

PRESENCIA DE PESTICIDAS EN LAS AGUAS SUPERFICIALES DE LOS OASIS NORTE Y CENTRO DE MENDOZA

José Morábito¹⁻², Adriana Mariani¹, Rocío Hernández¹⁻², Violeta Becerra³, Rosanna Navarro³ Eugenia Turaglio³

¹ Instituto Nacional del Agua – Centro Regional Andino: Belgrano 210 Oeste – 3^{er} Piso- (5500) – Mendoza. Tel/FAX: +54 261 4286993.

² Universidad Nacional de Cuyo – Facultad de Ciencias Agrarias: Alte. Brown 500 – Chacras de Coria– Luján de Cuyo – Mendoza)

³ Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) – EEA Mendoza. San Martín 3853 (5507), Luján de Cuyo. Mendoza

**Trabajo financiado por SECTyP-UNCuyo y por COVIAR.*



INDICE

RESUMEN.....	1
INTRODUCCIÓN.....	2
OBJETIVOS	7
MATERIALES Y METODOS	8
ÁREA DE ESTUDIO	8
MEDICIÓN DE PESTICIDAS	9
ANÁLISIS ESTADÍSTICO	10
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	10
CONCLUSIONES	16
BIBLIOGRAFÍA	17

RESUMEN

El desarrollo sustentable de los oasis mendocinos debe garantizar la disponibilidad de agua en cantidad y calidad. El crecimiento de las ciudades e industrias y la agricultura, afectan la aptitud del agua de riego. El objetivo del trabajo es evaluar la presencia de pesticidas en las aguas superficiales de riego en la cuenca de los ríos Tunuyán y Mendoza, así como en sus canales y drenes. Se seleccionaron 8 sitios estratégicamente localizados en el área de estudio, se extrajeron muestras de agua en 5 fechas (3 del año 2017 y 2 del 2018) y se efectuaron los análisis pertinentes para determinar la presencia de: organofosforados, organoclorados, piretroides, carbamatos, ditiocarbamatos y otros pesticidas indicados en el trabajo. Las metodologías aplicadas fueron las siguiente: a) método de extracción para organofosforados, organoclorados y piretroides y b) método de determinación de ditiocarbamatos basado en la cuantificación del sulfuro de carbono generado por los fungicidas, cuando son digeridos con ácido sulfúrico diluido. Incluye el análisis de: mancozeb, ferbam, propineb, tiram, ziram, zineb; el método de extracción para carbamatos. A pesar de que en la zona es una práctica común el uso de agroquímicos, de acuerdo con los resultados obtenidos en las cinco fechas muestreadas, las aguas superficiales no poseen concentraciones de pesticidas por encima de los límites de detección del instrumental de medición. No obstante, es importante recalcar que en ambas cuencas se encontraron trazas de agroquímicos muy por debajo de los límites de detección. Se sugiere la evaluación periódica de potenciales contaminantes (plaguicidas) en el agua, para asegurar la sostenibilidad ambiental en el área de estudio.

Palabras clave: calidad del agua, contaminación, agroquímicos, biodiversidad, producción agrícola.

INTRODUCCIÓN

La valoración de la calidad del agua depende del uso que se hace de ella. Existen normas que regulan las concentraciones adecuadas que debería tener cada elemento o indicador de calidad, según los distintos usos pretendidos. El crecimiento urbano en los oasis de Mendoza avanza sobre el área agrícola, rodeando una gran parte de la red de canales y desagües. La actividad antropogénica generada en el área utiliza el recurso y vuelca parte de sus excedentes, disminuyendo su disponibilidad y calidad, afectando también la productividad de los cultivos y la biodiversidad. Resulta imperioso entonces planificar una estrategia de monitoreo continuo de la calidad del agua de los ríos Mendoza y Tunuyán, sobre la base de la identificación de puntos críticos de contaminación.

La presencia de pesticidas en el agua está vinculada a las actividades que se realizan en el oasis. Así, la agricultura usa productos de distinta formulación o componentes químicos para el control de plagas, enfermedades y también para el control de malezas en los campos. Aunque el manejo integrado de plagas se aplica en forma creciente en la región, todavía se utiliza una amplia gama de plaguicidas con el fin de controlar las principales plagas agrícolas. Los productos más comunes usados en los cultivos de los Oasis Norte y Centro de Mendoza (vid, olivos, frutales de carozo, frutales de pepita y hortalizas) son: azufre micronizado, hidróxido de cobre, caldo Bordelés, mancozeb, metoxi-fenocide, triazoles, estrobilurinas y Chlorantraniliprole, entre otros. Las épocas de aplicación son variables de acuerdo con el cultivo y las particularidades del año. Generalmente las fechas de aplicación son desde octubre a marzo. Por otro lado, en las zonas urbanas e industriales el uso de pesticidas contra insectos y roedores domésticos es también habitual.

Los principios activos de estos productos, organoclorados, organofosforados, piretroides, carbamatos, ditiocarbamatos, entre otros, en contacto con el agua, mezclados o diluidos en ella, pueden ser arrastrados por el escurrimiento superficial o percolación profunda hasta llegar a los canales y drenes, contaminando los acuíferos y afectando la vida toda del oasis.

Por otro lado, la legislación vigente en Mendoza establece –para distintos parámetros– valores máximos permitidos y tolerados para el vertido de efluentes a sus cuerpos de agua, a fin de preservar la calidad de las mismas (DGI, 1996).

El potencial contaminante de un plaguicida depende tanto de sus propiedades toxicológicas como de las concentraciones ambientales. Según Silvestre (1995) últimamente comenzó a evaluarse la exposición a pesticidas lejos de la fuente de aplicación. Esto ocurre por el traslado de las sustancias aplicadas en un determinado sitio hacia otro, debido a factores del medio ambiente, como vientos, lluvias, temperatura, humedad, etc. La intensidad de este fenómeno depende en gran medida de las propiedades físico-químicas del plaguicida. Entre los factores más importantes pueden mencionarse el tiempo y el grado de descomposición del mismo hacia formas no tóxicas. A menor posibilidad de degradación, mayor será la persistencia. Si se ordenan los diversos tipos de plaguicidas según un orden decreciente de persistencia se obtiene: metales pesados, plaguicidas organoclorados, ciertos herbicidas,

plaguicidas organofosforados, plaguicidas carbámicos y otros herbicidas. Muchos plaguicidas organoclorados y metales pesados son muy persistentes y sufren traslocación y biomagnificación, que es el proceso mediante el cual una sustancia persistente se va concentrando a través de la cadena alimentaria (Silvestre, 1995).

Según Ramírez y Lacasaña (2001) conforme a su toxicidad aguda, los plaguicidas pueden ser extremadamente, altamente, moderadamente y ligeramente peligrosos. Según su vida media, pueden ser permanentes, persistentes, moderadamente persistentes y no persistentes.

Dada su estructura química, se clasifican en diversas familias, como los organoclorados, los organofosforados, los carbamatos y los piretroides. La agricultura, la salud pública, la industria, el tratamiento de áreas verdes y de grandes reservas y depósitos de agua son las principales actividades en las que se utilizan plaguicidas. Los alimentos de origen animal y vegetal, el aire, el agua, el suelo, la flora y la fauna son fuentes comunes de exposición. La exposición aguda se presenta, básicamente, en el ámbito laboral, mientras que la de tipo crónico afecta comúnmente a la población en general. Se absorben por vía dérmica, respiratoria y digestiva. La primera es relevante en el ámbito laboral, las restantes en la población en general. Se distribuyen por vía sanguínea y las vías de eliminación son la orina, las heces fecales y el aire exhalado, entre otras. Las técnicas utilizadas en la medición de la exposición son la historia de exposición, la evaluación de expertos, el monitoreo ambiental y el biológico.

Según Montico (2004) los plaguicidas deben ser suficientemente móviles como para alcanzar su objetivo y suficientemente persistentes como para eliminar al organismo específicamente atacado. Estas dos cualidades no son deseables desde un punto de vista ambiental. La mayoría de los plaguicidas químicos son sustancias de bajo peso molecular y poco solubles en agua (como los organoclorados). La solubilidad (especialmente de fosforados y carbamatos) es la propiedad que más condiciona su transporte, pero existen otros factores (oxigenación del agua, insolación, procesos de adsorción y fijación en el suelo, etc.) que determinan la movilidad y persistencia de los plaguicidas y que influyen sobre los mecanismos de absorción y degradación. Los minerales arcillosos y la materia orgánica del suelo, junto con la actividad biológica, pueden retenerlos parcialmente y amortiguar la contaminación de las aguas subterráneas.

La capacidad asimilativa del suelo está determinada por los procesos bióticos y abióticos que conducen a la transformación del plaguicida en metabolitos no tóxicos. Sin embargo, el herbicida "atrazina", perteneciente al grupo químico de las triazinas, utilizado ampliamente por su acción como pre y postemergente para el control de malezas (especialmente en el cultivo de maíz), posee metabolitos de degradación más tóxicos que el producto de origen (Bowmer, 1991; Mills y Thruman, 1994).

El glifosato, principio activo del herbicida de mayor uso en la región pampeana, también es un agroquímico con evidencias de que su formulación (principalmente por su surfactante) produce impactos negativos en el ambiente (WHO, 1994; Hung *et al*, 1997; NCAP, 1998). Si bien no existen evidencias concluyentes en la región pampeana de contaminación de acuíferos por plaguicidas, algunos trabajos (Andriulo *et al.*,

2002a, 2002b; Lenardon *et al.*, 2002) indican que la temática debe abordarse de manera activa y amplia, debido a que genera un marco de incertidumbre, fundamentalmente ante el desconocimiento del riesgo potencial que implica.

Silva *et al.* (2011) presentan un enfoque químico y biológico (toxicidad en algas y crustáceos) integrado para la evaluación de la calidad del agua en viñedos de la región de Alentejo (sur de Portugal). Los pesticidas simazina, terbuthylazine, terbutryn, desethylatrazine y chlorpyrifos fueron detectados con mayor frecuencia en el agua de pozos y canales de drenaje. También se encontraron mezclas de hasta tres compuestos. Los estándares de calidad para pesticidas individual ($0.1 \mu\text{g L}^{-1}$) y total ($0.5 \mu\text{g L}^{-1}$) fueron excedidos en algunas muestras. Sin embargo, sus concentraciones máximas fueron inferiores a las directrices de la OMS, los valores de asesoramiento de salud de USEPA y los estándares de calidad ambiental para las sustancias prioritarias aplicables al agua superficial. En cinco muestras, los herbicidas terbutilazina y terbutrina y el insecticida clorpirifos no superaron los valores desencadenantes de la relación de exposición a la toxicidad (TER) especificados para los organismos acuáticos (algas, *Daphnia* y peces). Se determinaron los efectos tóxicos máximos sobre *Daphnia magna* (100%) y *Pseudokirchneriella subcapitata* (82%) en muestras de aguas subterráneas, mientras que en aguas superficiales no se observó toxicidad. En cuanto a los efectos sobre *Heterocypris incongruens* en muestras de sedimento recogidas en los canales de drenaje, los valores de mortalidad e inhibición del crecimiento fueron inferiores al 38%.

Gagnon *et al.* (2014) desarrollaron una metodología robusta para estimar la evolución del riesgo de contaminación del agua por pesticidas en Canadá. Elaboraron un modelo estocástico y lo acoplaron a un modelo de movilidad de plaguicidas. Se simularon 100 escenarios diferentes para más de 2000 regiones para los años 1981 y 2006. Los resultados indicaron que en aquellas regiones donde el riesgo aumentó fue debido principalmente al incremento del uso de pesticidas o al aumento en el número de días con escorrentía. El trabajo identifica las áreas con mayor riesgo.

Zisheng Xing A. *et al.* (2013) mencionan que el muestreo tradicional de extracción de muestras (GS) utilizado ampliamente en estudios de calidad de agua se ha encontrado carente de resolución espacial y temporal para el control de los residuos de plaguicidas. Proponen un muestreo basado en un hidrograma y lo comparan con GS, considerando la sensibilidad a escala temporal y espacial y las concentraciones máximas de residuos de plaguicidas detectados. Utilizaron los datos recopilados de arroyos que reciben agua de tres cuencas ubicadas en el noroeste de New Brunswick, Canadá. Los resultados mostraron que el método de muestreo basado en el hidrograma detectó de 20 a 30% más de casos de plaguicidas que GS debido a los eventos de lluvia que causan la escorrentía. El muestreo GS subestimó significativamente las concentraciones promedio de residuos de plaguicidas en un 50% y las concentraciones máximas en 1 a 3 órdenes de magnitud. Utilizando un diseño de muestreo modificado, la variabilidad espacial y temporal de los residuos de plaguicidas se capturó con mayor precisión considerando el hidrograma. Recomiendan su uso en los programas de monitoreo.

Lans et al (2008) evaluaron la contaminación con pesticidas organoclorados en aguas de la ciénaga, Colombia. Para las determinaciones se utilizó un cromatógrafo de gases equipado con un detector de captura de electrones (DCE) y una columna capilar. Los pesticidas detectados en muestras de agua fueron: α -BCH, β -BCH, γ -BCH, aldrin y heptacloro epóxido. El límite de detección de los pesticidas determinados se estableció en el rango de 0.003 a 0.311 $\mu\text{g L}^{-1}$. El estudio mostró que todos los pesticidas detectados en todas las estaciones se encontraban por sobre el límite permitido por la ley Colombiana.

Según CASAFE (2012) en el informe "Mercado Argentino de Productos Fitosanitarios / Año 2011 vs 2012" elaborado por Kieffmann & Partner SRL – Kleffmanngroup, el mercado de agroquímicos argentino cerró en 2381,16 millones de dólares en el año 2012, sin incluir IVA. El principal segmento de agroquímicos sigue siendo el de herbicidas (64 % de la facturación) donde el principal principio activo es el Glifosato. El segundo segmento de importancia por su facturación es el de insecticidas (16 % de la facturación), en tercer lugar se encuentran los fungicidas (12%) y en cuarto y quinto lugar encontramos cura semillas (5%) y acaricidas, respectivamente. Es importante recalcar que hortalizas, papa, frutales de pepita, frutales de carozo y vid movilizan un monto de sólo el 8% del total del mercado de agroquímicos de Argentina. Además, lo mencionado indica que a los productos se los clasifica por clase toxicológica y en base a volumen reportado en kg.L^{-1} se distribuyen en: Clase Ia (extremadamente peligroso) 0,1%, clase Ib (altamente peligroso) 1,2%, Clase II (moderadamente peligroso) 11,8%; Clase III (ligeramente peligroso) 7,7% y Clase IV (normalmente no peligroso) 79,1%. Respecto a la provincia de Mendoza, según informe elaborado por Astorga (2018) ingresaron en el año 2017 los siguientes productos 4.078.281 kg de agroquímicos distribuidos en la siguiente proporción: herbicidas (49,7 %), fungicidas (35,4 %), insecticidas (9,9 %), feromonas (2,8 %), coadyuvantes (1,9 %), fitorreguladores (0,2%), rodenticidas (0,1%), acaricidas (0,1%), nematicidas (0,0325%) y bactericidas (0,004%).

Luco et al (1992), realizaron un estudio sobre niveles de 16 pesticidas organoclorados en nueve muestras de agua de dos sistemas hidrológicos ubicados al N.E. de la ciudad de San Luis (Argentina) y sobre agua potable de Servicios Básicos-San Luis (SERBA) mediante cromatografía gaseosa con detección por captura electrónica. Hallaron sólo 10 de los 16 analizados. De los valores obtenidos, es posible establecer datos de referencia del grado de contaminación de las zonas estudiadas, observando: a) Zonas sin contaminantes en el grado de detección que alcanzan las metodologías empleadas, ubicadas entre cordones serranos con ríos de trayecto corto que nacen en sierras de la región y habitadas por pequeños poblados sin desarrollo agrícola intensivo. b) Zonas donde estos indicadores de polución manifiestan su presencia, con una dispersión relativamente uniforme en las regiones estudiadas, predominando los isómeros del HCH y análogos del DDT frente a los clorodienos otorgándole al agua potable de la ciudad un nivel de concentración similar o levemente superior a los reportados por la EPA (U.S.A.).

Gil et al (2005) en un estudio llevado a cabo en el río Negro de Argentina, analizaron por cromatografía gaseosa la presencia de plaguicidas (organoclorados, organofosforados, carbamatos y piretroides) en las cercanías de las tomas de agua potable. Se detectaron algunos plaguicidas de uso agrícola en concentraciones que no

implican riesgo para la salud ni para el desarrollo de la vida acuática, siendo aptas para abastecimiento de plantas potabilizadoras.

Boland et al (2006) realizaron un monitoreo de residuos de agroquímicos en 2004-2005 en las áreas bajo riego de los ríos Limay, Neuquén y Negro, con el propósito de determinar su presencia en diversos componentes del ecosistema fluvial y evaluar la calidad de la fuente de agua para abastecimiento humano y riego. Durante los meses de febrero, abril y agosto de 2005 se recolectaron muestras de agua en 35 sitios, de los cuales 19 correspondieron a ríos y 16 a desagües. Se analizaron órgano clorados, órgano fosforados, carbamatos y piretroides, fungicidas y difenilamina. Pudo comprobarse que los plaguicidas de uso agrícola fueron detectados en forma esporádica, en concentraciones que no implican un riesgo para la salud humana ni para el desarrollo de la vida acuática. En los casos que hubo detección en ríos, sólo fueron encontradas trazas de aquellos compuestos más utilizados en el control fitosanitario en la región (dimetoato, metil azinfos y carbaryl) y asociados a la época de aplicación de los mismos. Se registraron también residuos de un organoclorado (heptacloro) en muy bajas concentraciones y en forma no sistemática. En los desagües se detectó principalmente la presencia de metil azinfos y carbaryl.

Tosi et al (2009) observaron que los residuos máximos de metil azinfos (S-(3,4-dihydro-4-oxobenzo[d]-[1,2,3]-triazin-3-ylmethyl)O,O-dimethyl phosphordithioate), indican la probabilidad de efectos agudos en el 37% de las especies acuáticas estudiadas en el Río Negro (Argentina), principalmente peces, zooplancton, insectos y crustáceos. Este valor se incrementa en los drenes hasta un 42%. En el caso del carbaril (1-naphthylmethylcarbamate) los residuos encontrados en drenes afectarían al 14% de las especies estudiadas, mientras que en el río el impacto es despreciable.

Gonzales et al (2012) realizaron un trabajo con el objetivo de evaluar la contaminación por OCPs en aguas subterráneas (Gw) y superficiales (Sw) en la cuenca del río Quequén Grande. Los OCP se analizaron en Sw, Gw, sedimentos de fondo superficial, suelos y sedimentos de corte de pozos (Cs) mediante un detector de captura de electrones de cromatografía de gases. Mencionan que el uso de pesticidas organoclorados (OCP) ha sido restringido o prohibido en Argentina desde 1998 y que el endosulfán técnico es el último OCP utilizado actualmente (2012) en la producción de trigo y soja. Como persisten en el suelo durante varios años, los OCP constituyen una fuente de contaminación ambiental. La distribución de plaguicidas en Cs dependía de la característica de la zona no saturada. El endosulfán alcanza Gw durante la temporada de aplicación, así como durante los eventos de inundación, mientras que se observó un efecto de retardo para Sw. Los niveles de los isómeros eran en algunos casos superiores a los límites nacionales e internacionales para la protección de la biota acuática. Como el metabolito del sulfato de endosulfán estaba presente en Gw y Sw y debido a su alta toxicidad, indican que debe considerarse en el establecimiento de criterios de calidad del agua para la protección humana y ambiental.

En un estudio realizado en la cuenca del río Tunuyán por Chambouleyron et al (2002) se menciona que hasta el momento no se ha hallado evidencia cierta que indique la presencia de plaguicidas por encima de los límites de detección alcanzados por la metodología analítica. En los cromatogramas de algunas muestras aparecen picos,

cuyos tiempos de retención no corresponden a los de los patrones ensayados. Estos resultados podrían atribuirse a la ubicación de los puntos seleccionados para el muestreo. Las muestras de los afluentes Aguanda, Yaucha, Valle de Uco y Las Tunas, no se hallan altamente influenciados por cultivos aledaños. Sin embargo, al realizar los análisis de las muestras de Costa Anzorena y Tiburcio Benegas, no se detectaron los pesticidas analizados. Esto pone de manifiesto que no se han producido los fenómenos de traslocación, o sea que no han llegado a través de factores ambientales (viento, lluvia, humedad) sustancias aplicadas en otros sitios, ni de biomagnificación, al menos en los plaguicidas ensayados. Concluyen que *“del análisis de aquellos metales pesados y plaguicidas – a nuestro criterio- más importantes en función de las características agronómicas del área del estudio, se puede concluir que dichos componentes no representan riesgo alguno para la salud de la población de usuarios del agua. Los valores encontrados estuvieron siempre por debajo de los límites permitidos para agua potable. No obstante, se recomienda una necesaria prudencia en la interpretación de los resultados, atendiendo a una posible presencia, en el agua de riego, de otros componentes distintos a los analizados cuya peligrosidad no ha podido ser evaluada”*.

Fernández et al. (2005) con el propósito de lograr una visión global de la contaminación por agroquímicos en la cuenca del Río Mendoza, diseñaron una valoración indirecta a través de una escala que permitiera calificar distintas características de las sustancias, tales como ecotoxicidad, toxicidad en humanos, impacto en factores ambientales y otros aspectos ambientales del agroquímico. Dichos rasgos se plasmaron en una matriz cualitativa de valoración de impacto ambiental, en la que se incluyó a las sustancias en diversas clases, de acuerdo con su Impacto Ambiental Total. Ello permitió elaborar mapas del grado de contaminación por agroquímicos de las Unidades de Manejo de la cuenca. Los resultados obtenidos permiten concluir, de manera preliminar, que si bien la agricultura intensiva practicada en el oasis del Río Mendoza utiliza un importante arsenal de productos, el riesgo de contaminación por agroquímicos puede calificarse como “medio” y “bajo” en la mayor parte del área, mientras que los mayores riesgos se presentan en sectores ubicados al Norte y Sur del área metropolitana de Mendoza.

Con el objeto de evaluar las variaciones temporales y espaciales de la calidad del agua destinada al riego de los oasis centro y norte de Mendoza, el INA y la UNCuyo vienen realizando desde el año 2003 muestreos de agua, midiendo entre otros parámetros, conductividad eléctrica (CE), pH, contenido de cloruros (Cl^-), sodio (Na^+), bicarbonatos (CO_3H^-) y medición de caudal (Q). También se determina la relación adsorción sodio (RAS). A partir del año 2017 se inició el muestreo para determinar la presencia de pesticidas incorporando al Sector de Fitofarmacia de la EEA Mendoza-INTA.

En este trabajo se presentan los primeros resultados del análisis de pesticidas en muestras de agua extraídas en la red de monitoreo del INA-UNCuyo en los oasis Norte y Centro de Mendoza.

OBJETIVOS

Los principales objetivos del proyecto son: (1) identificar la presencia de pesticidas en las aguas para riego de los ríos Tunuyán y Mendoza en puntos estratégicos del sistema

(río, canales y drenes), (2) precisar tendencias de la contaminación debida a la presencia de pesticidas en las aguas de riego; (3) identificar las principales actividades antrópicas responsables de la contaminación del agua; (4) proponer estrategias para reducir los problemas de contaminación en el agua; (5) transferir los resultados obtenidos tanto a los responsables de la administración del recurso hídrico provincial como al resto de la comunidad mediante su publicación y presentación en distintos foros de discusión.

MATERIALES Y METODOS

ÁREA DE ESTUDIO

Para la evaluación de la calidad del agua en los Oasis Norte y Centro y considerando los recursos disponibles y los resultados de investigaciones anteriores, se decidió seleccionar 8 sitios de muestreo (5 sobre el río y la red de canales y drenes de la cuenca del río Mendoza y 3 sobre el río y canales de la cuenca del río Tunuyán), a saber: 1) RI: río en Dique Cipolletti, ingreso al sistema de riego; 2) CII: canal Jocolí en cuádruple compartó, punto de centralización de la contaminación urbana y agrícola; 3) CIV: canal sobre la margen derecha del río Mendoza, mayormente impactado por la actividad agrícola; 4) CV: canal en Los Corralitos, punto de convergencia de actividades agrícolas, urbanas e industriales, y 5) DIII: dren que contiene mayormente agua de drenaje sub-superficial de las zonas bajas y salinizadas con eventuales vuelcos de escurrimientos superficiales, todos en la cuenca del río Mendoza. En la cuenca del río Tunuyán se analizaron los siguientes puntos, 6) VU: Dique Valle de Uco, cabecera del sistema de riego; 7) CA: Costa Anzorena, cuyas aguas reciben el impacto agrícola, urbano e industrial de todas las actividades realizadas en el Valle de Uco aguas arriba del dique El Carrizal y 8) SM: canal San Martín, en el centro del área regadía por el río Tunuyán Inferior, en el departamento homónimo, aguas abajo de CA. La figura 1 ilustra los sitios de muestreo.

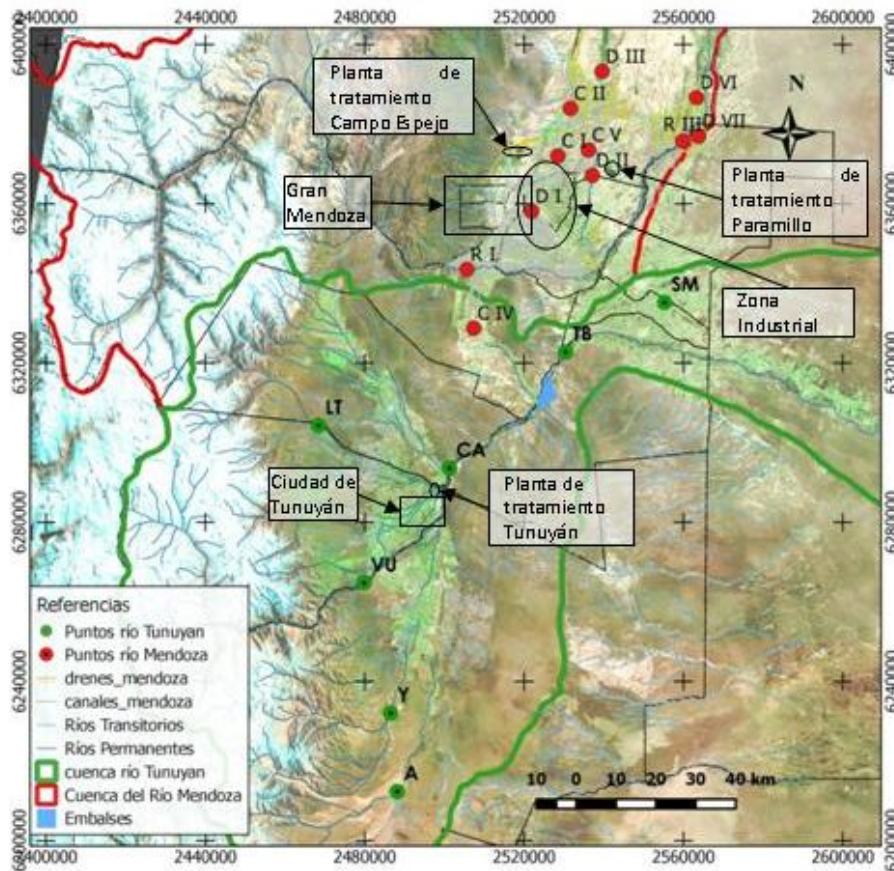


Figura 1: Puntos de muestreo en los ríos Mendoza y Tunuyán

El muestreo para pesticidas se realizó en 5 oportunidades: abril, noviembre y diciembre de 2017 y febrero y abril de 2018. Las muestras fueron tomadas en botellas de plástico blanco translucido de 1 litro adecuadamente lavadas (agua corriente y agua bi-distilada). Durante la recolección, las muestras se conservaron a 4°C (de 9 a 18 horas), luego se congelaron (-16°C), para posteriormente ser analizadas en el laboratorio de EEA-INTA Mendoza.

MEDICIÓN DE PESTICIDAS

Se analizaron los principios activos de productos órgano-clorados, órgano-fosforados, piretroides y carbamatos, entre otros. La metodología utilizada fue el método de Luke (1975) modificado por el laboratorio de la EEA Mendoza INTA, acreditadas bajo Norma ISO/IEC 17025:2005 por el Organismo Argentino de Acreditación (OAA); luego se analizaron por cromatografía gaseosa con detectores: FPD y ECD, a excepción de imidacloprid y carbendazim para los cuales se utiliza un cromatógrafo líquido con detector TQD. Para ditiocarbamatos se cuantifica el sulfuro de carbono generado por los fungicidas cuando son digeridos con ácido sulfúrico diluido (W. K. Lowen 1953, H.L. Pease 1957. Analytical Methods for Pesticides, Plant Growth Regulators and Food Additives, Vol. III). Este método incluye el análisis de: mancozeb, ferbam, propineb, tiram, ziram, zineb; por tratarse de un método colorimétrico no se puede distinguir cual principio activo produce el color.

Los análisis de parámetros físico químicos se realizaron en muestras extraídas desde el año 2003 al 2017 en el río Mendoza y desde el año 2007 al 2017 en el río Tunuyán. En cada muestra se determinó, además: CE, pH, Na⁺, Cl⁻, RAS y CO₃H⁻, midiendo también los caudales y la temperatura del agua. Los análisis se realizaron por medio de técnicas oficiales y por el Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 1992).

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Con estos resultados, se conformó una base de datos y se realizó un análisis estadístico descriptivo de las variables analizadas. Además, se aplicó el test de Shapiro-Wilk para determinar la normalidad de los datos. Se realizó ANOVA para analizar la existencia de diferencias significativas entre los sitios, a partir de comparaciones múltiples (Di Rienzo et al, 2008). En el caso que no los datos no cumplieran con algún supuesto ANOVA, se aplicó el test no paramétrico de Friedman. Dicha prueba establece como Hipótesis nula, H₀: No existen diferencias entre sitios y como Hipótesis alternativa, H₁: Hay diferencias entre sitios con el estadístico de contraste utilizado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las siguientes tablas (1, 2, 3, 4, 5 y 6) presentan una lista con los pesticidas examinados, sus productos activos, el límite de detección (LM) de la metodología y los equipos usados, indicando con (*) aquellos que no están incluidos en el alcance de la acreditación del OAA. Los resultados obtenidos demuestran la ausencia de pesticidas en concentraciones superiores a los límites de detección en los sitios muestreados en las 5 oportunidades.

Tabla 1: Pesticidas organofosforados, límite de detección y resultados obtenidos.

Producto activo del pesticida	Límite detección (mg.kg ⁻¹)	Resultado (mg.kg ⁻¹)
azinfos eti*	0.01	ND
azinfos metil	0.03	ND
clorfenvinfos*	0.01	ND
clorpirifos etil	0.01	ND
clorpirifos metil*	0.02	ND
diazinon*	0.05	ND
dimetoato	0.01	ND
disufoton*	0.01	ND
etion*	0.02	ND
fenitrotion*	0.01	ND
fention*	0.01	ND
forato*	0.01	ND
fosfamidon*	0.01	ND
fosmet*	0.01	ND
mercaptotion	0.01	ND
metamidofos*	0.01	ND
metidation	0.01	ND
monocrotofos*	0.01	ND

paration etil	0.01	ND
paration metil	0.05	ND
pirazofos*	0.01	ND
pirimifos metil	0.02	ND
quinalfos*	0.02	ND
tiometon*	0.01	ND
triclorfon*	0.01	ND

*significa que no se hallan dentro del alcance de la acreditación OAA.

Tabla 2: Pesticidas organoclorados, límite de detección y resultados obtenidos .

Producto activo del pesticida	Límite detección (mg.kg ⁻¹)	Resultado (mg.kg ⁻¹)
BHC-HCH*	0.01	ND
captan	0.08	ND
alfa clordano*	0.02	ND
gama clordano*	0.01	ND
clorobenzilato*	0.01	ND
clorotalonil*	0.01	ND
dicofol*	0.02	ND
dieldrin*	0.02	ND
endosulfan (a*b)	0.01	ND
endrin*	0.01	ND
fenarimol*	0.01	ND
folpet*	0.03	ND
HCB*	0.01	ND
heptacloro*	0.01	ND
heptacloro epoxi*	0.01	ND
hexaconazole*	0.01	ND
eprodione*	0.03	ND
lindano*	0.006	ND
metoxicloro*	0.01	ND
meclobutanil*	0.02	ND
mirex*	0.01	ND
op'DDD*	0.007	ND
op'DDE*	0.008	ND
op'DDT*	0.01	ND
penconazole*	0.01	ND
procimidone*	0.01	ND
pp'DDD*	0.008	ND
pp'DDE*	0.02	ND
pp'DDT*	0.01	ND
quinometionato*	0.01	ND
triadimefon*	0.01	ND
vinclozolin*	0.01	ND

Tabla 3: Pesticidas piretroides, límite de detección y resultados obtenidos .

Producto activo del pesticida	Límite detección (mg.kg ⁻¹)	Resultado (mg.kg ⁻¹)
beta ciflutrina*	0.02	ND
cipermetrina	0.05	ND
deltametrina	0.01	ND
fenpropatrin*	0.02	ND
fenvalerato*	0.02	ND
lambdacialotrina	0.02	ND
permetrina	0.02	ND

Tabla 4: Pesticidas carbamatos, límite de detección y resultados obtenidos .

Producto activo del pesticida	Límite detección (mg.kg ⁻¹)	Resultado (mg.kg ⁻¹)
Aldicarb*	0.06	ND
carbaril*	0.02	ND
calbofuran*	0.03	ND
3 hidroxí carbofuran*	0.06	ND
metiocarb sulfoxido*	0.01	ND
pirimicarb+	0.06	ND

Tabla 5: Pesticidas ditiocarbamatos, límite de detección y resultados obtenidos .

Producto activo del pesticida	Límite detección (mg.kg ⁻¹)	Resultado (mg.kg ⁻¹)
Ditiocarbamatos*	0,1	ND

Tabla 6: Otros pesticidas, límite de detección y resultados obtenidos.

Producto activo del pesticida	Límite detección (mg.kg ⁻¹)	Resultado (mg.kg ⁻¹)
avemectina B1a*	0.03	ND
acetamiprid*	0.03	ND
azoxistrobin*	0.01	ND
benzato de emamectina B1a*	0.01	ND
boscalid*	0.05	ND
carbendazim*	0.01	ND
ciprodinil*	0.03	ND
clorantraniliprole*	0.01	ND
fenhexamid*	0.01	ND
fludioxonil*	0.1	ND
flufenoxuron*	0.03	ND
imidacloprid*	0.01	ND
indoxacarb*	0.02	ND
lufenuron*	0.03	ND
metoxifenocida*	0.03	ND
novaluron*	0.03	ND
spinetoran (J+L)*	0.01	ND
spinosad (A+D)	0.03	ND
pyraclostrobin*	0.01	ND
pyrimetanil*	0.03	ND
pyproxifen*	0.03	ND

quinoxifen*	0.03	ND
tebuconazole*	0.01	ND
trifloxistrobin*	0.03	ND

No obstante, lo antes mencionado, es importante recalcar que en las cuencas de ambos ríos se encontraron trazas de algunos agroquímicos (tabla 7). Se observa la presencia de trazas en 21 productos en las muestras de agua. Los puntos donde se han localizado son, en la cuenca del río Mendoza: CII, CIV, CV y DIII, y en la cuenca del río Tunuyán: CA. Afortunadamente, en RI (cabeza del sistema de riego del río Mendoza) no se ha detectado la presencia de trazas de producto en ninguna oportunidad. En la cuenca del río Tunuyán se han encontrado trazas en SM y en VU -origen del sistema- solo en una oportunidad. Se han encontrado trazas en 10 muestras de un total de 37 (27 % de los casos). Abril es el mes en que más veces (5) se han detectado productos (aldicarb, carbaril, spinetoran, spinosad e indoxacarb).

Tabla 7: Presencia de trazas de agroquímicos en muestras de agua en los diferentes puntos de muestreo por cuenca y caracterización del sitio durante el periodo 2017-2018.

Nº muestra	Cuenca	Identificación	Fecha de muestreo	Existencia de trazas	Caracterización del sitio
14438	Mendoza	RI	abr-17	No tiene	Río Mendoza en Dique Cipolletti. Ingreso al sistema de riego.
14754			oct-17	No tiene	
14799			dic-17	No tiene	
15153			feb-18	No tiene	
15160			abr-18	No tiene	
14436		CII	abr-17	No tiene	Canal Jocolí en cuádruple compartó, punto de centralización de la contaminación urbana y agrícola.
14750			oct-17	Spinetoran Spinosad	
14800			dic-17	No tiene	
15147			feb-18	Spinetoram Ciprodinil Benzoato de emamectina	
15155			abr-18	No tiene	
14751			CIV	oct-17	
14796		dic-17		Aldicarb Azoxistrobin	
15148		feb-18		Benzoato de emamectina	
14752		oct-17		No tiene	
14797		CV	dic-17	No tiene	Canal en Los Corralitos, punto de convergencia de actividades industriales, agrícolas y urbanas.
15149			feb-18	No tiene	
15156			abr-18	Aldicarb	
			abr-18	Carbaril	

14437		DIII	abr-17	No tiene	Contiene mayormente agua de drenaje sub-superficial de las zonas bajas y salinizadas con vuelcos de escurrimientos superficiales.
14753			oct-17	Aldicarb	
14795			dic-17	No tiene	
15151			feb-18	No tiene	
15158			abr-18	Aldicarb	
14440		VU	abr-17	Aldicarb	Río Tunuyán en Dique Valle de Uco, cabecera del sistema de riego.
14755			oct-17	No tiene	
14801			dic-17	No tiene	
15152			feb-18	No tiene	
15159			abr-18	No tiene	
14435	Tunuyán	CA	abr-17	Spinetoran	Río Tunuyán en Costa Anzorena, recibe el impacto urbano, agrícola e industrial de todas las actividades realizadas en el Valle de Uco aguas arriba del dique El Carrizal.
				Spinosad	
14756			oct-17	No tiene	
14794			dic-17	Novaluron	
				Azoxistrobin	
				Spinetoran	
15150			feb-18	No tiene	
15157			abr-18	Indoxacarb	
				Aldicarb	
				Carbaril	
14439		SM	abr-17	No tiene	Canal San Martín, en el centro del área regadía por el río Tunuyán Inferior.
14757			oct-17	No tiene	
14798			dic-17	No tiene	
15154			feb-18	No tiene	
15161			abr-18	No tiene	

La tabla 8 indica el listado de productos cuyas trazas han sido registradas en las muestras de agua y el número de veces que se han detectado. Los productos más encontrados son Aldicarb (en seis oportunidades) y Spinetoran (en 4 oportunidades); ambos son insecticidas.

Tabla 8: Listado de productos cuyas trazas han sido encontradas en las muestras de agua, marca comercial, cultivos a los que se aplica y número de veces detectado

Producto	Clasificación	Marcas Comerciales	Cultivos	Nº de veces
Aldicarb	insecticida	Temik	Restringido su uso por SENASA	6
Azoxistrobin	fungicida	Amistar	Hortalizas y vid	2
Benzoato de emamectina	insecticida	Proclaim	Duraznero, manzano, peral y uva	2
Carbaril	insecticida	Sevin, Ralex, etc	Hortalizas, cereales, frutales y forestales	2

Ciprodinil	fungicida	Switch	Arandanos, tomate y vid	1
Indoxacarb	insecticida	Avaunt	Tomate, manzano, peral y uva	1
Novaluron	insecticida	Rimon Supra	Vid, frutales de carozo, de pepita y tomate	1
Spinetoran	insecticida	Delegate	Vid, frutales de carozo y pepita.	4
Spinosad	insecticida	Tracer, Entrust y otros	Vid, frutales de carozo, de pepita, citrus y tomate	2

Las disposiciones de la ley 18284 (Código Alimentario Argentino) en su artículo sobre aguas (928) establece límites máximos (LM) para algunos pesticidas cuando el agua está destinada a uso potable. Los valores mencionados son: Paratión ($35 \mu\text{g.L}^{-1} = 0,035 \text{ mg.L}^{-1}$) y metoxicloro ($30 \mu\text{g.L}^{-1}$), ambos por encima del LM de determinación de este trabajo. Presenta también valores para: metil paration ($7 \mu\text{g.L}^{-1} = 0,007 \text{ mg.L}^{-1}$), clordano, aldrin, dieldrin, heptacloro + heptacloroepóxido, lindano, DDT (total + isómeros) sin mencionar otros pesticidas y en estos casos los límites están por debajo del LM.

Las normas de calidad de aguas del Ente provincial de Agua y Saneamiento de Mendoza (EPAS) en su anexo 5 establece límites para algunos de estos productos según su uso. Para aguas de riego y para actividades recreativas con contacto directo no indica valores, pero sí da valores límites para la vida acuática, así, indica: total de isómeros del clordano ($0,006 \mu\text{g.L}^{-1}$), dieldrin ($0,004 \mu\text{g.L}^{-1}$), endosulfan ($0,02 \mu\text{g.L}^{-1}$), endrin ($0,0023 \mu\text{g.L}^{-1}$); heptacloro ($0,01 \mu\text{g.L}^{-1}$), heptacloro epoxi ($0,01 \mu\text{g.L}^{-1}$); lindano ($0,01 \mu\text{g.L}^{-1}$), DDT total de isómeros ($0,001 \mu\text{g.L}^{-1}$). Los LM de este trabajo están por encima de estos valores y por lo tanto no se puede deducir su presencia

En las tablas 9 y 10 se presentan los resultados del análisis descriptivo e inferencial (Test de Friedman para $\alpha = 0,05$) de las variables fisicoquímicas analizadas en los ríos Mendoza y Tunuyán. En el río Mendoza se observan valores medios de CE que parten de $0,88 \text{ dS.m}^{-1}$ en el punto RI hasta $1,41 \text{ dS.m}^{-1}$ en canales, alcanzando valores de $2,52 \text{ dS.m}^{-1}$ en drenes (DIII). Similar comportamiento se observa en cloruros, RAS, sodio y bicarbonatos. En lo que respecta a pH no se advierte gran variabilidad, con valores extremos de 7.45 y 7.77.

Tabla 9: Medias (M) y diferencias significativas ($\alpha = 0,05$) de variables analizadas en el río Mendoza

Sitios	RI		CII		CIV		CV		DIII	
	M		M		M		M		M	
CE	0.88	a	1.26	e	0.87	a-b	1.41	e-f	2.52	h
pH	7.6	d-e-f-g-h-i	7.51	a-b-c	7.77	j	7.45	a-b	7.75	d-e-f-g-h-i-j
RAS	1.1	a-b	1.77	f	1.06	a	1.47	c-d	2.99	h
Q	35.06	k	1.77	f	0.63	c-d	3.66	i	1.59	f-g-h
Na ⁺	2.09	a-b	3.98	f	2.04	a	3.62	e	9.81	h
Cl ⁻	2	a	3.24	d-e	2.07	a-b	3.45	f	8.11	h
CO ₃ H ⁻	1.79	a	2.6	d-e	1.86	a-b	3.16	f	3.68	f-g-h-i

Medias con una letra común no son significativamente diferentes.

En el río Tunuyán, VU, CA y SM presentan valores medios de CE mayores a 1.22 dS.m^{-1} y de RAS de 1.46 a 1.58. Respecto al Cl^- , los valores superan $3,14 \text{ mE.L}^{-1}$. Analizando el Na^+ se observan valores que superan $3,14 \text{ mE.L}^{-1}$. Respecto al pH no se presenta gran variabilidad en los distintos).

Tabla 10: Medias (M) y diferencias significativas ($\alpha= 0,05$) de variables analizadas en río Tunuyán

Sitios	VU		CA		SM	
	M		M		M	
CE	1.22	e-d	1.36	f-d-e	1.37	d
pH	7.48	a-b-c	7.47	a-b-c	7.35	a-b
RAS	1.47	d-e	1.46	d	1.58	f
Q	8.97	e	23.72	f	1.49	a-b-c
Na	3.24	d-e	3.4	d	3.75	f
Cl	3.5	d-e-f	3.14	d	3.82	g
CO ₃ H	1.82	d	2.49	f	2.58	f

Medias con una letra común no son significativamente diferentes.

En el río Mendoza se observa que el sitio CII es significativamente diferente a RI (de donde recibe el agua), debido al impacto de la zona urbana (gran Mendoza) y a los vuelcos de la planta depuradora de efluentes cloacales de Campo Espejo. CV presenta los valores más altos de CE, Cl^- y CO_3H^- , ya que recibe los efluentes industriales del Canal Pescara. En DIII se encuentran diferencias significativas respecto al río y a los canales en casi todas las variables medidas. Respecto al río Tunuyán, en las variables RAS, Cl^- , CO_3H^- y Na^+ hay diferencias significativas entre los sitios VU, CA y SM.

CONCLUSIONES

A pesar de que en la zona es una práctica común el uso de algunos pesticidas, de acuerdo a los resultados obtenidos en las cinco fechas muestreadas, las aguas superficiales no poseen concentraciones de pesticidas por encima de los límites de detección del instrumental de medición. No obstante, es importante recalcar que en ambas cuencas se encontraron trazas de agroquímicos muy por debajo de los límites de detección. La presencia de trazas indicaría que el producto estuvo en contacto con el agua y pudo haber superado su periodo de efectividad y haberse degradado, o bien llegar a las aguas y diluirse por debajo de los límites detectables con las metodologías usadas.

Se han encontrado trazas en el 27 % de las muestras analizadas siendo abril el mes con mayor número de trazas detectadas (5). Los sitios de muestreo en donde se encontraron las trazas de productos son en la cuenca del río Mendoza: CII, CIV, CV y DIII, y en la cuenca del río Tunuyán: CA. Afortunadamente en RI (cabeza del sistema de riego del río Mendoza) no se ha detectado la presencia de trazas de producto en ninguna oportunidad. En la cuenca del río Tunuyán se encontraron trazas en una fecha en SM y en VU (origen del sistema). Costa Anzorena (CA) es el punto donde se ha detectado la mayor cantidad de trazas de productos (8 veces). Se trata de un sitio cuyas aguas reciben el impacto de las actividades urbanas, industriales y agrícolas realizadas en todo el Valle de Uco. En segundo lugar se observa el sitio CII (5 veces) en

la cuenca del río Mendoza, localizado en el canal Jocolí en cuádruple compartó, punto de centralización de la contaminación urbana y agrícola.

A pesar de que en el área de estudio es una práctica común el uso de agroquímicos, de acuerdo a los resultados obtenidos, las aguas superficiales solo presentaron trazas de carbamatos y de otros insecticidas y fungicidas utilizados en vid.

Igualmente otros agroquímicos podrían haber estado en contacto con el agua, haber superado su periodo de efectividad y descomponerse.

Debido a los pocos muestreos realizados no ha sido posible precisar tendencias acerca de la presencia de pesticidas.

Respecto de las características regionales, el agua superficial posiblemente tenga una buena capacidad de recuperación debido a la turbulencia de los ríos y de algunos canales, lo cual generaría un importante proceso de oxigenación y dilución. Además, el alto nivel de heliofanía en el área favorece la ruptura química y fotolítica e incrementa la actividad de los organismos acuáticos.

Coincidiendo con Fernández Jauregui (2001), la gestión de los recursos hídricos debe abordarse desde un enfoque multidimensional y multiobjetivo, reconociendo al agua como un bien económico indispensable para el crecimiento y el desarrollo. Las bases del cambio del compromiso con el aprovechamiento, ordenación y uso de los recursos de agua dulce, deben contemplar la definición de las cuencas hidrográficas como unidad de desarrollo en lugar de las divisiones políticas, el reconocimiento de la relación entre aguas superficiales y subterráneas, la interacción entre los sectores rurales y los urbanos, y la aplicación de los principios de la sustentabilidad.

Será necesario insistir en que los gobiernos provinciales y nacionales implementen localmente medidas de mitigación de riesgos para reducir la entrada de pesticidas al sistema.

Se recomienda considerar el uso de muestreos basados en hidrogramas, utilizando equipo adecuado para capturar con mayor precisión la variabilidad espacial y temporal de los residuos de plaguicidas.

Se plantea la necesidad de implementar programas de monitoreo de los cuerpos de agua ante la posible presencia de pesticidas.

Sería muy importante establecer parámetros homogéneos a nivel nacional y/o provincial para determinar la presencia y el potencial riesgo de la gestión de los productos agroquímicos usados en agricultura con consideración respecto al ecosistema o agro-ecosistema del que se trate.

BIBLIOGRAFÍA

APHA-AWWA-WPCF. Standard Methods. 1992. Métodos normalizados para el análisis de agua potables y residuales. Ediciones Días de Santos, SA. XVII edición.

Astorga A. 2018. Información sobre productos agroquímicos ingresados a la provincia. ISCAMEN – Gobierno de Mendoza. Nota de 25 de junio de 2018. Mendoza Argentina.

Boland H.P., Gil M. I., Labollita H. A., Laurenzano B., Novelli M., Ramos J. y Reyes P. 2006. Monitoreo de agroquímicos en áreas bajo riego de los ríos Limay, Neuquén y Negro. Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los Ríos Limay, Neuquén y Negro; Departamento Pcial. de Aguas (Pcia. de Río Negro); Dirección Pcial. de Recursos Hídricos (Pcia. del Neuquén); Dirección Pcial. de Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable (Pcia. del Neuquén). Argentina.

CASAFE (Cámara de sanidad agropecuaria y fertilizantes). 2012. Mercado Argentino de Productos Fitosanitarios / Año 2011 vs 2012” elaborado por Kieffmann & Partner SRL – Kleffmanngroup. <http://www.casafe.org/publicaciones/estadisticas/>

Chambouleyron J. L.. 2002. Conflictos ambientales en tierras regadías. Evaluación de impactos en la cuenca del río Tunuyan, Mendoza, Argentina Primera Edición. Editor: UNCuyo – Coeditores: FONCYT - INA ISBN: 987-1024 – 17 – 7. Mendoza, Argentina.

CCME. 2003. The Canadian Environmental Quality Guidelines, Report PN1299, Update 3.2. Canadian Council of Ministers of the Environment. Winnipeg, Manitoba, 5 pp.

Cui L., Wei L. & Wang J. 2016. Residues of organochlorine pesticides in surface water of a megacity in central China: seasonal-spatial distribution and fate in Wuhan. Environ Sci Pollut Res (2017) 24:1975–1986. DOI 10.1007/s11356-016-7956-7

DGI (Departamento General de Irrigación). 1996. Reglamento general para el control de contaminación hídrica. Resolución 778. Mendoza, Argentina

Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. 2008. InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

European Parliament (1998). Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. Official Journal of the European Communities, L 330/32, pp. 32-54.

Fernández N., V. Viciano, A. Drovandi. 2005. Valoración del impacto ambiental total por agroquímicos en la cuenca del Río Mendoza. Proyecto PNUD/FAO/ARG/00/008. CONAGUA. Argentina.

Gagnon P., Sheedy C. Farenhorst A., Ross McQueen D.A., Cessna A. and Newlandz N. 2014. A Coupled Stochastic / Deterministic Model to Estimate the Evolution of the Risk of Water Contamination by Pesticides across Canada. Integrated Environmental Assessment and Management — Volume 10, Number 3—pp. 429–436.

Gil M.I., Aschkar G.A., Pozzo Ardizzi C. Pellejero G. y Abrameto M. 2005. Evaluación de residuos de plaguicidas en aguas del río negro en Sitios estratégicos para la captación de agua potable. Revista Pilquen. Sección Agronomía, Año VII, nº 7.

Gonzalez M., Miglioranza K., Shimabukuro V., Quiroz Londoño O., Martinez D., Aizpún J., Moreno V. 2012. Surface and groundwater pollution by organochlorine compounds in a typical soybean system from the south Pampa, Argentina. Environ Earth Sci. 65:481–491. DOI 10.1007/s12665-011-1328-x.

Hernández-Antonio A. y Hansen A. M. 2011. Uso de plaguicidas en dos zonas agrícolas de México y evaluación de la contaminación de agua y sedimentos. Rev. Int. Contam. Ambie. 27 (2) 115-127.

Knauer K. 2016. Pesticides in surface waters: a comparison with regulatory acceptable concentrations (RACs) determined in the authorization process and consideration for regulation. Environmental Sciences Europe (2016) 28:13. DOI 10.1186/s12302-016-0083-8

Lans E., Marrugo J. L. y Díaz B. 2008. Estudio de la contaminación por pesticidas organoclorados en aguas de la Ciénaga Grande del Valle Bajo del Río Sinú. Temas Agrarios - Vol. 13:(1) Enero - Junio 2008 (49 - 56).

Luco Juan M., Elba G. Aguilar, Patricia G. Silva, Omar M. Baudino y Diana M. González. 1992. Niveles de Pesticidas Organoclorados en Aguas de la Provincia de San Luis (República Argentina). Acta Farm. Bonaerense 11 (3): 121-8 (1992).

Luke, M A; Froberg, J E; Masumoto, H T. 1975. Extraction and clean up of organochlorine, organophosphate and hidrocarbon pesticides in produce for determination by gas/liquid chromatography. Journal of AOAC. 58, (5): 1020 – 1026.

Montico, Sergio. 2004. El manejo del agua en el sector rural de la región Pampeana argentina. Theomai, núm. 99, invierno, 2004, p. 0. Red Internacional de Estudios sobre Sociedad, Naturaleza y Desarrollo. Buenos Aires, Argentina.

Ramírez, J. A. y Lacasaña, M. 2001. Plaguicidas: clasificación, uso, toxicología y medición de la exposición. Arch Prev Riesgos Labor 2001; 4 (2):67-75.

Silva E., Batista S., Caetano L., Cerejeira M., Chaves M., Jacobsen S. 2011. Integrated approach for the quality assessment of freshwater resources in a vineyard area (South Portugal). Environ Monit Assess (2011) 176:331–341. DOI 10.1007/s10661-010-1586-1

Silvestre, A. 1995. *Toxicología de los Alimentos*. Ed. Hemisferio Sur S.A. Argentina.

Tosi, A. P.; Pechen de D'Angelo, A. M.; Savini, M. C.; Loewy, R. M. 2009. Evaluación de riesgo por plaguicidas sobre aguas superficiales de la región Norpatagónica argentina. Acta toxicol. Argent. (2009) 17 (1): 1-6.

WHO. 2008. Guidelines for drinking-water quality. 3a ed. World Health Organization. Ginebra, Suiza. 515 pp.

Zisheng Xing A., Chow L., Rees H., Meng F., Li S., Ernst B., Benoy G., Zha T., Hewitt L. 2013. Influences of Sampling Methodologies on Pesticide-Residue Detection in Stream Water Arch Environ Contam Toxicol (2013) 64:208–218. DOI 10.1007/s00244-012-9833-9.