos-Hernandez, Alba, López, Emilio y Mataix Jorge (1997). «The influence of arsenite concentration on arsenic accumulation in tomato and bean plants». *Scientia Horticulturae*, (71), 167-176.
- Díaz, Silvana, Espósito Martín, Blanco, María del Carmen, Amiotti, Nilda, Schmidt, Erica, Sequeira, Mario, Paoloni, Juan Darío y Nicolli, Hugo (2016). «Control factors of the spatial distribution of arsenic and other associated elements in loess soils and waters of the southern Pampa (Argentina)». *Catena* (140), 205-216.
- Di Rienzo, Julio, Casanoves, Fernando, Balzarini, Mónica, Gonzalez, Laura, Tablada, Margot y Robledo, Carlos (2009). «InfoStat versión 2009». Grupo InfoStat, FCA, Univ. Nac. de Córdoba, Argentina.
- Espósito, Martín, Paoloni, Juan Darío, Sequeira, Mario, Ferrarello, Claudio y Rodríguez, Liliana (2010). Cap. V. «El acuífero termal profundo». En: Paoloni J. D, EdiUNS (Ed). *Ambiente y recursos naturales del Partido de Bahía Blanca. Clima, geomorfología, suelos y aguas*. Bahía Blanca. 235 pp.
- Espósito, Martín, Sequeira, Mario, Paoloni, Juan Darío, Blanco, María del Carmen y Amiotti, Nilda (2013). «High fluorine and other associated trace elements in waters from the south of the Pampean Plain». *Phyton* (82), 35 - 44.
- Gonzalez Uriarte, Magdalena (1984). «Características geomorfológicas de la porción continental que rodea la bahía Blanca (Buenos Aires)». En: Asoc. Geol. Argentina (Ed) *Actas III: IX Congreso Geológico Argentino*. Bariloche, 556-576.
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC) (2010). Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas. <http://www.datos.bahiablanca.gob.ar>. Fecha de consulta: 11/05/2017.
- Kostadinoff, José y Reartes, Walter (1993). «Medición e interpretación del flujo de calor terrestre en el sur de la prov. de Buenos Aires». *Revista Asociación Geológica Argentina*, (45), 4500-4507.
- La Nueva.com. 2017. <http://www.lanueva.com/>. Fecha de consulta. 20/1/2018.
- Lorda, María Amalia y Gaído, Eloisa (2002). «Los productores hortícolas y su desarrollo laboral en el cinturón verde de Bahía Blanca, Argentina, cambios y permanencias». *Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales*. ISSN-e 1138-9788, N° Extra 6, 119.
- Mayorga, Paloma, Moyano, Amelia y García-Sánchez, Antonio (2014). «Arsénico en aguas subterráneas de Castilla y León y su impacto en suelos y cultivos de zanahoria. España». *Avances en Ciencias e Ingeniería* 5 (3), 19-36.
- Nriagu, Jerome y Pacyna Josef (1998). «Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals». *Nature* 333, 134-139.
- OMS. Organización Mundial de la Salud (1995). «Guías para la calidad de agua potable». Segunda Edición. Vol. 1. Recomendaciones 1-195.

- OMS. Organización Mundial de la Salud. (2005). «Guías para la calidad del agua potable. PRIMER APÉNDICE A LA TERCERA EDICIÓN» Volumen 1. Recomendaciones Organización Mundial de la Salud. 1-393.
- OMS. Organización Mundial de la Salud (2009). «Manual para el desarrollo de planes de seguridad del agua». 108 pp.
- OMS. Organización Mundial de la Salud (2011). «Guías para la calidad del agua potable», 4ta edición, 564 pp.
- Paoloni, Juan Darío, Sequeira, Mario y Espósito, Martín. (2010). Cap. IV. «Los recursos hídricos: Evaluación de la calidad». En Paoloni J. D. EdiUNS (Eds): *Ambiente y recursos naturales del Partido de Bahía Blanca. Clima, geomorfología, suelos y aguas*. Bahía Blanca, 235 pp.
- Perez Carrera, Alejo y Fernandez Cirelli, Alicia (2004). «Niveles de arsénico y flúor en agua de bebida animal en establecimientos de producción lechera (Pcia. de Córdoba, Argentina)». *Investigaciones Veterinarias* 6 (1), 51-59.
- Programa Nacional de Prevención y control de las Intoxicaciones (PRECOTOX) (2011). «Desarrollo del Módulo de Capacitación sobre Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico en el marco del Programa Nacional de Prevención y Control de las Intoxicaciones. Capacitación de los Servicios de Salud». García Susana Isabel (Ed). 1ra. Ed., Buenos Aires, Ministerio de Salud de la Nación. Programa Nacional de las Intoxicaciones. <http://www.msal.gov.ar>. (Consulta: 26/10/2017).
- Queirolo, Fabrizio, Stegen, Susana, Restovic, Nicole, Paz, María, Ostapczuk, Peter, Schwuger, Milan y Muñoz, José (2000). «Total arsenic, lead, and cadmium levels in vegetables cultivated at the Andean villages of northern Chile». *Science of the Total Environment* 255, (1-3), 75-84.
- Quintero, César, Panozzo, Alejandro, Beffani, María y Boschetti, Gabriela (2016). «Manejo del riego y fertilización con fósforo y zinc para disminuir la concentración de As en arroz». En: AACS (Ed) Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto. 183 pp.
- Ribet Damián (2016). «Evaluación de los efectos de riego con aguas que contienen diferentes concentraciones de As sobre la bioacumulación en hortalizas». Depto. de Agronomía. UNS. Bahía Blanca, Argentina. Trabajo de Intensificación.
- Scian, Beatriz y Donnari, Margarita. (1996). «Análisis histórico de las sequías en la región semiárida pampeana, Argentina». En: Com. Organizadora (Ed) Actas del VII Congreso Argentino de Meteorología y VII Congreso Latinoamericano e Ibérico de Meteorología, Resumen Extendido CD-Rom.
- Scian, Beatriz. (2010). Cap. 1. «Clima-Bahía Blanca y sudoeste bonaerense». En: Paoloni J. D. EdiUNS (Eds). *Ambiente y recursos naturales del partido de Bahía Blanca, Clima-Geomorfología-Suelos*. Bahía Blanca. 29-87 pp.
- Eficiencia (2016). <http://www.unciencia.unc.edu.ar/2016/marzo/fluorosis-dental-identifican-el-proceso-biologico-que-endurece-la-dentina-frente-al-exceso-de-consumo-de-fluor/fluorosis-dental-identifican-el-proceso-biologico-que-endurece-la-dentina-frente-al-exceso-de-consumo-de-fluor>. Consult: 21 de November de 2017.
- USEPA (1997). «*Health Effects Assessment Tables, FY 1997 Update. Office of Solid Waste and Emergency Response*». U.S. Environmental Protection Agency. 9200.6-303 (97-1), EPA 540-R-97-03.
- USEPA (2016). <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/table-regulated-drinking-water-contaminants>. Consulta: 1 de Octubre de 2017.
- Vargas, Walter, Peñalba, Olga y Minetti, Juan (1999). «Las precipitaciones mensuales en zonas de la Argentina y el ENSO. Un enfoque hacia problemas de decisión». *Meteorológica* (24), 3-22.