

EL análisis de riesgo sanitario como herramienta para la gestión de los recursos hídricos en Argentina

Natalia Othax
Fabio Peluso
Eduardo Usunoff

RESUMEN: El objetivo del presente trabajo consiste en aplicar un análisis del riesgo sanitario (ARS) por la ingesta crónica de fluoruros con la bebida de agua de pozos someros domiciliarios de la planta urbana de la ciudad de Azul, Argentina. El ARS, probabilístico y espacial, también se realizó para evaluar las posibilidades que ofrece este tipo de herramienta para la gestión de los recursos hídricos. Una de ellas consistió en integrarlo con información de un SIG de la planta urbana, estudiando la relación espacial entre el riesgo sanitario y la vulnerabilidad socioeconómica de la población expuesta.

La concentración promedio de fluoruro en el agua es mayor al nivel máximo permisible según normativa, sobrepasando el nivel de riesgo atendible (es decir, riesgo igual o mayor a 1), con un valor máximo cercano al doble de ese valor. El área que ocupa este nivel de riesgo alcanza los 76.23 km² (el 84.7 % del área total de la planta urbana) afectando a 20903 personas (el 37 % del total de la población), de las cuales 1858 son niños hasta 5 años (el 32.7 % de este estrato de edad).

Del conjunto de personas que se proveen de agua de pozo domiciliario, 1653 no poseen servicio de agua de red domiciliaria, por estar en un área no cubierta por el mismo o por no tener conexión a pesar de estar en el área servida. El estudio sobre su vulnerabilidad socioeconómica arrojó que las de las áreas donde no existe el servicio de agua de red tendrían una condición de mayor vulnerabilidad.

El ARS probabilístico y espacial posee ciertas ventajas respecto del análisis de la calidad del agua por el uso de tablas de niveles máximos permisibles. Entre ellas permite mayores posibilidades analíticas en un marco metodológico más realista y se puede integrar a un SIG, lo que ofrece oportunidades para operaciones entre mapas. Por ello, el ARS es una herramienta de valor con respecto a la gestión inte-

ABSTRACT: The aim of this paper is to present the results of a health risk analysis (HRA) due to chronic ingestion of fluoride by drinking water from shallow domestic wells in the urban domain of Azul City, Argentina. Such a HRA, probabilistic and spatial, also tested the possibilities of using it as a tool for water resources management. One of the approaches was the integration of the HRA with GIS (Geographical Information System)-derived information for the urban domain, and-studying the spatial relationship between the HRA and the socio-economical vulnerability of the exposed population.

The average fluoride concentration in local waters is above the maximum allowable level as given by regulations, exceeding the level of risk worthy of consideration (i.e., risk ≥ 1), with a maximum value of about two-fold. Such a level of risk covers 76.23 km² (that is, 84.7 % of the total urban area) and affects 20903 inhabitants (37 % of the total population), of which 1858 are children 5-year old or less (32.7 % of this age-group).

Out of the total number of people that drink water from domestic wells, 1653 are not connected to the water supply system, either for not being in a covered area or for having refused to connect to it. The socio-economical study revealed that areas where the water supply system is unavailable would be exposed to a greater vulnerability.

The probabilistic and spatial HRA has certain advantages over the analysis of drinkable water quality following the maximum allowable level. It opens a greater spectrum for analyzing different alternatives in a more realistic framework and it can integrate the GIS capabilities, with the inherent opportunities for operations among mapped variables. Given so, the HRA is valuable tool for

grada de los recursos hídricos debido no sólo al tipo de información que aporta (distribución espacial de la calidad del agua), sino también por la capacidad de integración con información estratégica de otra naturaleza.

PALABRAS CLAVES: Análisis de riesgo sanitario, gestión integrada de los recursos hídricos.

the integrated management of water resources due not only to the type of information that they provide (spatial distribution of water quality), but also because their integration with strategic information of different nature.

KEYWORDS: Health Risk Analysis, Integrated Water Resources Management

INTRODUCCIÓN

La ciudad de Azul se encuentra ubicada en la zona centro de la Provincia de Buenos Aires, en la Pampa Húmeda Argentina, a una latitud de 36°48' Sur, una longitud de 59°51' Oeste y una altitud de 136 msnm, en un área territorial de 650 mil hectáreas. Esta se caracteriza, en términos físicos, por presentar dos áreas agroecológicas principales: una zona netamente ganadera hacia el norte y otra, hacia el sur, con aptitud para la agricultura de alto rendimiento. La mencionada ciudad tiene una superficie de 90,5 km² distribuida en 2.016 unidades catastrales de extensión variable (desde 0.01 a 2.2 km²). La población es de 56.545 habitantes, de los cuales 5.686 corresponden a niños de hasta 5 años de edad (INDEC, 2005). La actividad económica de la ciudad en parte está relacionada con la producción agropecuaria, aunque la principal fuente de empleos es el sector público en distintas dependencias de orden nacional, provincial y local.

El análisis de riesgo es una herramienta metodológica que ayuda a los tomadores de decisiones a sustentar elecciones racionales e informadas entre acciones alternativas vinculadas al manejo del agua (GWP, 2000). Específicamente, el análisis de riesgo sanitario (ARS) estima el nivel potencial de peligro para un receptor humano o ecológico a partir del contacto con una sustancia química presente en el ambiente (NRC, 1983). Este instrumento permite la caracterización de los efectos adversos potenciales y su probabilidad de ocurrencia, lo que permite identificar, evaluar, seleccionar e implementar acciones para reducirlos (CRARM, 1997).

El paradigma del ARS tiene cuatro elementos: la identificación de la fuente de riesgo, la cuantificación de la exposición a la misma por un individuo, la estimación de la dosis de exposición y la respuesta toxicológica a la misma, y la caracterización final del riesgo (NRC, 1983). El riesgo es una función de la

toxicidad de la sustancia peligrosa y la magnitud de la exposición a la misma (USEPA, 1992a), existiendo diferentes modelos para estimar esta última (Fryer et al., 2006).

La ciudad de Azul presenta una amplia cobertura de agua potable de red (aproximadamente el 98 % de su superficie). A pesar de ello, existen gran cantidad de pozos someros domiciliarios activos que se utilizan frecuentemente para consumo humano, a pesar de su prohibición por la normativa municipal vigente. Este agua suele presentar concentraciones de fluoruro que superan el nivel máximo permisible (NMP) de 1.2 mg/l según el Código Alimentario Argentino (CAA) para agua de bebida (A.D.L.A., 1971 y ss).

El objetivo del trabajo es presentar una metodología probabilística y espacial para estimar el riesgo sanitario crónico por fluoruro debida a la ingesta de agua de los pozos domiciliarios en la localidad mencionada. Se plantean las posibilidades que ofrecen este tipo de herramienta para la gestión de los recursos hídricos al establecer las áreas que abarcan los niveles mayores de riesgo sanitario y la cantidad de población potencialmente afectada. Además, se intenta contextualizar el riesgo sanitario con relación a la vulnerabilidad socioeconómica de la población. Esto se realiza a partir de operaciones entre mapas de un SIG de la planta urbana teniendo en consideración variables socioeconómicas. Finalmente se presentan las ventajas de este método respecto de otras metodologías de análisis de la calidad del agua, por ejemplo, el uso de los NMP establecidos en normativa.

Material y métodos El Análisis de Riesgo Sanitario

La exposición cuantifica, para una o más rutas fisiológicas de contacto (por ingestión, en este caso), la dosis de ingreso del contaminante al organismo. Su cálculo se basa en una serie de variables que es-

tablecen el modo y la duración del contacto para la población expuesta, lo que se denomina escenario de exposición (USEPA, 1992a). El escenario de exposición representa un conjunto de condiciones de contacto para un tiempo y lugar. La ecuación 1 es la encargada de estimar la dosis de sustancia ingerida por vía del agua de bebida, según las condiciones del escenario de exposición.

$$ADD = \frac{[C \cdot Ir \cdot EF \cdot ED]}{[Bw \cdot AT]} \quad (1)$$

ADD es la *Dosis Diaria Promedio* de ingestión de las sustancias, C es la *Concentración de la sustancia peligrosa* en el agua de bebida (en mg/l), Ir es la *Tasa de ingesta* diaria del agua de bebida (en l/día), EF es la *Frecuencia de la exposición* (en días/año), ED es la *Duración de la exposición* (en años) y Bw es el *Peso corporal* de la persona expuesta (en kg). AT es un factor de corrección por tiempo promedio (365 días/año * 30 años), que, según USEPA, es el razonablemente máximo número de días en que una persona promedio podría estar expuesta de manera crónica según un escenario de exposición residencial (USEPA, 1992a). Los valores adoptados para cada una de estas variables se presentan en la tabla 1 y corresponden a un escenario de exposición residencial.

Esa ecuación participa en el ARS para las sustancias de efectos tóxicos no carcinogénicos (como es el caso del fluoruro), confrontando la ADD con la dosis umbral por debajo de la cual no existen efectos toxicológicos sobre el individuo expuesto para el período de exposición considerado. USEPA usa como dosis umbral a la Dosis de Referencia (RfD), que es una estimación probabilística de la exposición diaria a la que la población humana, incluyendo los subgrupos sensibles, se puede someter al agente peligroso sin que le genere riesgos de efectos adversos durante toda su vida (Barnes, 1988). El RfD se expresa en mg/(kg · día). El riesgo no carcinogénico, que es adimensional, se estima aplicando el cociente de riesgo RQ (USEPA, 1989). Este cuantifica la proporción de ADD respecto del RfD, tal como expresa la ecuación 2:

$$RQ = \frac{ADD}{RfD} \quad (2)$$

Si el valor de este cociente iguala o excede la unidad existe un nivel de riesgo atendible.

El RfD del fluoruro es igual a 0.06 mg/(kg · día) (USEPA, 2008).

El ARS se realizó en el marco de un SIG (Sistema de Información Geográfico) de la ciudad. Se obtuvo un valor de riesgo sanitario para cada uno de los 2016 polígonos (definición areal catastral correspondiente a manzanas o parcelas de la zona urbana o periurbana) en base a la aplicación de la ecuación 1. Esta adopta valores propios de cada variable, en particular, las concentraciones de fluoruro en el agua subterránea, para cada uno de los polígonos. Este procedimiento se explica en el próximo apartado.

El ARS probabilístico. Determinación de los parámetros de exposición.

El ARS probabilístico consiste en una evaluación que utiliza modelos basados en probabilidades para representar cómo se distribuyen los niveles de riesgo a la salud en la población y para caracterizar la incertidumbre en dichas estimaciones (USEPA, 1999).

El procedimiento probabilístico se basó en la aplicación de Monte Carlo en su versión de muestreo aleatorio simple (MC SRS). Este consiste en generar un número elevado de muestras según niveles de probabilidad aleatorios para una variable de la que se tiene un conjunto restringido de datos medidos asumiendo que los mismos responden a una distribución teórica de probabilidad (normal, lognormal, beta, etc.) (Hammond et al., 1994). De cada una de esas muestras se calcula un valor de la variable estimada por un método de transformación inversa. Este conjunto de datos estimados conforma una nueva distribución de valores más numerosa (dependiendo del número de repeticiones, desde 5000 a 10000) que representa la distribución original en cuanto a variabilidad e incertidumbre.

Las operaciones entre variables, entonces, permiten obtener un conjunto de escenarios mucho mayor (tan grande como el número de repeticiones implementado durante MC SRS) respetando el contenido informativo original de cada variable. Para descartar los escenarios inconsistentes, se suele designar un valor de probabilidad límite, normalmente un percentil (por ejemplo, para la cola derecha de la distribución de valores obtenida, se suele elegir el 90, el 95, o el 99 percentil, según sea el nivel de conservadurismo elegido).

Este procedimiento se aplicó, simultáneamente, a cada uno de los términos de la ecuación 1. Para cada variable se generaron conjuntos de 5.000 datos aleatorios en función de las distribuciones teóricas de las mismas, tal como recomienda USEPA (1999), utilizando Crystal Ball 7.0 (Decisioneering, 2007).

Estas se definieron en base al tipo de curva de distribución de frecuencias y estadísticos representativos –mínimo, máximo, media aritmética, desvío estándar– que las mencionadas variables poseen para un escenario de exposición residencial local y asumiendo como individuo expuesto a un niño de 5 años. En la tabla 1 se presentan el tipo de curva teórica, su justificación, y los estadísticos representativos de cada una de las variables de la ecuación 1 y, más adelante, se describen cada una de ellas.

Los 5000 datos aleatorios de cada variable generaron, para cada polígono, ese número de escenarios posibles de exposición al calcularse la ecuación 1, y de riesgo sanitario, al estimarse la ecuación 2. De este conjunto de datos se obtuvo una distribución de probabilidades de la cual se escogió el percentilo 95 como estadístico representativo del riesgo del polígono. Esta decisión metodológica concuerda con las sugerencias de USEPA (1999), al plantear ese estadístico como un estimador de los escenarios de exposición “razonablemente máximos” (USEPA, 1992b) de cada unidad espacial y evitar escenarios extremos carentes de realismo. No se reconoce la existencia de correlación entre las variables.

A continuación se describen las variables para la estimación de la exposición.

Concentración de fluoruros en el agua subterránea

Las muestras de agua subterránea fueron tomadas de 30 pozos domiciliarios activos (ver figura 1), los que tienen una profundidad media de 16 metros. La composición química del agua fue analizada a partir de 300 muestras obtenidas por relevamientos periódicos durante los años 2002 – 2005 (IHLLA, 2005). El contenido de fluoruro fue medido por técnicas cuantitativas estándar (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

En el presente trabajo, la selección del valor de concentración representativo del conjunto de datos de cada pozo se realizó mediante la aplicación del Límite Superior de Confianza 95 % de la media aritmética (UCL). El mismo se define como el límite superior del rango que contendrá a la media aritmética real de todos los posibles datos de concentración el 95 % de las veces (USEPA, 1992b). Su estimación es utilizada por USEPA para obtener una concentración representativa de una distribución de valores con incertidumbre para que participe del cálculo de la exposición y luego del riesgo sanitario por esa sustancia (USEPA, 1989; USEPA, 1992b;

USEPA, 2002a). El UCL se computó utilizando el software Pro-UCL v. 3 (USEPA, 2004).

Los valores de UCL de concentración de fluoruro de los pozos domiciliarios se interpolaron a toda la superficie del área de estudio mediante técnicas geostatísticas aplicando kriging ordinario con variograma omnidireccional y modelo lineal (Isaaks y Srivastava, 1989, Goovaerts, 1997), con una equidistancia de 60 metros (Peluso, 2005). Sobre los puntos de interpolación contenidos en cada una de las 2016 unidades catastrales se realizó MC SRS asumiendo una distribución de valores de tipo normal, tomando como valores representativos la media aritmética y el desvío estándar del conjunto. La obtención de estos estadísticos se realizó mediante el proceso de poligonización con ArcView (ESRI, 1992 – 1999). Estas decisiones metodológicas (modelo lineal de ajuste del variograma, normalidad de las distribuciones de valores de interpolación en cada polígono) se amparan en estudios particulares de incertidumbre para su justificación (Peluso, 2005).

Por la variabilidad espacial de las concentraciones de fluoruro, la caracterización de la distribución normal es particular de cada polígono (ver tabla 1).

Tasa de ingesta, frecuencia y duración de la exposición, peso corporal

Los valores adoptados en cuanto a los estadísticos representativos así como el tipo de curva de distribución de frecuencias para la tasa de ingesta y peso corporal fueron derivados de la bibliografía; y los de la duración y frecuencia de la exposición, por juicio propio para la realidad local, considerando un escenario de exposición residencial. Los tipos de distribuciones estadísticas así como los valores escogidos para los muestreos aleatorios por MC SRS para cada parámetro de la exposición, se presentan en la tabla 1. En la misma también se incluye las fuentes de información para justificar estas decisiones. Para este conjunto de variables se asume la no existencia de correlación espacial. Es decir, salvo para la concentración de la sustancia, se considera que el resto de las variables se comportan independientemente de su localización.

Operación entre mapas en el SIG

El SIG de la ciudad de Azul es operado con ArcView (ESRI, 1992 – 1999). Se sustenta en un mapa base georreferenciado, el que se aprecia también en

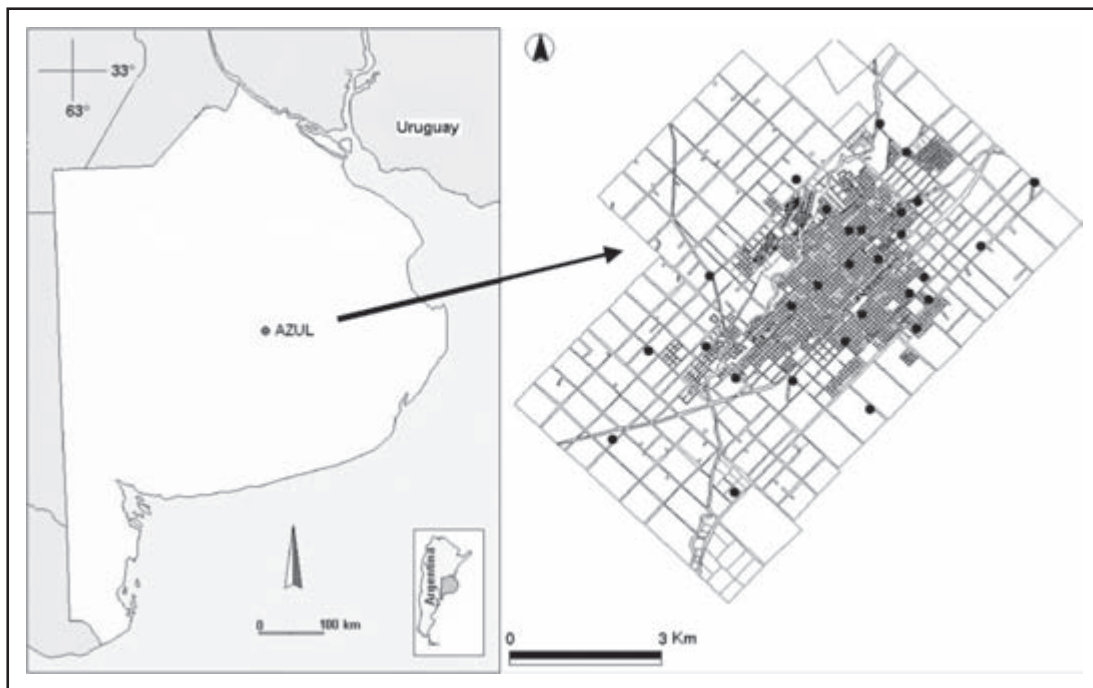


FIGURA 1. Detalle de la planta urbana de la ciudad de Azul con la ubicación de los pozos domiciliarios muestreados.

TABLA 1
Caracterización de las distribuciones adoptadas en cada parámetro de la exposición para cada polígono para el cálculo probabilístico del riesgo crónico con MC SRS

Parámetro	Media	Desvío ST	Mínimo	Máximo	Tipo distribución	Fuente de la información
Concentración de la sustancia (mg/l)	Variable según polígono	Variable según polígono	Variable según polígono	Variable según polígono	Normal	Por interpolación y poligonización.
Tasa de Ingesta (l/día)	0.4	0.4	0.1	1.5	Lognormal	Roseberry y Burmaster, 1992; USEPA, 1997, 2000, 2002b
Peso Corporal (kg)	19.5	2.5	13.5	25.5	Normal	GCA Corp., 1985, Lejaraga y Orfila, 1987
Frecuencia Exposición (días/año)	330		300	360	triangular	Juicio propio, basado en USEPA 1997, 2002b.
Duración Exposición crónica (años)	10		1	24	triangular	Juicio propio, basado en USEPA 1997, 2002b.

la figura 1. El mismo tiene anexo una base de datos relacional, la cual fue generada con el aporte de información de distinta naturaleza, por ejemplo, la superficie por polígono así como la cantidad de población total (56545 individuos) y población susceptible (niños hasta 5 años, que totalizan 5669). Estos dos últimos parámetros se estimaron según densidad poblacional por Radio Censal, utilizando los radios del censo 2001 de Población, Viviendas y Hogares de la República Argentina (INDEC, 2005).

Además de las mencionadas en el párrafo precedente, el SIG posee otras capas informativas que se utilizaron para cruzar con los mapas de riesgo. Estas son:

- ☑ Cobertura del servicio de agua de red
- ☑ Número de hogares sin agua de red por manzana
- ☑ Cantidad de personas económicamente activas (PEA) que no perciben un ingreso superior al valor de la línea de pobreza (350 \$ para el año 2005)
- ☑ Cantidad de personas que no poseen obra social

Una de las operaciones que se efectuó fue para averiguar cual es el área de la ciudad afectada por el riesgo sanitario y que posee hogares sin conexión del agua de red. La carencia de agua de red puede deberse a dos condiciones: o a que el hogar pertenece a un área no cubierta por el servicio o a que, aunque lo tenga, igualmente no posea la conexión y se provea de pozo domiciliario. Otro aspecto que se investigó, aunque a nivel meramente exploratorio, es el nivel de vulnerabilidad social en los polígonos donde se daba alguna de esas dos condiciones de no tenencia de agua de red. En el contexto de este trabajo ésta se analiza en base a dos indicadores: la proporción de la PEA que no percibe un ingreso mayor al valor de la línea de pobreza respecto de la PEA total y la proporción entre la población que no poseen obra social respecto de la población total. La evaluación se efectuó por comparación de estos indicadores en las áreas sin conexión a la red con los mismos a nivel de toda la planta urbana.

Resultados

En la tabla 2 se presentan los estadísticos representativos del conjunto de valores de concentración de fluoruro en agua subterránea de pozo domiciliario y su riesgo crónico por ingesta, correspondientes

a la totalidad de polígonos de la planta urbana y periurbana. Cada uno de estos valores, como se dijo previamente, es el percentilo 95 de la distribución de valores, o de concentración o de riesgo sanitario, obtenidos por MC SRS de cada polígono.

Los resultados demuestran que el riesgo crónico promedio para toda la planta urbana sobrepasa el nivel de riesgo atendible (es decir, riesgo igual o mayor a 1), con un valor máximo que casi lo duplica.

La distribución espacial del riesgo crónico se muestra en la figura 2, en la que se discrimina entre dos niveles de riesgo sanitario atendible. Se puede apreciar que la mayor parte de la planta urbana presenta riesgo atendible. Esta área ocupa una superficie de 76.23 km² (84.7 % del total de la planta urbana) y 962 polígonos. Esa condición alcanza a 20903 personas (37 % del total de población), de las cuales 1858 son niños hasta 5 años (el 32.67 % del total de niños de esa edad). La Tabla 3 discrimina estos resultados entre dos niveles de riesgo sanitario.

TABLA 2
Estadísticos representativos para la concentración de fluoruro en aguas subterráneas (Conc.) y su riesgo crónico (RC) por fluoruro para el conjunto de polígonos de toda la planta urbana

Estadísticos	Conc.	RC
Min.	0.83	0.63
Max.	2.60	1.94
Prom.	1.39	1.05
Desv.	0.33	0.25
Coef. Var.	0.24	0.24
n	2016	

Referencias: valor mínimo (Min.), valor máximo (Max.), media aritmética (Prom.), desvío estándar (Desv.), coeficiente de variación (Coef. Var.), n (número de polígonos).

Del conjunto de personas afectadas por los niveles de riesgo sanitario atendible las más vulnerables, obviamente, son las que no cuentan con agua de red. Esta condición ocurre en 566 hogares en 306 polígonos, afectando 1653 personas de las que 143 son niños hasta 5 años (ver tabla 4, área afectada por la no tenencia de agua de red (SAR)).

La carencia de agua de red puede deberse a dos condiciones: una, que el hogar se encuentre en una

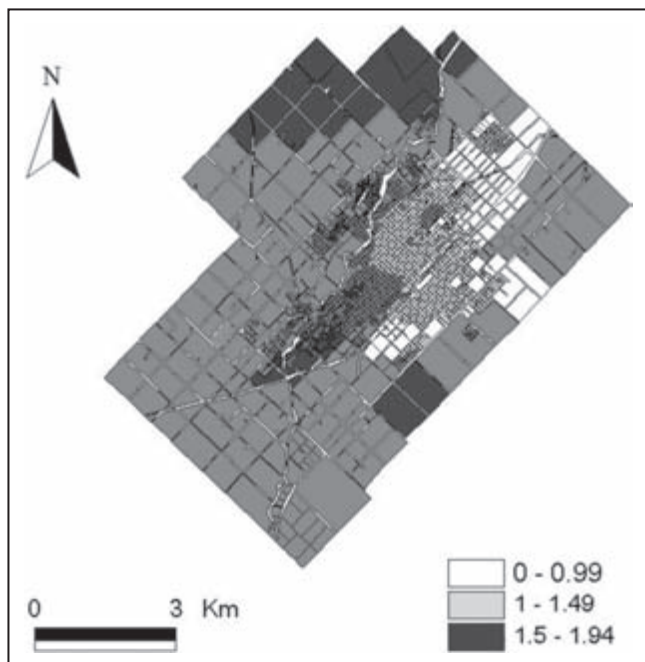


FIGURA 2. Distribución espacial del riesgo crónico por ingesta de fluoruro en agua proveniente de pozos someros domiciliarios

TABLA 3

Resultados generales de la aplicación del análisis de riesgo sanitario por fluoruros en aguas subterráneas en cuanto al número de polígonos, superficie y población afectada (total y susceptible) según tres niveles de riesgo

Niveles de riesgo	Polígonos	Superficie km2	Población total	Población susceptible
0 - 0.99	1054	14.27	35642	3811
1 - 1.49	870	62.2	19876	1769
1.5 - 1.94	92	14.03	1027	89

zona de la ciudad sin servicio de distribución de agua; y la segunda, que el hogar, aunque se encuentre en un área servida por agua de red, el hogar no posea conexión a la misma y se provee de agua únicamente de un pozo domiciliario.

Las operaciones entre mapas permiten evaluar esas dos condiciones. Se puede apreciar el área afectada por el riesgo sanitario de la zona de la ciudad no

servida por agua de red en la figura 3. Esta área ocupa 81 manzanas, de las cuales 28 no tienen población. En las 53 manzanas habitadas, que son las que se resaltan en la Figura 3 y se refieren como ASCR en la tabla 4, viven 847 personas de las cuales 76 son niños hasta 5 años. Como se aprecia en la figura, son polígonos de la periferia de la planta urbana, y son zonas de bajo nivel de consolidación urbana.

En la figura 4 se muestra el área con riesgo sanitario atendible y que, a pesar de estar en la zona cubierta por el servicio de distribución de agua de red, en los polígonos quedan hogares que no tienen conexión a la misma. Es el área identificada como ACCR en la tabla 4. Esto ocurre en 225 polígonos, en los cuales existen 266 hogares en esta condición. Si bien el promedio de hogares sin agua de red por manzana es muy bajo (1.18 hogares), hay manzanas con hasta 9 hogares que se proveen de agua de pozo domiciliario. La cantidad de gente afectada alcanza las 806 personas de las cuales 67 son niños hasta 5 años.

El estudio para determinar si las personas afectadas por el riesgo sanitario atendible y que no poseen agua de red pertenecen a grupos vulnerables económicamente arrojó los resultados que se aprecian en la tabla 5. La zona afectada por el riesgo sanitario que no posee agua de red (ASCR) es el área que posee

las mayores frecuencias relativas de condiciones socioeconómicas desfavorables (ingreso menor o igual al valor de la línea de pobreza y no tenencia de obra social). No ocurre lo mismo con el área que, teniendo el servicio disponible, igualmente poseen provisión de pozo domiciliario (ACCR). Es decir, en zona de la planta urbana afectada por el riesgo sanitario por fluoruro, la no tenencia de agua por carencia del servicio estaría asociada a condiciones de vulnerabilidad social ya que los valores de los indicadores en esta área son claramente mayores que para el promedio de la ciudad o respecto de la otra área. Esto indicaría que la no conexión en el área cubierta por la red no estaría condicionada por factores socioeconómicos. Podría ser por costumbre en un contexto donde el agua de pozo domiciliario, en general, es de buena calidad. Sin embargo, este estudio es exploratorio y solo revela tendencias que debe ser analizada en mayor profundidad en estudios posteriores.

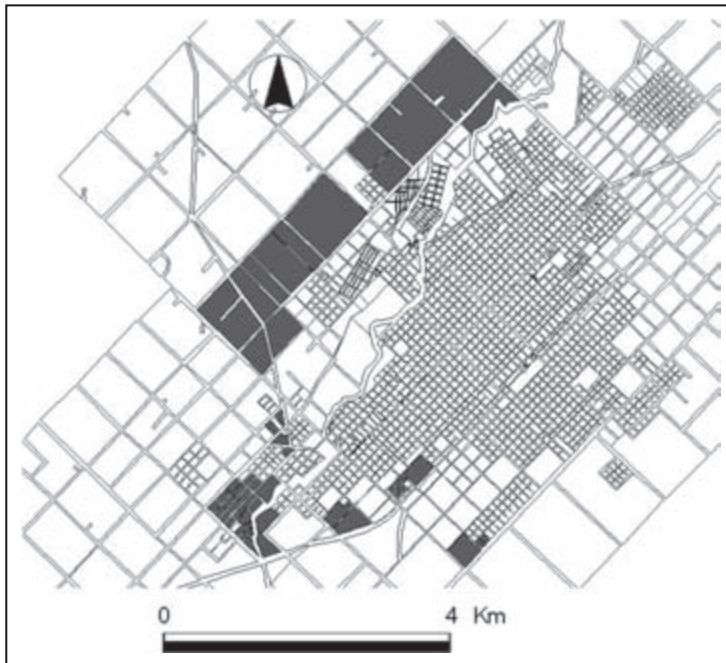


FIGURA 3. Polígonos poblados del área de riesgo sanitario atendible en la zona de la ciudad no servida por agua de red.

TABLA 4
Evaluación de las características de las subareas según las diferentes condiciones de tenencia de agua en el área de riesgo sanitario atendible por fluoruros

Condición	Polígonos	Superficie km2	Población total	Población susceptible	Hogares
ASCR	81	6.66	847	76	300
ACCR	225	3.08	806	67	266
SAR	306	9.74	1653	143	566

Referencias en la tabla: ASCR = área sin cobertura de la red; ACCR = área con cobertura de la red pero con hogares sin conexión domiciliaria; SAR = área total afectada por la no tenencia de agua de red.

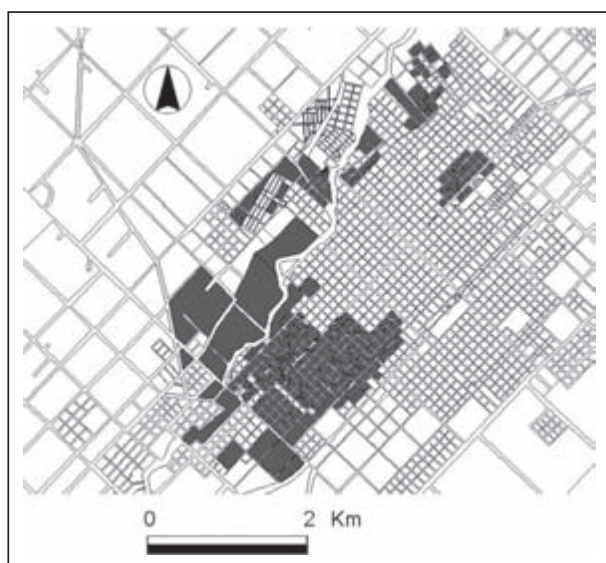


FIGURA 4. Polígonos del área de riesgo sanitario atendible y que, aunque están la zona servida por el agua de red, quedan hogares que no tienen conexión a la misma.

TABLA 5
Evaluación de la vulnerabilidad social en frecuencias absolutas y relativas de la PEA que percibe 350 \$ o menos de ingreso mensual (Ing350\$) y de la población que posee obra social (PSOS), según diferentes condiciones de tenencia de agua

Condición	PEA	Ing350\$	PSOS	Rel Ing350\$/PEA	Rel PSOS/Población total
ASCR	285	140	467	49.12	55.14
ACCR	2649	696	3983	26.27	41.33
Toda la ciudad	15546	4361	27185	28.05	48.08

Referencias en la tabla: ASCR = área sin cobertura de la red; ACCR = área con cobertura de la red pero con hogares sin conexión domiciliaria.

ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

El fluoruro es considerado una sustancia peligrosa capaz de producir dos tipos de efectos a la salud dependiendo de la concentración en el agua de bebida. Estos son la fluorosis dentaria, caracterizadas por manchas opacas en los dientes, y la esquelética, con sobreosificaciones y calcificaciones de las membranas interóseas (WHO, 2002; USEPA, 2008). Las concentraciones que se verifican en las muestras de agua de pozo podrían ocasionar únicamente fluorosis dentarias (WHO, 2002; USEPA, 2008). Si bien estas concentraciones desencadenan niveles de riesgo atendible y exceden los niveles guía para agua de consumo, lo que de hecho la cataloga como no apta para consumo humano, no se reconoce a las fluorosis como un problema sanitario local de importancia.

El ARS ofrece varias ventajas para la gestión de la calidad de los recursos hídricos frente a otras técnicas de evaluación de la calidad del agua. A continuación se plantean algunas de ellas.

Un análisis de calidad del agua en base a un ARS espacial, tal como se ha realizado en el presente trabajo, evidencia áreas peligrosas en términos sanitarios directos e informa acerca de la cantidad de gente expuesta bajo ciertas condiciones específicas. En el caso del presente estudio, el mismo se centra en una fracción de la población que son los niños y considerando un escenario de exposición residencial.

El ARS permite modificar los escenarios de exposición, considerar varias rutas de exposición simultáneamente (ARS agregados), más de un contaminante a la vez (ARS acumulativos) y la exposición compartida a múltiples receptores en el marco de la metodología ARS más moderna denominada análisis de riesgo integrado (WHO, 2001). Si bien los valores máximos establecidos en normativa (NMP) son sencillos de aplicar y permiten el resguardo del usuario, no resultan un mecanismo eficiente para definir niveles de calidad ya que su objetivo es, simplemente, sustentar un sistema binario de gestión de tipo “cumple o no cumple” basado en un valor de concentración establecida como límite. Entre sus inconvenientes los NMP funcionan de manera individual, es decir, el análisis se realiza parámetro a parámetro, medio por medio, y uso por uso, desestimando los enfoques integrales, las posibles interacciones toxicológicas entre sustancias, las tendencias espaciales y temporales, etc. Por otro lado, es una práctica común monitorear sólo algunos parámetros

para confrontarlos con los NMP correspondientes, y, en base a ello, establecer una caracterización extensiva de todo el cuerpo de agua. Además, debido a que estos niveles guía solo cambian por normativa, están sujetos a una dinámica muy lenta de actualización como herramientas de análisis.

Además, asumen un escenario de exposición fijo para cada ruta y no discriminan entre tipo de individuos expuestos. El NMP se basa en una estimación equivalente a la de la ecuación 1 en el que se utilizan valores estandarizados conservadores y determinísticos. Por ejemplo, la tasa de ingesta para adulto se asume en 2 litros y el peso en 70 kg. La multiplicación de valores conservadores suele desencadenar sobrestimaciones (Hammond et al., 1994). Entonces, en vez de utilizar un valor estandarizado para representar a cada variable es aconsejable utilizar rangos o distribuciones (Burmester, 1996; Burmester y Bloomfield, 1996; Thompson y Graham, 1996), que es lo que hace el análisis de tipo probabilístico. La diferencia más importante que tiene el ARS respecto de los NMP es que permite mayores posibilidades analíticas en un marco metodológico más realista, apelando a escenarios de exposición “razonablemente máximos” (USEPA, 1992b) y no los máximos tal como ocurre con el uso de los NMP.

Al aplicarse el análisis de riesgo sanitario apoyado en la geoestadística y basado en la tecnología SIG se mejora la comunicabilidad de los resultados específicos de los niveles de riesgo. Permite una visión más completa de la afección potencial de la población por contaminantes en agua de consumo, posibilita una visualización de áreas críticas en términos sanitarios directos y aporta información acerca de la gente expuesta. Esto no se suele lograr en el modo en que es común de utilizar los NMP para la toma de decisiones. Por otro lado, el ARS espacial permite la integración de los resultados a otras capas informativas o mapas útiles para la gestión del territorio; por ejemplo, como se ha realizado en este trabajo, con información relativa a la fuente de provisión del agua de consumo o información de la vulnerabilidad socioeconómica. Así, esto permitió discriminar, de las personas que no poseen agua de red, cuales se encuentran en condiciones socioeconómicas más desfavorables, lo que orientaría más eficazmente políticas asistenciales o podría justificar la extensión de la red de agua potable. Otras capas informativas interesantes de analizar en el presente caso serían la presencia de barrios consolidados o proyectados en las áreas afectadas por el riesgo, la ubicación de concen-

traciones poblacionales (escuelas, hospitales, etc.), las delimitaciones de áreas urbanas estratégicas, etc.

El ARS espacial es una herramienta de valor con respecto a la GIRH debido no sólo al tipo de información que aporta (distribución espacial de la calidad del agua), sino también por las capacidades de integración con información estratégica de

otra naturaleza. Por las razones antes enunciadas, se considera que el ARS no debería quedar fuera de las opciones metodológicas disponibles para la administración ambiental argentina. Esto podría redundar en tomas de decisiones mejor sustentadas técnicamente y con una visualización más clara de los resultados.

Referencias

- A.D.L.A., 1971 y subsiguientes. Decreto 2126/71 de la Ley 18284/69, sobre el Código Alimentario Nacional. A.D.L.A. XXXI-C, pág. 3223 y ss. Anales de la Legislación Argentina. Disponible en <http://www.anmat.gov.ar/CODIGO/CAA1.HTM>
- A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F., 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Análisis de aguas potables y residuales. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. Ediciones Díaz de Santos, S.A.
- BARNES D., 1988. Reference Dose (rfd): description and use in health risk assessment.
- BURMASTER D.E., 1996. Benefits and costs of using probabilistic techniques in human health risk assessments with an emphasis on site-specific risk assessments. *Human and Ecological Risk Assessment* 2(1):35-43.
- BURMASTER D.E., Bloomfield L.R., 1996. Mathematical properties of the risk equation when variability is present. *Human and Ecological Risk Assessment* 2 (2): 348-355.
- CRARM, 1997. Risk Assessment and Risk Management in Regulatory Decision-Making. Presidential /Congressional Commission on Risk Assessment and Risk Management, U.S.A. Final Report. Vol. 2. 169 p.
- DECISIONEERING, 2007. Crystal Ball Academic Edition v7.0. Decisioneering, Inc.
- ESRI, 1992 – 1999. ArcView GIS 3.2. Environmental Systems Research Institute, Inc.
- FRYER M., Collins C., Ferrier H., Colvile R., Nieuwenhuijsen, M., 2006. Human exposure modeling for chemical risk assessment: a review of current approaches and research and policy implications. *Environmental Science & Policy* 9 (2006): 261 – 274.
- GCA Corp., 1985. Development of statistical distributions or ranges of standard factors used in exposure assessment. Washington D.C. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development. USA.
- GLOBAL WATER PARTNERSHIP (GWP), 2000. Manejo integrado de recursos hídricos. Integrated water resources management. TAC Technical background papers, No. 4. GWP Technical Advisoray Committee, Stockholm, Sweden. www.gwpforum.org/
- GLOBAL WATER PARTNERSHIP (GWP), 2006. Gestión Integrada de los Recursos Hídricos: Fortalecimiento de las Acciones Locales. Documento Temático. Eje Temático No. 2 Gestión Integrada de los Recursos Hídricos. IV Foro Mundial del Agua Ciudad de México. www.imacmexico.org/
- GOOVAERTS P., 1997. Geostatistics for natural resources evaluation. Applied Geostatistics Series. Oxford University Press, Inc., UK.
- HAMMOND J. S., Hoffman F. O., Bartell S. M., 1994. An Introductory Guide to Uncertainty Analysis in Environmental and Health Risk Assessment. Oak Ridge National Laboratory, U.S. Department of Energy. ES/ER/TM-35/R1
- IHLA, 2005. Sistema de soporte para la gestión eficiente de los recursos hídricos en la llanura bonaerense. Proyecto CIC-UNCPBA, Informe Final. Instituto de Hidrología de Llanuras, Azul, Argentina.
- INDEC. 2005. Censo de Población, Viviendas y Hogares 2001 por Radios Censales para la ciudad de Azul, Buenos Aires. Información en soporte digital. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de la República Argentina.
- ISAAKS E., Srivastava M., 1989. An introduction to applied geostatistics. Oxford University Press, Inc., UK.
- LEJARRAGA H, Orfila G., 1987. Estándares de peso y estatura para niños y niñas argentinos desde el nacimiento hasta la madurez. *Archivos Argentinos de Pediatría* 85:209-222.
- NRC, 1983. Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. National Research Council. National Academic Press, Washington DC.
- PELUSO F., 2005. Metodología de análisis areal de riesgo sanitario por contaminantes en el agua de bebida para la ciudad de Azul, Argentina. Tesis doctoral, p. 226. Universidad Nacional de Rosario, Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura.
- ROSEBERRY, A.M., Burmaster, D.E., 1992. Lognormal distributions for water intake by children and adults. *Risk Analysis* 12: 99-104.
- THOMPSON K., Graham J., 1996. Going Beyond the Single Number: Using Probabilistic Risk Assessment to Improve Risk Management. *Human and Ecological Risk Assessment* 2 (4): 1008 – 1034.

- USEPA, 1989. Risk assessment guidance for superfund. Volume 1: human health evaluation manual. EPA/540/1-89/002. Washington D.C., USA.
- USEPA, 1992a. Guidelines for exposure assessment. Environmental Protection Agency. Fed. Reg. 57:22888 – 22938. Washington D.C., USA.
- USEPA, 1992b. Supplemental Guidance to RAGS: Calculating the Concentration Term. Intermittent Bulletin. Volume 1 Number 1. Publication 9285.7-081. U.S. Environmental Protection Agency.
- USEPA, 1997. Exposure Factor Handbook. Environmental Protection Agency. USEPA/600/P-95/002. Washington D.C., USA.
- USEPA, 1999. Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment. Environmental Protection Agency. Disponible en <http://www.epa.gov>
- USEPA, 2000. Estimated per capita water ingestion in the United States. USEPA-822-R-00-006. Washington D.C., USA.
- USEPA, 2002a. Calculating Upper Confidence Limits for Exposure Point Concentrations at Hazardous Waste Sites. OSWER 9285.6-10. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response. Washington D.C., USA.
- USEPA, 2002b. Child-Specific Exposure Factors Handbook. EPA-600-P-00-002B. Office of Research and Development, Washington, D.C., USA.
- USEPA, 2004. ProUCL Version 3.0 User Guide. EPA/600/R-04/079. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development, Washington, D.C., USA.
- USEPA, 2008. IRIS (Integrated Risk Information System) database. Fluorine (soluble fluoride) (CASRN 7782-41-4). Disponible en <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0053.htm>
- WHO, 2001. Approaches to Integrated Risk Assessment. World Health Organization. WHO/IPCS/IRA/01/12. www.who.int/
- WHO, 2002. Fluorides. Environmental Health Criteria 227. World Health Organization, Ginebra. Disponible en <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc227.htm>.

Natalia Othax Instituto de Hidrología de Llanuras, Buenos Aires, Argentina.
nothax@faa.unicen.edu.ar

Fabio Peluso Instituto de Hidrología de Llanuras, Buenos Aires, Argentina.
fpeluso@faa.unicen.edu.ar

Eduardo Usunoff Instituto de Hidrología de Llanuras, Buenos Aires, Argentina.
eusunoff@faa.unicen.edu.ar