

EVALUACIÓN PRELIMINAR DEL RIESGO SANITARIO POR AGROQUÍMICOS EN AGUAS DEL ARROYO AZUL, PROVINCIA DE BUENOS AIRES

F. PELUSO, J. GONZÁLEZ CASTELAIN, C. VARELA Y E. USUNOFF

*Instituto de Hidrología de Llanuras (UNCPBA, CIC, MA), Azul, Provincia de Buenos Aires
fpeluso@faa.unicen.edu.ar*

Health risk analyses (HRA) indicate whether, and to which extent of severity, a given chemical substance may constitute a threat for health, e.g., the accidental ingestion of water during recreational use with direct contact. Objectives of this paper are to estimate the risk from an accidental ingestion of water carrying agrichemicals (á y ä HCH, Aldrine, ä - Chlordane, Glyphosate, and Imazethapyr) while bathing in the Azul River bathing resort by making use of HRA, and to discuss the potential use of such a tool for water resources management. It is based on the USEPA model, and, with the exception of the concentration of the substance in water, all other variables (ingestion rate, weight of individuals, frequency and duration of the exposition) are treated probabilistically and fit a recreational scenario with direct contact. The aggregated risk is estimated with an additive model of the particular risk of each substance. Results show that the risk, non carcinogenetic effects, may be disregarded because its value is always less than 1 (Aldrine is the principal contributor). Regarding the carcinogenetic effects, although the value is slightly greater than the limiting value of 10^{-5} , the conservative approach of this study makes it to be minimized (its principal contributor is ä -HCH). The Buenos Aires Province does not count with regulations referred to the quality of natural waters used for bathing. For that reason, the HRA stand out as an option for decision-makers given the absence of alternative management strategies.

Keywords: Health Risk Analysis, Pesticides, Recreational Waters.

Palabras Clave: Análisis de Riesgo Sanitario, Pesticidas, Aguas Recreativas.

INTRODUCCIÓN

Los análisis de riesgo sanitario (ARS) son herramientas de gestión que permiten definir las condiciones específicas bajo las cuales una sustancia química representa una amenaza no aceptable a la salud (Lyons, 2002). El riesgo depende, por un lado, de las rutas de exposición (por ejemplo que el contacto se produzca por la ingesta deliberada o accidental del agua o por el contacto dérmico con ella). Y por otro, también depende de los tiempos de la exposición, considerando la frecuencia y duración del contacto. Estos elementos, en conjunto, modelan los escenarios de exposición, a partir de los cuales se puede estimar un valor de «dosis» de contacto y, en base a ello, se pueden caracterizar los efectos adversos potenciales. Los ARS resultan una herramienta que facilita las tareas de identificación, evaluación, selección e implementación de acciones ten-

dientes a su reducción (CRARM, 1997).

La ciudad de Azul (provincia de Buenos Aires), de 60.000 habitantes, posee un balneario en aguas del Arroyo Azul (ver Figura 1). Este cuerpo de agua está sujeto a diversos usos con contacto directo e in-

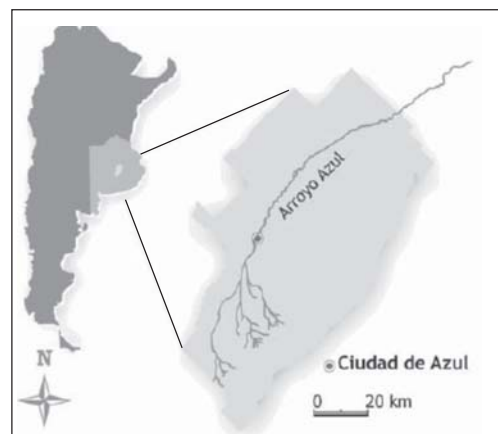


Figura 1. Ubicación del Arroyo Azul dentro del partido homónimo, en el centro de la Provincia de Buenos Aires

directo (baño, canotaje, bebida del ganado, pesca, etc.), y en él se han encontrado diferentes agroquímicos producto de su amplia utilización en la cuenca. Ante la falta de un cuerpo normativo lo suficientemente abarcativo que contemple los niveles máximos permisibles (NMP) para esas y otras sustancias que potencialmente pudieran encontrarse en aguas sujetas a uso recreativo con contacto directo, el presente trabajo propone evaluar a los ARS como posibles herramientas de gestión sustitutas a través del cálculo del riesgo para los bañista frente a esas sustancias, tanto por sus posibles efectos carcinogénicos como no carcinogénicos.

METODOLOGÍA

Modelo de análisis de riesgo

Para estimar el riesgo sanitario debido a la ingesta accidental ocurrida durante el baño se recurrió al modelo de USEPA (1989). Este establece que el riesgo es una función de la toxicidad de la sustancia peligrosa y la magnitud de la exposición a la misma, siendo ésta última una medida de la «calidad y cantidad» del contacto entre la sustancia y el organismo expuesto (USEPA, 1992). La exposición se expresa como una «Dosis Diaria Promedio» (ADD) que se calcula tal como puede apreciarse en la Ecuación 1, la que estima una exposición crónica o subcrónica a una sustancia peligrosa mediante la ingesta de agua.

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

Siendo

ADD = Dosis Diaria Promedio

C = Concentración de la sustancia peligrosa en el agua (en mg l⁻¹)

Ir = Tasa de ingesta diaria del agua (en l día⁻¹)

EF = Frecuencia de la exposición (días año⁻¹)

ED = Duración de la exposición (años)

Bw = Peso corporal de la persona expuesta (en kg)

AT = Factores de corrección por tiempo promedio (ED * 365 días para sustancias no carcinogénicas; Duración estadística de la vida humana (70) * 365 días para sustancias carci-

nogénicas)

El cálculo del riesgo para las sustancias de efectos tóxicos no carcinogénicos se realiza confrontando el valor de ADD con una dosis umbral por debajo de la cual no existen efectos toxicológicos sobre el individuo expuesto. Generalmente se usa como dosis umbral a la Dosis de Referencia (RfD) (USEPA, 1989). El nivel de riesgo para este tipo de sustancias se cuantifica estimando si, y en cuanto, la dosis diaria promedio excede la dosis de referencia para la misma. Esta relación se denomina cociente de riesgo R (USEPA, 1989) y se aprecia en la Ecuación 2. Si el valor de R excede la unidad, ya puede decirse que existe un nivel de riesgo atendible.

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

Para el caso de cálculo del riesgo para las sustancias de efectos tóxicos carcinogénicos, la exposición se estima también en base al ADD, aunque la duración de la exposición considerada en el factor de corrección AT es de 70 años. El cálculo del riesgo se efectúa a partir del producto de ADD por un valor referencial toxicológico, denominado Factor de Pendiente SF, (USEPA, 1986), tal como se puede ver en la Ecuación 3. Esta metodología, en realidad, calcula el exceso de riesgo individual por cáncer asumiendo una relación lineal entre las concentraciones de exposición y los efectos carcinogénicos, método por defecto utilizados por USEPA (1986; 1996).

$$R = ADD * SF \quad (3)$$

En Argentina, el valor aceptado como riesgo individual máximo por exposición a sustancias carcinogénicas en agua de bebida es de 10E⁻⁵, el equivalente a un nuevo caso de cáncer asimilable a esa causa por cada 10000 habitantes. Este límite está establecido en las normas locales de calidad de agua para consumo humano (Goransky y Natale, 1996; SRHN, 2007).

Concentración de las sustancias peligrosas en el agua

Un estudio preliminar sobre la presencia de agroquímicos en aguas del Arroyo Azul (Partido de Azul, centro de la provin-

Sustancia	CAS	Conc. (en mg l ⁻¹)	Técnica Analítica	Límite de detección(en ng l ⁻¹)
á - HCH	319-84-6	0,01190	EPA SW 846 M 8081 A - CG -ECD	0,60
Aldrin	309-00-2	0,00100	EPA SW 846 M 8081 A - CG -ECD	0,20
ã - HCH	319-86-8	0,00069	EPA SW 846 M 8081 A - CG -ECD	0,04
ã - Clordano	5103-74-2	0,00890	EPA SW 846 M 8081 A - CG -ECD	0,40
Glifosato	1071-83-6	0,30000	EPA M 547	1E05
Imazetapir	81335-77-5	0,01400	EPA 3510	100,00

Tabla 1. Sustancias relevadas en el balneario del Arroyo Azul, con su código identificador (CAS), su concentración (Conc.), y la técnica empleada para su determinación con su límite de detección.

cia de Buenos Aires, ver Figura 1) reveló la existencia de insecticidas (á y ã - Hexaclorociclohexano ó HCH, Aldrin, ã - Clordano) y herbicidas (Glifosato e Imazetapir) en concentraciones variables en la zona del balneario municipal. En la Tabla 1 se presentan las sustancias con su código de identificación (CAS) y su concentración en mg l⁻¹, lo cual equivale al parámetro C de la Ecuación 1. Las técnicas analíticas empleadas para su determinación así como su límite de detección también se presentan en la misma tabla.

Tasa de Ingesta, Frecuencia y Duración de la Exposición Recreativa

Estudios recientes sobre el uso recreativo en el Arroyo Azul (Peluso *et al.*, 2006), arrojaron que, en el marco de un ARS, tanto la Tasa de Ingesta (*Ir*) como la Frecuencia de Exposición (*EF*) pueden estimarse en base a la cantidad de horas diarias de uso recreativo potencial durante el verano (DDURPestival), tal como muestran las Ecuaciones 3 y 4:

$$Ir = DDURPestival * 0.05 \quad (3)$$

siendo *Ir* la Tasa de Ingesta diaria medida en l día⁻¹, *DDURPestival* la Duración Diaria del Uso Recreativo Potencial para el período estival (medido en horas) y 0.05 el valor brindado por USEPA (1989, 1995) como volumen de ingesta de agua por hora de natación, para niños (en l hora⁻¹).

$$EF = DDURPestival * diasv/24 \quad (4)$$

donde *EF* es la Frecuencia de la Exposición Anual en días, *DDURPestival* es la Duración Diaria del Uso Recreativo Potencial para el período estival (en horas), y *diasv* es la cantidad de días del período estival

(111), y 24, el número de horas diarias.

La duración diaria de la actividad recreativa *DDURPestival* es una distribución de frecuencias de tipo Beta definida por los siguientes estadísticos: Media aritmética = 4.28; Desvío Estándar = 2.39; Mínimo = 0.14; Máximo = 9.72 (en h día⁻¹) (Peluso *et al.*, 2006). En base a ello, las distribuciones probabilísticas resultantes tanto de *Ir* como de *EF*, estuvieron definidas por los siguientes parámetros:

Ir: Media = 0.21; Desvío Estándar = 0.12; Mínimo = 0.01; Máximo = 0.49 (en l día⁻¹).
EF: Media = 19.66; Desvío Estándar = 11.18; Mínimo = 0.67; Máximo = 45.1 (en días año⁻¹).

La duración de la exposición (*ED* de la Ecuación 1) adopta el valor determinístico de 1 año en el ARS por efectos no carcinogénicos, ya que se trata de un estudio subcrónico anual, y de 20 años, para los efectos carcinogénicos, siendo un estudio crónico.

Peso Corporal

Los valores del peso corporal (el *Bw* de la Ecuación 1) se derivaron de Lejarraga y Orfila (1987). La distribución probabilística adoptada fue la de tipo normal, en concordancia con dicho estudio; ésta se definió en base a datos correspondientes a un niño de 5 años, con Media = 19.5; Desvío Estándar = 2.5; Mínimo = 13.5; Máximo = 25.5 (en kg).

Cálculo del nivel de riesgo y uso del valor de referencia toxicológico

El riesgo se calculó individualmente para cada sustancia con Crystal Ball 7.1 (Decisioneering, 2005) de manera probabilística aplicando Monte Carlo para 5000 iteraciones (USEPA, 1999a) en base a los

Sustancia	<i>RfD</i> (mg kg ⁻¹ día ⁻¹)	<i>SF</i> (mg kg ⁻¹ día ⁻¹)	Clas. Car.
á - HCH	0,0003	6,3	B2. Posible carcinógeno (USEPA, 2007a)
Aldrin	0,00003	17	B2. Posible carcinógeno (USEPA, 2007b)
ã - HCH	0,0003	1,3	B2. Posible carcinógeno (USEPA, 2007c)
ã - Clordano	0,0005	0,35	B2. Posible carcinógeno (USEPA, 2007d)
Glifosato	0,1	—	—
Imazetapir	0,25	—	—

Tabla 2. Referenciales toxicológicos para los efectos no carcinogénicos (*RfD*) y carcinogénicos (*SF*) de las sustancias presentes en el agua del balneario. Para estas últimas se menciona su estatus clasificatorio en base a su carcinogenicidad (Clas. Car.).

tipos de distribución de probabilidades de cada variable en el cálculo de *ADD*. En la Tabla 2 se presentan los referenciales toxicológicos tanto para los efectos no carcinogénicos (*RfDs*) como para los carcinogénicos (*SFs*) por ingesta oral de las sustancias halladas en las aguas del balneario. De la distribución probabilística de valores de riesgo obtenida para cada sustancia se extrajo como estadísticos representativos los valores mínimo y máximo, la media aritmética, el desvío estándar y el 95 percentilo, decisión concordante con lo sugerido por USEPA (1999a).

El cálculo del riesgo conjunto se efectuó sumando, iteración por iteración, los riesgos correspondientes a cada sustancia, tal como corresponde una mecánica aditiva para un ARS de tipo acumulativo (USEPA, 2003a). Posteriormente se cons-

truyó la distribución de la cual se extrajeron los mismos estadísticos que para las distribuciones de riesgo de las sustancias individuales.

RESULTADOS

Los resultados probabilísticos obtenidos del ARS por efectos carcinogénicos y carcinogénicos debida a la ingesta accidental de cada agroquímico durante la actividad recreativa, se pueden apreciar en Tabla 3 y 4, respectivamente. En las mismas tablas también se consigna, para cada tipo de efecto, el riesgo conjunto.

Los resultados indican que el riesgo no carcinogénico por la ingesta accidental de agua debido a actividades recreativas con contacto directo en el balneario del

Sustancia	Med.	Desv.	Min.	Max.	P95
á - HCH	2,46E-02	2,08E-02	1,08E-04	1,26E-01	6,62E-02
Aldrin	2,05E-02	1,77E-02	1,05E-04	1,4E-01	7,51E-02
ã - HCH	1,41E-03	1,20E-03	8,01E-06	7,91E-03	3,82E-03
ã - Clordano	1,09E-02	9,55E-03	1,59E-05	5,61E-02	3,07E-02
Glifosato	1,84E-03	1,58E-03	4,26E-06	1,00E-02	5,10E-03
Imazetapir	3,48E-05	3,02E-05	5,89E-08	1,81E-04	9,74E-05
Conjunto	5,83E-02	2,90E-02	4,04E-03	1,96E-01	1,14E-01

Tabla 3. Media aritmética (Med.), desvío estándar (Desv.), valores mínimo (Min.) y máximo (Max.), y Percentilo 95 (P95) de la distribución de valores del riesgo sanitario no carcinogénico por sustancia y conjunto.

Sustancia	Med.	Desv.	Min.	Max.	P95	R. Pob.
á - HCH	1,31E-05	1,12E-05	1,10E-07	7,13E-05	3,54E-05	2,12
Aldrin	2,96E-06	2,53E-06	1,04E-08	1,53E-05	8,05E-06	4,83E-01
ã - HCH	1,61E-07	1,39E-07	5,79E-10	8,27E-07	4,42E-07	2,65E-02
ã - Clordano	5,43E-07	4,71E-07	2,34E-09	3,08E-06	1,50E-06	9,00E-02
Conjunto	1,67E-05	1,15E-05	6,15E-07	7,48E-05	3,95E-05	2,37

Tabla 4. Media aritmética (Med.), desvío estándar (Desv.), valores mínimo (Min.) y máximo (Max.) y Percentilo 95 (P95) de la distribución de valores del riesgo sanitario carcinogénico por sustancia y conjunto con indicación del Riesgo Poblacional (R.Pob.).

Arroyo Azul no es atendible (el Percentilo 95 del riesgo conjunto es menor a la unidad), siendo su principal contribuyente el Aldrín. Por otro lado, el riesgo carcinogénico es muy bajo, menor a 4 casos cada 100.000 personas, siendo el A-HCH el principal promotor.

DISCUSIÓN

Los resultados indican que la ingesta accidental de agua debido a actividades recreativas con contacto directo en el balneario del Arroyo Azul presentaría un riesgo sanitario no atendible para efectos no carcinogénicos y atendible para los carcinogénicos, si se considera el valor establecido para el agua de bebida de un nuevo caso de cáncer por cada 100000 habitantes (Goransky y Natale, 1996; SRHN, 2007). La tasa de ingesta recreativa promedio utilizada en este trabajo es de un 10 % del valor de 2 l, referente del consumo de agua residencial para un humano adulto tanto en Argentina (SRHN, 2007) como en otros países (USEPA, 1997). Si se considera que el uso recreativo no es plenamente asimilable al uso consuntivo residencial, se ve claramente que el valor de un nuevo caso de cáncer por cada 100000 habitantes para el contacto recreativo es una posición conservadora extrema.

Por otro lado, como se dijo previamente, asumir que toda la población está potencialmente expuesta también es una decisión extremadamente conservadora: implica considerar que toda la población será sometida a las condiciones planteadas en el estudio: ser usuaria del balneario, de edad infantil (19.5 kg de peso) y tener contacto directo con el agua un promedio de 20 días al año durante 4 horas ingiriendo por ello 50 ml por hora de la misma. Relevamientos de población usuaria efectivamente realizando actividades recreativas con contacto directo en el balneario del Arroyo Azul durante la temporada estival arrojaron que alrededor de 1000 personas hora⁻¹ se congregaban en esas aguas durante las horas pico (entre las 15.30 y 17.30 hs) de los días más calurosos. Si se agrega un factor de incertidumbre de 10, se lleva a 10 mil la población potencialmente expuesta. Asumiendo este valor de población expuesta, que sigue siendo todavía muy conservador, el

riesgo poblacional frente a las sustancias carcinogénicas en aguas del balneario no llega a la unidad.

La calidad del agua de los ambientes acuáticos superficiales de los que se hace uso recreativo con contacto directo (natación, por ejemplo) puede ser evaluada directa o indirectamente. La manera directa es utilizando para ese cometido tablas de niveles máximos permisibles para ese uso; por ejemplo, los *Niveles Guía Nacionales para Calidad de Agua Ambiente para Recreación Humana*, de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SRHN, 2007) o los *Niveles Guía de Calidad de Agua en Función de Diferentes Usos del Recurso para la Cuenca del Plata*, Uso II, Agua para Actividades Recreativas con Contacto Directo (SRHN, 1987). En el primer caso, sólo los parámetros microbiológicos están desarrollados, y en el segundo, sólo algunos físico químicos. Por ello, la gestión suele recurrir a la comparación de las concentraciones relevadas en los cursos de agua de los que se hace uso recreativo con niveles guía para el agua de consumo humano, pudiendo utilizarse los niveles guía antes mencionados, o los establecidos en la Ley 11820 de la Provincia de Buenos Aires (Senado y Cámara de Diputados de la Provincia de Buenos Aires, 1996), o en el Código Alimentario Argentino (A.D.L.A., 1969; A.D.L.A., 1971). Este proceder, sin embargo, no es apropiado ya que desconoce el rol de ciertos parámetros en la determinación de los NMP para distintos usos (por ejemplo, en la tasa de ingesta).

Si bien se entiende que el agua de los arroyos no es mayormente utilizada para bebida humana, es una práctica común el usar este tipo de estándares debido a que existe una relación entre el agua de bebida y la recreativa en el sentido que ambas pueden ocasionar un riesgo para quien las consume si en ella se encuentran presentes sustancias tóxicas, sea éste un consumo deliberado (agua de bebida) o accidental (durante la natación, por ejemplo). La ingesta de agua durante la natación puede asumirse equivalente a un 10 % del consumo de agua de bebida (WHO, 2003); si se considera que un adulto bebe 2 litros de agua por día, estaría asumiéndose una ingesta de 200 ml día⁻¹ por natación. Sin embargo, USEPA considera como valor típico para la tasa de ingesta por

actividades recreativas 50 ml día⁻¹ (USEPA, 1989; USEPA, 1995). Esta disparidad genera una inconsistencia importante a la hora de intentar extrapolar los niveles guía entre usos diferentes.

Si bien se reconoce que un nivel guía es una herramienta fácil de utilizar y los ARS pueden resultar complicados de estimar (sobre todo los probabilísticos), estos últimos poseen una serie de ventajas respecto de los primeros, algunas de las cuales se intentaron reflejar en el presente trabajo:

- La lista de sustancias sobre las que se tienen valores de referencia toxicológico es muy grande (por ejemplo, el sistema IRIS de USEPA cuenta con 550 sustancias), y se halla en continuo desarrollo. Estos, que se encuentran accesibles por Internet, permiten que este tipo de método pueda ser aplicado a un espectro muy amplio de sustancias calificando la calidad del agua de modo más exhaustivo que recurriendo a las tablas de NMP.

- Las metodologías de análisis de riesgo probabilísticas permiten manejar la incertidumbre y la variabilidad de cada parámetro integrante del modelo, circunstancia que favorece un estudio de mayor detalle de la potencialidad de los efectos a nivel poblacional y, consecuentemente, en la gestión basada en el mismo (Dawoud y Purucker, 1996; Thompson y Graham, 1996).

- Los ARS pueden integrarse a los GIS (Peluso, 2005; Peluso y Usunoff, 2005a; Peluso y Usunoff, 2005b). Este entorno, dada su capacidad de integrar capas informativas, posibilita relacionar la calidad sanitaria a la distribución espacial de las personas expuestas, vincular unidades espaciales o ítems de interés (barrios, escuelas, hospitales) con áreas de peligro potencial, etc.

- Otro aspecto que no considera el uso de un criterio NMP es la posibilidad de las interacciones toxicológicas de sustancias en el agua de bebida. El criterio NMP evalúa la calidad sustancia por sustancia. En los casos en que la interacción entre ellas genere un efecto tóxico aditivo, o, incluso mayor que el que se estima a partir de los efectos de las sustancias individuales, la calidad del agua que, sustancia por sustancia, es aceptable puede dejar de serlo cuando se analiza el riesgo sanitario en

su conjunto. Este tipo de ARS se denomina de tipo «acumulativo» (USEPA, 2003a).

- A diferencia de los Niveles Máximos Permisibles, estas metodologías hacen un estudio más exhaustivo y realista de todo el proceso de exposición, pudiendo diferenciar entre rutas (digestiva, respiratoria, dérmica) y escenarios (recreativo, residencial, laboral), dando lugar a los ARS «agregados» (USEPA, 2003a).

- Además, los estudios de riesgo sanitarios pueden considerarse técnicas metodológicas de la Ley General del Ambiente o Ley 25675 (Honorable Congreso de la Nación Argentina, 2002), tanto en el principio preventivo como el principio precautorio (Othax y Peluso, 2006).

Por otro lado, un paso hacia la simplificación de los ARS que aumentaría la aplicabilidad de estas herramientas, es usar el modelo digital SWIMODEL 3.0 (Swimming Screening Tool; USEPA, 2003b). Aunque este modelo es determinístico, posee la ventaja de que es de dominio público y gratuito, y permite estimar la exposición calculando la dosis diaria promedio (ADD), que luego puede ser aplicada en el marco de un ARS de tipo agregado. Con relación a los ARS probabilísticos, no es imprescindible recurrir a software de simulación de alto costo en el mercado ya que también puede realizarse con Excel (Peluso y Usunoff, 2005a; Peluso y Usunoff, 2005b; Peluso *et. al.*, 2006).

La Provincia de Buenos Aires no cuenta con una tabla de niveles guía que regule la balneabilidad de los cuerpos de agua naturales. El presente trabajo muestra que, ante la falta de otra herramienta para el control de la balneabilidad de las aguas, los ARS podrían actuar como una posible estrategia de gestión sustituta. En ese sentido, en Argentina, los ARS podrían convertirse en herramientas de gestión amparadas por las leyes de presupuestos mínimos ambientales, tal como la Ley General del Ambiente (Othax y Peluso, 2006).

CONCLUSIONES

El análisis de riesgo por ingesta recreativa de agua en el balneario del Arroyo Azul, en la cual se ha determinado la presencia de pesticidas, da como resultado

un nivel de peligrosidad irrelevante ya que el Percentilo 95 del riesgo conjunto por efecto no carcinogénico es mucho menor a la unidad y el del debido a los efectos carcinogénicos es levemente superior a un nuevo caso de cáncer por cada 100000 usuarios, que es el valor guía. Sin embargo, las condiciones conservadoras asumidas en el estudio hacen que el resultado, en realidad, sea minimizado. El agente individual de mayor peligrosidad para la generación de efectos no carcinogénicos es el Aldrin, mientras que para los carcinogénicos es el á-HCH.

La falta de un cuerpo normativo lo suficientemente abarcativo que contemple los niveles máximos permisibles de las sustancias que potencialmente pueden encontrarse en aguas sujetas a uso recreativo con contacto directo, hace de los ARS posibles herramientas de gestión sustitutas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se financió con fondos provenientes de la Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires y de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PID 452).

BIBLIOGRAFÍA

- A.D.L.A. 1969. Anales de la Legislación Argentina. Ley Nacional N° 18.284 A.D.L.A. XXIX-B 1456 del 18/VII/69. En <http://www.anmat.gov.ar/codigoa/caa1.htm>.
- A.D.L.A. 1971. Anales de la Legislación Argentina. Decreto 2126/71 de la Ley 18284/69, sobre el Código Alimentario Nacional. A.D.L.A. XXXI-C, 3086 del 30/VI/71. Con sus modificaciones y actualizaciones en <http://www.anmat.gov.ar/codigoa/caa1.htm>
- 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. Volume 2.
- Dawoud A. y S. Purucker. 1996. Quantitative uncertainty analysis of superfund residential risk pathway models for soil and groundwater: white paper. Environmental Restoration Risk Assessment Program, Lockheed Martin Energy Systems, Inc. Oak Ridge, Tennessee 37831.
- Decisioneering. 2005. Crystal Ball 7.1 software.
- Goransky, R. y O. Natale. 1996. Bases metodológicas para el establecimiento de normas locales de calidad de agua para consumo humano. Informe Final. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación - Instituto Nacional de Ciencia y Técnica Hídricas.
- Honorable Congreso de la Nación Argentina. 2002. Ley 25675 o Ley General del Ambiente - Bien jurídicamente protegido. Boletín Oficial del 28/11/2002.
- Lejarraga H, y G. Orfila. 1987. Estándares de peso y estatura para niños y niñas argentinos desde el nacimiento hasta la madurez. Archivos Argentinos de Pediatría, 85: 209-222.
- Lyons K. 2002. Definition of contaminant in risk-based corrective Action. En <http://www.epa.gov/swrust1/rbdm/definitn.htm>
- Othax N. y F. Peluso. 2006. Los estudios de riesgo sanitario y su rol en la gestión de los recursos hídricos. Actas del I Congreso Internacional Sobre Gestión y Tratamiento Integral Del Agua. Actas en formato digital, 5 pp.
- 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. Universidad Nacional de Rosario Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura. 226 pp.
- Peluso, F. y E. Usunoff. 2005a. Base metodológica para desarrollar estudios probabilísticos de riesgo sanitario en aguas subterráneas en soporte SIG. Cuadernos del CURIHAM 11: 75-82.
- Peluso F. y E. Usunoff. 2005b. Una aplicación para realizar estudios probabilísticos y espacializados de riesgo sanitario en aguas subterráneas. Actas del IV Congreso Hidrogeológico Argentino, Tomo I: 47-56.
- Peluso F., J. Gonzalez Castelain, G. Cazenave y E. Usunoff. 2006. Estimación de la tasa de ingesta y de la frecuencia de exposición en aguas recreativas naturales para su uso en análisis probabilístico de riesgo sanitario. Cuadernos del CURIHAM 12: 1-7.
- Peluso F., J. González Castelain, E. Usunoff y L. Rodríguez. 2006. Estimación probabilística del riesgo sanitario con Excel: ejemplo de aplicación a un escenario recreativo. En prensa Cuadernos del CURIHAM.
- Senado y Cámara de Diputados de la Provincia de Buenos Aires. 1996. Ley 11820: Marco Regulatorio para la Prestación de los Servicios Públicos de Provisión de Agua Potable y Desagües Cloacales en la Provincia de Buenos Aires, y las Condiciones Particulares de Regulación para la Concesión de los Servicios Sanitarios de Jurisdicción Provincial. En <http://www.gob.gba.gov.ar/legislacion/legislacion/1-11820.html>
- SRHN. 1987. Niveles Guía de Calidad de Agua en Función de Diferentes Usos del Recurso Para la Cuenca del Plata. Contraparte Técnica Argentina, Secretaría de Recursos Hídricos de la República Argentina. Documento 021, 1987.
- SRHN. 2007. Niveles Guía Nacionales para Calidad de Agua Ambiente. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación En <http://www.hidricosargentina.gov.ar/NivelCalidad>.

- html.
- Thompson K. y L. Graham.** 1996. Going beyond the single number: using probabilistic risk assessment to improve risk management. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2 (4): 1008-1034.
- USEPA.** 1986. Guidelines for carcinogen risk assessment. U.S. Environmental Protection Agency. Federal Register 51(185): 33992-34003.
- USEPA.** 1989. Risk assessment guidance for superfund. Volume 1: Human Health Evaluation Manual. EPA/540/1-89/002. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 1992. Guidelines for exposure assessment. Environmental Protection Agency. Fed. Reg. 57: 22888-22938. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 1994. Risk Assessment: technical guidance manual. Use of Monte Carlo simulation in risk assessments. EPA 903-F-94-001. U.S. Environmental Protection Agency, Hazardous Waste Management Division, Office of Superfund Programs. Philadelphia.
- USEPA.** 1995. Supplemental guidance to RAGS: Region 4 Bulletins, Human Health Risk Assessment (Interim Guidance). Waste Management Division, Office of Health Assessment. En <http://www.epa.gov/Region4/Waste/ots/healthbul.htm#hhexp>
- USEPA.** 1996. Proposed guidelines for carcinogen risk assessment. U.S. Environmental Protection Agency. Federal Register 61(79): 17960-18011. 143 p.
- USEPA.** 1997. Exposure factor handbook. Environmental Protection Agency. USEPA/600/P-95/002. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 1999a. Process for conducting probabilistic risk assessment. U.S. Environmental Protection Agency, Draft. En <http://www.epa.gov/superfund/programs/risk>
- USEPA.** 1999b. Guidance for conducting health risk Assessment of chemicals mixtures. Environmental Protection Agency. NCEA-C-0148. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 2002. Child-specific exposure factors handbook. EPA-600-P-00-002B. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 2003a. Framework for cumulative risk assessment. EPA/630/P-02/001F. Washington D.C., USA.
- USEPA.** 2003b. SWIMODEL 3.0 software (Swimmer exposure assessment model). <http://www.epa.gov/oppad001/swimodel.htm>
- USEPA.** 2007a. Alpha-Hexachlorocyclohexane (alpha-HCH) (CASRN 319-84-6). Sustancia 0162 en IRIS (Integrated Risk Information System) Database. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0162.htm>
- USEPA.** 2007b. Aldrin (309-00-2). Sustancia 0130 en IRIS (Integrated Risk Information System) Database. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0130.htm>
- USEPA.** 2007c. Delta-Hexachlorocyclohexane (delta-HCH) (CASRN 319-86-8). Sustancia 0163 en IRIS (Integrated Risk Information System) Database. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0163.htm>
- USEPA.** 2007d. Chlordane (Technical); CASRN 12789-03-6. Sustancia 0142 en IRIS (Integrated Risk Information System) Database. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0142.htm>
- WHO.** 2003. Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1: Coastal and fresh waters. World Health Organization's. 253 pp.