

MAURICIO PINTO - JIMENA ESTRELLA - ALEJANDRO GENNARI
COMPILADORES

AGUA Y SOCIEDAD



UNCUYO
UNIVERSIDAD
NACIONAL DE CUYO



Asociación de Universidades
GRUPO MONTEVIDEO



Ministerio de Agroindustria
Presidencia de la Nación



UCAR

UNIDAD PARA EL CAMBIO RURAL



LAJOUANE®

AGUA Y
SOCIEDAD

MAURICIO PINTO - JIMENA ESTRELLA - ALEJANDRO GENNARI
COMPILADORES

AGUA Y SOCIEDAD



UNCUYO
UNIVERSIDAD
NACIONAL DE CUYO



Asociación de Universidades
GRUPO MONTEVIDEO



Ministerio de Agroindustria
Presidencia de la Nación



UCAR

UNIDAD PARA EL CAMBIO RURAL



LAJOUANE®

1ª Edición: Marzo de 2017

ALVAREZ GONÇALVEZ, CRISTINA VIVIANA ... [et al.] ; compilado por
PINTO, MAURICIO ; ESTRELLA, JIMENA ; GENNARI, ALEJANDRO
Agua y Sociedad - 1ª ed. especial - Ciudad Autónoma de Buenos
Aires : Lajouane, 2017.
Libro digital, pdf de 493 páginas ; 23x15 cm. - (Obras de derecho /
Alejandro Stornelli)

Archivo Digital: descarga y online
ISBN 978-950-9580-22-0

1. Derecho Ambiental . I. Alvarez Gonçalvez, Cristina Viviana. II.
Pinto, Mauricio, comp. III. Estrella, Jimena , comp. IV. Gennari,
Alejandro, comp.
CDD 346.046

© LAJOUANE®

© LAJOUANE S.A.

México 1448, (C1097ABD) Ciudad de Buenos Aires

Tel. fax: (54-11) 4373-8793/8968

www.lajouane.com

E-mail: info@lajouane.com

Hecho el depósito que marca la ley 11.723

Libro de edición argentina.

ÍNDICE

PREFACIO	11
PRÓLOGO.....	15
¿HACIA DÓNDE VAN LOS ESTUDIOS SOBRE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS? TENDENCIAS Y PERSPECTIVAS	19
<i>WETLANDS</i> : UMA SOLUÇÃO SUSTENTÁVEL PARA O TRATAMIENTO DE ESGOTOS.....	37
MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA CUENCA DEL RÍO BLANCO Y EMBALSE POTRERILLOS, MENDOZA	71
ANÁLISIS DE FRECUENCIAS PARA LA EVALUACIÓN Y GESTIÓN DEL RECURSO HÍDRICO SUPERFICIAL CUYANO.....	91
PRESENCIA DE NITRATOS EN EL ACUÍFERO FREÁTICO DEL OASIS CENTRO, RÍO TUNUYÁN SUPERIOR, MENDOZA, ARGENTINA...	157
LA ASIGNACIÓN DE DERECHOS DE AGUA Y LOS MECANISMOS DE RECUPERACIÓN DE PLUSVALÍA TERRITORIAL.....	179
DERECHO AL AGUA. APORTES DEL ORDENAMIENTO TERRITORIAL A LA GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS	217
POLÍTICA ECONÓMICA DE LOS SUBSIDIOS ENERGÉTICOS PARA RIEGO CON AGUA SUBTERRÁNEA EN MENDOZA, ARGENTINA .	255
INFLUENCIA DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE UN RECURSO PESQUERO TRANSFRONTERIZO: EL CASO DE LA CORVINA RUBIA	291
SISTEMA ACUIFERO GUARANI. EL CONOCIMIENTO PARA LA GESTIÓN	313
RÍO MENDOZA: 12 AÑOS DE REGISTROS DE CALIDAD DE AGUA. ANÁLISIS EVOLUTIVO DE LA CONTAMINACIÓN	337
DESEMPEÑO ACTUAL Y POTENCIAL DE DIFERENTES MÉTODOS DE RIEGO EN MENDOZA. RECOMENDACIONES PARA MEJORAR EL APROVECHAMIENTO DEL AGUA DE RIEGO.....	355
CALIDAD DEL AGUA EN ZONAS BAJO RIEGO. EL CASO DEL CINTURÓN VERDE DE MENDOZA.....	379

UTILIDAD DE UN TEST DE TOXICIDAD COMO HERRAMIENTA PARA EVALUAR LA CALIDAD DE AGUA DE BEBIDA ANIMAL	403
LOGROS Y PERSPECTIVAS DEL RÉGIMEN DE FOMENTO A LA EFICIENCIA HÍDRICA EN LA AGRICULTURA CHILENA.....	433
PROHÍBASE... PERO AUTORÍCESE. LA GESTIÓN INSOSTENIBLE DEL ACUÍFERO DE ICA-VILLACURÍ (PERÚ).....	457

AUTORES

Álvarez Gonçalves,
Cristina. V.
Andino, Mónica Marcela
Bermejillo, Adriana
Brüemmer, Bernhard
Buccheri, Mauricio J.
Cónsoli, Daniela
Daronco, Giuliano Crauss
Dediol, Cora
Donoso, Guillermo
Drovandi, Alejandro
Fengler, Ricardo Z.
Fernández Cirelli, Alicia
Filippini, María Flavia
Fioriti, María Josefa
Gennari, Alejandro J.
Genovese, Dora
Gudiño, María E.
Guevara Gil, Armando
Hernández, Rocío
Lauro, Carolina
López Bernis, Mireya
Martín, Leandro
Mastrantonio, Leandro
Miralles, Susana
Mirábile, Carlos
Morábito, José
Morsucci, Aldo
Ortiz, Noelia
Ortiz Maldonado, Gonzalo
Pereyra, Marcelo
Pérez Carrera, Alejo L.
Pinto, Mauricio
Rearte, Emilio
Riera, Félix Sebastián
Romero, María Eugenia
Salatino, Santa
Santa Cruz, Jorge Néstor
Santos Correia e Silva,
Carlos Felipe
Schilardi, Carlos
Soares, Tatiane Thomas
Stocco, Alicia
Tapia, Ologa
Valdés, Analía
Vázquez, Fernanda J.
Vich, Alberto
Volpedo, Alejandra V.
Zuluaga, José

PREFACIO

La Universidad Nacional de Cuyo tiene su sede principal en la Provincia de Mendoza, ámbito territorial signado por una escasez de agua que ha influido notablemente en la cultura regional, la que gira notablemente en torno a ese vital recurso.

En ese contexto general la Universidad actúa académicamente, desarrollando conocimiento a través de sus investigadores y formando a los alumnos que concurren a sus aulas. El agua como fuente de vida y recurso determinante del ambiente humano tiene una importancia central en las estrategias universitarias.

Es por ese motivo que la UNCuyo ha declarado que en su ámbito, el 2017 será el “Año del Agua y el Ambiente”, pretendiendo con esta acción institucional priorizar acciones y encauzar la tarea que habitualmente desempeñan sus unidades académicas, institutos y centros de estudios.

Como parte de esas tareas, la Universidad Nacional de Cuyo integra la Asociación de Universidades Grupo Montevideo (AUGM), red que nuclea a numerosas Universidades públicas de Argentina, Bolivia, Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay, y que entre sus objetivos procura la investigación científica y tecnológica, incluidos los procesos de innovación, adaptación y transferencia tecnológica en áreas estratégicas, y la interacción de sus miembros con la sociedad en su conjunto, difundiendo los avances del conocimiento que propendan a su modernización.

Como resultado de las actividades desarrolladas por la Secretaría de Relaciones Internacionales en ese ámbito

interuniversitario, y a partir de una iniciativa planteada en el Comité Académico Agua de la AUGM, el Rectorado de la UNCuyo realizó una convocatoria a la postulación de trabajos vinculados a los recursos hídricos realizados por los profesores e investigadores de las universidades miembros de la AUGM, propuesta que se extendió a profesores e investigadores del Grupo COIMBRA, en atención a las actividades y vinculaciones que se encuentran en desarrollo con el mismo.

Dicha convocatoria, cuyo resultado final es la presente publicación, se contextualiza en una permanente preocupación por el desarrollo y difusión del conocimiento que genera el sector académico, pero además resalta por su trascendente contenido temático, puesto institucionalmente en valor en el presente año –como se refirió supra– mediante una declaración formal que realza la temática de los recursos hídricos y ambientales.

Junto a ello, esta publicación sobresale por las características de internacionalización que presenta. Los dieciséis trabajos que se han incluido en la misma son fruto de los significativos aportes que realizan cuarenta y siete investigadores pertenecientes a siete universidades y a algunos prestigiosos centros de investigación u organismos de gestión, ubicados en cinco países distintos, lo que es un mérito apreciable.

Destaca, además, que esta obra no es un hecho aislado, sino que integra un sistemático trabajo académico que –con el agua como uno de sus ejes– lleva adelante la Universidad Nacional de Cuyo en el contexto del Grupo Montevideo. Esas labores incluyen, entre otras, la realización de una Jornada anual organizada desde 2015, en marzo de cada año, con motivo del Día Mundial del Agua que se conmemora por iniciativa de Naciones Unidas. La presente obra, justamente, también incluye aportes de expertos que han

expuesto en esas Jornadas, y será parte del contenido de una nueva edición que se realizará este año, teniendo en esta oportunidad al derecho humano al agua y al saneamiento como problemática de análisis y discusión.

En esa misma línea de trabajo, y como resultado de una inédita labor conjunta entre los Comités Académicos sobre Agua, Ambiente y Energía del Grupo Montevideo, en el mes de octubre de este año también se llevará a cabo un Congreso aglutinador de ese conjunto de temáticas complejas e interrelacionadas, con un abordaje interdisciplinario enmarcado en la internacionalización de la labor académica, siendo la Universidad Nacional de Cuyo la anfitriona y responsable de tal organización.

Como Rector de la Universidad Nacional de Cuyo no puedo más que festejar este nuevo aporte al conocimiento de los recursos hídricos, y especialmente felicitar a todos aquellos que lo han hecho posible.

Ing. Agr. DANIEL PIZZI

Rector de la Universidad Nacional de Cuyo

Mendoza, 1 de marzo de 2017

PRÓLOGO

Esta publicación reúne, bajo el título *Agua y sociedad*, un conjunto de aportes científicos sobre aspectos fundamentales del conocimiento de los recursos hídricos, realizados por académicos de media docena de universidades de Argentina, Alemania, Brasil, Chile y Perú.

La Unidad para el Cambio Rural (UCAR) del Ministerio de Agroindustria, que tiene a su cargo la coordinación y ejecución de los programas y proyectos con financiamiento internacional, celebra esta iniciativa conjunta con la Universidad Nacional de Cuyo, en tanto constituye un esfuerzo muy valioso por acercar una cuidadosa selección de estudios actualizados sobre un tema crucial para la formulación, implementación y gestión de políticas públicas del sector agropecuario, y en particular de aquellas vinculadas al agua. Dentro de la UCAR, el Programa de Servicios Agrícolas Provinciales (PROSAP) es reconocido en todo el país por la inversión pública directa destinada a la rehabilitación de sistemas de riego y, como el resto de los programas de la cartera, está guiado por el objetivo de mejorar la calidad de vida de los productores rurales y promover el desarrollo con equidad de las áreas que habitan.

Sin lugar a dudas, el trabajo permanente en este sentido no sería eficaz sin una vocación constante por mejorar la información y el conocimiento sobre las cuestiones diversas y complejas que se vinculan con el uso y la gestión del agua. Esto significa construir canales de comunicación entre la administración pública y el ámbito universitario, como una estrategia para elevar la calidad de las políticas

y las formas de intervención. En particular, esta obra logra brindar un panorama amplio, con distintos enfoques disciplinares, mediante la recopilación de dieciséis trabajos referidos a contenidos tan diversos como ecosistemas acuáticos, aguas subterráneas, calidad de las aguas, tratamiento de efluentes, cambio climático, recursos pesqueros, eficiencia en el uso, instrumentos económicos, ordenamiento territorial y metodologías de evaluación.

En primer lugar, acerca de los ecosistemas acuáticos, se presenta el trabajo de FERNÁNDEZ CIRELLI *et al.*, quienes analizan la evolución de las publicaciones científicas durante los últimos veinte años. Muestran que las investigaciones en esta temática se han convertido en un importante campo de estudio a partir del año 2000, en coincidencia con el incremento de las políticas públicas internacionales y nacionales sobre la conservación del agua.

En relación a las aguas subterráneas, los aportes son diversos. Por una parte, SANTA CRUZ *et al.* nos ilustran sobre los estudios que se han desarrollado en torno al Acuífero Guaraní, en base a una recopilación de las actividades desarrolladas en las áreas Piloto Concordia y Salto. Por otra parte, MIRÁBILE *et al.* exponen un estudio de caso vinculado a la presencia de nitratos en un acuífero freático de un área productiva. Además, RIERA *et al.* analizan un caso de subsidio eléctrico en la extracción de aguas subterráneas, en el que las políticas no han proporcionado incentivos económicos consistentes a los productores agrícolas que permitan considerar la degradación ambiental del recurso. Por último, Guevara Gil expone valiosas observaciones sobre un caso de veda en un acuífero sobreexplotado y su ineficacia frente a las debilidades institucionales.

La calidad de las aguas y el tratamiento de efluentes son objeto de diversos trabajos, además del ya referido en relación a las aguas subterráneas. Al respecto, ZARDIN

FENGLER *et al.* exponen la posibilidad de desarrollar sistemas de humedales artificiales para el tratamiento de las aguas residuales. En tanto, DROVANDI *et al.* realizan un estudio de caso que refleja el impacto negativo de los cambios en el uso del suelo en cuencas sensibles, mientras que SALATINO *et al.* analizan la evolución de la contaminación en uno de los principales cursos de agua del oeste argentino en base a registros de calidad por más de una década. Por su parte, ZULUAGA *et al.* muestran los resultados de un estudio de caso vinculado a la calidad de las aguas en un área de uso intensivo. Adicionalmente, ALVAREZ GONÇALVES *et al.* presentan los tests de toxicidad como una alternativa posible para aportar información relativa a la calidad del agua para bebida animal.

Otra perspectiva es la de ROMERO Y VOLPEDO, quienes abordan la influencia del cambio climático sobre los recursos pesqueros con un estudio centrado en el caso de la corvina rubia, que contempla los potenciales efectos en la abundancia y distribución de esta especie y su manejo en función de los escenarios pronosticados para la región.

Con respecto a la eficiencia en el uso, por una parte, SCHILARDI *et al.* analizan el desempeño actual y potencial de diferentes métodos de riego en un caso concreto y realizan recomendaciones para mejorar el aprovechamiento del agua; y por otra, Donoso describe una muy valiosa experiencia comparada a partir del Programa de Bonificación por Inversiones de Riego y Drenaje, implementado por ley 18.450 en Chile, considerando sus logros y actuales desafíos.

La incidencia de la asignación de derechos de uso de agua, en el proceso de configuración y posterior organización del territorio es abordada por PINTO, BUCCHERI y ANDINO, cuyo estudio detalla aspectos positivos y debilidades de la implementación de mecanismos de recuperación de plusvalías. Dentro de este ámbito, GUDIÑO y CUELLO RÜTTLER

analizan aspectos que hacen al derecho al agua desde el ordenamiento territorial y su incidencia en la gestión y planificación de los recursos hídricos.

Finalmente, VICH y LAURO exponen un análisis sobre las frecuencias para la evaluación y gestión del recurso hídrico superficial mediante un estudio de caso, con el objetivo de determinar la magnitud de las variables de caudal anual y estacionales para diferentes períodos de retorno y obtener un cuantil en sitios sin información, a partir de la aplicación del Análisis Regional de Frecuencias.

En suma, este trabajo es un aporte significativo, que brinda experiencias y elementos de análisis que pueden ser tenidos en cuenta a la hora de tomar decisiones. La UCAR participa de esta iniciativa con el convencimiento de que la consolidación del conocimiento sobre los recursos hídricos es el punto de partida de cualquier política seria sobre el agua y el sector agropecuario y rural.

Dr. ALEJANDRO GENNARI
Coordinador Ejecutivo UCAR
Marzo de 2017

¿HACIA DÓNDE VAN LOS ESTUDIOS
SOBRE LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS?
TENDENCIAS Y PERSPECTIVAS

ALICIA FERNÁNDEZ CIRELLI, FERNANDA J. VAZQUEZ Y
ALEJANDRA V. VOLPEDO

Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA-
UBA-CONICET) / Centro de Estudios Transdisciplinarios
del Agua (CETA-UBA). Facultad de Ciencias Veterinarias,
Universidad de Buenos Aires. Av. Chorroarín 280 CP 1427.
Ciudad de Buenos Aires. Argentina. avolpedo@fvvet.uba.ar

RESUMEN

Los ecosistemas acuáticos son ecológicamente importantes, y están constantemente amenazados por un número cada vez mayor de cambios inducidos por el hombre. Este estudio evalúa las tendencias de investigación sobre “ecosistemas acuáticos” en los últimos 20 años en revistas de todas las categorías temáticas de ciencia.

Los parámetros analizados incluyen la producción de publicaciones, la identificación de la revista, el país, y el análisis de las palabras clave mayormente utilizadas. Los resultados evidencian que en los últimos 20 años, hubo un crecimiento de los artículos consistente con mayor número de participación de países e instituciones, donde Norte América (Canadá y Estados Unidos) sigue siendo la región líder en el tema. La clasificación de palabras clave indicaron mayor número de investigaciones relacionadas al estudio de organismos acuáticos, calidad de agua, sedimento, y cambio climático. Los resultados muestran que las investigaciones en ecosistemas acuáticos centraron la atención de

la comunidad científica. Esta temática se convirtió en un importante campo de investigación a partir del año 2000, coincidiendo esto con el incremento de las políticas públicas internacionales y nacionales sobre la conservación de agua.

El crecimiento de las publicaciones en esta temática en Argentina coincide con la tendencia a nivel mundial. Es de destacarse que en los últimos años las investigaciones en ambientes marinos de Argentina coinciden con las prioridades estratégicas nacionales.

Las tendencias futuras en la temática a nivel mundial, podrían estar asociadas a los nuevos objetivos de desarrollo sustentable propuestos por las Naciones Unidas, los cuales han sido suscriptos por 189 países, en los cuales el agua es un tema transversal a varios de dichos objetivos.

Palabras clave: ecosistemas acuáticos, organismos acuáticos, calidad de agua, sedimento, cambio climático.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas acuáticos son ecológicamente importantes y son uno de los ambientes más productivos del mundo al poseer alta diversidad biológica. Dichos ambientes brindan diferentes “servicios ecosistémicos”, desde suministro de agua dulce, alimentos y materiales de construcción; hasta el control de crecidas, recarga de aguas subterráneas y la mitigación al cambio climático.

Sin embargo en numerosas regiones del mundo disminuye la superficie de los humedales y aumenta su degradación, por lo que los servicios ecosistémicos que estos ambientes proporcionan se ven afectados (Rubec y Hanson 2009; Ramsar, 2015).

Las principales amenazas sobre estos ambientes son de origen antrópico (BUNN y ARTHINGTON, 2002; RELYEA, 2005; HALPERN *et al.*, 2008; FERNÁNDEZ CIRELLI *et al.*, 2007; VOLPEDO y FERNÁNDEZ REYES, 2008). La contaminación del

agua, la eutrofización, los cambios hidrológicos en el uso de la tierra son unos de los principales problemas que afectan la salud e integridad de los ecosistemas acuáticos generando su conservación un desafío (Liao y Huang, 2014). Esto ha llevado a que los ecosistemas acuáticos sean un foco de interés por parte de los investigadores a nivel mundial convirtiéndose en uno de los campos de frontera disciplinares más dinámico de las ciencias (GRIFFITH *et al* 2005; EUGENE y OH 2004; LIAO y HUANG, 2014).

Debido a su complejidad y su dinámica, la comprensión del funcionamiento de estos ambientes, requiere la aplicación y articulación de diferentes disciplinas a fin de garantizar su conservación. En este sentido, es importante evaluar sistemáticamente la evolución del conocimiento en la investigación sobre estos ecosistemas, a fin de contribuir a identificar las potenciales tendencias de investigación y los vacíos de información, así como a dar un marco local en el contexto mundial, al desarrollo del conocimiento de esta temática.

Uno de los métodos más utilizados para medir el progreso científico en muchas disciplinas de la ciencia y la ingeniería son los métodos bibliométricos. Estos métodos son una herramienta de investigación común para el análisis sistemático (Van Raan, 2005).

En este sentido, este trabajo tiene por objetivo evaluar la tendencia mundial y nacional sobre el estudio de los ecosistemas acuáticos en el periodo 1995-2015, planteando perspectivas sobre los estudios a futuro mediante la aplicación del método bibliométrico.

MATERIALES Y METODOS

Para la revisión y cuantificación de trabajos relacionados a ecosistemas acuáticos se utilizaron las bases de datos de Science Direct y Scopus. Se seleccionaron estas bases de

datos, ya que las mismas son relevantes a nivel mundial y poseen una cobertura internacional.

Se analizaron los parámetros bibliométricos convencionales para cada trabajo; identificando revistas donde se publicaron los artículos, origen de los artículos y diferentes palabras clave). Las palabras clave utilizadas para recuperar los registros de datos válidos en el período 1995-2015, fueron “*ecosistemas acuáticos*”, “*contaminación acuática*”, “*biodiversidad*”, “*bioindicadores*”, “*bioremediación*”, “*manejo del agua*”, “*contaminantes emergentes*”, “*humedales*” y “*microcontaminantes*”.

En el caso que las instituciones de filiación de los autores de los artículos tuvieran un mismo país, se consideró a ese trabajo como una publicación propia de un único país. En el caso que los autores pertenecieran a instituciones de diferentes países, se consideró a la publicación como de origen “multinacional”.

Los datos bibliométricos surgidos de la búsqueda a nivel internacional se compararon con los datos de Argentina (considerando artículos de investigadores argentinos y/o de ambientes acuáticos de Argentina).

RESULTADOS Y DISCUSION

A nivel mundial se publicaron en total 6.650.575 trabajos en *journals* en las bases *Science Direct* y *Scopus* durante el período de 1995 a 2015. Estos artículos incluyen todas las disciplinas científicas existentes (Fig 1).

Es interesante destacar que existe un aumento en la proporción de artículos entre los distintos periodos considerados. De 1995-1999 a 2000-2004 el crecimiento fue del 14%, mientras que de 2000-2004 a 2005-2009 aumentó un 25% y en el último periodo este incremento fue de 27% (Tabla 1). Esto demuestra el avance del desarrollo científico a nivel mundial en las últimas décadas.

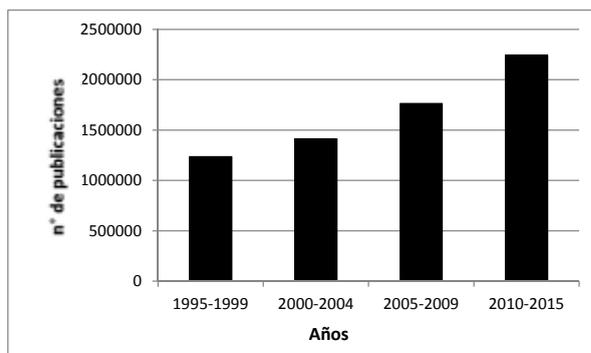


Figura 1: *Tendencia mundial de publicaciones en revistas científicas desde 1995-2015 en las bases Science Direct y Scopus.*

En Argentina la cantidad de publicaciones realizadas en todas las disciplinas científicas en el período 1995-2015 es de 26.713 artículos lo que representa el 0,40% de las publicaciones a nivel mundial. Se observa que la tendencia de crecimiento en el total de publicaciones científicas argentinas en revistas sigue la misma tendencia mundial (Fig 2). El aumento entre 1995-1999 y 2000-2004 fue de un 43%, entre 2000-2004 y 2005-2009 de un 30%, y de un 41% entre 2005-2009 y 2010-2015 (Tabla 1).

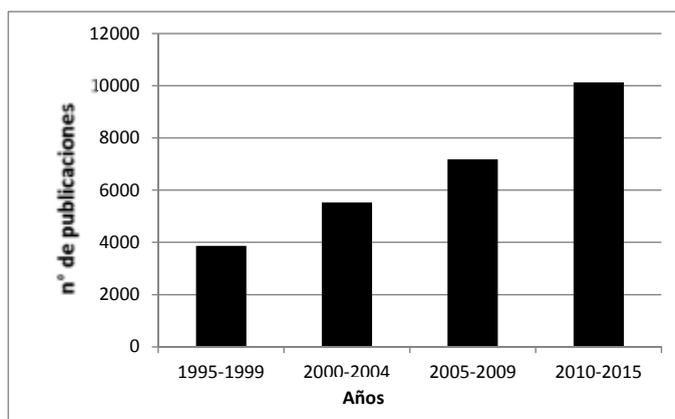


Figura 2: *Tendencia de publicaciones argentinas en revistas científicas desde 1995-2015 en las bases Science Direct y Scopus.*

AÑOS	N° DE PUBLICACIONES MULTINACIONALES	N° DE PUBLICACIONES ARGENTINAS
1995-1999	1.234.874	3.869
2000-2004	1.412.691 (14%)	5.530 (43%)
2005-2009	1.762.341 (25%)	7.181 (30%)
2010-2015	2.240.669 (27%)	10.133 (41%)
total	6.650.575	26.713

Tabla 1: *Rango de años y número de artículos según su origen. Entre paréntesis porcentaje de crecimiento en relación al periodo anterior.*

La temática de los ecosistemas acuáticos fue el objeto de la publicación de 18.830 artículos a nivel mundial (Fig 3) habiendo un marcado incremento a partir del año 2000. Dichos artículos fueron publicados en 160 países, donde el mayor porcentaje de trabajos corresponden a países de América del Norte (Estados Unidos y Canadá), mientras que China, Alemania, Reino Unido y Francia aportan

aproximadamente un 10%, y Austria, España, Brasil e India el 5% (Fig 4).

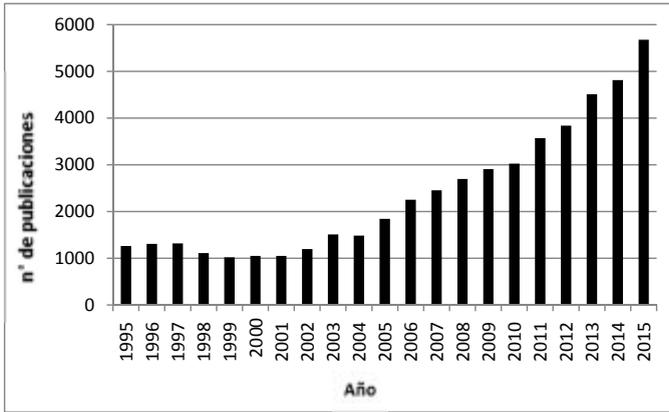


Figura 3: *Tendencia mundial en la investigación de ecosistemas acuático*

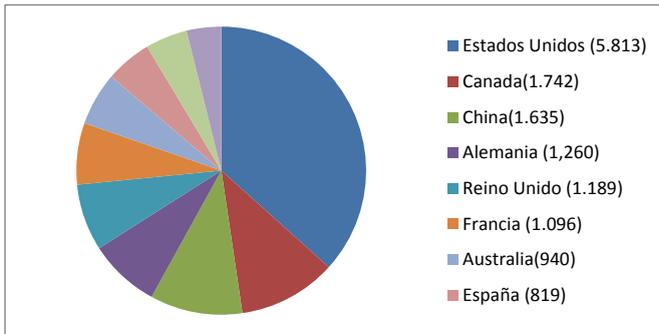


Figura 4: *Distribución de publicaciones por países en la categoría ecosistemas acuáticos durante el período 1995-2015.*

Las principales revistas que publicaron artículos asociados a los ecosistemas acuáticos a nivel mundial fueron: *Science of The Total Environment, Chemosphere, Marine*

Pollution Bulletin, Environmental Pollution y Aquatic Toxicology.

En el caso de los artículos argentinos asociados a la temática de ecosistemas acuáticos, las revistas que se destacaron fueron: *Deep Sea Research; Science of The Total Environment; Marine Pollution Bulletin; Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology;* y *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Lo llamativo es la presencia de artículos paleontológicos. Esto se debe, particularmente a que nuestro país presenta condiciones ambientales particulares, especialmente en la Patagonia que han permitido la preservación del registro fósil, siendo una de las áreas a nivel mundial con mayor cantidad de fósiles, particularmente de dinosaurios. Por otro lado, cabe considerar que dos de las revistas en que se publican artículos argentinos (*Marine Pollution Bulletin y Science of The Total Environment*) están incluidas entre las cinco principales revistas a nivel mundial. Esto sugiere que si bien es limitada la cantidad de trabajos en la temática de los investigadores argentinos, los mismos son publicados en revistas internacionales reconocidas.

En relación a la búsqueda de palabras clave las tendencias tanto en cantidad de artículos como en revistas es variada.

Con la aplicación de la palabra clave “*contaminación acuática*”, se puede observar una tendencia similar a la tendencia mundial para las publicaciones relacionadas a “*ecosistemas acuáticos*” (Fig 5); donde se observa un marcado incremento a partir del año 2000. Lo mismo sucede cuando se busca en las bases de datos artículos que poseen las palabras clave “*manejo de agua*”, “*humedales*”, “*bioremediación*”, “*bioindicadores*” (Fig 6, 7, 8 y 9) y “*biodiversidad acuática*”; en este último caso se mantiene esta tendencia creciente, aunque existan limitados trabajos en la temática.

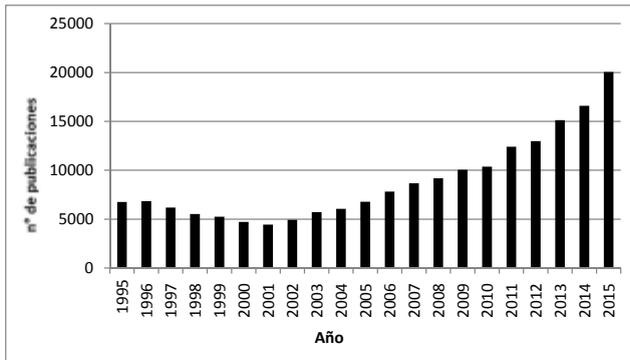


Figura 5: Tendencia mundial en la investigación en “contaminación acuática”.

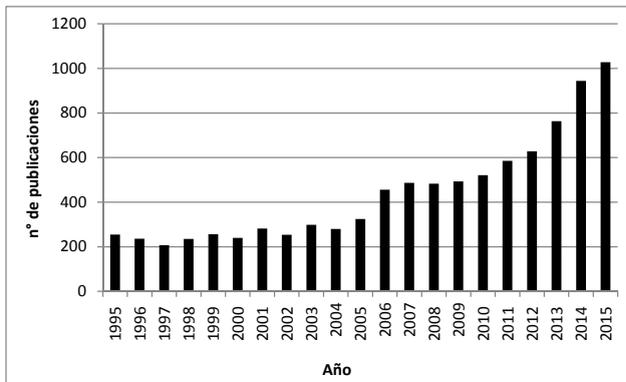


Figura 6: Tendencia mundial en la investigación en “manejo de agua”.

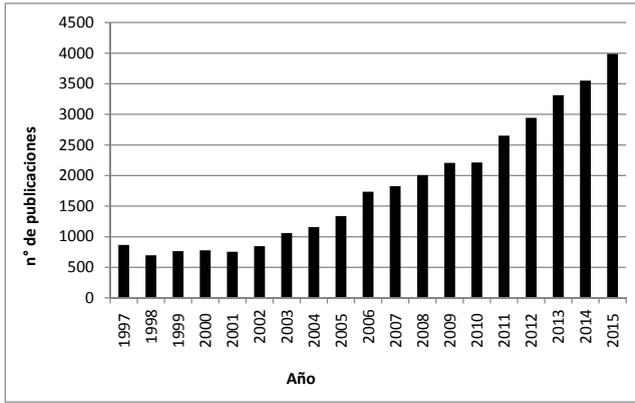


Figura 7: Tendencia mundial en la investigación en “humedales”.

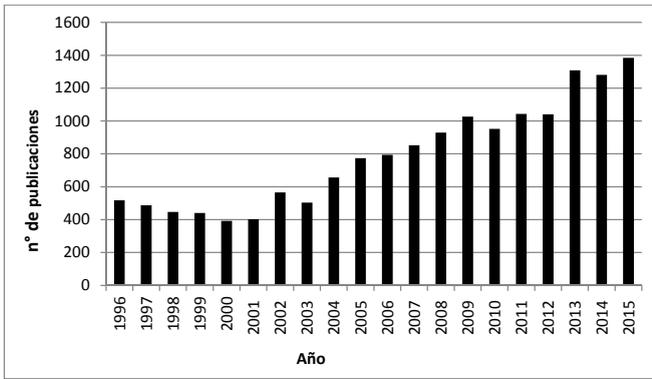


Figura 8: Tendencia mundial en la investigación en “bioremediacion”.

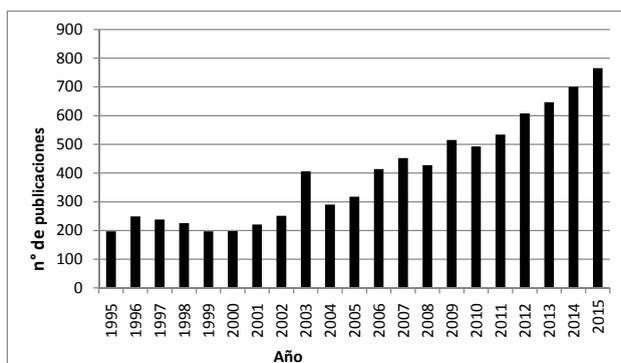


Figura 9: *Tendencia mundial en la investigación en “bioindicadores”.*

El número de artículos que utilizan las palabras clave “microcontaminantes” y “contaminantes emergentes” aumentan en el tiempo, aunque dicho aumento no es marcado. A partir del año 2000 se observa un incremento variable; esta variabilidad puede deberse al avance tecnológico y metodológico en temas relacionados a la contaminación y a los contaminantes emergentes, donde los trabajos comienzan a caracterizar procesos y dejan de ser solamente descriptivos (Fig 10 y 11).

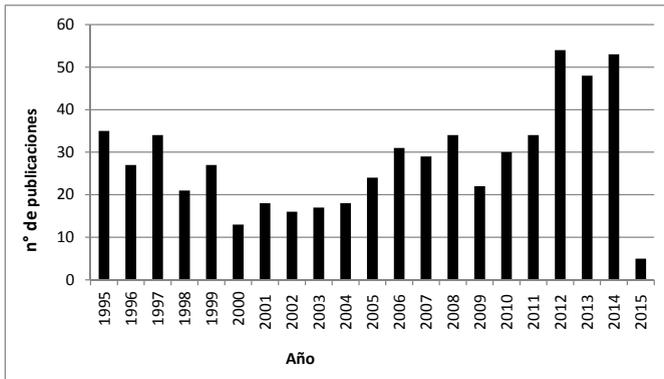


Figura 10: Tendencia mundial en la investigación en “microcontaminantes”.

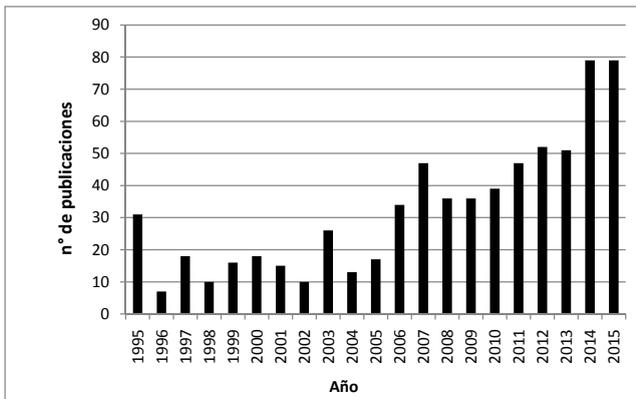


Figura 11: Tendencia mundial en la investigación en “contaminantes emergentes”.

La producción de artículos argentinos en revistas científicas internacionales durante el período 1995-2015 también mostró cierta tendencia de crecimiento en cuanto a los trabajos donde se utilizan las palabras clave “*manejo de agua*”, “*humedales*”, “*bioremediación*” y “*bioindicadores*”.

En cuanto a “*manejo de agua*”, pudo observarse un marcado crecimiento a partir del año 2000 (Fig 12).

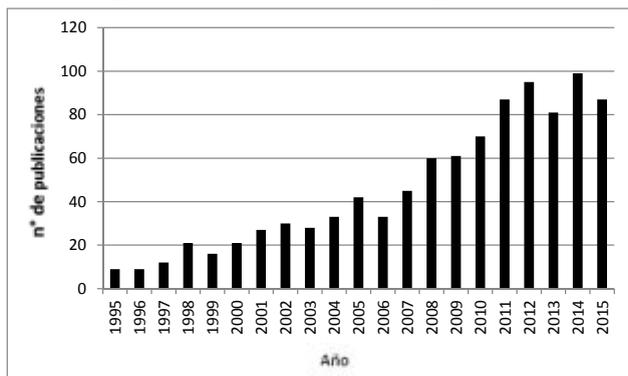


Figura 12: Tendencia de artículos argentinos en relación a la temática “*manejo de agua*”.

Con respecto a la utilización de la palabra clave “*humedales*” se observa también un incremento de los trabajos, aunque el número de los mismos es relativamente limitado (245 artículos). Con la aplicación de la palabra clave “*bioremediación*” los artículos publicados son escasos (53 artículos).

La aplicación de la palabra clave a “*bioindicadores*” evidenció una tendencia creciente de publicación de artículos argentinos en el período (430 artículos), y en 2008 se presenta un marcado descenso. En relación a “*biodiversidad acuática*” el número de artículos en dicho período es de 560, observándose también un aumento de la cantidad de artículos publicados en la temática.

Por otro lado las revistas donde se publican artículos en las temáticas asociadas a “*contaminación acuática*” a nivel mundial son: *Water Research*; *The Lancet*; *Marine Pollution Bulletin*; *Journal of Hydrology*; y *Public Health*, mientras que los artículos argentinos aparecen en las siguientes revistas:

Marine Pollution Bulletin; Environmental Pollution; Deep Sea Research; Science of The Total Environment; Agriculture; y Ecosystems & Environment.

En relación a la temática “*manejo de agua*”, la mayoría de los artículos a nivel mundial se publicaron en *Procedia Engineering; Agricultural Water Management; Journal of Hydrology; Journal of Cleaner Production; y Science of The Total Environment*. De estas publicaciones, *Science of The Total Environment* es también junto a *Field Crops Research; Forest Ecology and Management; World Development; Science of The Total Environment; y Soil & Tillage Research*, donde los autores argentinos publican en esta temática. Es de destacar que a nivel mundial las publicaciones relacionadas al manejo de agua están orientadas a aspectos de la ingeniería, la producción agropecuaria y la protección del ambiente, mientras que en Argentina los artículos en esta temática están asociados a publicaciones relacionadas solamente a la producción agropecuaria y la protección ambiental. Es de destacar que no se hallaron artículos argentinos relacionados a la ingeniería hídrica utilizando como palabras clave “*manejo de agua*”. Esto puede deberse a las características diferentes que presenta el desarrollo de las disciplinas asociadas a la ingeniería, donde los profesionales no están enfocados en la publicación de artículos en revistas internacionales sino en el ejercicio local de la profesión.

En relación a la aplicación de la palabra clave “*humedales*”, la búsqueda a nivel mundial evidenció que las revistas *Ecological Engineering; Science of The Total Environment; Journal of Hydrology; Quaternary International; y Journal of Environmental Management* fueron las más importantes. En Argentina los artículos de esta temática se publicaron en las revistas *Deep Sea Research; Quaternary International; Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology; Reference*

Module in Earth Systems and Environmental; y *Science of The Total Environment*.

En relación al tema de “*bioremediación*”, las revistas seleccionadas por los autores para publicar artículos son: *Journal of Hazardous Materials*; *Bioresource Technology*; *Chemosphere*; *International Biodeterioration & Biodegradation*; y *Fuel & Energy Abstracts*. Todas estas revistas están asociadas al estudio de aspectos químicos, ambientales y tecnológicos. En Argentina los trabajos en esa temática se publican en las revistas: *International Biodeterioration & Biodegradation*; *Process Biochemistry*; *Organic Geochemistry*; *Environmental Pollution*; y *Fuel & Energy Abstracts*. En general los artículos publicados en las mismas están asociados a aspectos químicos y ambientales, no estando representados aspectos tecnológicos.

En relación a la publicación de artículos sobre la temática de los *Microcontaminantes*, las revistas a nivel mundial más destacadas son: *Journal of Chromatography A*; *Chemosphere*; *Science of The Total Environment*; *Water Research*; y *Environmental Pollution*; estando esta última junto a *Journal of Chromatography A* entre las más elegidas por los autores argentinos para la publicación de sus trabajos, publicándose en las mismas aspectos químicos y ambientales.

Esto mismo sucede en relación con la temática *contaminantes emergentes* donde a nivel mundial y nacional, las principales revistas (*Building and Environmental*; *Water Research*; *Science of The Total Environment*; *Studies in Environmental Science*; *Journal of Chromatography A*; *Fuel & Energy Abstract*; *Deep Sea Research*; *Energy Policy*; y *Renewable & Sustainable Energy Reviews*) están asociadas a aspectos químicos y ambientales.

CONCLUSIONES

Los resultados muestran que las investigaciones en ecosistemas acuáticos centraron la atención de la comunidad científica y esta temática se convirtió en un importante campo de investigación a partir del año 2000, coincidiendo esto con el incremento de las políticas públicas internacionales y nacionales sobre la conservación de agua alrededor del mundo.

Este trabajo, evidencia que las publicaciones anuales marcan una tendencia creciente en las últimas dos décadas, y que el desarrollo de la investigación ocurrió principalmente a través de dos etapas. Una etapa de desarrollo relativamente bajo (desde 1995 hasta 2000), con una producción media anual de 100 a 200 artículos y un período de crecimiento rápido (desde 2000 al 2015), donde las publicaciones anuales aumentaron significativamente casi tres veces. Esto demuestra que en los últimos 20 años, hubo un crecimiento consistente con los artículos publicados a nivel mundial. Por otro lado, los aspectos que más se han desarrollado en los artículos son estudios ambientales, químicos y biológicos integrales, asociados a los procesos y dinámica de los ecosistemas acuáticos y disminuyendo los artículos meramente descriptivos o unidisciplinarios.

El crecimiento de las publicaciones en ecosistemas acuáticos en nuestro país coincide con la tendencia a nivel mundial. Es de destacarse que en los últimos años las investigaciones en ambientes marinos coinciden con las prioridades estratégicas nacionales y con el aumento de los centros de investigación de CONICET y de las diferentes universidades, que estudian los ecosistemas acuáticos dulceacuícolas y marinos. Las áreas disciplinares que presentan una menor representatividad en la publicación de artículos en el estudio de ecosistemas acuáticos en nuestro país

en relación a los avances a nivel mundial son la ingeniería hídrica y los aspectos tecnológicos, debiéndose fortalecer a las mismas en las próximas décadas.

Las tendencias futuras en la temática a nivel mundial, podrían estar asociadas a los nuevos objetivos de desarrollo sustentable propuestos por las Naciones Unidas, los cuales han sido suscriptos por 189 países, en los cuales el agua es un tema transversal a varios de los 17 objetivos propuestos. Por lo que la focalización de estos aspectos podría ser considerado una bisagra en el desarrollo de este tipo de estudio para las próximas décadas.

BIBLIOGRAFIA

- BUNN, S. E., & ARTHINGTON, A. H. (2002). Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental management*, 30(4), 492-507.
- EUGENE, A. S., & OH, I. H. (2004). Aquatic ecosystem assessment using exergy. *Ecological Indicators*, 4, 189-198.
- FERNÁNDEZ CIRELLI, A., FERNÁNDEZ REYES, L. & VOLPEDO, A.V. (Eds). (2007). *El agua en Iberoamérica. Efecto cambios globales sobre los recursos hídricos y ecosistemas marino costeros*. RED CYTED 406RT0285 "Efecto cambios globales sobre los humedales de Iberoamérica" ISBN: 978-987-96413-2-3.
- GRIFFITH, M. B., HILL, B. H., & McCORMICK, F. H. (2005). Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates, and fish to southern Rocky Mountain streams. *Ecological Indicators*, 5, 117-136.
- HALPERN, B. S., WALBRIDGE, S., SELKOE, K. A., KAPPEL, C. V., MICHELI, F., D'AGROSA, C., ... & FUJITA, R. (2008). A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319(5865), 948-952.
- LIAO, J., & HUANG, Y. (2014). Global trend in aquatic ecosystem research from 1992 to 2011. *Scientometrics*, 98(2), 1203-1219.
- RAMSAR (2015). <http://www.ramsar.org/>
- RELYEA, R. A. (2005). The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecological applications*, 15(2), 618-627.

- RUBEC, C. D. A., & HANSON, A. R. (2009). Wetland mitigation and compensation: Canadian experience Wetlands. *Ecological Management*, 17, 3–14.
- VAN RAAN, A. F. J. (2005). For your citations only? Hot topics in bibliometric analysis *Measurement. Interdisciplinary Research and Perspectives*, 3, 50–62.
- VOLPEDO, A.V & FERNÁNDEZ REYES, L., (2008). Efecto de los cambios globales sobre la biodiversidad. RED CYTED 406RT0285 “Efecto cambios globales sobre los humedales de iberoamérica” ISBN: 978-987-05-5533-9, 294 pp

WETLANDS: UMA SOLUÇÃO SUSTENTÁVEL PARA O TRATAMENTO DE ESGOTOS

RICARDO ZARDIN FENGLER

Graduando em Engenharia Civil, UNIJUÍ,
ricardo_z_fengler@hotmail.com

TATIANE THOMAS SOARES

Graduanda em Engenharia Civil,
UNIJUÍ, ttsoares2@hotmail.com

CARLOS FILIPE SANTOS CORREIA E SILVA

Engenheiro Civil, COPPE/UFRJ, cafilipe.correia@gmail.com

GIULIANO CRAUSS DARONCO

Professor Doutor, DCEEng - UNIJUÍ, giuliano@daronco.com.br

RESUMO

A questão do desenvolvimento sustentável vem preocupando a sociedade mundial em diferentes aspectos, que engloba a escassez de recursos naturais e, a qualidade da água para abastecimento da população, entre outros. Baseando-se nisso, o saneamento básico tem papel fundamental sobre o assunto em pauta. É sabido que existem inúmeras localidades no mundo onde o acesso ao saneamento básico é restrito ou até mesmo inexistente, o que é um problema, devido a que os esgotos gerados acabam por serem lançados em corpos hídricos receptores sem algum tratamento. Fato que gera um custo superior no tratamento de águas para abastecimento, levando em consideração que se encontram em um estado de maior poluição. Uma das alternativas mais viáveis (baixo custo) e recentes para o problema citado seria a implantação de sistemas *wetlands* construídos, que podem auxiliar no tratamento de águas residuais provenientes dos mais distintos processos. Os *wetlands* construídos são ecossistemas

artificiais que imitam de forma controlada os princípios básicos de modificação da qualidade da água dos *wetlands* naturais, que, por sua vez, são ecossistemas que permanecem parcial ou totalmente inundados durante o ano. Através disso, o presente trabalho visou explicar experiências obtidas por diversos autores os quais utilizaram *wetlands* construídos para o tratamento de águas residuais, deixando evidente os resultados encontrados e as melhorias alcançadas.

Palavras chave: wetlands, tratamento de esgotos, saneamento, qualidade da água.

INTRODUÇÃO

Em Setembro de 2015, a Organização das Nações Unidas (ONU), propôs um conjunto de 17 objetivos e 169 metas a serem alcançados até 2030, para que nessa data o nosso mundo alcance o desenvolvimento sustentável. O principal desafio dessa proposta é a erradicação da pobreza em todas as suas formas e dimensões, incluindo a pobreza extrema.

Os objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) propostos se constroem sobre o legado dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM), definidos em 2000, e concluirão o que os ODM começaram: a transformação do nosso mundo. Para que isso seja possível, um dos assuntos abordados é o saneamento básico como direito humano. Este está explícito no Objetivo 6 - Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos. Até 2030 este objetivo tem como principais metas: melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a liberação de produtos químicos, reduzindo à metade a proporção de águas residuais não tratadas (6.3); ampliar a cooperação internacional e o apoio à capacitação para os países em desenvolvimento em atividades e programas relacionados à água e saneamento incluindo o tratamento de efluentes (6.a); (ONU, 2015).

Nota-se que na concepção destas metas está embutido a busca por soluções sustentáveis aos problemas de saneamento. Soluções de baixo impacto ambiental, soluções de baixo custo, soluções que possam ser implantadas em países em desenvolvimento, e, de preferência pelas comunidades locais. Com estas condicionantes, sistemas de tratamento de esgoto como as *wetlands* se tornam soluções bastante atrativas. Salati (2006) utiliza o termo *wetland* como definição para caracterizar distintos ecossistemas naturais que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano, destacando-se banhados, pântanos, manguezais, várzeas de rios, entre outros.

A difusão mundial da tecnologia dos *wetlands* construídos (ecossistemas artificiais) se originou a partir de pesquisa realizada no Instituto Max Planck, na Alemanha Ocidental, começando em meados de 1950. A implementação desta tem crescido em todo o mundo desde 1985, principalmente por causa dos *wetlands* de tratamento, ao mesmo tempo em que são mecanicamente simples, são sistemas biológicos complexos capazes de atingir elevados níveis de tratamento. Além disso, os *wetlands* de tratamento podem ser construídos usando materiais e mão de obra locais, que é uma grande vantagem nos países em desenvolvimento (KADLEC & WALLACE, 2008).

Nas últimas décadas o interesse por sistemas *wetlands* construídos vegetados vem aumentando gradativamente, por tratar-se de uma tecnologia simples, de custo relativamente baixo, fácil operação e manutenção para o tratamento de uma diversidade considerável de produtos líquidos que apresentam material orgânico suscetível à biodegradação, sedimentação e adsorção. O sistema oferece grandes benefícios ambientais, devido a sua integração com parques e sistemas recreacionais, conservando a vida nativa, harmonizando-se com a paisagem natural e promovendo efluentes com

qualidade capazes de serem utilizados para produção agrícola ou mesmo lançados em corpos hídricos (MEIRA *et al.*, 2001).

A tecnologia aplicada aos sistemas *wetlands* construídos vem evoluindo em todas as frentes com o passar dos anos. O conhecimento sobre a função destes foi consideravelmente difundido principalmente ao que se refere aos benefícios de sua utilização. Só na última década, a tecnologia aplicada desenvolveu-se de tal forma que novas configurações foram concebidas e executadas, o que levou à utilização do sistema para inúmeras aplicações e, conseqüentemente, expandindo-se para o mundo todo (KADLEC & WALLACE, 2008).

O objetivo deste estudo é avaliar as vantagens da utilização de sistemas *wetlands* como uma solução para o tratamento de esgotos provenientes dos mais distintos processos. Este documento se baseou em procedimentos metodológicos fundamentados no método diagnóstico discursivo e de análise ambiental sobre o assunto em pauta. Artigos publicados e trabalhos elaborados nessa linha de estudo direcionaram o desenvolvimento do texto.

WETLANDS

O termo *wetland* é utilizado para caracterizar vários ecossistemas naturais que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano. Estes são identificados como as várzeas dos rios, os igapós na Amazônia, os banhados, os pântanos, as pequenas ou grandes áreas com nível de lençol freático elevado, porém, nem sempre com afloramento superficial, os manguezais, entre outros (CAMPOS *et al.*, 2002). Historicamente, os *wetlands* foram chamados de brejos, pântanos, várzeas, mangues, charcos, entre outros, sendo os fatores preponderantes, para a sua configuração de área molhada, as condições das plantas e da água existente, além do cenário geográfico onde se encontra. Frequentemente, os sistemas são utilizados para a transição entre terras altas

(sistema terrestre) e continuamente ou profundamente inundados (sistema aquático). Eles também são encontrados em pontos baixos da topografia (depressões) ou em áreas com acentuada declividade e com solos de baixa permeabilidade (encostas de infiltração). Em outros casos, as zonas úmidas podem estar presentes em áreas elevadas da topografia ou entre drenagens de transmissão quando o terreno é plano e mal drenado (sendo denominado em algumas das vezes como turfeiras de cobertura, na América do Norte). Em todos os casos, o ponto em comum é a existência de uma vegetação idiossincrática das áreas molhadas, pois, o tempo em que as áreas permanecem molhadas acaba por fazer com que espécies de plantas que não se adaptam a condições saturadas sejam “excluídas” (KADLEC & WALLACE, 2008).

Em diversas situações, os *wetlands* construídos podem ser projetados com a finalidade de ocorrer uma interação plena com o meio, aproveitando o fator da topografia local do terreno para então minimizar ou, até mesmo, eliminar a utilização de tubos e equipamentos mecânicos, como bombas hidráulicas. Somando-se a isto, a manutenção é relativamente menor que de outros sistemas convencionais para tratamento de águas residuárias, podendo ser realizado o tratamento por um longo período de tempo sem a intervenção do homem (MEIRA *et al.*, 2001).

Os sistemas de *wetlands* construídos têm sido difundidos e utilizados em diversos países para a recuperação de recursos hídricos. No Brasil, as principais aplicações e recomendações são para o pré-tratamento de água para diversas finalidades, tratamento secundário e terciário do esgoto urbano, abastecimento de água industrial e urbana e, purificação de volumes grandes de água visando o enquadramento de rios na Classe 2, a partir de rios classificados com qualidades inferiores (SALATI, 2006).

Os *wetlands* construídos recebem, também, designações distintas no Brasil, como sistemas de áreas alagadas construídas, tratamento por zonas de raízes ou tratamento por disposição no solo. Basicamente são ecossistemas artificiais que imitam de maneira controlada os princípios básicos de modificação da qualidade da água dos *wetlands* naturais (CAMPOS *et al.*, 2002).

Wetlands construídos, ou *wetlands* de engenharia, em contraste com *wetlands* naturais, são sistemas criados pelo homem, que são projetados, construídos e operados para emular as funções dos *wetlands* naturais para desejos e necessidades humanas. Ele é criado a partir de um ecossistema não-*wetland* ou em um ambiente terrestre antigo, principalmente com a finalidade de remover contaminantes e poluentes de efluentes (HAMMER, 1994 apud INTERNACIONAL, 2003).

Estes sistemas definem uma tecnologia de tratamento biológico de efluentes e despoluição de águas, onde são plantadas macrófitas aquáticas vasculares, embora possuam casos em que não se estabeleçam plantas no sistema. A qualidade da água modifica-se através de processos físicos, químicos e biológicos, oriundos das raízes das plantas, juntamente com o substrato e toda uma comunidade microbiótica que se desenvolve no meio, imitando de maneira controlada e monitorada processos naturais que ocorrem em áreas alagadas naturais (TONIATO, 2005).

A utilização de macrófitas aquáticas já é difundido em sistemas *wetlands* construídos, sendo que os sistemas podem ser classificados como sistemas que utilizam macrófitas flutuantes e sistemas que utilizam plantas emergentes. As flutuantes formam um grande grupo de plantas que abrangem uma variedade de espécies, sendo normalmente utilizadas em projetos com canais relativamente rasos (Figura 1), podendo conter apenas uma espécie de planta ou até uma

combinação de espécies. No Brasil, a espécie mais estudada recebe popularmente o nome de aguapé, tendo como característica alta resistência a águas altamente poluídas com grandes variações de nutrientes, pH, substâncias tóxicas, metais pesados e variações na temperatura. A finalidade da utilização do sistema flutuante com uso de aguapés é a de remoção de nutrientes no tratamento terciário de esgoto urbano, principalmente o fósforo e nitrogênio, através da incorporação destes à biomassa das plantas. Além disso, sistemas integrando o tratamento secundário e terciário são capazes de remover os nutrientes existentes e também reduzir significativamente a quantidade de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio), ocorrendo no processo degradação da matéria orgânica (SALATI, 2006).

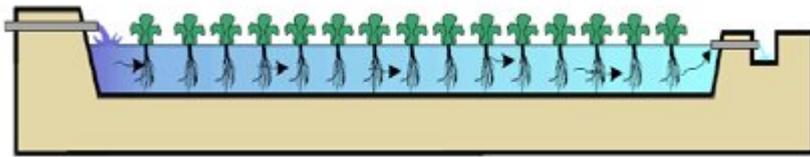


Figura 1: *Sistemas que utilizam macrófitas aquáticas flutuantes. Fonte: Salati, 2006.*

Os sistemas que utilizam plantas emergentes são aqueles nos quais as plantas se desenvolvem tendo o sistema radicular preso ao sedimento e o caule e as folhas parcialmente submersos. Dependendo da espécie considerada, devido à profundidade de penetração do sistema radicular, se permite uma exploração grande do volume de sedimentos. As espécies típicas de macrófitas aquáticas emergentes são definidas genericamente pelo nome de juncos, que são plantas herbáceas de diversas famílias. Podem ser reconhecidos três esquemas básicos para a utilização desta técnica, sendo o com fluxo

superficial (Figura 2), com fluxo subsuperficial horizontal (Figura 3) e o com fluxo vertical (Figura 4). Resumidamente, os três sistemas são capazes de purificar um recurso hídrico através de diversos mecanismos de ação de micro-organismos, removendo sólidos suspensos, DBO, amônia, fósforo e nitrogênio (SALATI, 2006).

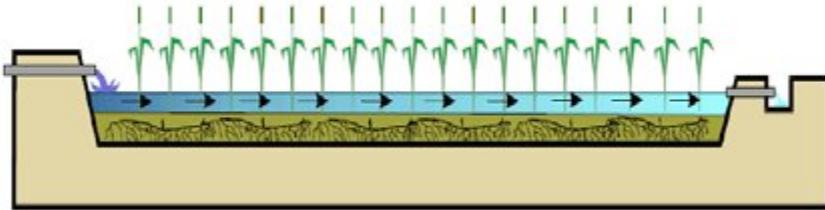


Figura 2: Sistema com macrófitas emergentes com fluxo superficial. Fonte: Salati, 2006.

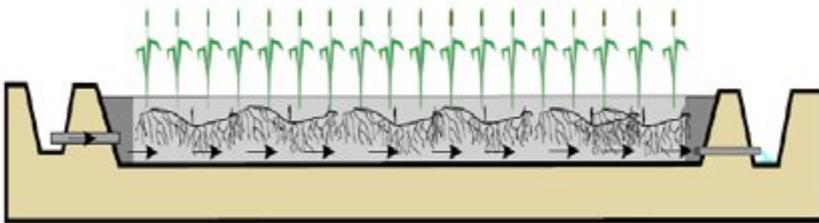


Figura 3: Sistema com macrófitas emergentes com fluxo subsuperficial horizontal. Fonte: Salati, 2006.

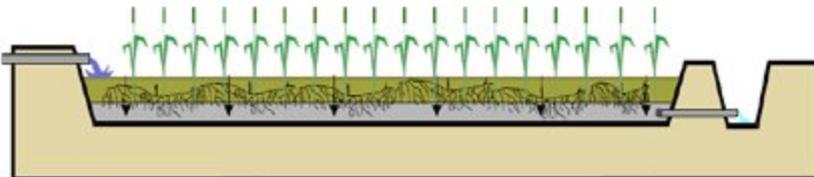


Figura 4: Sistema com macrófitas emergentes com fluxo vertical. Fonte: Salati, 2006.

A água a ser tratada no sistema onde se utiliza macrófitas emergentes com fluxo superficial escorre pela superfície do solo cultivado com plantas emergentes, geralmente os canais são longos com lâmina de água variável. A água a ser tratada no sistema com fluxo subsuperficial é mantida com fluxo horizontal em substrato formado por pedras, sendo cultivadas plantas emergentes, em geral os canais construídos são longos e a espessura do substrato varia, porém ficando próximo a 0,50 cm. No fluxo vertical, a água a ser tratada é despejada em uma camada de solo sobre pedra brita, onde se cultivam as plantas emergentes. Os sistemas deste tipo devem apresentar canais longos de pouca profundidade (SALATI, 2006).

WETLANDS NO BRASIL

No Brasil, já é possível encontrar diversas publicações que relatam a experiência da utilização de sistemas *wetlands* construídos para tratamento de águas residuárias provenientes de distintos processos. Em seu trabalho, FIA *et al.* (2010) relatam a experiência de estudar o desempenho de sistemas alagados construídos (*wetlands*), cultivados com as macrófitas *Typha sp.* e *Alternanthera philoxeroides*, no tratamento da água residuária do processamento dos frutos do cafeeiro (ARC), quando submetidos a condições e aplicações de cargas orgânicas distintas. MANNARINO *et al.* (2006) apresentam resultados referentes a utilização de *wetlands* construídos para o tratamento de lixiviados em sistemas implantados no Aterro Metropolitano de Gramacho e no Aterro Sanitário de Piraí. Suntti, Magri e Philippi (2011) avaliaram o desempenho de dois filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical no desaguamento de lodo de tanque séptico, com aplicações de concentrações distintas de sólidos totais, com objetivo de determinar parâmetros de projeto e de operação dos sistemas.

Ainda se tratando de experiências no Brasil, SOUSA *et al.* (2000, 2005) realizaram um estudo que objetiva verificar o desempenho de sistema composto por reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) seguido de *wetlands* construídos, no tratamento de esgotos sanitários, enfatizando a remoção de matéria orgânica carbonácea e nutrientes eutrofizantes (nitrogênio e fósforo) e, além disso, há um comparativo entre três sistemas: *wetland*, leito de brita não vegetado e lagoas de polimento, com finalidade de avaliar e comparar a qualidade dos efluentes produzidos para fins de irrigação agrícola no semi-árido nordestino. CALJURI *et al.* (2009) realizaram um trabalho visando contribuir com a discussão acerca do assunto de *wetlands* construídos, principalmente no que diz respeito a remoção de matéria orgânica, sólidos, coliformes e nutrientes, apresentando resultados de um estudo desenvolvido durante 19 meses com unidades de fluxo horizontal, superficial e subsuperficial, aplicadas no pós-tratamento de reatores UASB (esgotos sanitários).

Os estudos no Brasil vêm avançando bastante nos últimos anos, existem diferentes propostas de utilização de sistemas *wetlands*, que auxiliam o tratamento de águas residuárias provenientes de distintos processos. Com as experiências obtidas, aos poucos se conseguem elaborar sistemas com maiores eficiências na remoção de sólidos suspensos, DBO, DQO, nitrogênio, amônia, fósforo, entre outros benefícios propiciados. Com efluentes de melhor qualidade e com menor carga poluidora, se consegue reutilizá-los para as mais distintas finalidades, como por exemplo, na agricultura ou despejando em corpos hídricos.

Além das vantagens de remoção já citadas, o custo da implantação de sistemas *wetlands* é relativamente baixo, demandando pouca técnica para operação, o que se adequa às condições de grande parte dos municípios brasileiros, que apresentam recursos limitados e carência de corpo técnico

especializado. Porém, isso não significa que os sistemas, depois de construídos, devam ser deixados de lado sem alguma manutenção, há de se ter cuidado para que a eficiência buscada não seja prejudicada (MANNARINO *et al.*, 2006).

Tratando-se da América Latina, os sistemas de tratamento de águas residuais em quase a totalidade dos países estão bastante distantes do que é solicitado na questão ambiental, referente à qualidade do efluente gerado. As sub-regiões latino-americanas apresentam diferenças muito relevantes tanto no aspecto socioeconômico como em suas características físicas, ambientais e tecnológicas (MONTROYA *et al.*, 2010). Seguindo essa linha, HENCH *et al.* (2003) destacam que existem estados e municípios que carecem de instalações mínimas e adequadas para a reutilização e depuração de águas residuais, devido a fatores como áreas com terreno muito montanhoso, população bastante dispersa e condições tributárias baixas.

Baseando-se em constatações citadas, também há uma variedade de experiências relatando o uso de sistemas *wetlands* para tratamento de águas residuais na América Latina. MONTROYA *et al.* (2010) relatam a utilização de *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial cultivados com três espécies distintas de macrófitas, sendo *Canna limbata*, *Heliconia psittacorum* e *Phragmites sp*, objetivando determinar e comparar a eficiência na remoção da matéria orgânica em águas residuais sintéticas. RODRÍGUEZ-MIRANDA *et al.* (2010) relatam os resultados obtidos no tratamento de águas residuais domésticas utilizando dois sistemas *wetlands* construídos de fluxo superficial ou fluxo livre, analisando a eficiência dos rendimentos destes (remoção de contaminantes) plantados com *Eichhornia crassipes* e *Lemna minor*. Silva-Vinasco e Valverde-Solís (2011) realizaram um estudo onde compararam duas diferentes espécies de plantas ornamentais em *wetlands* construídos mediante a emissão

de gases do efeito estufa, como metano, dióxido de carbono e óxido nítrico, os quais foram obtidos através de câmara estática. Num total foram utilizados três sistemas, sendo um com *Heliconia psittacorum*, outro com *Phragmites australis* e um terceiro não cultivado (controle). Além disso, foram realizadas também as caracterizações físico-químicas habituais.

EXPERIÊNCIAS UTILIZANDO WETLANDS COMO ALTERNATIVA DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

No estudo realizado por REIS *et al.* (2003) pesquisou-se a possibilidade do emprego de unidades de wetland para o pré-tratamento de esgoto doméstico in natura lançado pela rede de drenagem em um bairro da cidade de Alagoinhas, município do estado da Bahia, com o objetivo de reduzir a carga poluidora lançada nos corpos d'água. O sistema implantado apresentou dimensões de 25 metros de comprimento, 10 metros de largura e 90 centímetros de profundidade preenchida com pedra de diâmetro variando entre 5 e 20 centímetros. Foram selecionados três pontos de coleta de amostras, estes situados no início, meio e fim da unidade, objetivando verificar a eficácia de remoção de poluentes no sentido longitudinal do fluxo do tratamento.

A unidade de *wetland* foi prevista para funcionar nove meses, recebendo o esgoto bruto de 550 residências (2.470 habitantes) correspondente à primeira fase de implantação. Ao final de todo período, mais 510 residências estarão conectadas ao sistema, recebendo a totalidade prevista para este. O custo de implantação (não incluído a compra da área) foi de R\$ 14.500,00 o que equivale a um custo *per capita* de R\$ 5,90/habitante (REIS *et al.*, 2003).

Após um mês de funcionamento do sistema, a primeira amostragem foi realizada seguindo a campanha por mais cinco meses. As amostras foram coletadas à montante da Caixa de Areia e na entrada e saída do *wetland*. Os parâmetros

analisados foram DQO, Turbidez, Sólidos Totais, DBO₅, Coliformes Totais e Fecais (REIS *et al.*, 2003). Os resultados encontrados referentes à eficiência de remoção de parâmetros físico-químicos e bacteriológicos são apresentados na Tabela 1 a seguir.

Parâmetros	Eficiência de Remoção	
	Wetland (montante)	Caixa de areia (montante)
Coliforme Fecal	40,1	42,9
Coliforme Total	55,5	51,5
DBO	72,9	73,0
DQO	80,4	80,8
Sólidos Suspensos	60,5	71,8
Turbidez	48,4	54,7

Tabela 1: Eficiência média da remoção dos parâmetros analisados Fonte: Adaptada de REIS *et al.*, 2003.

As eficiências de remoção encontradas indicam que uma unidade de tratamento do tipo *wetland* para esgotos *in natura* apresenta uma baixa eficácia na remoção de microrganismos patogênicos, porém em relação à matéria orgânica e sólidos suspensos, sendo estes superiores a 70%, se pode equivaler a uma unidade de tratamento primário. Os valores obtidos indicam uma redução de matéria orgânica em 73% de DBO₅ e de 80,8% de DQO. A remoção de turbidez e sólidos suspensos foi, respectivamente, de 54,7% e 71,8%. Os coliformes fecais e totais reduziram-se com valores inferiores a 50%, fazendo-se uma média entre estes (REIS *et al.*, 2003).

Experimentos realizados por MEIRA *et al.* (2001) indicaram uma eficiência de remoção de DBO de 83% e de coliforme fecal (microrganismos patogênicos) de 98%, quando lançada água de um rio urbano com contribuições de esgoto doméstico em um sistema *wetland*. Nesta situação, a DBO

afluente encontrada era de 18 mg/l, enquanto que no presente experimento a DBO encontrada foi em média de 601 mg/l, o que acaba reduzindo a possibilidade de condições aeróbias em que o decaimento bacteriano seria superior (REIS *et al.*, 2003).

Fazendo referência a utilização de sistemas *wetland*, SOUSA *et al.* (2004) analisaram o desempenho de três sistemas operados com efluentes advindos de reator UASB (reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo), no que se refere à remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), organismos patogênicos e matéria carbonácea remanescente, durante três anos de monitoramento. A proposta foi de utilizar estes no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. O experimento foi instalado e conduzido em área pertencente à Companhia de Águas e Esgotos do Estado da Paraíba (CAGEPA), no município de Campina Grande, estado da Paraíba. O sistema de tratamento constituiu-se de duas unidades: para a primeira foi utilizado reator UASB e para a segunda, três sistemas *wetlands* construídos de alvenaria e revestidos internamente com argamassa impermeabilizante. O efluente proveniente do UASB vinha por gravidade, depositando-se em um reservatório e, com auxílio de uma bomba peristáltica, era recalcado para os sistemas *wetlands*. Estes foram monitorados por um período de 36 meses, sendo compostos por substrato de areia lavada, formando uma camada de 60 cm. O primeiro *wetland* não tinha vegetação e os *wetlands* 2 e 3 foram vegetados com macrófitas do tipo *Juncus spp* (SOUSA *et al.*, 2004).

A realização das análises laboratoriais deu-se semanalmente, durante o período de operação. A Tabela 2 apresenta os valores médios de carga aplicada de DQO, fósforo e Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK) no período (SOUSA *et al.*, 2004).

Parâmetros	Ano	Efluente		
		Wetland 1	Wetland 2	Wetland 3
Carga Aplicada (g DQO. m ⁻² . dia ⁻¹)	1999	6,61	9,45	6,61
	2000	5,01	7,17	5,01
	2001	4,33	6,19	4,33
Carga Aplicada (g NTK. m ⁻² . dia ⁻¹)	1999	1,24	1,77	1,24
	2000	1,35	1,93	1,35
	2001	1,16	1,66	1,16
Carga Aplicada (g P. m ⁻² . dia ⁻¹)	1999	0,15	0,22	0,15
	2000	0,16	0,22	0,16
	2001	0,18	0,18	0,18

Tabela 2: Cargas médias aplicadas de DQO, fósforo e NTK durante o período de operação. Fonte: Adaptada de SOUSA *et al.*, 2004, p. 288.

A eficiência da remoção da matéria carbonácea, expressa como DQO, utilizando os sistemas propostos, variou entre 70 a 86%. O sistema que não utilizou macrófitas em sua composição apresentou resultados um pouco melhores que os que utilizaram, deixando evidente o fato de que a utilização destas não teve influência significativa na remoção de matéria orgânica. Referente à remoção do NTK, no primeiro ano de operação, a eficiência foi considerável nos dois sistemas vegetados, sendo que após esse período, ela diminuiu em ambos os sistemas. A concentração de NTK aumentou com o passar do tempo de operação, deixando evidente o fato de que as macrófitas com o envelhecimento acabam por absorver nutrientes em menores proporções (SOUSA *et al.*, 2004).

A remoção de fósforo não ocorreu uniformemente durante o período de análise. No primeiro ano de operação a remoção foi máxima, 82 e 90% para os *wetlands* 2 e 3, respectivamente, decaindo consideravelmente nos anos seguintes,

chegando, inclusive, em alguns dias, a produzir efluente com concentração de fósforo maior que a do afluente. A remoção do fósforo no sistema *wetland* ocorre pela precipitação química, pela adsorção, pela assimilação dos vegetais e biofilmes formados no substrato e no sistema radicular da vegetação. Sabe-se que o fósforo solúvel tem facilidade de absorção pelos sistemas radiculares das plantas aquáticas. Já a fração pouco solúvel é associada ao ferro, alumínio e cálcio, que é dificilmente assimilado pelas plantas, bem como pelos microrganismos. Durante o experimento, houve variação de pH, sendo a taxa de adsorção de compostos de fósforo controlada por este e pelo potencial de oxidação do próprio substrato. Desta maneira, chega-se a conclusão de que com o aumento do tempo de operação, a tendência do sistema é de tornar-se saturado de compostos de fósforo, tendo como consequência considerável redução na eficiência de sua remoção. O provável fator de diminuição é a saturação do substrato (areia lavável) com compostos de fósforo precipitados. Já para a redução de coliformes termotolerantes os *wetlands* vegetados apresentaram maior eficiência (da ordem de 4 unidades logarítmicas), comparando-se com o *wetland* não vegetado (da ordem de 3 unidades logarítmicas), ambos com mesma carga aplicada (SOUSA *et al.*, 2004).

Uma experiência bastante interessante foi realizada por MATOS *et al.* (2010), onde estudou-se o desempenho de *wetlands* construídos cultivados com capim-elefante cv. Napier (*Pennisetum purpureum schum*) e capim-tifton 85 (*Cynodon dactylon* Pers.) e, que foram submetidos a taxas de cargas orgânicas distintas, provenientes da aplicação de águas residuárias da indústria de laticínios (ARL). O experimento deu-se na Área Experimental de Hidráulica, Irrigação e Drenagem do Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Minas Gerais. A água residuária que foi utilizada teve origem na Usina de

Beneficiamento de Leite da Fundação Arthur Bernardes (Laticínios da FUNABRE). No total foram executados 11 sistemas de escoamento subsuperficial horizontal para o tratamento secundário/terciário da ARL, dentre as unidades experimentais, uma foi constituída sem vegetação (SV), cinco cultivadas com capim-elefante (CF) e cinco com capim-tifton 85 (CT). A Figura 5 apresenta o esquema dos sistemas alagados construídos.

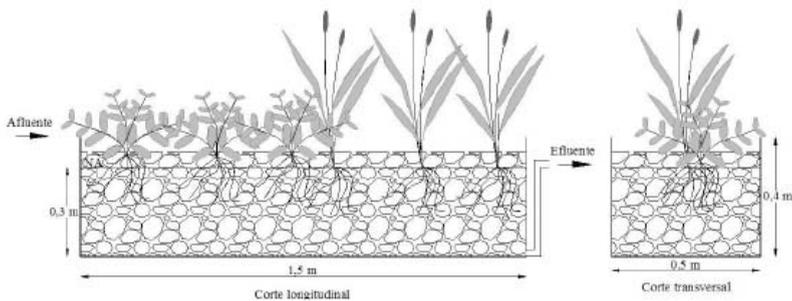


Figura 5: Esquema dos sistemas wetlands construídos.

Fonte: MATOS *et al.*, 2010.

As cargas orgânicas aplicadas diariamente por unidade de área nos sistemas foram as seguintes: o *wetland* sem vegetação recebeu 130 kg.ha-1d-1 de DBO, já em cada um dos cultivados com capim-elefante e capim-tifton 85, foram aplicadas cargas de 66, 130, 190, 320 e 570 kg.ha-1d-1 de DBO. Para avaliar a eficiência do sistema, foram realizadas seis amostragens do efluente e do afluente. Todos os 11 sistemas foram operados com tempo de detenção hidráulica (t) constante e simultâneo igual a 4,8 dias (MATOS *et al.*, 2010).

Referente à remoção de DBO, a menor média de remoção foi para o *wetland* construído com CT que recebeu carga orgânica de 66 kg.ha-1d-1 (78,5%) e a máxima (96,3%) foi no que recebeu carga de 320 kg.ha-1d-1, também constituído

com capim-tifton 85. Já o sistema sem vegetação apresentou remoção média da ordem de 89,3%. Os valores médios encontrados na remoção de DQO foram satisfatórios para todos os sistemas, o que apresentou menor valor foi, também, o CT que recebeu a menor carga (84,7%) e, a maior (97,1%) foi obtida pelo sistema com CT que recebeu 570 kg.ha-1d-1, o sistema não vegetado apresentou remoção média de 94,4%. Verificou-se que a eficiência na remoção das cargas orgânicas (DBO e DQO) foram superiores nos *wetlands* construídos que receberam as maiores taxas de carga orgânica (MATOS *et al.*, 2010).

Fazendo referência à remoção de sólidos suspensos totais (SST), comparando os sistemas que receberam taxas de carga orgânica na ordem de 130 kg.ha-1d-1, o SV apresentou remoção de 81,81%, o CT de 64,56% e, o CF de 64,27%. Nota-se que os *wetlands* que foram cultivados com a vegetação forrageira não apresentaram diferenças significativas. O que não recebeu algum tipo de vegetação obteve um valor de remoção superior, o que pode estar relacionado com a presença de raízes no meio suporte. De uma maneira geral, todos os sistemas *wetlands* construídos relataram eficiência considerável na remoção de DBO, DQO e SST, tendo potencial ecológico para reutilização do efluente gerado após a passagem nestes e, além disso, podendo ter reaproveitamento energético das plantas cultivadas (MATOS *et al.*, 2010).

A reutilização de águas residuárias para fins agrícolas é muito importante, principalmente em regiões que acabam por enfrentar grande escassez de intempéries durante longos períodos de tempo. Seguindo esta linha, SOUSA *et al.* (2005), propuseram o tratamento de esgoto doméstico com a finalidade de utilização na agricultura do semi-árido nordestino. Para a realização do experimento, utilizou-se um sistema *wetland* construído para o pós-tratamento de efluente anaeróbio proveniente de reator UASB, que foi instalado

e conduzido em área pertencente à Companhia de Águas e Esgotos do Estado da Paraíba (CAGEPA), localizada no município de Campina Grande – PB. O tempo de operação do sistema foi de 20 meses. O *wetland* foi operado com fluxo subsuperficial e vegetado pela espécie de macrófita *Juncus spp*, apresentando tempo de detenção hidráulica de sete dias. O reator UASB apresenta características como: fabricado em PVC com volume útil de 5 m³, tendo sua operação com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de seis horas, sendo alimentado com esgoto bruto coletado de um poço de visita do sistema de esgotamento da cidade de Campina Grande. O *wetland* foi construído em alvenaria e revestido internamente com argamassa impermeabilizante, apresentando área de 10 m² (1 m de largura e 10 m de comprimento) e, tendo como enchimento, areia lavada formando uma camada de 60 cm e, além disso, com a finalidade de melhorar a distribuição do fluxo foi depositada, na entrada e na saída, uma camada de cascalho de 40 cm de largura por 60 cm de altura. A Figura 6 apresenta o esquema do sistema e Tabela 3 apresenta os valores médios da concentração dos parâmetros determinados no esgoto bruto, efluentes do reator UASB e *wetland*.



Figura 6: Esquema do sistema de tratamento.

Fonte: Adaptada de SOUSA et al., 2005.

Parâmetros	Medidas	Esgoto Bruto	Reator UASB	Wetland
NTK (mg.L ⁻¹)	Média	52,23	50,00	28,03
Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)	Média	39,52	38,37	23,52
Fósforo total (mg.L ⁻¹)	Média	7,09	6,97	3,03
Ortofosfato (mg.L ⁻¹)	Média	4,51	5,83	2,68
Potássio (mg.L ⁻¹)	Média	25,08	23,76	24,36
Sólidos totais (mg.L ⁻¹)	Média	1140	788	102
DQO (mg.L ⁻¹)	Média	682	220	60
Sólidos suspensos (mg.L ⁻¹)	Média	331	98	6
Sólidos suspensos voláteis (mg.L ⁻¹)	Média	249	75	4
pH	Média	6,71	6,85	7,41
	Máximo	6,90	7,04	7,80
	Mínimo	6,61	6,68	7,05
Condutividade elétrica (25°C)	Média	1,648	1,579	1,517
Cloretos (mg.L ⁻¹)	Média	214	197	160
Coliformes termotolerantes (UFC/100mL)	Média geométrica	1,0x10 ⁷	9,8x10 ⁶	7,9x10 ³

Tabela 3: Valores médios da concentração dos parâmetros considerados. Fonte: Adaptada de SOUSA et al., 2005.

Observando os dados apresentados acima, houve a constatação de que o efluente do *wetland* quando utilizado na fertirrigação apresenta valores nutritivos (nitrogênio e fósforo) elevados, além de uma demanda química de oxigênio (DQO)

consideravelmente estabilizada. Por consequência, a matéria orgânica nessa situação é uma fonte de energia para microrganismos, de forma que a bioestrutura granular aumenta a capacidade de armazenamento de umidade, de retenção e fixação de nitrogênio e fósforo, além de elevar a capacidade de troca de cátions, ajudando a reter cálcio, potássio, magnésio, entre outros mais nutrientes disponíveis para essa finalidade (SOUSA *et al.*, 2005).

De acordo com Ayers e Westcot (1991 apud SOUSA, 2005) a faixa de pH adequado à irrigação varia entre 6,5 a 8,4. Efluentes provenientes de sistemas de pós-tratamento de esgotos que não se enquadram nessa faixa poderão causar desequilíbrios nutricionais às plantas, caso sejam utilizados para essa finalidade. Observando os valores encontrados, verifica-se que a utilização de efluente do sistema *wetland* construído torna-se viável para fertirrigação, considerando o parâmetro em questão.

Além dos dados já apresentados, foram analisadas as incidências de coliformes termotolerantes e de parasitas nos efluentes de esgoto bruto e do pós-tratamento. Os dados de coliformes encontrados para o sistema *wetland* foram superiores a 1000UFC/100mL, assim, para a fertirrigação o efluente poderia ser utilizado para culturas de cereais e forrageiras. Entre as helmintoses de maior prevalência no Brasil, uma que se destaca é a ascaridíase, principalmente no nordeste do país. Na Tabela 4 estão explícitas as espécies de helmintos analisadas e a frequência encontrada de ovos nos efluentes. Observa-se que a espécie *Ascaris lumbricoides* prevalece no esgoto bruto, com frequência relativa de 56,5% e, após passar pelo pós-tratamento, não houve incidência de cistos de protozoários, demonstrando a efetividade do sistema (SOUSA *et al.*, 2005).

Espécies de Helmintos	Esgoto Bruto		Reator UASB		Wetland Construído
	Nº	Frequência (%)	Nº	Frequência (%)	Nº
<i>Ascaris lumbricoides</i>	202	56,5	141,4	61,5	0
<i>Trichuris trichiura</i>	98	27,7	49,3	21,5	0
<i>Ancilostomatídeos</i>	32	9,0	20,1	8,7	0
<i>Enterobius sp</i>	12,3	5,5	10,2	4,4	0
<i>Hymenolepis sp</i>	9,7	2,7	8,9	3,9	0
Total	354	100	229,9	100	0

Tabela 4: Quantidade de ovos/L de helmintos e frequência encontrada no esgoto bruto e nos efluentes do reator UASB e wetland. Fonte: Adaptada de SOUSA et al., 2005.

Com as experiências realizadas, SOUSA et al. (2005) concluíram que, devido a baixa qualidade higiênica, efluentes de reatores UASB só devem ser usados na fertirrigação com restrições e que, o efluente oriundo do sistema *wetland* construído, devido a quantidade suficiente de macronutrientes encontrada, poderia ser utilizado para essa finalidade na maioria das culturas regionais cultivadas na região semi-árida do nordeste brasileiro.

Na América Latina experiências com a utilização de sistemas *wetland* construídos estão em ascensão, onde se visa o aprimoramento destes em relação à eficiência no tratamento de águas residuárias. Um estudo importante foi realizado por Silva-Vinasco e Valverde-Solís (2011) onde se buscou estimar a emissão de gases do efeito estufa em sistemas *wetland* construídos de fluxo subsuperficial horizontal utilizados no tratamento de águas residuais domésticas. Este se procedeu na Estação de Pesquisa e Transferência de Tecnologia no Tratamento de Águas Residuais Domésticas de Acuavalle S.A. do município de Ginebra, Vale do Cauca (Colômbia).

A unidade experimental contemplou em módulo, três unidades de wetlands construídos de fluxo subsuperficial horizontal (Figura 7), sendo que dois foram cultivados, um com *Heliconia psittacorum* e outro com *Phragmites australis* e, um terceiro sem algum tipo de vegetação utilizado para controle. O sistema é alimentado com água residual doméstica proveniente de um tratamento primário (lagoa anaeróbia). Todas as unidades foram submetidas a uma carga hidráulica de $3,5 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$, o que equivale a um tempo nominal de retenção hidráulica de 1,8 dias. Foram realizadas, também, as caracterizações físico-químicas de DQO, ORP (potencial de óxido-redução), pH e temperatura (SILVA-VINASCO; VALVERDE-SOLÍS, 2011).

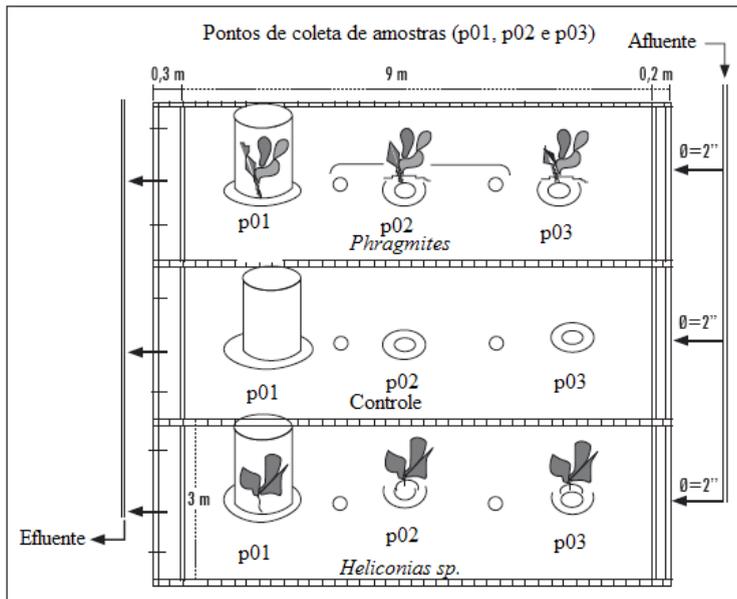


Figura 7: Esquema das unidades experimentais.

Fonte: Adaptada de Silva-Vinasco e Valverde-Solís, 2011.

Para estimar os gases do efeito estufa nas unidades de *wetland* construído se utilizou a metodologia de câmaras estáticas. Com esta se determinou a variação da concentração dos gases emitidos em cada ponto de coleta de amostras (SILVA-VINASCO; VALVERDE-SOLÍS, 2011).

Referente à eficiência de redução nos parâmetros físico-químicos, verificou-se que em relação à DBO, os *wetlands* construídos vegetados com *Phragmites australis*, *Heliconia psittacorum* e o não vegetado apresentaram remoção de carga afluyente de 87,8%, 80,3% e 66,2%, respectivamente (Figura 8). Fica evidente que a vegetação tem um papel determinante na remoção da matéria orgânica, o qual indica estar associada à espécie vegetativa, devido à estimulação da atividade e densidade microbiana na zona radicular. As temperaturas médias encontradas nas câmaras estáticas ficaram entre 29°C e 31°C para ambos os sistemas, não apresentando variação significativa entre estes. O potencial de óxido-redução apresentou valores médios nas unidades vegetadas com *Heliconia psittacorum*, *Phragmites australis* e sem vegetação de 108 mV, 126 mV e 167 mV, respectivamente. Estes valores indicam a prevalência de condições anóxicas no leito dos *wetlands* construídos. O último parâmetro analisado foi o pH, que apresentou valores quase neutros em todos os sistemas, variando entre 6,3 a 7,0. Essa variação pode ser associada à fotossíntese ocorrida nas plantas, devido ao consumo de CO₂ durante o dia, o que se traduz em um aumento do pH nos sistemas vegetados (SILVA-VINASCO; VALVERDE-SOLÍS, 2011).

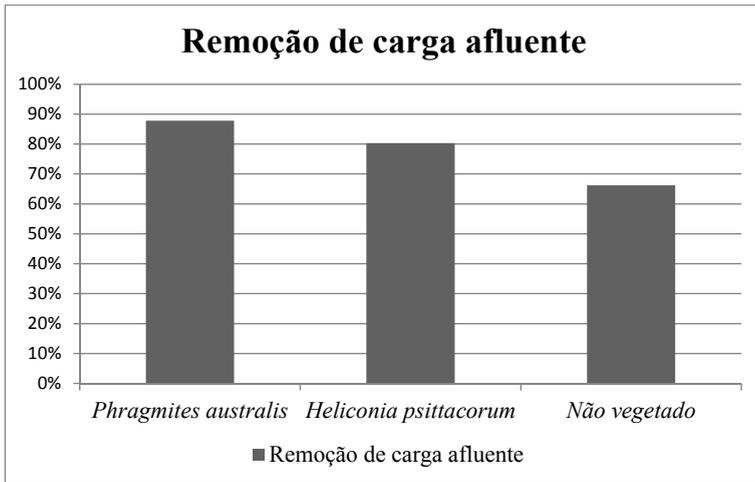


Figura 8: Remoção de carga afluyente dos sistemas.

Foram estimadas as emissões de gases de efeito estufa (CO₂, CH₄, N₂O) dos sistemas vegetados e do utilizado como controle. A variação média do fluxo de dióxido de carbono estimado foi de -0,003 g.m⁻²d⁻¹ de CO₂, -0,002 g.m⁻²d⁻¹ de CO₂ e 0,052 g.m⁻²d⁻¹ de CO₂ para os *wetlands* construídos com *Heliconia*, não vegetado e *Phragmites*, respectivamente. A variação média do fluxo de metano estimado foi de 5 g.m⁻²d⁻¹ de CH₄, 6,1 g.m⁻²d⁻¹ de CH₄ e 3,3 g.m⁻²d⁻¹ de CH₄ para o sistema de controle, *Phragmites* e *Heliconia*, respectivamente. Estes resultados indicam que os sistemas apresentaram tendência de fonte emissora de metano. Os valores médios do fluxo de óxido nitroso foram de 0,013 mg.m⁻²d⁻¹ de N₂O, 0,016 mg.m⁻²d⁻¹ de N₂O e 0,005 mg.m⁻²d⁻¹ de N₂O para o sistema sem vegetação, *Phragmites* e *Heliconia*, respectivamente. Estas emissões de óxido nitroso são muito baixas para a atmosfera. Observa-se a tendência de que tanto os sistemas vegetados como o de controle não afetam a emissão

de gases do efeito estufa (SILVA-VINASCO; VALVERDE-SOLÍS, 2011).

Fazendo referência ainda ao tratamento de águas residuárias domésticas, RODRÍGUEZ-MIRANDA *et al.* (2010) realizaram uma pesquisa onde expuseram os resultados encontrados no tratamento de águas residuárias domésticas através de sistemas *wetlands* construídos de fluxo superficial e/ou fluxo livre, analisando-se os rendimentos referentes a remoção de contaminantes que estes apresentaram, utilizando-se para tal dois tipos distintos de plantas tolerantes as condições em que se encontram, como os aguapés (*Eichhornia crassipes*) e as lentilhas-de-água (*Lemna minor*).

Para o desenvolvimento do experimento, foram construídos dois sistemas *wetlands* para cada tipo de espécie aquática utilizada. A alimentação destes se dá por uma mistura de água residual doméstica, industrial e institucional (Figura 9). Após o tratamento do efluente, deu-se a passagem em um tanque sedimentador, onde se faz a tomada da água tratada para análise e posterior despejo em um corpo hídrico próximo ao local. Nos sistemas onde foram utilizados aguapés, o tempo de detenção hidráulica foi de sete dias e a carga orgânica recebida foi de 144,4 kg/ha dia, já onde se utilizou lentilhas-de-água, o tempo de retenção foi de três dias e a carga orgânica diária foi de 203,3 kg/ha. A operação dos sistemas ocorreu durante oito semanas e os parâmetros analisados foram a alcalinidade total, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, DQO, DBO, pH e temperatura (RODRÍGUEZ-MIRANDA *et al.*, 2010).



Figura 9: Local de tomada de amostra da água residual doméstica. Fonte: RODRÍGUEZ-MIRANDA *et al.*, 2010.

De uma maneira geral, os resultados obtidos durante o tempo de operação permitiram concluir que o que apresentou melhor rendimento foi o sistema vegetado por aguapés, apresentando remoção de DBO em seu período de estabilização entre 70% a 86%, já o que utilizou lentilhas-de-água alcançou remoções médias de 58% para o mesmo período. Além disso, o sistema com lentilhas teve grande variação de pH, apresentando valor máximo de 11, o plantado com aguapés obteve valores entre 6 e 8, ficando próximo da neutralidade, o que acabou influenciando em uma melhor estabilização e maior remoção de carga orgânica. Para se chegar a remoções consideradas ótimas, o sistema utilizando lentilhas-de-água necessita de um maior tempo de operação para que consiga estabilizar-se (RODRÍGUEZ-MIRANDA *et al.*, 2010).

Referente à DQO, o sistema que apresentou maiores remoções foi o plantado com aguapés, aonde se chegou a valores superiores a 70% e, para o outro sistema, o valor encontrado foi superior a 50%. Em relação aos outros parâmetros

em análise, verificou-se que a variação ocorrida no sistema *wetland* com *Eichhornia crassipes* foi pequena, devido à estabilização alcançada no período de análise, já no sistema com *Lemna minor* a variação foi bastante considerável, devido a não estabilização do sistema, o que influenciou bastante nos valores encontrados (RODRÍGUEZ-MIRANDA *et al.*, 2010).

Os sistemas *wetlands* podem ser utilizados para tratar diversos tipos de águas residuais, FOURNEL *et al.* (2013) explica que as *wetlands* para o tratamento de águas pluviais ainda estão em uma fase inicial de desenvolvimento, especialmente na França. O sistema desenvolvido no âmbito do projeto de instalação financiado pela Agência Nacional de Investigação francesa (ANR) foi inspirado por uma experiência Alemã (Uhl e Dittmer, 2005) usando *wetlands* construídas fluxo vertical (WCFV). O objetivo do programa é adaptar o design alemão para tratar diretamente o esgoto sem qualquer sedimentação e, assim, evitar a falta de recursos hídricos durante os períodos de seca.

Para tal estudo foi desenhado um *wetland* construído de fluxo vertical especificamente adaptado ao tratamento do escoamento urbano com filtros diretamente alimentados sem sedimentação preliminar, a fim de facilitar a gestão de sólidos; uma reserva de água mantida na parte inferior do filtro para evitar a falta de água; tubos de arejamento intermediários no interior da camada do filtro a fim de melhorar o re-arejamento durante a fase de drenagem; e, uma saída do acelerador que mantém um tempo de retenção mínimo, como explicitado na Figura 10 (FOURNEL *et al.*, 2013).

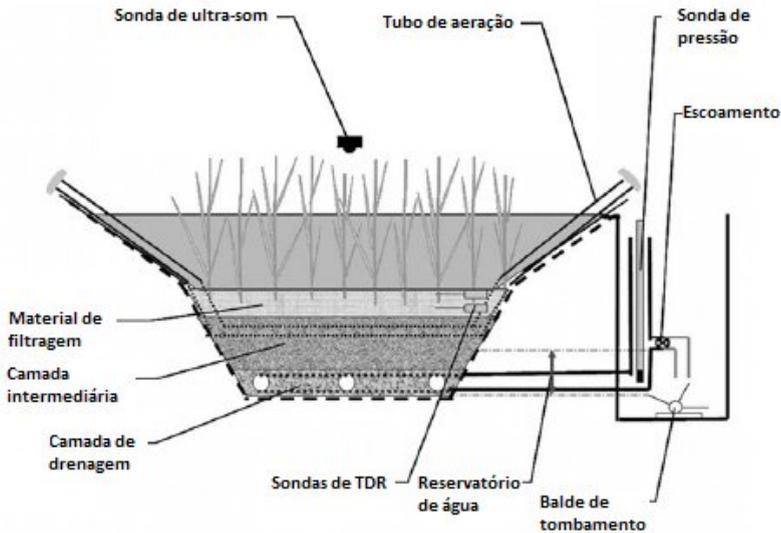


Figura 10: Seção transversal de uma configuração de unidade piloto com a instrumentação correspondente.
 Fonte: Adaptada de FURNEL *et al.*, 2013.

Os resultados mostram que o modelo pode ser aplicado para simular a viabilidade de fluxo vertical hidrodinâmico das zonas úmidas construídas para tratamento de esgoto urbano. Em particular, a implementação de uma camada virtual com uma baixa condutividade hidráulica saturada tem provado eficiência similar à taxa de fluxo calibrado. Isso é essencial no domínio do tratamento de esgotos combinados (FURNEL *et al.*, 2013).

No que diz respeito à sensibilidade do modelo, os resultados da simulação mostraram que o fluxo saturado é extremamente sensível a pequenas variações no valor de K_s virtual. Isto faz com que seja necessário construir um processo de calibração adaptado, baseadas tanto em métodos diretos e indiretos a fim de calcular os valores dos parâmetros. Foi

provado que a otimização inversa é um método de confiança para estimar propriedades hidráulicas da água contida e cabeça de pressão de séries temporais. Embora a camada de filtro não precise ser recalibrada entre ocasiões distintas, as perspectivas de modelagem exigem algumas adaptações, tais como a implementação de um modelo de duas dimensões, a fim de ter em conta atalhos hidráulicos que ocorrem durante a alimentação, e a implementação de uma nova condição de contorno para reproduzir as singulares perdas de carga (FOURNEL *et al.*, 2013).

Finalmente, os resultados de modelagem destacam alguns projetos e implicações práticas. A definição de um valor preciso de taxa de saída é crucial, uma vez que este é o principal parâmetro que influencia os impactos de drenagem saturado. Embora as propriedades hidrodinâmicas do material do filtro sejam um fator importante durante a drenagem insaturada, a válvula ainda tem um papel de impacto elevado, em primeiro lugar pelo tempo de permanência da água, e, assim, sobre as características químicas (absorção) e as taxas de biológicos e, na re-aeração da média. Consequentemente, ainda em larga escala as plantas devem ser equipadas com válvulas facilmente ajustáveis (como borboleta ou válvula de diafragma) ao invés de válvulas de esfera simples (FOURNEL *et al.*, 2013).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em 2015, 91% da população global estava usando uma fonte de água potável aprimorada, comparado a 76% em 1990. Contudo, 2,5 bilhões de pessoas não têm acesso a serviços de saneamento básico, como banheiros ou latrinas e, diariamente, uma média de cinco mil crianças morre de doenças evitáveis relacionadas à água e saneamento. É este problema que o objetivo 6 dos ODS visa eliminar por meio do cumprimento das suas metas.

Este trabalho procurou, por meio de um diagnóstico da literatura, apresentar uma técnica sustentável de tratamento de esgoto, que pode ser adotada no cumprimento das metas do objetivo 6: os *wetlands*.

As experiências com a implantação de *wetlands* tem demonstrado que os sistemas construídos podem ser utilizados para purificações de água em diversas situações, sendo que para isso é necessária uma caracterização científica dos componentes efluentes que se quer despoluir. O projeto e a técnica a serem utilizados dependem das características do afluente, da área disponível e das características finais do efluente a ser produzido.

Embora sejam bem conhecidas às eficiências para diferentes parâmetros, faltam ainda pesquisas básicas para o estudo dos processos que ocorrem dentro dos sistemas de *wetlands*, especialmente na remoção de nutrientes. Porém, mostrou-se que a implantação de *wetlands* à montante do lançamento de esgotos requer áreas e custos menores, podendo ser considerada como uma gradualização da solução do saneamento, otimizando os recursos destinados ao saneamento ambiental com resultados de melhoria na qualidade ambiental das cidades, e conseqüentemente o cumprimento do objetivo 6 dos ODS, o que levará ao objetivo maior de uma transformação sustentável do nosso mundo.

Com base nesse estudo pode-se perceber que os *wetlands* auxiliam na remoção de sólidos suspensos, DBO, DQO, amônia, fósforo e nitrogênio, entre outros benefícios propiciados. O fato de possuir um custo de implantação relativamente baixo e demandar pouca técnica para operação faz com que os *wetlands* sejam uma ótima alternativa para o tratamento de águas residuais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CALLJURI, MARIA LÚCIA *et al.* Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/*wetlands* construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. Eng. Sanit. Ambient., v. 14, n. 3, p. 421-430, jul/set. 2009.
- CAMPOS, JUACYARA CARBONELLI *et al.* III-019 – Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai(RJ) utilizando *wetlands*. Rio de Janeiro, 2002. 12 f. il. color. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/sibesa6/cxxvi.pdf>>, Acesso em: 18 jun. 2015.
- FIA, RONALDO *et al.* Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 14, n. 12, p. 1323-1329, 2010.
- FOURNEL, JULIEN. *et al.* Modeling constructed *wetlands* with variably saturated vertical subsurface-flow for urban stormwater treatment. Ecological Engineering, v. 55, p. 1-8, mar. 2013.
- HENCH, KEITH R. *et al.* Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed *wetlands*. Water Research, v. 37, n. 4, p. 921-927, 2003. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Jeffrey_Skousen/publication/10948198_Fate_of_physical_chemical_and_microbial_contaminants_in_domestic_wastewater_following_treatment_by_small_constructed_wetlands/links/00b49524c02633555c000000.pdf>, Acesso em: 19 jan. 2016.
- Internacional, *Wetlands*. The use of constructed *wetlands* for wastewater treatment. Malaysia, 2003. Disponível em: <http://www.wetlands.org/Portals/0/publications/Book/Constructed_Wetlands-PDF.pdf>, Acesso em: 27 jan. 2016.
- KADLEC, ROBERT H.; WALLACE, SCOTT D. Treatment *Wetlands*. 2 ed. New York: CRC Press, 2008. 348 p. il. ISBN: 978-1-56670-526-4 (alk. paper). Disponível em: <http://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/KADLEC%20WALLACE%202009%20Treatment%20Wetlands%202nd%20Edition_0.pdf>, Acesso em: 16 jan. 2016.
- MANNARINO, CAMILLE FERREIRA *et al.* *Wetlands* para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). Eng. Sanit. Ambient., v. 11, n. 2, p. 108-112, abr/jun. 2006.

- MATOS, ANTONIO TEIXEIRA DE *et al.* Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. *Eng. Sanit. Ambient.*, v. 15, n. 1, p. 83-92, jan/mar. 2010.
- MEIRA, CELEIDE MARIA BELMONT SABINO *et al.* Wetlands vegetados no polimento de águas superficiais poluídas: primeiros resultados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001, João Pessoa. Anais... João Pessoa: ABES/AIDIS, 2001. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/brasil/ii-107.pdf>>, Acesso em: 16 jan. 2016.
- MONTOYA, JORGE IGNACIO *et al.* Estudio comparativo de la remoción de materia orgánica en humedales construidos de flujo horizontal sub-superficial usando tres especies de macrófitas. *Revista EIA*, n. 14, p. 75-84, dez. 2010.
- ONU. Transformando nosso mundo: a agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, p. 1-49, set. 2015. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf>>, Acesso em: 16. jan. 2016.
- REIS, MARIA DAS GRAÇAS DE CASTRO *et al.* O emprego de “wetland” para o tratamento de esgotos domésticos bruto. Alagoinhas, 2003. 7 f. il. Disponível em: <<http://www.saneamentobasico.com.br/portal/wp-content/uploads/2013/02/WETLAND-PARA-TRATAMENTO-ESGOTOS-DOM%C3%89STICOS.pdf>>, Acesso em: 26 jun. 2015.
- RODRÍGUEZ-MIRANDA, JUAN PABLO. Estudio de comparación del tratamiento de aguas residuales domésticas utilizando lentejas y buchón de agua en humedales artificiales. *Tecnología y Ciencias del Agua*, v. I, n. 1, p. 59-68, jan/mar. 2010.
- SALATI, ENEAS. Controle de qualidade de água através de sistemas de *wetlands* construídos. Rio de Janeiro, 2006. 19 f. il. color. Disponível em: <http://www.fbds.org.br/Apresentacoes/Controle_Qualid_Agua_Wetlands_ES_out06.pdf>, Acesso em: 9 jun. 2015.
- SILVA-VINASCO, JUAN PABLO.; VALVERDE-SOLÍS, ARLYN. Estimación de gases de efecto invernadero en humedales construidos de flujo sub-superficial. *Ing. Univ. Bogotá (Colombia)*, Bogotá, v. 15, n. 2, p. 519-533, jul/dez. 2011.
- SOUSA, JOSÉ TAVARES DE *et al.* Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2000.

- SOUSA, JOSÉ TAVARES DE *et al.* Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. Rio de Janeiro, 2004. Eng. Sanit. Ambient. [online]. 2004, v. 9, n. 4, p. 285-290. ISSN 1809-4457. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522004000400004&script=sci_arttext>, Acesso em: 30 jun. 2015.
- SOUSA, JOSÉ TAVARES DE *et al.* Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. Eng. Sanit. Ambient., v. 10, n. 3, p. 260-265, jul/set. 2005.
- SUNTTI, CARLA.; MAGRI, MARIA ELISA.; PHILIPPI, LUIZ SÉRGIO. Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico. Eng. Sanit. Ambient., v. 16, n. 1, p. 63-72, jan/mar. 2011.
- TONIATO, JOÃO VITOR. Avaliação de um *wetland* construído no tratamento de efluentes sépticos – estudo de caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. 2005. 95 f. il. color. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-Graduação em Ciências e Área de Concentração em Saúde Pública) – Escola Nacional de Saúde Pública da Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2005.
- UHL, M., DITTMER, U., 2005. Constructed wetlands for CSO treatment: an overview of practice and research in Germany. Water Sci. Technol. 51, 23–30.

MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AGUA
EN LA CUENCA DEL RÍO BLANCO Y
EMBALSE POTRERILLOS, MENDOZA

ALEJANDRO DROVANDI; JOSÉ ZULUAGA;
Facultad de Ciencias Agrarias (UNCuyo). INA, Centro Regional
Andino. INA - Centro Regional Andino. Belgrano 210 (Oeste) 5500,
Mendoza. Telefax 0261-4288251 E-mail: adrovandi@ina.gob.ar

ADRIANA BERMEJILLO; DANIELA CÓNSOLI; CORA DEDIOL;
MARÍA FLAVIA FILIPPINI; ANALÍA VALDES,
Facultad de Ciencias Agrarias (UNCuyo).

ALDO MORSUCCI,
INA, Centro Regional Andino.

RESUMEN

A pesar de la estratégica ubicación del Embalse Potrerillos en la cuenca Norte de Mendoza, ni el embalse ni los afluentes del Río Blanco han sido estudiados exhaustivamente en función de la problemática de la contaminación del agua. Debido a las modificaciones que se han producido en el uso del suelo en la cuenca del Río Blanco durante los últimos años, en estudios desarrollados desde el año 2005 por este equipo de trabajo, de la FCA-UNCuyo y el INA-CRA, se ha informado acerca de modificaciones negativas tanto en aspectos cuantitativos como cualitativos del recurso hídrico, ocasionadas principalmente por el aumento de la actividad humana y el consecuente incremento de vertidos y residuos contaminantes. Entre los objetivos propuestos para el presente estudio se encuentran los de monitorear variables físico-químicas y biológicas del agua, así como realizar propuestas para una gestión más sustentable del recurso hídrico en el área. Con financiamiento del INA-CRA y de la SECTYP-UNCuyo para

el bienio diciembre 2013 – diciembre 2015, se realizaron 8 muestreos en 9 puntos seleccionados de la cuenca del Río Blanco y Embalse Potrerillos. Para una mejor interpretación se analizó la tendencia desde agosto de 2012. Se determinaron parámetros como pH, CEA, oxígeno disuelto, nitratos y fosfatos, así como bacterias aerobias mesófilas, coliformes totales y termoresistentes. Los resultados se han comparado con la normativa respectiva, reportándose en general aguas con buenas características de calidad físico-química. Sin embargo, se ha determinado la presencia de bacterias coliformes totales y termoresistentes con valores que en general sobrepasan los límites del Código Alimentario Argentino para agua potable, lo que si bien no limitaría su uso para el riego, constituye un potencial problema para la salud humana. Estos valores podrían explicarse a partir de la influencia de desagües domiciliarios, así como por deposiciones de animales, observados alrededor de los puntos muestreados, generando picos de contaminación en ocasión de los deshielos primaverales.

Palabras clave: contaminación, Embalse Potrerillos, Río Blanco, Mendoza

INTRODUCCIÓN

Desde hace y largo tiempo se anticipa una importante contaminación de las napas freáticas en la zona en el futuro, debido a las deficiencias de servicios de saneamiento, tal como falta de cloacas y planta de tratamiento de efluentes. Las aguas servidas se tratan en pozos sépticos que incorporan sus residuos a las napas freáticas, y la importante pendiente de la zona hace que esta contaminación pueda llegar al embalse Potrerillos, afectando negativamente la calidad de sus aguas.

Parte del abastecimiento de agua potable a la ciudad de Mendoza se realiza desde el Río Blanco. Para tal fin, en la zona de Potrerillos se han construido obras de toma y una

planta de tratamiento para potabilizar el agua, la que se envía por un acueducto a la zona urbana de Mendoza.

Cuando se construyeron estas obras, la población establecida en la zona de Potrerillos era escasa, como lo eran también el consumo de agua, desechos producidos y el impacto generado sobre el ambiente. Esa situación ha cambiado en las dos últimas décadas, en las que se ha incrementado significativamente la presencia de barrios con población estable y sobre todo de fin de semana, para atender a una creciente demanda turística. Estas viviendas se abastecen de agua a partir de vertientes y cursos superficiales pertenecientes a la cuenca del Río Blanco. Asimismo, la actividad humana que se desarrolla genera una cantidad creciente de residuos sólidos y líquidos contaminantes.

Como consecuencia de ello, y debido a las modificaciones que se han producido sobre la geomorfología y el paisaje de la cuenca del Río Blanco, se presume que se estarían induciendo modificaciones negativas en los aspectos cuantitativos y cualitativos del recurso hídrico disponible en las obras de toma.

La entrada en operación del dique Embalse Potrerillos, ocurrida hace unos pocos años, sin dudas está influyendo significativamente en el proceso de desarrollo de la zona, incrementándose la presencia de loteos destinados a la construcción de casas de fin de semana, así como el desarrollo de campings.

Previendo que esta corriente poblacional hacia la cuenca del Río Blanco, en la zona de Potrerillos, continuará manifestándose en los próximos años, se torna imprescindible estudiar los impactos que se han venido produciendo sobre el ambiente, así como diagnosticar el impacto futuro bajo distintas hipótesis de desarrollo. Para estos estudios se debe tener en cuenta, fundamentalmente, que el uso consuntivo de mayores volúmenes de agua en la zona de Potrerillos

compromete la dotación actual al Gran Mendoza, así como la calidad del recurso hídrico.

OBJETIVOS

En función de lo explicado previamente, los principales objetivos planteados para el desarrollo de la presente investigación fueron los de (I) relevar las fuentes de contaminación del recurso hídrico en la cuenca del Río Blanco; (II) analizar la actual gestión del recurso hídrico en la cuenca; y (III) proponer acciones para mejorar el manejo del agua.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción de la zona

Potrerosillos es un asentamiento de antiguas estancias con producción agropecuaria. Se ubica en el valle del Río Mendoza, y se consolida a partir de la instalación de la estación del ferrocarril Trasandino, inaugurado en 1891.

Existen varios asentamientos a lo largo de la subcuenca del Río Blanco, que se han instalado paulatinamente en la zona, perdiéndose de esta manera la actividad agroganadera para convertirse en una zona con gran predominio turístico y poca ocupación permanente.

A lo largo de los cursos de los principales afluentes del Río Blanco se ubican la Villa de Potrerillos, Chacritas, El Carmelo, Las Carditas, El Salto, Manantiales, Valle del Sol, Las Vegas, Piedras Blancas y Los Zorzales.

La subsistencia de los pobladores de la villa es a partir del comercio, destinado a panadería, minimarket o almacenes pequeños. Se observa una fuerte inclinación a la actividad turística, destacándose un acelerado proceso de cambio, advirtiendo un crecimiento explosivo de la actividad de la construcción destinada al hospedaje temporario.

Además se observa una fuerte especulación en relación con el valor de la tierra, motivado por las características del lugar y principalmente por la cercanía al Embalse Potrerillos.

Las deficiencias observadas en los servicios generales en la zona, en general se deben a que la ocupación permanente es escasa, la que según el censo de 1991 ascendía a 407 habitantes, trepando a 456 en 1998 (CETEM)

No obstante lo dicho, los pobladores cuentan con un centro de salud en la Villa de Potrerillos y una posta sanitaria en Las Vegas, así como escuelas de educación general básica. Para servicios más específicos deben trasladarse hasta la villa de Potrerillos ("Centro Cívico") donde se encuentra la escuela polimodal, el registro civil y el centro de salud. También allí se encuentran los escasos servicios al transporte que se ofrecen en la zona.

A nivel de las urbanizaciones, se estima que se está produciendo ya una fuerte contaminación de las napas freáticas debido a la falta de servicios de saneamiento (cloacas y planta de tratamiento de efluentes) Las aguas servidas se tratan en pozos sépticos que percolan a las napas freáticas; la importante pendiente de la zona hace predecir que en un corto plazo esta contaminación llegará al embalse, disminuyendo la calidad de sus aguas.

Sitios de muestreo

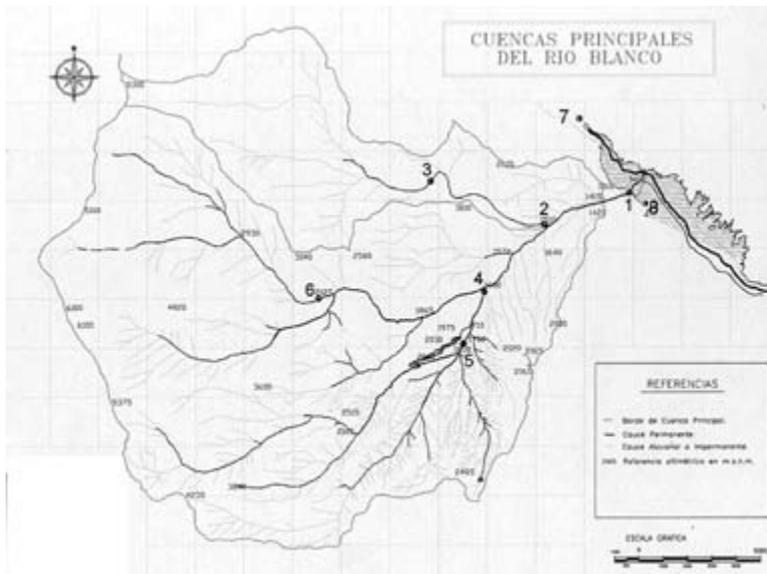
De la extensa red del sistema del Río Blanco originalmente se seleccionaron 6 sitios de muestreo, representativos del río y de sus principales afluentes: Alto Las Vegas, Vallecitos, Río Las Mulas, Alto Manantiales y Río Blanco.

A partir de mayo de 2008 se agregaron dos sitios de muestreo más: uno en el Río Mendoza, antes de la cola del embalse, para evaluar la calidad del agua proveniente de la alta cuenca, y otro en el propio embalse, aguas abajo de la desembocadura del Río Blanco.

En junio de 2009 se incorporó a la red de muestreo una perforación subterránea, que se abastece de agua freática a 9 m. de profundidad, denominada “Pozo Romero”. La misma se ubica en El Salto, a unos 2000 m del sitio de muestreo N° 3. El principal objetivo de su incorporación es monitorear la presencia de contaminantes de tipo fecales en las aguas subterráneas.

Además, a partir de noviembre de 2013 se incluyó una vertiente denominada “Los Manzanares”, de la que se abastece la población vecina al Campamento de la Dirección Provincial de Vialidad, de agua para consumo.

La figura que sigue permite apreciar el área de estudio y los puntos de muestreo determinados.



Referencias: (1) Río Blanco; (2) El Salto; (3) Alto Manatiales; (4) A° Las Mulas; (5) Alto Las Vegas; (6) Vallecitos; (7) Río Mendoza; (8) Embalse Potrerillos

Figura 1: Área de estudio y puntos de muestreo

Determinaciones

In situ se realizaron las siguientes determinaciones: Conductividad Eléctrica (CE) con conductivímetro portátil marca Eijkelkamp, pH con pH-metro portátil marca Eijkelkamp, Temperatura: con termómetro analítico, y Oxígeno Disuelto (OD) con medidor portátil.

Por su parte, en laboratorio se realizaron las determinaciones que se detalla a continuación:

- Fosfatos: por el método colorimétrico del ácido salicílico (APHA, AWWA, WPCF, 1992), en espectrofotómetro HACH DR/2010, con kit correspondiente. Los resultados se expresaron como $\text{mg PO}_4^{-3} / \text{dm}^3$.
- Nitratos: se determinó por el método por reducción con cadmio, empleando kits del laboratorio HACH. Las lecturas se realizaron en espectrofotómetro de la misma empresa y se expresaron en mgdm^{-3} .
- Bacterias aerobias mesófilas: recuento en ágar por Standar Methods 9215.B (APHA, AWWA, WPCF, 1992)
- Bacterias coliformes totales: técnica del NMP (APHA, AWWA, WPCF, 1992)
- Bacterias termoresistentes: técnica del NMP (APHA, AWWA, WPCF, 1992)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de los análisis físicos, químicos y microbiológicos obtenidos en los distintos sitios de muestreo permiten anticipar algunas conclusiones de interés.

Como ya se indicara, este trabajo se inició en el año 2005, por lo que el presente estudio constituye una continuación de investigaciones previas desarrolladas por el mismo equipo de trabajo. Por ello se pondrá énfasis en los resultados más relevantes y que muestran cambios importantes

respecto de los valores de algunos parámetros característicos del área.

pH

No se observaron diferencias importantes entre los distintos puntos muestreados, los que en general correspondieron a los tenores normales del agua de la cuenca. No se midieron valores inferiores a 6, lo que indicaría la influencia de vertidos contaminantes a los cauces.

En todos los casos, los valores fueron inferiores a 8,5 que es el valor máximo admisible para el desarrollo de vida acuática (Tyller Miller, 1994)

Conductividad Eléctrica Actual (CEA)

En la Figura 2 se puede apreciar que las muestras extraídas de las nacientes de los arroyos, en los sitios de Alto las Vegas y Alto Manantiales, fueron las que manifestaron valores menores para este parámetro, no superándose los 200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, lo que indica que su salinidad es “baja” según la Clasificación de Riverside (AVELLANEDA *et al*, 2004), o “escasamente salina” según Wainstein (AVELLANEDA *et al*, 2004)

En los restantes puntos, la salinidad se presentó como “moderada” o “levemente salina”, alcanzándose un valor máximo de alrededor de 650 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, registrado en octubre de 2013 en el Arroyo El Salto. Ello indica que el agua es adecuada para el riego de todos los cultivos, aún para los sensibles, debido a la buena permeabilidad de los suelos de la zona.

Además, se nota claramente cómo la carga salina aumenta desde las nacientes de los arroyos hasta llegar al Río Blanco en su desembocadura en el Embalse.



Figura 2: Variación de los valores de CEA

El Río Mendoza escurre por una cuenca geológicamente diferente a la del Río Blanco. Es por ello que los valores medios históricos de CEA oscilaron entre 700 y 1200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. En octubre de 2013 alcanzó un pico de 1100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en coincidencia con los mínimos caudales en el río. Esa característica hidroquímica la transfiere a las aguas del Embalse Potrerillos.

Es de destacar que el Río Mendoza, en los meses de septiembre de 2011 a mayo de 2012, presentó valores cercanos a los 1200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, algo inferiores a los del período mayo-agosto de 2010 (DROVANDI *et al*, 2013)

Ello se debería a que, según el DGI, el ciclo 2010-2011 fue considerado como “año seco” para la cuenca del Río Mendoza (55% del “año medio”) mientras que el 2011-2012

es considerado ciclo “pobre” (70% del “año medio”) al igual que los años 2013/2014. Las bajas precipitaciones níveas harían disminuir los caudales y concentrar las sales.

Oxígeno Disuelto

Los valores de Oxígeno Disuelto (OD), al igual que los de pH, se mostraron como adecuados en general, superándose en varias oportunidades los 9 mg/l. Según Tyller Miller, un agua a 20°C es de buena calidad cuando presenta tenores de oxígeno superiores a dicho valor (100 % de saturación = 9,2 mg/dm³) mientras que, por el contrario, la misma estaría seriamente contaminada ante valores de OD inferiores a 4 mg/dm³ (44 % de saturación)

Los valores de OD indican buenas condiciones para la autodepuración del agua en el Embalse Potrerillos. El mayor valor medido fue de 9,83 en la muestra de Alto Las Vegas, en junio de 2013.

Nitratos

Ninguno de los valores registrados para Nitratos superaron el límite máximo tolerable de 45 mg.L-1 dado por la Resolución N° 778 del Departamento General de Irrigación (DGI) Un dato alentador es que tanto en los muestreos del Río Mendoza como en los del Embalse Potrerillos los valores de Nitratos nunca superaron los 2 mg.L-1.

Fosfatos

Sus valores se presentaron en general por debajo del límite máximo tolerable del DGI, de 0,70 mg.l-1, lo cual se explica por la ausencia de vuelcos industriales a los cauces, pudiendo en este caso tener su origen solamente en desagües de tipo domiciliarios.

Algunas muestras presentaron valores que superaron ese límite, como se registró en algunos puntos en el mes de

noviembre de 2013, al igual que en abril de 2013 y en varios meses del año 2014. En algunos casos, dicho picos coinciden con el período primaveral, en el que aumenta la afluencia turística, por lo que tales datos estarían reflejando la incorporación de efluentes domiciliarios en toda la cuenca superior.

Debe hacerse notar que los valores de Fosfatos registrados durante el año 2014 superaron en intensidad y frecuencia a los tenores registrados durante los 4 años previos.

Parámetros microbiológicos

El principal problema de calidad del agua en la cuenca del Río Blanco radica en la contaminación microbiológica.

En la Figura 3 se aprecia que las bacterias aerobias mesófilas con frecuencia sobrepasaron ampliamente el valor límite dado por el Código Alimentario Argentino (C.A.A. 1998) para agua potable, de 500 U.F.C./cm³ en el Embalse Potrerillos y en el Río Mendoza, así como en el Río Las Mulas (picos de 50.000 en octubre de 2013, 150.000 en diciembre de 2013 y hasta valores superiores a 300.000 U.F.C./cm³ en diciembre de 2012) superando el pico histórico anterior, de 10.000 U.F.C./cm³ (DROVANDI *et al*, 2013).

Ello puede explicarse por su ubicación en el sector más bajo de la cuenca, donde se concentra la carga microbiana originada aguas arriba. El embalse constituye un centro recreativo y de pesca para los habitantes del Gran Mendoza, por lo que no es extraño encontrar tales valores en sus aguas. Algo similar valdría para explicar algunos valores en las aguas del Río Mendoza.

El Río Blanco también mostró valores elevados para este parámetro, lo que también puede explicarse por su ubicación en el sector más bajo de la cuenca, en donde se concentra la carga microbiana.

Se destaca el pico de octubre de 2011 en Vallecitos, aguas abajo del centro de esquí. Es notable el aumento en el número de picos y en la carga microbiana respecto a las muestras de junio de 2009 y octubre de 2010 (DROVANDI *et al.*, 2013)

Si bien el agua en la cuenca es distribuida por el DGI para riego, en la práctica se emplea para otros usos (viviendas, aseo personal, lavado de alimentos, etc.) El pico registrado sobre el final del período de muestreo deberá ser corroborado analíticamente, aunque pareciera ser un dato erróneo de laboratorio.

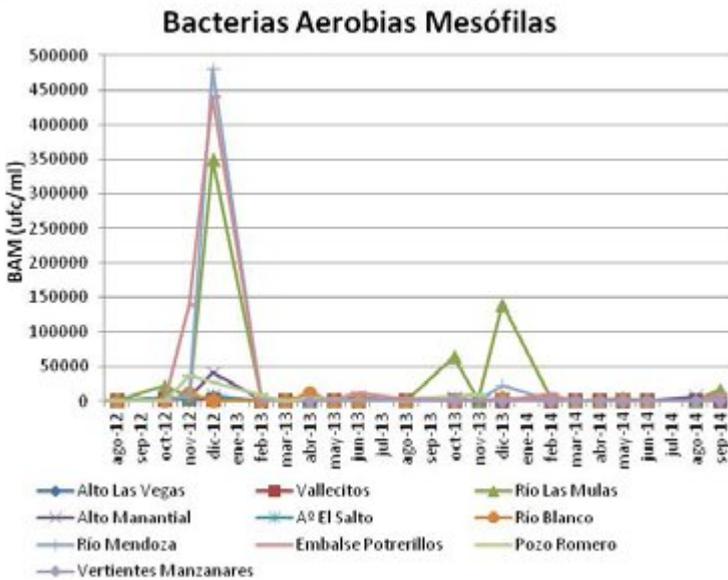


Figura 3. Variación de bacterias aerobias mesófilas

La Figura 4 permite apreciar que, frecuentemente, las bacterias coliformes totales sobrepasaron el límite del CAA para agua potable ($NMP = 2$ bacterias/100 cm^3)

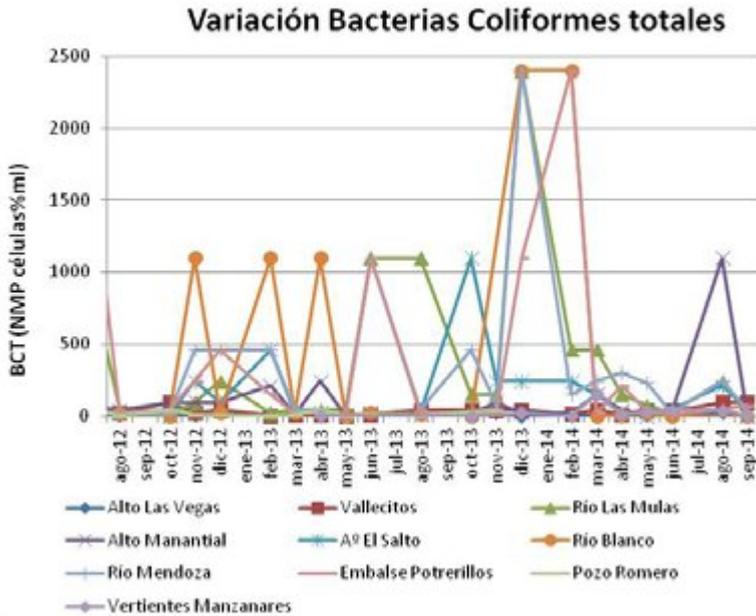


Figura 4: Variación de los valores de bacterias coliformes totales

De acuerdo a los datos mencionados, la mayor carga contaminante aparece entre octubre de 2013 y marzo de 2014 en el Río Blanco, en el Río Las Mulas y en el Arroyo El Salto, destacándose que el sitio de muestreo en El Salto es el punto inferior de esa subcuenca y el uso del agua allí es para el riego de los parques de la planta de AySAM.

Lo más alarmante corresponde al pico observado en el Río Las Mulas (punto más bajo de la subcuenca) y al del muestreo en el Río Blanco, que corresponde al punto de vuelco de este cauce al embalse Potrerillos. Se superan notablemente los valores de los muestreos de los últimos años (Drovandi et. al, 2013) Con respecto al embalse, el pico del

mes de febrero de 2014 supera ampliamente los registros de los últimos cuatro años.

Respecto de la perforación que extrae agua freática para consumo humano (“pozo Romero”) su electrobomba ha estado dañada. Se destaca que en los muestreos anteriores a la rotura de la bomba no se presentaron picos con valores tan elevados como el máximo registrado previamente, de 24.000 bacterias/100 cm³.

La importancia de este punto de muestreo es que se extrae agua freática contaminada por los pozos sépticos de las casas de los alrededores. Vale aclarar que en este grupo de bacterias se incluyen géneros propios del suelo.

Respecto de las bacterias termoresistentes (Figura 5) todos los resultados sobrepasaron el límite fijado por el Código Alimentario Argentino para agua potable, de “ausencia” en 100 cm³ (C.A.A., 1998).

Estas bacterias muy esporádicamente pueden causar enfermedades y están presentes en las heces. Su presencia en agua indica una descarga de materia fecal, lo cual supone que junto a ellas pueden encontrarse microorganismos patógenos, peligrosos para la salud humana (Stocker, 1981).

En el área de estudio, el agua destinada al riego se emplea para consumo humano sin tratamiento previo, tanto por parte de obreros rurales como por los acampantes a la orilla del río; ello indica un riesgo potencial del curso como transmisor de enfermedades de origen fecal.

De manera similar se pueden transmitir dichas enfermedades al regar con agua contaminada cultivos de hoja, que pueden estar en contacto directo con el agua, y que son consumidos crudos.

En febrero de 2014 en El Salto (parte baja de la cuenca) se alcanzaron valores mayores a 2000 NMP/100 cm³,

mientras que en diciembre de 2013 se alcanzaron valores de casi 500 NMP/100 cm³ en el Río Blanco.

En el embalse se registraron valores de 750 NMP/100 cm³ en marzo de 2012. Los altos valores registrados para coliformes totales y termoresistentes se deberían a la influencia de desagües domiciliarios que estarían contaminando el acuífero freático.

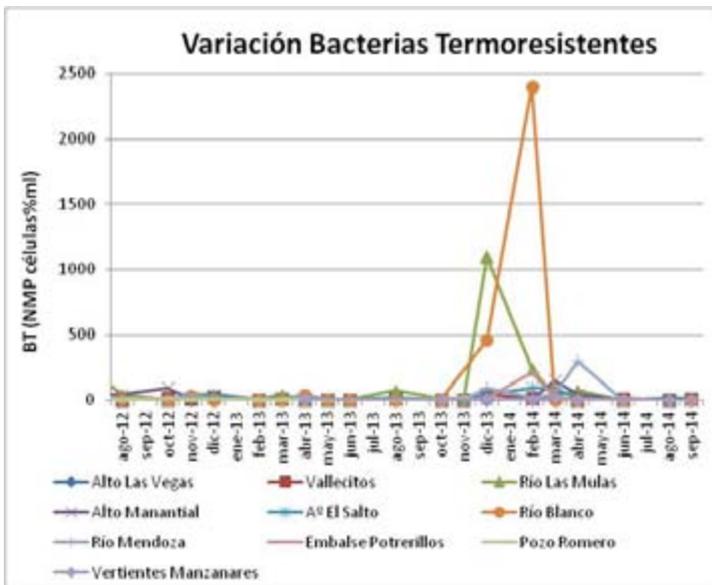


Figura 5: Variación de los valores de bacterias termoresistentes

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Una visión integral sobre los resultados obtenidos en el presente estudio respecto del contenido de sales totales, permite aseverar que las aguas de la cuenca del Río Blanco pertenecen a la categoría “2” (salinidad moderada) según la

clasificación de Riverside modificada por Thorne y Peterson (Avellaneda y otros, 2004).

De acuerdo a la clasificación local de Wainstein (Avellaneda y otros, 2004), pertenecen a la categoría “2” (aguas levemente salinas) lo que las hace aptas para el riego de todos los cultivos. En el caso de especies sensibles, se requiere que el suelo sea moderadamente permeable.

Por su parte, las aguas del Río Mendoza y del Embalse Potrerillos pertenecen a la categoría “3” (salinidad mediana) según la clasificación de Riverside modificada por Thorne y Peterson, mientras que según la clasificación local de Wainstein pertenecen a la categoría “3” (salinidad moderada) Estos valores son característicos de la cuenca del Río Mendoza, que escurre por estructuras geológicas diferentes que las del Río Blanco.

Si se analiza el pH, se observa que en todos los casos los valores fueron inferiores a 8,5 (valor máximo admisible para el desarrollo de vida acuática).

En cuanto al oxígeno disuelto (OD), los valores medidos se mostraron como adecuados, y en varias oportunidades los mismos superaron los 9 mgL-1.

En cuanto a los Nitratos, en general los valores encontrados no superaron el límite máximo tolerable de 45 mg.LL-1 (Resolución N° 778 del DGI).

Un dato alentador es que tanto en los muestreos del Río Mendoza como del Embalse Potrerillos los valores de Nitratos no superaron los 2 mg.L-1.

Los valores de Fosfatos en general también se mostraron por debajo del límite máximo tolerable del DGI, de 0,70 mg.L-1. En algunos casos, los valores superaron dicho límite correspondiendo a épocas de gran afluencia turística en la zona.

Debe hacerse notar que los valores de Fosfatos registrados en el año 2014 superaron en intensidad y frecuencia a los tenores registrados durante los 4 años previos.

El principal problema de calidad del agua en la cuenca del Río Blanco radica en la contaminación microbiológica. A pesar de ello, puede decirse que el agua es apta para el riego de cultivos de hoja que se consumen crudos, así como para frutales regados por aspersión y pasturas en general (estos cultivos se denominan “tipo A” en las directrices sobre calidad microbiológica de las aguas residuales empleadas en agricultura para riego restringido, ACRE).

Esta afirmación se basa en que las muestras analizadas en general mostraron valores por debajo de 1.000 bacterias termoresistentes por centímetro cúbico (DROVANDI *et al*, 2013) Sin embargo, durante el presente período de muestreo, se han detectado valores superiores al antes mencionado. Así, en el Río Las Mulas en diciembre de 2013 y en el Río Blanco en febrero de 2014, se alcanzaron valores de más de 1000 y de casi 2500 UFC/cm³, respectivamente.

Resulta importante resaltar que dichas aguas no son aptas para usos tales como el doméstico, bebida de animales o recreación, ya que no cumplen con las normas del Código Alimentario Argentino.

Además, cabe acotar que dichas aguas no serían siquiera aptas para el riego. A diferencia de lo registrado en muestreos del año 2008, en que se manifestó una alta contaminación en la alta cuenca, con valores que llegaron a los 240.000 UFC/cm³ (ZULUAGA *et al*, 2009) en este caso los mismos no alcanzaron registros tan elevados, sin superar los 60.000 UFC/cm³.

En cuanto a las aguas del Embalse Potrerillos, se aprecia con mucha frecuencia que las Bacterias Aerobias Mesófilas, Coliformes Totales y termoresistentes han

sobrepasado ampliamente los valores límite dados por el Código Alimentario Argentino (C.A.A. 1998) para agua potable.

Este cuerpo de agua constituye un importante centro recreativo para los habitantes del Gran Mendoza, por lo que no sería inusual encontrar dichos valores en sus aguas, a partir de lo cual es posible explicar algunos valores medidos por encima de los límites en las aguas de ese cauce, ya que algunos muestreos han sido realizados aguas abajo de estaciones donde se practican deportes acuáticos como el rafting.

La incorporación al presente estudio de datos de calidad de agua de una perforación en la zona de El Salto ("Pozo Romero") que extrae agua freática de una profundidad de 9 m, ha permitido verificar la presencia de bacterias coliformes totales y termoresistentes.

Su origen estaría dado en desagües domiciliarios que contaminan el acuífero freático. Ello se observa en los análisis microbiológicos, donde las bacterias termoresistentes oscilaron en varios casos en valores cercanos a los 30 NMP/100 cm³ (DROVANDI *et al*, 2013), mientras que en diciembre de 2010 se llegó a un pico de 230 NMP/100 cm³.

Lo alarmante de esta situación es que, además del incremento de la carga contaminante, dicha perforación ha sido empleada para extraer agua para abastecimiento domiciliario.

A nivel general, puede finalmente decirse que la carga contaminante aumenta desde las nacientes hasta la desembocadura del Río Blanco, en el embalse de Potrerillos, resultando ser los afluentes más contaminados los arroyos Las Mulas y El Salto.

La actividad antropogénica es la principal causa de la contaminación del agua en el sistema, por lo que una eficiente policía del agua que haga cumplir la reglamentación

destinada al vuelco de efluentes por parte de los usuarios particulares, junto con una oportuna planificación del mantenimiento, adecuación y construcción de plantas de tratamiento de efluentes en la zona, evitará que los arroyos se transformen en colectores de aguas contaminadas.

Se logrará así, impedir numerosos procesos de degradación que no sólo contaminan la cuenca de este río, sino que harán peligrar la calidad del agua almacenada en el Embalse Potrerillos.

Una recomendación a futuro es continuar con los análisis microbiológicos, al menos en momentos y sitios críticos de la cuenca.

Se considera aconsejable continuar con los muestreos en el Río Mendoza antes de su ingreso al Embalse Potrerillos, y dentro del embalse al menos aguas abajo de la desembocadura del Río Blanco, ya que se han observado importantes picos de contaminación por bacterias termoresistentes.

También es recomendable continuar con el monitoreo de la calidad del agua freática en el denominado "Pozo Romero".

Como recomendación a más corto plazo, puede pensarse en alambrar los sectores de captación del agua en los sectores superiores, de forma de impedir el ingreso de animales y disminuir así la carga microbiana.

También se deberían completar obras de potabilización, para disponer así de agua apta para el consumo humano.

También es recomendable realizar inspecciones con mayor frecuencia en los establecimientos que ofrecen actividades deportivas, tanto de invierno (esquí); como de verano (rafting) instalados a orillas de los ríos, ya que desde los mismos se estaría contaminando el recurso agua con desechos domiciliarios.

El período más crítico en términos de contaminación es el de primavera, cuando a la actividad turística que se

desarrolla a la orilla de arroyos y ríos se suma la fusión nival, que arrastra a los cauces las heces de animales que pastorearon en la alta cuenca en el verano anterior.

Le siguen en importancia como épocas críticas las de las vacaciones de invierno, las de las vacaciones de verano, y los fines de semana largos.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA - AWWA - WPCF (1992) “*Métodos Normalizados para el Análisis de aguas potables y residuales*”; Ediciones Díaz de Santos, S.A.; 17 Ed.
- AVELLANEDA M., A. BERMEJILLO y L. MASTRANTONIO (2004) “*Aguas de Riego*”. Ediunc. Mendoza
- Centro de Estrategias Territoriales para MERCOSUR (CETEM) Facultad de Filosofía y Letras de la Universidad Nacional de Cuyo y Municipalidad de Luján de Cuyo (2003) “*Plan estratégico de acción para la gestión integrada y el desarrollo sostenible de Luján de Cuyo*”.
- Código Alimentario Argentino (1998) Ediciones Marzochi. Argentina.
- Departamento General de Irrigación (1996). “*Resolución N° 778. Reglamento general para el control de contaminación hídrica*”. Mendoza.
- DROVANDI, A. *et al* (2013) “*Monitoreo de la contaminación del agua en el embalse Potrerillos y cuenca del Río Blanco. Provincia de Mendoza*”. CONAGUA 2013. San Juan, Argentina, del 14 al 18 de octubre de 2013.
- EPA (1994) Method 8141A “*Organophosphors compounds by gas chromatography: capillary column technique*”. En: <http://www.epa.gov/sw-846/8000b.pdf>
- EPAS (1996) “*Normas de calidad de agua para Mendoza*”. Ente Provincial del Agua y el Saneamiento. Mendoza
- STOCHER, H., S. SEAGER (1981) “*Química ambiental. Contaminación del aire y del agua*”. Ed. Blume. Barcelona, España.
- TYLLER MILLER, G. (1994) “*Ecología y Medio Ambiente*”. Ed. Iberoamericana. México
- ZULUAGA, J. *et al* (2009) “*Monitoreo de la contaminación del recurso hídrico en la cuenca del Río Blanco, Mendoza*”. XXII Congreso Nacional del Agua. Trelew, Provincia de Chubut. Noviembre de 2009.

ANÁLISIS DE FRECUENCIAS PARA LA EVALUACIÓN Y GESTIÓN DEL RECURSO HÍDRICO SUPERFICIAL CUYANO

ALBERTO I. J. VICH;

Instituto de Estudios del Ambiente y Recursos Naturales,
Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional de Cuyo.
Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales
(IANIGLA-CONICET) CONICET), Av. Adrián Ruiz Leal s/n,
Parque General San Martín, 5500 Mendoza,
Argentina, ajvich@mendoza-conicet.gov.ar

CAROLINA LAURO

Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y
Ciencias Ambientales (IANIGLA-CONICET)

RESUMEN

El presente trabajo tiene como objetivo determinar la magnitud de las variables de caudal anual y estacionales, para diferentes períodos de retorno y obtener un cuantil en sitios sin información, a partir de la aplicación del Análisis Regional de Frecuencias basadas en la estadística de momentos L para las cuencas de San Juan y Mendoza. Se determinaron 5 variables: caudal anual y caudales estacionales (verano, otoño, invierno y primavera), a partir del caudal medio diario observado.

Se realizó un análisis exploratorio de los datos para verificar algunos supuestos subyacentes en las series (independencia, aleatoriedad y normalidad) y condiciones de homogeneidad. La condición de normalidad es rechazada en el 65,83 % de los casos, siendo los caudales de verano y otoño las variables que más falta de normalidad presentan; la ausencia de independencia y aleatoriedad ocurre en el

32,08 % de las series analizadas, destacándose el caudal de invierno y otoño, para un nivel de significancia de $\alpha = 5$ %. El 18,33 % de las series de caudal para las distintas variables y sitios de Cuyo, presentan tendencias positivas y solo en algunos pocos casos negativas. En general los caudales muestran cambios abruptos en el 58,33 % de los casos. El salto en los valores medios generalmente se produce en la década del 70.

Se identificaron las regiones homogéneas para cada una de las variables analizadas. Sobre la base de pruebas de discordancia, heterogeneidad e intervalos de confianza se establecieron los modelos de distribución de probabilidad de mejor ajuste en cada una de ellas. Las funciones Generalizada Normal, Pearson III, Gumbel y Exponencial son elegidas en los 6 agrupamientos encontrados. También, se calcularon medidas de sesgo y error cuadrático, que resultaron del orden del 20 y 6 %, respectivamente.

Palabras clave: Los Andes, análisis regional de frecuencias, caudal anual, caudal estacional.

INTRODUCCIÓN

Globalmente Argentina dispone de una oferta hídrica media anual de 23.000 m³ hab⁻¹, pero una distribución muy irregular, ya que numerosas provincias de la región árida y semiárida se ubican muy por debajo del nivel crítico de stress hídrico propuesto por el PNUD. A la variación estacional muy marcada, se le suma una alta variabilidad interanual y grandes desbalances entre la demanda y la oferta natural de agua. También, sufre las consecuencias de la ocurrencia de fenómenos extremos (crecientes y sequías) cada vez más frecuentes en las últimas décadas (Paoli y Malinow, 2010), que en muchos casos es debido a fenómenos climáticos globales o inducidas por la actividad humana (CALCAGNO *et al.*, 2000; Camilloni y Barros, 2003; Llano y

Penalba, 2010). Todo ello, afecta de manera severa las actividades agrícolas, ganaderas, industriales y de la sociedad en general, particularmente en el centro oeste, noroeste argentino y producción energética en Patagonia. Como resulta obvio, se trata de un elemento esencial para el desarrollo, que es necesario evaluar y utilizar en forma cuidadosa.

El conocimiento del potencial hídrico superficial de las cuencas cuyanas, particularmente de la provincia de Mendoza, se realiza a partir de la elaboración y evaluación de la información hidrológica disponible, proveniente de la red de estaciones existentes. Tarea sumamente laboriosa, que solo puede ser realizada con precisión y eficiencia si los antecedentes son suficientemente detallados. Previamente se debe realizar un análisis exploratorio de los datos (AED) y verificar la consistencia de las series hidrológicas.

El comportamiento de las series de variables hidrológicas se describe con la ayuda de funciones de distribución de probabilidades. El análisis de frecuencias es un conjunto de procedimientos utilizados para predecir el comportamiento futuro de la variable en un sitio particular, a partir de la información histórica existente, al vincular su magnitud con la frecuencia de ocurrencia o su período de retorno T asociado (Kite, 1977), o mejor aún, es estimar la función probabilística completa (Hosking y Wallis, 1997). Pero, las características del área bajo estudio, su variabilidad temporal y espacial, la influencia de factores externos de variabilidad y la reducida disponibilidad de registros de adecuada extensión, imponen ciertas restricciones en la elección del modelo probabilístico más adecuado.

En consecuencia, el objetivo del presente trabajo es mejorar el conocimiento de la oferta hídrica, evaluar el impacto sobre los recursos hídricos superficiales del cambio climático global en las cuencas cuyanas a partir de la detección de los posibles cambios en las tendencias de largo

plazo y cambios abruptos. Además se pretende determinar la magnitud de las variables de caudal (anual Q_A , de verano Q_V , de otoño Q_O , de invierno Q_I y de primavera Q_P , para diferentes períodos de retorno, especialmente a niveles mucho mayores que los observados en el pasado y obtener un cuantil en sitios sin información, a partir de la aplicación de la metodología de Análisis Regional de Frecuencias basadas en la estadística de momentos **L (ARF-LM)**. Dicho procedimiento permite superar las restricciones citadas y aumentar la confiabilidad en la estimación de las probabilidades de ocurrencia de las variables. Es considerado como una de las mejores alternativas para abordar las restricciones mencionadas.

DATOS Y METODOLOGÍA

Área de estudio: clima y características físicas

La cordillera de Los Andes, contornea la costa del océano Pacífico a lo largo de 7500 km. Se extiende desde Panamá, a los 11° de latitud N, hasta su extremo meridional a los 56° de latitud S, donde se hunde en el Atlántico, al este de la isla de los Estados (Argentina). Las fuerzas tectónicas han configurado el relieve actual, formando elevadas montañas, extensos altiplanos (puna), profundos valles longitudinales y valles transversales en Argentina y Chile (Leanza, 1972). Los Andes regulan el paso de masas de aire que provienen de los centros de alta presión del océano Atlántico y el océano Pacífico y configuran el régimen fluvial de los ríos que se originan en sus laderas (Prohaska, 1976). La zona bajo estudio, se corresponde con las cuencas que se localizan en el centro oeste de Argentina, comprendido entre los 28° y 33° S. Esta región, es drenada por el extenso sistema hidrográfico del río Desaguadero-Salado-Chadileuvú o Curacó. De norte a sur, presenta una extensión aproximada 1000 km

de longitud de tierras secas, donde se desarrolla un sistema hidrográfico complejo, con afluentes permanentes y temporarios, integrado por los ríos Vinchina-Bermejo y su principal afluente el río Jáchal, San Juan, Mendoza, Tunuyán, Diamante y Atuel, colectados por el río Desaguadero-Salado-Chadileuvú. Sus nacientes se localizan en la Cordillera Principal, Cordillera Frontal y Precordillera.

El agua de los afluentes provienen en su casi totalidad de la fusión nívea y de los glaciares existentes en su cuenca y en muy menor medida de la lluvia y al abandonar las últimas elevaciones del oeste, se convierten en ríos alóctonos. Todos los ríos han sido usados en la producción de energía, en el riego de numerosos oasis y abastecimiento a poblaciones, que al perder su caudal presentan una red de drenaje muy desdibujada y transforman al colector en una corriente, con largos tramos de cauce seco y lagunas intercaladas, que ocasionalmente mantiene su conexión con el río Colorado. Inserta en el sector suroeste del sistema Desaguadero, se encuentra la cuenca endorreica bañados del Llancanelo, cuyo principal inmisario es el río Malargüe, cuyo principal afluente, el río Pincheira, es representativo de este sector geográfico y se caracteriza por ser un río de una gran riqueza hídrica.

El Colorado es un río alóctono, formado por la unión de los ríos Grande y Barrancas, cuya cuenca posee una extensión aproximada de más de 70.000 km². En su curso medio e inferior recibe temporariamente los escasísimos caudales del Desaguadero-Salado-Chadileuvú-Curacó. Cuando ello ocurre, la cuenca del Desaguadero se hace exorreica y la cuenca del Colorado se amplía a una superficie de 361.620 km², la segunda de extensión en el país y la primera de la Patagonia. En ella existe una importante infraestructura hidráulica para usos múltiples, siendo la irrigación el uso más importante. En los oasis se asienta la población y constituyen

el espacio de desarrollo de la industria dedicada a la vitivinicultura, conservera y olivícola. En muchos casos se hace un uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas.

Clima

La Diagonal Árida (Figura 1 A) que atraviesa el continente sudamericano desde el norte del Perú hasta las costas patagónicas, podría considerarse como el límite de las influencias de los anticiclones semipermanentes de los océanos Atlántico y Pacífico sobre Los Andes. Es una franja del territorio sudamericano de escasas precipitaciones (Gonzalez Loyarte, 1995). Representa el máximo alcance de los climas de tipo quasi-monzónico (océano Atlántico) y mediterráneo (océano Pacífico) sobre las laderas oriental y occidental de la cordillera, respectivamente. Presenta fluctuaciones estacionales, anuales y de largo plazo, que responden, entre otros factores, a las variaciones latitudinales en los campos de presión en América del Sur. En los meses de diciembre a febrero, la influencia del océano Atlántico es máxima sobre la vertiente este de Los Andes, desde los 22° a 35° S, mientras que la influencia del océano Pacífico es máxima en el invierno. Esta dinámica atmosférica da origen a diferentes regímenes de precipitación. Al norte de los 28° S, el régimen de precipitación es quasi-monzónico con un máximo de lluvias entre diciembre y febrero, donde se concentra más del 50 % del total anual (Minetti y Vargas, 1997). En la Cordillera Principal, la precipitación en alta montaña es mayormente originada por el anticiclón del Pacífico y se concentra en los meses de mayo a agosto. En la Patagonia el régimen de precipitación es de tipo mediterráneo, posee el mismo origen, concentradas en invierno y con veranos secos. Al sur de los 45° S a 47° S, la precipitación dominante es producida por el anticiclón del océano Pacífico y uniformemente distribuida en el año.

El “*desarrollo normal del tiempo*” en la región cuyana muestra que al finalizar agosto, existe un período de buen tiempo, con anomalías positivas de la temperatura y de la velocidad del viento, pudiendo soplar viento Norte en el este y viento Zonda en el oeste de ella. El viento zonda pertenece al tipo de vientos catabáticos (cálidos y muy secos) que soplan a sotavento de cadenas montañosas, genéricamente identificado a nivel global como de tipo “*fohen*” (Norte, 1988; Norte, 2015). A principios de setiembre suele ingresar aire frío asociado a heladas y eventualmente nevadas no solo en la alta montaña sino también ocasionalmente en el llano de la región. En las primeras semanas de octubre se inician las tormentas eléctricas, que se van incrementando a medida que avanza la primavera para alcanzar su mayor frecuencia en enero y febrero; muchas de ellas son acompañadas de caída de granizo. Al final del año suele observarse la “*onda de calor de Navidad*” caracterizada por presentar temperaturas mínimas la primer quincena de julio suelen registrarse, en promedio, los días más fríos del año.

Según la clasificación de Köeppen (1948), en el área se presentan dos tipos del clima: clima seco (**B**) y clima polar (**E**). La mayor parte de las cuencas en estudio están dominadas por la zona climática de tipo **B**. La región oriental con el subtipo seco de estepa (**BS**) y la occidental con la variante seco desértico (**BW**). En la región cordillerana el clima es de tipo polar debido a la altura (**ETH**), incluyéndose zonas de clima polar helado o de hielos eternos (**EF**). El límite entre el clima de tundra de altura **ETH** y el polar helado **EF** está dado por la isoterma de 0°C correspondiente a la temperatura media del mes de enero. El clima **ETH** se caracteriza por no tener árboles pero si algunos arbustos en los meses de verano. El clima **EF** tiene ausencia absoluta de vegetación (ver Figura 2).

La zona de máxima precipitación invernal (meses de junio, julio y agosto), se corresponde con el sector oeste de la cuenca; en general, se presenta en forma sólida (nieve o graupel). El sector oriental de la provincia de San Juan tiene precipitación nula en esta época del año. El invierno en general, es la época de menor precipitación en todas las áreas del llano de la cuenca. Por el contrario, es la época de máximas precipitaciones en la alta montaña respondiendo al régimen mediterráneo de máximas precipitaciones invernales de la región de Chile central. En primavera (setiembre, octubre y noviembre), se inician las lluvias de tipo convectivo en el llano de la cuenca. La precipitación media de verano (diciembre, enero y febrero), es claramente el régimen monzónico estival. Finalmente, la precipitación media de otoño (marzo, abril y mayo) tiene una gran similitud con las precipitaciones de primavera (Figura 3). El comportamiento pluviométrico en la mayor parte del territorio de la cuenca, en coincidencia con las áreas de clima seco, presenta máximos estivales y por el contrario las áreas de clima de altura presentan máximos invernales. Hay algunas áreas de transición como las precordilleranas de menor altura (ejemplo: zona sudoeste de la provincia de Mendoza) donde conviven ambos regímenes. El régimen pluviométrico es netamente estival con diferencias en cuanto a la acumulación según estén más al norte y más al oeste.

La temperatura es un parámetro importante para caracterizar el régimen fluvial de las corrientes con nacientes en alta montaña. En invierno, las isotermas de las temperaturas medias más altas, por debajo del punto de congelación, se ubican en las áreas cordilleranas de Mendoza y San Juan. Las zonas menos frías se ubican al noreste de la región de análisis. En primavera y verano las áreas más cálidas afectan el noreste de la provincia de Mendoza. En otoño la isoterma de valor más alto (18° C) atraviesa el extremo

oriental de la provincia de San Juan y el centro y sur de La Rioja. En primavera y otoño, las temperaturas medias más bajas, debajo de la isoterma de cero grado, están restringidas al extremo occidental del norte de Mendoza y el extremo occidental de la provincia de San Juan. En verano, las áreas con temperatura media bajo cero se localizan en las alturas más elevadas de la cordillera, por arriba de los 4000 metros (Figura 4).

En síntesis, la cuenca del río Colorado presenta en la mayor parte de su territorio, un clima seco desértico y estepario en el llano y climas polares fríos de altura, de tundra y de hielos eternos en las áreas cordilleranas por encima de los 3.000 metros sobre el nivel del mar. Los extremos absolutos máximos y mínimos dan idea de la continentalidad de la región. Los fenómenos meteorológicos predominantes (viento Zonda, heladas, nevadas, tormentas convectivas) son notablemente meso escalares es decir de corta extensión espacial y temporal. Algunos estudios derivados del cambio climático indicarían una disminución de precipitaciones invernales en alta montaña, y un aumento en las precipitaciones estivales (Boninsegna y Villalba, 2006).

Estaciones de aforos

Los Andes regulan el paso de masas de aire que provienen de los centros de alta presión del océano Atlántico y el océano Pacífico y configuran el régimen fluvial de los ríos que se originan en sus laderas. Las estaciones de aforo utilizadas para el desarrollo del presente trabajo fueron 79 y se muestran en la Figura 1 B. Se localizan, sobre la vertiente oriental de la Cordillera de Los Andes, en un amplio gradiente latitudinal que se extiende, al norte, desde la cuenca del río Bermejo hasta la cuenca del río Santa Cruz, en el sector más austral del continente. La información de base empleada es el caudal medio diario, proporcionado por la

Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. En algunos casos las series fueron extendidas por la adición de caudales mensuales publicados en anuarios hidrológicos. En la Tabla 1 se indican las coordenadas de la estación de aforos, la extensión de la cuenca drenada, altura de la estación, porcentaje existe de datos de caudal diario medio y longitud de los registros de observaciones.

El año hidrológico se extiende de septiembre a agosto, para las series de los ríos del norte argentino. De julio a junio, en los ríos correspondientes a la región cuyana. De abril a marzo para los ríos patagónicos, excepto el Santa Cruz, que posee un comportamiento muy particular y se desarrolla entre septiembre a agosto (Vich y otros, 2011).

Descripción de las características hidrológicas

En los 79 sitios de aforo se realizó un análisis exploratorio de datos (AED), el primer paso fue rellenar los vacíos de información en las series de caudales medios diarios; para ello se emplearon diferentes procedimientos considerando la cantidad de datos faltantes (Gyau-Boakye, 1993). Posteriormente, se examinan las muestras para detectar la presencia de datos atípicos o dudosos producto de errores instrumentales, o tipográficos, cambios de métodos de medición, entre otros. Dado que eventualmente pueden distorsionar los contrastes estadísticos o no ser representativos de la población de la variable hidrológica. Se utilizó el test de Grubbs (EPA, 2000) y el test desarrollado por la Interagency Advisory Committee on Water Data (1982). De existir valores dudosos altos, éstos deben ser comparados con la información histórica y de crecientes en sitios cercanos, a fin de excluirlos o no del análisis. El tratamiento de este tipo de información siempre contiene una cuota de subjetividad.

El análisis se completa con la verificación de las condiciones de normalidad e independencia y aleatoriedad de las observaciones ya que estas condiciones producen incertidumbre en los análisis de homogeneidad (Kundzewicz y Robson, 2000).

Luego, para los 24 sitios correspondientes a las cuencas San Juan, Mendoza, Tunuyán, Diamante, Atuel, Llacanelo y Colorado se definieron las siguientes variables: caudal medio anual (Q_A), caudal medio máximo anual (Q_{MAX}), caudal medio mínimo anual (Q_{MIN}), caudales mensuales (Q_{MES}) y caudales estacionales: caudal de invierno (julio, agosto, setiembre) Q_I , primavera (octubre, noviembre, diciembre) Q_P , verano (enero, febrero, marzo) Q_V y otoño (abril, mayo, junio) Q_O , y curvas de duración de caudales. Las series sujeta de análisis están conformadas de un valor anual, que representa el promedio del conjunto de observaciones que se realizan a lo largo de un año o estación.

Las series de caudal anual, se tipificaron en años húmedos, años medios o años secos. Se emplea la clasificación desarrollada por el Departamento General de Irrigación de la provincia de Mendoza, que define siete categorías a saber: *año extraordinario*, derrame superior al 35 % de la media histórica; *año rico*, entre un +15 % y un +35 %; *año medianamente rico*, derrame comprendido entre un +5 % y +15 % del promedio de la serie; *año medio o típico*, volumen entre un +5% y -5% de la media; *año medianamente pobre*, volumen comprendido entre un -5% y -15% por debajo de la media; *año pobre*, derrame entre un -15% y -35% por debajo de la media; y *año muy seco*, volumen un -35% por debajo de la media histórica.

Otra forma de caracterizar las variaciones interanuales es mediante el coeficiente de irregularidad (CI). Este consiste en establecer la relación entre los caudales extremos (cociente entre el caudal anual máximo y el mínimo)

ya que existe una correspondencia directa entre la aridez del clima y la irregularidad del régimen fluvial. Los valores bajos indican un régimen constante y los valores altos, un régimen irregular.

Por otra parte, los caudales mensuales medios en el ciclo anual describen una curva regular, a la que se denomina régimen fluvial (Bruniard, 1994). Su importancia radica en el hecho de constituir un indicador de su principal fuente de alimentación y refleja las variaciones estacionales de la temperatura y precipitación. El tipo de régimen fluvial al que pertenece cada río, se determinó en base a la clasificación mejorada de Pardé (1955, cit. Bruniard, 1992), por ser la más completa y la que presenta un mayor número de subtipos.

Homogeneidad: detección de tendencias y saltos

Las series homogéneas o estacionarias son aquellas que provienen de regímenes hidrológicos que no han sufrido alteraciones naturales o artificiales. Las faltas de homogeneidad más frecuentes provienen de la intervención humana (trasvase de cuenca, construcción de embalses, cambios en el uso del suelo, etc.) y de fluctuaciones en el régimen de precipitaciones y temperaturas. En los sistemas naturales, la variabilidad es la condición normal y por lo tanto no existen series estrictamente homogéneas. A los fines prácticos pueden ser consideradas como series estacionarias, ya que la información hidrológica empleada proviene de cuencas que poseen muy baja intervención humana. Por otra parte, la sola sospecha de cambios a escala planetaria en las condiciones climáticas obliga a evaluar el régimen de escurrimiento en lo relacionado con modificaciones en la tendencia de largo plazo o cambios abruptos en los valores medios. Se entiende como tendencia al cambio gradual a largo plazo de

una variable, mientras que los cambios abruptos son cambios en los valores medios de la variable.

No existe un consenso en la comunidad científica de preferencia de un test a otro. Es por ello que se emplearon los Test de t de Student (Remington y Schork, 1974), SROC (Spearman Rank Order Correlation) muy usado por la Organización Meteorológica Mundial (Kundzewicz y Robson, 2000), Mann y Kendall (Hirsch y otros, 1982; Westmacott y Burn, 1997) y sus correcciones por varianza (Hamed y Rao, 1998) y pre-blanqueo (Yue y otros, 2002). Para la detección de cambios abruptos existen numerosos métodos (Rodionov, 2005). El test más comúnmente usado es el test paramétrico t de Student Secuencial. Se basan en la verificación de la igualdad estadística de dos medias muestrales. También, se aplicaron otros test como: Pettitt (Pettitt, 1979), Buishand (Buishand, 1982) o Worsley (Worsley, 1979). Se tratan de test de fácil aplicación y válidos para la detección de un solo punto de cambio. Su principal inconveniente radica en el hecho que en algunos casos previamente debe eliminarse la tendencia en la serie y que las observaciones se encuentren normalmente distribuidas. El análisis de homogeneidad se aplicó en las variables de caudal anual (Q_A) y estacional (Q_V , Q_P , Q_O y Q_I).

Análisis regional de frecuencias

La gestión de los recursos hídricos debe incluir un análisis de riesgo frente al cambio y variabilidad climática y un análisis de la vulnerabilidad del sector productivo y de la población. Para ello, se debe cuantificar la probabilidad de ocurrencia de las distintas variables hidrológicas que conforman el régimen fluvial en una cuenca particular. Los métodos convencionales de ajuste basados en los procedimientos de momentos o máxima verosimilitud, presentan fuertes limitaciones. Ello es debido a numerosos factores,

tales como: longitud y calidad de la serie, errores de muestreo o introducidos por el rellenamiento de datos faltantes y la no verificación de los supuestos básicos de normalidad independencia y aleatoriedad (Chow y otros, 1996). El empleo del análisis de frecuencias implica siempre un nivel de incertidumbre, particularmente si se realizan inferencias para períodos de retorno bastante mayor, que los observados.

Con el fin de aumentar la confiabilidad en las estimaciones y paliar el déficit temporal de información, se hace uso de toda la información hidrológica disponible en un espacio geográfico más amplio del que corresponde a una cuenca en particular, mediante la transferencia de información entre los diferentes sitios de la región (Hosking y Wallis, 1993; 1997), este procedimiento se denomina Análisis Regional de Frecuencias. El método consiste en combinar los registros de diferentes sitios de aforo, de manera tal que pueda asumirse que tienen similares características; es decir, que todas las series de observación de la región proceden de una misma distribución parental. Se estima una distribución de frecuencias para toda la región, que proporciona información en lugares con datos escasos o carentes de ellos. Reduce la incertidumbre en las estimaciones de los cuantiles, al tomar como cierto que M estaciones con N años de registro, equivalen a una serie de $M \times N$ años de longitud. Se usa una variable aleatoria transformada adimensional (cociente entre el valor observado y su valor medio), que tiene la misma distribución en todos los sitios de una región particular y es aplicable en cualquier parte del espacio, empleando una medida de escala específica (Curmane, 1989; Gabriele y Arnell, 1991; Hosking y Wallis, 1997). Los momentos L son estadísticos de una muestra y un sistema alternativo para describir la relación funcional de una distribución de probabilidad. Son análogos a los momentos convencionales

y proporcionan medidas de localización, dispersión, sesgo, curtosis y otros aspectos de la forma de las distribuciones de probabilidad. Los parámetros de dicha distribución se obtienen mediante la aplicación de momentos **L** regionalizados (**ARF-LM**).

El procedimiento de **ARF-LM** requiere de la aplicación de distintas etapas. La primera, es la preparación de datos, que previamente debe someterse a un exhaustivo **AED**. Posteriormente, se realiza el establecimiento de regiones homogéneas preliminares, para lo cual existen distintos procedimientos. Entre las técnicas más usuales están: Análisis Clúster o análisis de conglomerados, Análisis de Componentes Principales, Redes Neuronales Artificiales, etc. La identificación de las regiones homogéneas para las variables de caudal anual y estacional se realiza a partir de una super región conformada por los 79 sitios distribuidos a lo largo de la cordillera de Los Andes. El grado de homogeneidad de los agrupamientos propuestos se basa en la medida estadística H_2 (Hosking y Wallis, 1993; 1997). Ésta, es utilizada para analizar la heterogeneidad del grupo, al comparar la dispersión de los momentos **L** adimensionales de cada sitio que conforman la región o agrupamiento, con la esperada para una región homogénea, obtenida de pruebas de simulación. Hosking y Wallis (1997) proponen que una región es *aceptablemente homogénea* si $H_2 < 1$, *posiblemente homogénea* si $1 < H_2 < 2$ y *heterogénea* si $H_2 > 2$ (Robson y Reed, 1999).

Una vez comprobada la homogeneidad de la región o agrupamiento propuesto, es necesario adoptar una distribución del conjunto de distribuciones candidatas que mejor ajusta. Las distribuciones candidatas que se emplearon en el análisis fueron: Generalizada de Valores Extremos (**GVE**), Logística Generalizada (**GLO**), Generalizada Normal (3 parámetros, **GNO**), Normal (**NOR**), Gumbel (**GUM**), Pareto

Generalizada (**GPA**), exponencial (**EXP**), Pearson III (**PE3**) y Wakeby (**WAK**). Para la adopción de la función de distribución que mejor ajusta a los datos observados, se emplea una medida de bondad de ajuste Z^{DIST} definida por Hosking y Wallis (1997). Se considera que el ajuste a determinada distribución es la adecuada, si el estadístico Z^{DIST} es cercano a cero, siendo un valor razonable cuando se encuentre entre $-1,64 < Z^{\text{DIST}} < 1,64$ (Hosking y Wallis, 1997; Robson y Reed, 1999).

Los parámetros de la distribución regional elegida se obtienen mediante la aplicación de cocientes de momentos **L** regionales. En general, para un amplio rango de aplicaciones hidrológicas, especialmente aquellas relacionadas con tamaños de muestras pequeñas, los momentos **L** proveen de manera simple y razonable, estimadores eficientes de las características poblacionales de las series de los datos y de los parámetros de una gran variedad de distribuciones (Hosking y Wallis, 1997; Hosking, 2005; Norbiato y otros, 2007; Delicado y Gorla, 2007; Ciumara, 2007). También, son más robustos a la presencia de valores anómalos en la muestra y las estimaciones de los momentos **L** están menos sujetas al sesgo que los momentos convencionales. Como ya se expresara, se asume que los sitios, dentro de una denominada “*región homogénea*”, presentan una distribución de frecuencias idéntica, excepto por un factor de escala específico para el sitio, representado por la media de la variable del sitio.

La ponderación del rango de incertidumbre o precisión de los cuantiles estimados con la función de distribución adoptada, es un aspecto central en todo análisis estadístico. Solo se consigue determinando el intervalo de confianza o bandas de error. La evaluación de la precisión y la determinación de los intervalos de confianza, se construyen en base a procesos de simulación tipo Monte Carlo. Se trata

de un proceso complejo y engorroso, que requiere un importante esfuerzo computacional (Hosking y Wallis, 1997). Posteriormente a los datos simulados, en un número mayor de 1000, se aplica el algoritmo **ARF-LM**. Se ajusta el modelo probabilístico cuyo intervalo de confianza se pretende encontrar, se determina curva de crecimiento regional y se calculan los cuantiles para probabilidades de no excedencia **F** predeterminadas. Luego, en cada estación de la región homogénea y para cada frecuencia predeterminada se computan las medidas de error como: error cuadrático medio relativo, el desvío medio relativo y desvío medio absoluto en cada simulación realizada. En las series de cuantiles ordenados, correspondientes a la frecuencia preestablecida **F**, se identifica la magnitud $L_{05}(\mathbf{F})$ que hace que el 5 % de los valores simulados se encuentre por debajo de ella y otra $U_{95}(\mathbf{F})$, que hace que el 5 % se sitúe por encima. Así, el 90 % de los valores simulados se encuentra entre $L_{05}(\mathbf{F}) \leq \mathbf{x}(\mathbf{F}) \leq U_{95}(\mathbf{F})$ y adquiere la forma de un intervalo de confianza, que se denominada, *límites del error al 90 % para el cuantil $\mathbf{x}(\mathbf{F})$* . Los límites $L_{05}(\mathbf{F})$ y $U_{95}(\mathbf{F})$, conjuntamente con el error y el sesgo constituyen medidas para evaluar aceptablemente la precisión. También, estas magnitudes permiten verificar el modelo probabilístico adoptado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Descripción y evaluación del recurso hídrico

Las series de observación de caudal diario medio fueron completadas y el proceso de rellenamiento se realizó en función de la extensión del vacío o “laguna” de información. Para las cuencas cuyanas, se han detectado valores atípicos en la cuenca del río San Juan. En las cuencas del Mendoza y Tunuyán, se identifican valores atípicos en, 1982-83 y 1987-88. El río Diamante, solo presenta valores fuera de rango

en el año 1982-83. En la cuenca del río Atuel, aparecen como valores atípicos, algunas observaciones en los años: 1982-83, 1983-84, 1992-93, 1996-97 y 1999-00. También, en todas las estaciones de la cuenca del río Grande en: 1979-80, 1982-83, 1985-86, 1987-88, 1990-91, 2000-01, 2005-06 y 2006-07. En general, la gran mayoría de los caudales atípicos detectados, se presentan en años donde el fenómeno El Niño tuvo una intensidad de moderada a severa (Trenberth, 1997; Nicholls, 2008) y difícilmente se puedan deber a errores en las mediciones, dado que las variables hidrológicas empleadas provienen de promedios de un conjunto de observaciones diarias, con escasos vacíos de información.

Posteriormente se calcularon e identificaron las distintas variables hidrológicas de caudal anual, estacional, mensual y diario. La **Tabla 2** muestran los valores promedios de caudal mensual, estacional, anual y diarios extremos (máximos y mínimos). Si se establece al caudal específico q como un indicador de riqueza hídrica, las subcuencas del río San Juan presentan valores escasos o pobres ($q < 5,0$ l.s-1.km-2), excepto en los sitios localizados en alta montaña, que poseen un caudal específico q entre 5,0 y 15,0 l.s-1.km-2, considerado como medio, como en el resto de las otras cuencas que conforman el sistema río Colorado. La singularidad aparece en la cuenca del Grande, donde los caudales son considerablemente más elevados con $q > 15,0$ l.s-1.km-2, hasta un máximo de $q = 43,5$ l.s-1.km-2 en la subcuenca del río Valenzuela. Ello es debido al hecho, que la cuenca se encuentra en una zona de transición entre la región cuyana seca y patagónica húmeda, donde el aporte nival y pluvial es más importante debido a que la Cordillera es más baja y permite el ingreso de aire húmedo del Pacífico.

La tipificación del caudal anual en años húmedos, años medios o años secos permite un análisis de la irregularidad interanual. En la **Tabla 3**, se muestran los porcentajes de

caudal anual comprendido en cada rango. Donde se puede observar que en algunos casos es más frecuente encontrar años pobres (**P**) con valores por debajo de la media anual. Sin embargo, también es más frecuente encontrar años muy ricos o extraordinarios (**ER**) que años típicos o medios (**T**). Es decir que predominan años con caudales extremos. Respecto a los valores del coeficiente de irregularidad en las cuencas estudiadas predominan los valores medios ($3 < \text{CI} < 7$) y extremos ($\text{CI} > 7$), indicando la gran variabilidad interanual de estas cuencas.

Producto de las distintas fuentes de alimentación y de las variaciones estacionales de la precipitación y temperatura, las cuencas cuyanas presentan distintos regímenes fluviales. Uno de ellos es el régimen nival de montaña, donde el efecto orográfico, determina que la fuente de alimentación sea más perdurable y un período de fusión más prolongado y menos pronunciado; ello es debido a que la gradación en altura de la cuenca provoca una disminución en la temperatura y evaporación e incremento de la proporción sólida en la precipitación. Por su posición geográfica, latitud y elevación del sistema montañoso, Los Andes Centrales presentan una importante superficie englazada, que permite que los aportes hídricos provengan de la ablación glaciaria y la fusión nival. Se diferencia del régimen anterior por la época de ocurrencia de sus crecientes. La marcha anual de los caudales mensuales medios relativos para los ríos San Juan, Mendoza, Tunuyán, Diamante, Atuel, Grande, Barrancas y Colorado en la sección de aforo de aguas abajo se muestra en la Figura 5.

Dado que la información de base sujeto de análisis está conformado por series de caudal medio diario y que en su mayoría presentan un bajo nivel de interrupciones se determinaron el caudal diario máximo medio Q_{MAX} y el caudal diario mínimo medio Q_{MIN} (ver Tabla 2) para todas las

estaciones. La Figura 6, muestra la curva de duración de caudales para los principales afluentes, donde se establece que aguas altas corresponden al primer cuarto de tiempo (superadas durante 90 días al año), aguas medias a los dos siguientes cuartos y el resto, a la categoría de aguas bajas.

En la cuenca del río San Juan, existen cuatro estaciones de aforos activas. Dos sobre el río Los Patos: Álvarez Condarco en la cuenca superior y La Plateada, localizada inmediatamente aguas abajo de la unión con el Blanco; ambas estaciones poseen un extenso registro de más de 60 años. Sobre el San Juan, en: Km 101, antes de atravesar las sierras del Tontal y otra en Km 47.3; en este segmento, el río San Juan solo recibe algunos afluentes esporádicos. En todos los casos, el hidrograma medio es unimodal, con un período de aguas altas comprendido entre noviembre y febrero, con caudales de estiajes en otoño e invierno. La curva de permanencia de los caudales mensuales, indica que durante el 30 % de los días al año el caudal se encuentra por arriba de la media. Los valores de Q_A en Km 101 y Km 47.3 son de 64,28 y 59,43 $m^3 \cdot s^{-1}$, respectivamente y es debido a la importante diferencia de longitud de registros; para un período común, son prácticamente iguales. Presenta una gran irregularidad interanual con el 50 % aproximadamente de los años registrados con valores extremadamente ricos o pobres y menos del 10 % solamente corresponde a años típicos. La cuenca del río San Juan, presenta un régimen simple de alimentación sólida, subtipo nival puro (secuencia de máximos: diciembre, enero, noviembre y febrero). El río de los Patos, en el sitio La Plateada, mide el escurrimiento conjunto de los ríos Los Patos Superior y su afluente el río Blanco, aporta al río San Juan el 80 % de su caudal; en su cuenca, la nieve se acumula en el período abril a septiembre y funde completamente durante los cuatro meses

cálidos de noviembre a febrero. Aguas abajo, continúa con el mismo régimen.

En la cuenca del río san Juan, los caudales diarios medios extremos son importantes, del orden de $700 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. En los meses estivales se observa una importante variación diaria en los caudales instantáneos, vinculado estrechamente con la gran amplitud térmica diaria.

El agua que acarrea el río Mendoza, es originada por la fusión de los glaciares presentes en la cuenca superior y de la nieve depositada durante la estación invernal en ella. El caudal medio anual en Guido de $45,89 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ y un derrame anual medio de 1447 Hm^3 . Los ríos: Tupungato, Cuevas y Vacas contribuyen con prácticamente un 90 % del caudal anual, mientras que el resto provienen de cauces menores como Uspallata, Picheuta, Blanco y otros.

En general, los ríos de la provincia de Mendoza, poseen un régimen fluvial simple de alimentación sólida. Los tributarios del río Mendoza ostentan distintos subtipos de regímenes, por ejemplo: al Vacas y Cuevas le corresponde el subtipo nivo-glaciario que presenta una secuencia de caudales mensuales máximos en diciembre, enero, febrero y noviembre; en el Tupungato la secuencia de caudales máximos decrecientes es enero, febrero y diciembre, que se clasifica como subtipo glaciario clásico; esta cuenca presenta la mayor superficie englazada. En consecuencia, el régimen del Mendoza que resulta de la combinación de los regímenes de los tributarios muestra una secuencia de caudales mensuales máximos decrecientes en enero, diciembre y febrero, denominándose glaciario mitigado con la salvedad que los caudales de diciembre y febrero son muy parecidos y a veces se alternan en función de la longitud de las series analizadas. La ablación glaciaria en superficie, se verifica en la estación cálida y genera grandes crecidas, más o menos violentas en función del mayor o menor ascenso de la temperatura. En el invierno, la fusión en

profundidad no se detiene y aseguran el mantenimiento de un caudal mínimo en la estación fría.

En la cuenca del Mendoza, los mayores caudales se presentan en los meses de diciembre a febrero y los mínimos o estiajes, entre junio y septiembre. Los caudales anuales máximo y mínimo diarios registrados de de 149,64 y 17,43 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, respectivamente. En relación a los caudales máximos instantáneo solo se han registrados 3 observaciones superior a 300 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; en marzo de 1987 con 588 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, en enero de 1983 con 450 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ y en febrero de 1984 con 338 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Garros-Berthet, 1998). Un factor que potenciaría notablemente la amenaza de una crecida pluvio-nival, es ruptura violenta de un eventual endicamiento del río Plomo por *surge* glaciar, afluente del río Tupungato. En función de la altura del dique glaciar, la duración en el establecimiento de la brecha en el hielo y el volumen embalsado, se pueden generar caudales instantáneos muy importantes, cuyo límite superior sería del orden de 8300 m^3/s (Fernández y otros, 1991). Este fenómeno generó la mayor crecida registrada en Cacheuta, aguas abajo del dique Potrerillos, ocurrió el 11 de enero de 1934 y presentó un caudal instantáneo máximo del orden de 3300 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. El suceso del *surge* glaciar y el posterior endicamiento del río Plomo ha ocurrido otras veces en el pasado reciente: a fines del siglo XIX y en 1984, aunque sin las consecuencias del 1934.

El caudal medio anual del río Tunuyán, medido en su única estación de aforos en la cuenca media de Valle de Uco, es de 28,72 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ y un derrame anual medio de 905,7 Hm^3 . Los mayores caudales se presentan en los meses de diciembre a febrero y los mínimos o estiajes, entre junio y septiembre. Según la secuencia de caudales mensuales máximos, enero, diciembre y febrero, presenta un régimen glaciar mitigado.

Las aguas que escurren por el río Diamante, provienen de la fusión nival y glaciario, con un comportamiento similar a otros ríos de la Provincia; caudales altos en verano y caudales de estiaje en invierno. También existe una pequeña aportación de origen pluvial, que emana de los cauces secos alimentados por lluvias estivales. El caudal medio anual, medido en La Jaula (serie de 1970-71 a 2010-11) es de $34,22 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ y el derrame medio anual de 1080 hm^3 . La estación La Jaula presenta un régimen nival de montaña, subtipo nivo-glaciario con una secuencia de ocurrencia de los caudales altos: diciembre, enero, febrero y noviembre; recibe el aporte proveniente de la fusión de la nieve y progresivamente esta avanza hacia arriba, regulada por el aumento de temperatura en los meses cálidos. Los períodos de aguas altas o crecientes se registran durante los meses de octubre a marzo durante los meses con lluvias y deshielo.

En el Tunuyán, los caudales anuales máximo y mínimo registrados fueron de $211,0$ y $1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, respectivamente. En el Diamante, los caudales extremos máximos y mínimos del orden de $102,65$ y $14,51 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Las lluvias estivales son muy irregulares y eventualmente pueden provocar avenidas torrenciales. Los meses de noviembre a febrero proporcionan mayores caudales, registrándose caudales instantáneos máximos entre 241 y $50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; los mínimos ocurren entre junio y agosto.

En la cuenca del río Atuel existen cinco estaciones hidrométricas en funcionamiento. El caudal medio anual que ingresa a la Depresión de los Huarpes, medida sobre el borde oriental del piedemonte cordillerano, en Puente El Sosneado es de $39,89 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Dentro de ella, en Loma Negra, el caudal sufre una merma por infiltración y evapotranspiración y es de $36,17 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Luego el Atuel recibe los aportes del Salado, del orden de $11,70 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Aguas arriba del dique el Nihuil, en La Angostura, el caudal es $38,98 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

(los caudales consignados fueron calculados para un período de observación común de 30 años, 1981-82 al 2010-11). Un balance simple indicaría que en esta zona existe una pérdida media de $12,69 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Una fracción de esta singularidad hidrológica alimenta al sistema lagunar Llanquanelo y la otra se pierde por evapotranspiración. Aguas abajo del área de riego, en la localidad Carmensa, el caudal medio anual es de $8,76 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; que representa el sobrante después de su aprovechamiento en el oasis Sur.

En el Atuel, la secuencia de máximos se presenta enero, diciembre y febrero que le corresponde un régimen del sub-tipo glaciario mitigado. El río Salado, aforado en Cañada Ancha presenta una secuencia de máximos de: diciembre, noviembre, enero y octubre, que lo aproximan a régimen nival mitigado, el cuarto máximo (octubre) se encuentra adelantado, lo que modifica la clasificación y lo acerca a régimen nival de llanura. En la cuenca del Atuel los caudales instantáneos son mayores a $200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; el período de estiaje se da entre abril y septiembre, registrándose mínimos de solo $2,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

El Cobre y el Tordillo, que su confluencia constituye el origen del Grande, poseen regímenes diferentes y se explican en el hecho que el primero posee un porcentaje de alturas mayores y mayor altura media. El Cobre medido en Valle Hermoso, presenta un régimen fluvial glaciario mitigado bien definido. El Tordillo, también es aforado en Valle Hermoso posee una régimen nival mitigado bien definido. El Valenzuela, presenta un régimen similar al anterior, pero menos marcado, ya que el cuarto máximo ocurre en octubre y es muy similar a febrero, acercándose a un régimen tipo nival de transición, con una mayor influencia de la componente pluvial. El Grande en La Estrechura, posee un régimen tipo nival puro, con una secuencia de máximos mensuales de: diciembre, enero, noviembre y febrero,

producto de la combinación de los regímenes de sus afluentes. Los afluentes Chico y Poti Malal, se encuentran a más baja altura, donde la componente pluvial es más importante, dando como resultado un régimen fluvial del tipo nivopluvial. El río Grande en La Gotera y el Colorado en Buta Ranquil, posee sus caudales mensuales mayores, con la secuencia: diciembre, noviembre, enero y octubre, sus aportes provienen de la fusión nival y de la precipitación pluvial. La secuencia de ocurrencia de los caudales, lo clasifican como un río con régimen simple de alimentación sólida, nival de montaña, subespecie nival mitigado; pero, el caudal de octubre, distorsiona la categorización realizada debido a la influencia de las lluvias de primavera, que adelantan la curva de crecientes.

El río Grande, en la estación La Estrechura, posee un derrame anual de $1199,1 \text{ Hm}^3$, de los cuales en el período de noviembre a enero concentra el 52 % del derrame anual; el río Valenzuela, presenta un derrame anual medio de $336,7 \text{ Hm}^3$, el río Chico $425,3 \text{ Hm}^3$; y para el Poti-Malal, el derrame anual medio es de $258,4 \text{ Hm}^3$. El derrame anual medio en el río Grande, en la sección La Gotera es de $3602,5 \text{ Hm}^3$, respectivamente; al igual que en las estaciones de la cuenca superior, más del 50 % se concentra en el período de noviembre a enero, diciembre presenta el mayor derrame mensual medio. Constituye el río de mayor riqueza hídrica en el sistema Colorado.

El mayor valor del caudal diario máximo en el río Grande se midió en el año hidrológico 1982-83, con un valor de $365,69$ y $840,00 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en los sitios La Estrechura y La Gotera, respectivamente. En el Valenzuela, el máximo de $173,90 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, el Chico, serie muy corta, el régimen de crecientes es más regular, con un máximo de $86,02 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. El Poti Malal muestra una distribución temporal de caudales máximos similar al del río Grande, con valores importantes

en los años 80 y comienzo de siglo; el caudal máximo es de $79,97 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Las crecidas son fuertemente concentradas a fines de primavera, pero es factible encontrar alguna crecencia importante a fines del otoño en los meses de mayo y junio, incluso hasta julio. El mayor valor de caudal instantáneo en el río Grande en La Gotera, se midió en diciembre del año hidrológico 1982-83, con un registro de $1200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. En La Gotera, se identificó un caudal mínimo diario del orden de $11,01 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, que de la comparación con su extremo opuesto revela su importante variabilidad.

El río Barrancas, aforado en la localidad de nombre homónimo, exhibe un caudal de $37,44 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, que representa un quinto del caudal anual del Colorado. No presenta grandes variaciones debido al efecto regulador de la laguna Carri-Lauquen y su régimen fluvial es similar al Grande en La Gotera, nivo-pluvial, con mayor influencia de las lluvias invernales. Sobre el río Colorado existen dos sitios de medición: aguas debajo de la confluencia del Grande y barrancas en la localidad de Buta Ranquil con un caudal anual medio de $150 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ y en Pichi Mahuida, aguas debajo de la unión con el Desaguadero-Salado-Chalideuvú-Curacao con un módulo menor. En el segmento de cauce comprendido entre las estaciones nombradas no existe ningún afluente significativo está un importante aprovechamiento de donde se deriva agua para riego. El río Colorado posee un régimen similar al Grande su principal afluente.

En el río Barrancas, los caudales extremos diarios medios registrados varían entre $107,20$ y $10,81 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ y entre 17 a $10,81 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, respectivamente. Como ya se expresara anteriormente, el Barrancas presenta características hidrológicas muy particulares: sus afluentes superiores nacen en lagunas y en la mitad de su recorrido se encuentra con la laguna de Carrilauquén, que hoy en día es el resto de un gran depósito lacustre que en 1914 generó una gran

creciente instantánea catastrófica, presente aún en el imaginario popular y cuyas consecuencias se observaron hasta en la desembocadura del Colorado en el Atlántico, a lo largo de más de 900 km. Sobre el río Colorado en la estación Buta Ranquil, el caudal diario máximo es aproximadamente de $440 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, con máximo-maximorum de $1053 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Los caudales diarios mínimos medios constituyen aproximadamente la séptima parte de los máximos con mínimos minimorum muy bajos, inferior a $30 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. El Colorado, particularmente en Buta Ranquil, manifiesta crecidas cíclicas decadales, que en algunos casos han superado los $1200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Homogeneidad

Previo al análisis de homogeneidad, se incluye un análisis exploratorio de los datos, que permite la verificación de las condiciones de normalidad, aleatoriedad e independencia entre las observaciones y un estudio de homogeneidad de las distintas series, identificando cambios graduales o abruptos en variables de caudal anual y estacional. La evaluación de algunos supuestos básicos subyacentes en las series es vital, ya que los distintos test para la detección de falta de homogeneidad están ligados a una distribución probabilística subyacente particular de la población. Por ello, resulta importante verificar esta hipótesis, ya que si solamente una de ellas es rechazada el test pierden robustez. Se aplicaron distintos métodos, pero dado que no existe consenso en la comunidad científica de preferencia de un test a otro, se tomó un criterio restrictivo, basado en el hecho que para asumir una determinada condición, ningún método debía rechazar la hipótesis planteada. Se trabajó con un nivel de confianza del 95%. Una síntesis de los resultados (**AED**, cambios graduales y abruptos) se muestra en la Tabla 4.

Existen distintos antecedentes en la región, en relación al análisis de homogeneidad. En el río Tupungato Maza y otros (1997) aplicaron el test de Mann-Kendall y utilizaron una modificación robusta de dicho test. Flamenco (2002), estudió las tendencias en el río Mendoza aforado en Cacheuta. Poblete y Escudero (2003) estudiaron las tendencias con el test de Mann-Kendall y el test de Spearman en el caudal anual del río San Juan y Mendoza. Masiokas y otros (2010), Vich y otros (2005, 2007) aplicaron pruebas estadísticas paramétricas y no paramétricas a series más modernas y extensas de 21 variables de caudal en 10 estaciones de aforos de la provincia de Mendoza.

En la cuenca del San Juan, el análisis de homogeneidad de las distintas variables, indicaría que el caudal de invierno (Q_I) es creciente. En la mayoría de las variables analizadas presentan cambios abruptos en forma dominante alrededor de 1976 o 1977, aunque no hay evidencias estadísticamente significativas de saltos en el caudal anual y primavera, excepto en la estación Km 47,3. Las diferencias podrían explicarse en el hecho que el análisis de homogeneidad fue realizado con la información disponible, sin haber tomado un período común. La misma tendencia fue hallada por Boninsegna (2009) para un período de registro de diez años menos. Por otra parte, Celis y otros (2009) señalan que hay indicios de una leve tendencia negativa en el caudal anual, correspondientes a las series históricas de los ríos Los Patos y San Juan. Poblete y Escudero (2003) encontraron tendencia estadísticamente significativa decreciente en el caudal anual del río San Juan para el período 1909-2010.

En la cuenca del río Mendoza, se observa que el río Vacas presenta tendencia positiva en el Q_V , el río Cuevas en el Q_O y Q_I . En el Tupungato, también existen evidencias de tendencias crecientes en el caudal anual, de verano, y primavera. Las series correspondientes a la estación Guido,

sobre el río Mendoza, rechaza la hipótesis nula para prácticamente todas las variables analizadas y la tendencia es creciente. La subcuenca del río Mendoza es la que presenta el mayor nivel de población y actividad económica, de todo el sistema hidrográfico. Es por ello que a modo de ejemplo, la Figura 7 muestra las series cronológicas de caudal anual, caudal de primavera, caudal de verano, tendencia y cambios abruptos para el río Mendoza en Guido; además se muestran los desvíos acumulados con relación a la media, donde claramente se manifiesta el punto de quiebre o salto significativo. Contrariamente en el período 1909-2010 Poblete y Escudero (2003) encontraron una tendencia negativa no significativa en una serie de caudal anual ensamblada con los sitios de aforo Guido y Cacheuta (33°01'S, 69°07'O). Flamenco (2002), encontró un leve decrecimiento en los derrames del río Mendoza (estación Cacheuta). Los caudales parecieran ser mayores que los esperados, si se considera como predictora a la precipitación de Santiago de Chile, ya que esta conserva una fuerte tendencia negativa hasta el presente.

El Tunuyán, únicamente presenta tendencia positiva Q_I . En el Diamante, las series, rechazan la hipótesis de la existencia de variabilidad temporal de largo plazo. El Salado, principal afluente del Atuel sobre margen derecha no presenta tendencia en las variables analizadas. Aguas arriba de la confluencia, en la sección Puente Sosneado hay evidencia de tendencia decreciente en los caudales mensuales de mediados del verano y comienzo del otoño. Aguas abajo, en la sección Loma Negra no muestra tendencia significativa en ninguna de las variables analizadas. La siguiente estación de aforos, La Angostura, muestra un comportamiento muy diferente, ya que el Q_A , Q_O , Q_I , Q_P poseen tendencia creciente. Este comportamiento aparentemente contradictorio puede deberse en parte, a que el Atuel, entre

las dos últimas estaciones circula por la Depresión de Los Huarpes y forma extensos bañados, donde la evaporación e infiltración son muy importantes. También, es conveniente destacar la diferencia en la estimación de la tendencia en el caudal anual, ya que si se aplica a una serie más corta, esta es significativamente creciente. En tanto, si se emplea la serie más larga (incluye distintos sitios de observación debido a la construcción del dique El Nihuil), no puede rechazarse la hipótesis de que no posee variaciones graduales de largo plazo. Boninsegna (2009), expresa que no se observan tendencias significativas en el caudal anual histórico del Atuel, pese a la importante disminución de la superficie cubierta por glaciares (Le Quesne y otros, 2009).

En la cuenca del río Grande, las estaciones ubicadas sobre el cauce principal y sus afluentes no presenta tendencia estadísticamente significativa en ninguna de las variables analizadas. Las series hidrológicas de caudal medio anual del río Barrancas y Colorado, no presentan tendencias significativas, pero si tienen tendencia positiva los Q_0 , Q_I .

Masiokas y otros (2010) no encuentra tendencias significativas para el caudal anual en los ríos San Juan, Mendoza, Tunuyán, Diamante, Atuel y Colorado. Vich y otros (2007) estudiaron las tendencias de los ríos de la provincia de Mendoza para un período menor (hasta 2001), encontraron resultados similares, excepto en el Atuel donde existían evidencias de cambios graduales, que los nuevos datos y otros métodos no la corroboraron.

Las tendencias positivas detectadas están principalmente relacionadas con las variables vinculadas a los períodos de estiaje e caudal de invierno. Esto podría ser producto del incremento de la temperatura durante el período invernal. La tendencia al aumento de la temperatura (Boninsegna y Villalba, 2006), hace que el período de fusión nívica comience más temprano, lo que explica el incremento

de los distintos caudales estacionales y probablemente que el pico de caudal se anticipe.

La detección de cambios abruptos presenta un gran nivel de incertidumbre, ya que las condiciones requeridas por los distintos test se cumplen en menos del 40 % de las series analizadas. Los resultados estadísticamente significativos de los distintos test para la detección de saltos se muestran en la Tabla 4. En la mayoría de los sitios del río San Juan se detectaron saltos significativos positivos en la década del 70 en varias variables. Para las variables del río Las Cuevas, Vacas, Tupungato y Mendoza se detectaron principalmente saltos significativos positivos durante la década del 70. Poblete y Escudero (2003) detectan tres períodos de cambio en el caudal anual en los ríos San Juan y Mendoza, el primero 1909-1944 pasando a un período de disminución 1944 a 1970 y a un período mayor entre 1970-2010. Estos períodos coinciden con los encontrados para índices globales atmosféricos tales como la PDO, SST y temperatura global (Poblete y Minetti, 2010). Por su parte Masiokas y otros (2010) también encuentran un período seco entre 1945-76 y un período húmedo entre 1977-87 y concuerdan en que los saltos en 1945 y 1977 coinciden con los de la PDO.

En la cuenca del río Tunuyán los saltos significativos positivos detectados también son en la década del 70. En el río Diamante en 1979 se detectaron saltos positivos en caudales estacionales de otoño e invierno. En la cuenca del río Atuel, la serie Loma Negra de 30 años de longitud no muestra saltos significativos. La Angostura presenta saltos positivos en la década del 70. En la estación Cañada Ancha la serie consta de 72 años de longitud, se detectaron saltos significativos negativos en la década del 50 y saltos positivos en la década del 70. En la cuenca del Grande, salto negativo en la década del 80 y positivo en 1990. En Barrancas

y Colorado existen cambios abruptos positivos en los valores medios para las variables mencionadas en la década del 70.

Principalmente los saltos detectados pertenecen a la década del 70 y resultaron ser positivos, coincidente con los saltos encontrados con en la PDO (Giese y otros, 2002). Otros autores identificaron para algunos ríos localizados entre los 30° y 43°S cambios abruptos en precipitaciones y caudales en la región andina en los años 1945 y 1976 (MASIOKAS *et al.*, 2010; QUINTANA y ACEITUNO, 2012). En Chile, Rubio-Álvarez y McPhee (2010) encontraron correlaciones significativas entre la PDO anual y caudales de invierno en el período 1952-2003, para regiones de ríos localizados entre 35° y 37°S. Le Quesne y otros (2009) reconstruyeron una serie de precipitación que muestra un incremento de largo plazo en la temperatura con dos saltos en 1947 y 1970 coincidentes también con los saltos en la PDO (Giese y otros, 2002).

Análisis regional de frecuencias

Luego de realizar un análisis exploratorio de los datos y analizadas la estacionalidad y homogeneidad de solamente las variables de caudal anual y estacional a los 79 sitios, se procede a la formación e identificación de la región homogénea que involucren a las cuencas cuyanas. Se plantearon distintos conjuntos de estaciones como regiones homogéneas, tales como: todos los sitios bajo análisis, agrupamiento de estaciones; con el mismo régimen hidrológico; en base a la localización de las distintas estaciones con respecto al límite entre las cuencas de los ríos Colorado y Neuquén; esto coincide con una importante disminución en la altura media de la Cordillera y la posición del anticiclón semipermanente del océano Pacífico Sur (Compagnucci y Araneo, 2007); estaciones localizadas en los Andes Centrales; agrupamientos resultantes del análisis de conglomerados; y distintas combinaciones de ellas. Luego de un exhaustivo

análisis de los agrupamientos, se hallaron 6 regiones homogéneas (Tabla 5). Dos para el caudal anual; la \mathbf{R}_1 conformado por 8 sitios en la cuencas del río San Juan y Mendoza; la otra \mathbf{R}_2 , incluye las 16 estaciones de las cuencas de los ríos Tunuyán, Diamante, Atuel, Pincheyra, Grande y Colorado. Para la variable caudal de primavera \mathbf{Q}_P , se identificaron dos agrupamientos: el norte \mathbf{R}_3 , que abarca las cuencas del río San Juan y Mendoza que es ligeramente heterogéneo; el otro \mathbf{R}_4 , está constituido por 14 estaciones de las cuencas de los ríos: Tunuyán, Diamante, Atuel, Pincheyra, Grande y Colorado, excepto el sitio sobre el río Valenzuela y Cobre, sitios que los vacíos de información se presentan en dicho período. Para el caudal de verano \mathbf{Q}_V , el agrupamiento \mathbf{R}_5 posee 24 estaciones, que se localizan en las cuencas de los ríos: Mendoza, Tunuyán, Diamante, Atuel, Pincheyra Grande, Colorado y 4 sitios de la cuenca del río Neuquén; de esta región se excluyen dos estaciones que se diferencian del resto por su mayor aporte de origen glacial, tales como: un sitio sobre el Salado, principal afluente del Atuel y la estación sobre el Valenzuela, afluente del río Grande. El agrupamiento \mathbf{R}_6 del caudal de otoño \mathbf{Q}_O , incluye 19 estaciones de las cuencas de los ríos San Juan, -excluyendo a las estaciones sobre el río Los Patos-, Mendoza, Tunuyán, Diamante, Atuel, Pincheyra, Grande y Colorado. Para la variable caudal de invierno, no fue posible identificar un espacio homogéneo. Las estaciones que componen las distintas regiones homogéneas y medida de heterogeneidad, se muestran en la Tabla 5.

Es conveniente aclarar que una región homogénea no presupone una correspondencia con una región geográfica particular (por ejemplo, Andes Centrales, ríos patagónicos, etc.); este procedimiento solamente agrupa sitios con similar comportamiento estadístico. Como señalan Hosking y Wallis (1997), las regiones no necesariamente deben ser continuas

geográficamente para tener una misma distribución de probabilidad. Las regiones homogéneas halladas tienen además de homogeneidad estadística cierta homogeneidad geográfica y coinciden en parte con las que tradicionalmente han sido distinguidas por las peculiaridades físico geográficas. Por otra parte, los agrupamientos hallados resultan parcialmente concurrentes, con la subregión Cuyo Sur (ríos Tunuyán, Diamante, Atuel y Colorado), una de las cuatro subregiones identificadas por Compagnucci y Araneo (2007), cuya individualización de las subregiones fue realizada en base a la variabilidad de los caudales y su vinculación con las fluctuaciones de la temperatura superficial del mar (TSM) y el ciclo ENOS (El Niño Oscilación del Sur), para estaciones de ríos cordilleranos localizados entre los paralelos de 28° S a 50° S.

Sobre la base del estadístico de bondad de ajuste condición $|Z^{\text{DIST}}| < 1,16$. (Hosking y Wallis, 1997), se identificaron los varios modelos de distribución de probabilidad de mejor ajuste en cada la región homogénea, denominada curva de crecimiento regionalizada adimensional. Las funciones de distribución Generalizada Normal, Pearson III, Gumbel y Generalizada de Valores Extremos, son elegidas en las 6 agrupamientos encontrados. Los cuantiles para las estaciones de la región homogénea se obtienen del producto entre las ordenadas de la curva de crecimiento regionalizada adimensional y la media de cada sitio.

Para la determinación del intervalo de confianza o límites del error se emplearon 1000 simulaciones de cada una de las 6 regiones homogéneas. En cada agrupamiento se realizaron estimaciones de la curva de crecimiento adimensional $y(\mathbf{F})^{(m)}$, de los cuantiles en los distintos sitios de ella $Q_k(\mathbf{F})^{(m)}$ para recurrencias predeterminadas de $\mathbf{TR} = 2, 5, 10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000, 2000, 5000$ y 10000 años y se calcularon las medidas de sesgo y error. Donde: $y(\mathbf{F})$ es el cuantil regional adimensional (cociente entre el

caudal y el valor medio) para la frecuencia de no excedencia F , el subíndice k denota la estación y el exponente m el número de simulación realizada. Posteriormente, las series de $Q_k(F)^{(m)}$ se ordenan e identifican los límites superior $U_{0.5}$ e inferior $L_{9.5}$ que conforman el intervalo de confianza o límites del error al 90 % del agrupamiento y de cada sitio. Además, para el agrupamiento y los sitios que lo constituyen, se calculan el sesgo y error relativo medio, expresados en porcentaje, que resulta del promedio de todas las simulaciones. Luego, se obtiene el sesgo y error relativo regional, promediando las medidas de todos los sitios que constituyen la región homogénea. Se trata de medidas de precisión o exactitud de las estimaciones; miden la tendencia de las estimaciones de cuantiles de ser demasiada alta o demasiada baja en toda la región.

La selección definitiva del modelo probabilístico se realiza en base del que presente menor error cuadrático relativo medio $R(F)^R$ y sesgo medio $B(F)^R$ regional para las 12 frecuencias predeterminadas F . Para el agrupamiento caudal anual Q_A , en las subregiones R_1 y R_2 se adoptó el modelo de Gumbel (**GUM**). El error medio es de 17,91 y 13,19 %, respectivamente; el sesgo medio es -8,94 y 3,32 %, con una sobreestimación en el modelo probabilístico correspondiente a la subregión R_1 . En las subregiones R_3 y R_4 correspondientes al caudal de primavera Q_P los modelos de distribución elegidos son Gumbel y la función Generalizada Normal (**GNO**), respectivamente. En ambos casos los errores son del 22,80 y 15,51 % y el desvío medio de 16,66 y 8,31 %, para cada una de las subregiones identificadas. Para las variables caudal de verano Q_V y otoño Q_O correspondientes a las regiones R_5 y R_6 las funciones adoptadas son Exponencial (**EXP**) y Pearson 3 (**PE3**). La región R_5 presenta un error medio importante de 31,99 % y un sesgo medio de 10,86 %. En la región R_6 del Q_O el error es de 12,82 % y un desvío de -8,46 %.

La curva regional adimensional de frecuencias o curva de crecimiento y el intervalo de confianza entre el límite superior U_{05} e inferior L_{95} del error al 90 %, se muestran en la Figura 8 para la variable caudal anual Q_A con las subregiones R_1 y R_2 correspondientes a Cuyo Norte y Cuyo Sur, respectivamente y en Figura 9 el resto de las regiones homogéneas. En abscisas se coloca la variable reducida de Gumbel, estimada como $-\text{LN}(-\text{LN}(F))$ y en ordenadas el cuantil adimensional, donde F es la frecuencia acumulada. También, se colocan los valores observados de caudal para las estaciones de aguas abajo. Las figuras reflejan como la incertidumbre aumenta considerablemente a medida que los cuantiles son menos probables. En la Tabla 6 se exhiben cuantiles de frecuencia adimensional, límites del intervalo de confianza al 90 % y las medidas de incertidumbre, para las frecuencias preestablecidas, por agrupamiento homogéneo.

CONCLUSIONES

La Cordillera de los Andes constituye el principal sistema regulador del ciclo del agua a escala continental, al interactuar con las masas de aire cargadas de humedad de origen atlántico o Pacífico y por su efecto de la topografía sobre la precipitación, particularmente en los Andes Centrales y Patagónicos. Almacenan agua en forma de nieve y hielo durante la estación fría y proveen agua a las tierras más bajas durante la estación cálida en momentos en que la demanda es más importante.

Desde épocas coloniales, el desarrollo y la producción agrícola en la vertiente oriental de la cordillera de Los Andes del Noroeste, Cuyo y Patagonia, pudo ser posible gracias al agua utilizada para el riego y producción de energía, proveniente de los ríos con nacientes en la Cordillera y algunas serranías del oeste. La gestión del recurso hídrico

requiere de estimaciones de la probabilidad de ocurrencia de variables hidrológicas para la toma de decisiones. El Análisis Regional de Frecuencias basadas en la estadística de momentos **L (ARF-LM)** es un procedimiento que permite aumentar la confiabilidad en la predicción de períodos de retorno de caudales con baja frecuencia y en sitios sin observaciones. Se trata de un método de estimación de los parámetros de la función de distribución y cuantiles, en forma eficiente y computacionalmente conveniente. Las variables hidrológicas analizadas son el caudal anual y estacional, de cuencas cordilleranas, desde el río Bermejo hasta el río Santa Cruz, localizadas a lo largo del territorio continental argentino, desde los 21° a 51° de latitud sur.

Previamente, se realizó un Análisis Exploratorio de los Datos (**AED**), imprescindible para la detección de errores, valores atípicos, verificación de supuestos básicos o faltas de homogeneidad en las series. Los valores atípicos detectados se corresponden con años donde el fenómeno ENSO tuvo una intensidad de moderada a severa y difícilmente se puedan deber a errores en las mediciones, dado que la gran mayoría de las variables hidrológicas empleadas provienen de promedios de un conjunto importantes de observaciones de caudal diario medio.

Existen numerosos interrogantes de cómo afectarán las temperaturas más elevadas a las relaciones entre la precipitación sólida y líquida, o qué consecuencias tendrá una fusión más temprana de la nieve en la distribución de los escurrimientos, o bien cuál es el significado de una importante retracción de los cuerpos de hielo, o un incremento en el espesor de la capa activa en zonas periglaciares, áreas sometidas al congelamiento y descongelamiento estacional y permafrost. Es por ello que se ha verificado la homogeneidad de las series de caudal a partir de la detección de cambios graduales o abruptos.

La presencia de no homogeneidad en las series de caudales pueden ser debidos a múltiples factores, sean estos de origen natural o antrópicos. En el presente estudio el 18,33 % de las variables presentan para un nivel de significancia de 0,05 tendencias positivas, de las cuales pertenecen en su mayoría a las variables de caudal de estiaje. El 2,5 % presenta tendencias negativas, las mismas se registran en la cuenca del río Atuel y el río Grande. Si bien en el presente trabajo no se estudió el origen de los cambios detectados, se presume que los mismos son producto de fluctuaciones en las variables climáticas, ya que las cuencas estudiadas poseen una muy baja intervención humana y estudios precedentes encuentran dichas relaciones. Los test aplicados para la detección de cambios abruptos en las series de caudales consisten en la detección de un solo punto de cambio, sin embargo no significa que no existan otros puntos de quiebre. Los distintos test requieren la condición de normalidad en la distribución, aspectos que en pocos casos se cumplen. En general, los saltos detectados fueron positivos durante la década del 70 en la mayoría de los casos. En la estación Puente Sosneado y Cañada Ancha los saltos son negativos en la década del 80 y 50 respectivamente. También se registraron saltos negativos en el río Potimalal. Los saltos encontrados son consistentes con los puntos de cambios detectados en la PDO con alternancia de fases frías y cálidas. En general, aun se requiere más investigación en la aceptación de un método u otro, ya sea para detectar cambios graduales o abruptos. Por ello, de ser posible, es conveniente la aplicación de distintas técnicas, comparar sus resultados y adoptar como resultado aquel que se presentan en el mayor número de métodos.

En general los caudales Q_A , Q_I y Q_V muestran cambios abruptos en los valores medios, en más del 65 % de los casos, el Q_P , solo en un 44 %. El salto se produce generalmente

en la década de los 70. La detección de cambios graduales o abruptos de largo plazo en los ríos cordilleranos es un proceso difícil de evaluar desde el punto de vista físico, ya que pueden ser causados por fenómenos bien diferenciados como el calentamiento global, la variabilidad climática, la variabilidad hidrológica (cambios en las entradas, salidas y almacenamientos), o la superposición de ellos. Además, los test usados requieren de ciertas condiciones que no siempre se verifican e introduce un importante nivel de incertidumbre en los resultados. Su efecto se manifiesta por el aumento de la inseguridad asociado al diseño de estructuras hidráulicas y de oferta hídrica. Sumado a ello, es probable que el sistema de observación sea insuficiente para explicar físicamente los cambios, ya que la variabilidad enmascara las tendencias estables.

El estudio de heterogeneidad de los agrupamientos resultó *“homogéneo”* para las variables Q_A , Q_V y Q_O , *“ligeramente heterogénea”* para Q_P y no se pudo encontrar un agrupamiento para Q_I . Para el caudal anual, se encontraron dos subregiones: uno, conformado por sitios en la cuencas del río San Juan y Mendoza; el otro, incluye las 16 estaciones de las cuencas de los ríos Tunuyán, Diamante, Atuel, Pincheyra, Grande y Colorado. Para la variable caudal de primavera Q_P , se identificaron dos agrupamientos: el norte, que abarca las cuencas del río San Juan y Mendoza que es ligeramente heterogéneo; el otro, está constituido por 14 estaciones de las cuencas de los ríos: Tunuyán, Diamante, Atuel, Pincheyra, Grande y Colorado, excepto el sitio sobre el río Valenzuela y Cobre. Para el caudal de verano Q_V , el agrupamiento posee 24 estaciones, que se localizan en las cuencas de los ríos: Mendoza, Tunuyán, Diamante, Atuel, Pincheyra Grande, Colorado y 4 sitios de la cuenca del río Neuquén; de esta región se excluyen las estaciones sobre el Salado y Valenzuela. El agrupamiento del caudal de otoño

Q_0 , incluye 19 estaciones de las cuencas de los ríos San Juan, -excluyendo a las estaciones sobre el río Los Patos-, Mendoza, Tunuyán, Diamante, Atuel, Pincheyra, Grande y Colorado. Las regiones homogéneas halladas tienen además de homogeneidad estadística cierta homogeneidad geográfica y coinciden en parte con las que tradicionalmente han sido distinguidas por sus características físico geográficas.

Sobre la base del estadístico de bondad de ajuste condición $|Z^{DIST}|$ e intervalo de confianza identificaron varios modelos de distribución de probabilidad de mejor ajuste en cada la región homogénea, denominada curva de crecimiento regionalizada adimensional. Las funciones de distribución Generalizada Normal, Pearson III, Gumbel y Exponencial son elegidas en los 6 agrupamientos encontrados. En cada unas de las regiones homogéneas, se determinó el intervalo de confianza o límites del error y se calcularon las medidas de sesgo y error. Para el agrupamiento caudal anual Q_A , en las subregiones se adoptó el modelo de Gumbel (**GUM**), con un error medio es de 17,91 y 13,19 %, respectivamente; el sesgo medio es -8,94 y 3,32 %, con una sobreestimación en el modelo probabilístico correspondiente a la subregión R_1 . En las subregiones del caudal de primavera Q_P los modelos de distribución elegidos es Gumbel y la función Generalizada Normal (**GNO**), respectivamente; en ambos casos los errores son del 22,80 y 15,51 % y el desvío medio de 16,66 y 8,31 %, para cada subregión. Para las variables caudal de verano Q_V y otoño Q_O las funciones adoptadas son Exponencial (**EXP**) y Pearson 3 (**PE3**). La región de Q_V presenta un error medio importante de 31,99 % y un sesgo medio de 10,86 %. En la región Q_O el error es de 12,82 % y un desvío de -8,46 %.

REFERENCIAS

BONINSEGNA, J. (2009). Impacto del Cambio Climático en la región Centro Oeste de Argentina y posibles medidas de adaptación. Foro:

- Escenarios climáticos y medidas de adaptación. 25 – 26 de febrero de 2009. Secretaria de Ambiente de la nación. Buenos Aires. www.ambiente.gov.ar/archivos/web/AdCC/File/09_boninsegua.pdf
- BONINSEGNA, J. y VILLALBA, R. (2006). Los escenarios de Cambio Climático y el impacto en los caudales. Documento sobre la oferta hídrica en los oasis de riego de Mendoza y San Juan en escenarios de Cambio Climático. SAyDS, Fundación e Instituto Torcuato Di Tella. 26 pp.
- BRUNIARD, E. D. 1992. Hidrografía. Procesos y tipos de escurrimientos superficial. Colección Geográfica, dir. Ricardo Capitanelli, vol. 4. Buenos Aires, CEYNE
- BRUNIARD, E. (1994). Los regímenes fluviales de alimentación sólida en la República Argentina. Publicación Especial No 7. Academia Nacional de Geografía.
- CALCAGNO, A., MENDIBURU, N. y GAVIÑO NOVIÑO, M. (2000). Informe sobre la gestión del agua en la Republica Argentina. World Water Visión.
- CAMILLONI, I. y BARROS, V. (2003). Extremes discharges in the Paraná River and their climate forcing. *J. Hydrology* 278:94-106.
- CELIS, A., OSTUNI, F., KISILEVSKY, G., SCHWARTZ, E., FERNÁNDEZ BOUZO, S., y LOPRESTI, L. (2009). Documento País: Riesgos de desastres en Argentina. CAPITULO 5: Cambio climático: variabilidad pasada y una prospectiva de las amenazas de acuerdo a los escenarios futuros. Cruz Roja Argentina, Centro Estudios Sociales y Ambientales. Buenos Aires.
- CHOW, V.T., MAIDMENT, D. y MAYS, L. (1996). Hidrología Aplicada. Bogota McGraw-Hill.
- CIUMARA, R. (2007). L-moments evaluation for identically and nonidentically weibull distributed random variables. *Proc. of the Romanian Academy, Series A*, 8(3), 000-000.
- COMPAGNUCCI, R. y ARANEO, D. (2007). Alcances de El Niño como predictor del caudal de los ríos andinos argentinos. *Ingeniería Hidráulica en México*. XXII(3):23-35.
- CURMANE, C. (1989). Statistical distributions for flood frequency analysis. Operational Hydrology Report no. 33, WMO (series) no. 718, World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.
- DELICADO, P. y GIORIA, M. (2007). A small sample comparison of maximum likelihood, moments and L-moments methods for the

- asymmetric exponential power Distribution. *Computational Statistics & Data Analysis*, 52, 1661–1673.
- EPA, (2000). Guidance for data quality assessment. Practical methods for data analysis. EPA QA/G-9. QA00 Update.
- FERNÁNDEZ, P., FORNERO, L., MAZA, J., YÁÑEZ, H. (1991). Simulation of flood waves from outburst of glacier-dammed lake. *ASCE. J. Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 117 (1): 42-53.
- FLAMENCO, E. (2002). Cambio del régimen hídrico en importantes ríos de la República Argentina. Informe inédito. INTA. Instituto de Clima y Agua, Castellar.
- GABRIELE S., and ARNELL, N. (1991). A hierarchical approach to regional flood frequency analysis. *Water Resources Research*, 27 (6), 1281-1289.
- GARROS-BERTHET, H. (1998). Proyecto Potrerillos. Validación del anteproyecto definitivo. Hidrología. Crecidas nivales y riesgos hidrológicos. Informe Provisorio. Mendoza. Coyne et Bellier, Geotécnica Consultores, Toso Hermanos y Asociados.
- GIESE B. S, URIZAR S. C., y FUCKAR N. S. (2002). Southern Hemisphere Origins of the 1976 Climate Shift Benjamin. *Geophysical research letters*, Vol. 29, No. 2, 1014.
- GONZALEZ LOYARTE, M. (1995). La diagonale aride Argentine: une réalité écologique oscilante. *Sécheresse*, 1(6), 35-44.
- GYAU-BOAKYE, P. (1993). Filling gaps in hydrological runoff data. *Series in West África*.
- HAMED, K. H. y RAO, A. R. (1998). A Modified Mann-Kendall Trend Test for Autocorrelated Data. *J. of Hydrology*, 204, 182-196.
- HIRSCH. R., SNACK, J. y SMITH, R. (1982). Techniques of Trend Analysis for Monthly Water Quality data. *Water Resources Res.*, 18(1), 107-121.
- HOSKING, J. (2005). FORTRAN routines for use with the method of L-moments, Version 3.04. IBM Research Report RC12822, IBM Research Division, Yorktown Heights, New York.
- HOSKING, J. and WALLIS, J. (1993). Some Statistics Useful in Regional Frequency Analysis. *Water Resources Research*, 29 (2), 271-281.
- HOSKING, J. and WALLIS, J. (1997). Regional Frequency Analysis. An approach based on L-Moments. Cambridge University. U K.
- Interagency Advisory Comité on Water Data (USACE). (1982). Guidelines for Determining Flood Flow Frequency. Bulletin 17 B.

- U.S. Department of Interior. Geological Survey. Office of Water Data Coordination.
- KITE, G. W. (1977). Frequency and risk analyses in hydrology. Water resource Publications. Colorado
- KUNDZEWICZ, Z. y ROBSON, A. (2000). Detecting trend and other changes in hydrological data. WCDMP-45. WMO/TD No 1013. Geneva.
- LLANO, M. y PENALBA, O. (2011). A climatic analysis of dry sequences in Argentina. *International Journal of Climatology*. 31(4):504-513.
- LEANZA, A. (1972). Geología regional Argentina. Academia Nacional de Ciencias. Córdoba. INGRAF.
- LE QUESNE, C., ACUÑA, C., BONINSEGNA, J., RIVERA, A., y BARICHIVICH, J. (2009). Long-term glacier variations in the Central Andes of Argentina and Chile, inferred from historical records and tree-ring reconstructed precipitation. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 281 (2009) 334–344.
- MASIOKAS, M., VILLALBA, R., LUCKMAN B. y MAUGET S. (2010). Intra- to Multidecadal Variations of Snowpack and Streamflow Records in the Andes of Chile and Argentina between 30° and 37°S. *Journal of hydrometeorology*. Volumen 11:822-831.
- MAZA, J. A., FORNERO, L., LÓPEZ, P. M., VARGAS A., ZULUAGA J. M. y TOLEDO M. (1997). Simulación matemática de la fusión nival con distintos escenarios climáticos en la cuenca del río Tupungato. Informe Interno, PICT 97 N° 07-00000-0725. Instituto nacional del Agua. Centro Regional Andino. 46 p.
- MINETTI, J. y VARGAS, W. (1997). Trends and jumps in the annual precipitation in South America, south of the 15° S. *Atmósfera* 11, 205-222.
- NICHOLLS, N. (2008). Recent trends in the seasonal and temporal behaviour of the El Niño–Southern Oscillation, *Geophys. Res. Lett.*, 35, L19703, doi: 10.1029/2008GL034499.
- NORBIATO, D., BORGA, M., SANGATI, M., and ZANON, F. (2004). Regional frequency analysis of extreme precipitation in the eastern Italian Alps and the August 29, 2003 flash flood. *J. Hydrology* 345, 149– 166.
- NORTE, F. (1988). Características del Viento Zonda en la Región de Cuyo. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires. 255 pp. Disponible en el Programa Regional de Meteorología (PRM), Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Ciencias Ambientales. (IANIGLA), Centro Científico Tecnológico (CCT), CONICET, Mendoza, Argentina. <http://www.prmarg.org/tesis-doctorado>.

- NORTE, F. (2015). Understanding and Forecasting Zonda Wind (Andean Foehn) in Argentina: A Review. *Atmospheric and Climate Sciences*, 5, 163-193. <http://dx.doi.org/10.4236/acs.2015.53012>.
- PAOLI, C. y MALINOW G. (2010). Criterios para la determinación de crecidas de diseño en sistemas climáticos cambiantes. Santa Fe. Ediciones UNL.
- PETTITT, A. N. (1979). A nonparametric approach to the change-point problem. *Applied Statistics* 28:126-135.
- POBLETE A.G. y ESCUDERO S. A. (2003). La sequía en los Andes Centrales y su repercusión en los ríos San Juan y Mendoza.
- PROHASKA, F. (1976). The climate of Argentina, Paraguay and Uruguay', En W. Schwerdtfeger, (ed.), *World Survey of Climatology. Climates of Central and South America*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- REMINGTON, R. y SCHORK, M., 1974. *Estadística Biométrica y Sanitaria*. Prentice Hall Internacional.
- ROBSON, A. y REED, D. (1999). Volume 3. Statistical procedures for flood frequency estimation. En: Institute of Hydrology (ed.) *Flood estimation handbook*. Wallingford, Gran Bretaña. ISBN 0948540 915.
- RODIONOV, S. (2005). A brief overview of the regime shift detection methods. Joint Institute for the Study of Atmosphere and Ocean. University of Washington. [hpt://www.beringclimate.noaa.gov/regimes/Regime_shift_methods_list.htm](http://www.beringclimate.noaa.gov/regimes/Regime_shift_methods_list.htm)
- RUBIO-ÁLVAREZ E., y MCPHEE, J. (2010). Patterns of spatial and temporal variability in streamflow records in south central Chile in the period 1952–2003. *Water Resources. Research*. 46, W05514. <http://dx.doi.org/10.1029/2009WR007982>.
- TRENBERTH, K.E. (1997). The definition of el niño. *Bull. Amer. Meteor. Soc.*, 78, 2771-2777.
- VICH, A. I. J., LOPEZ, P. M., VILLEGAS, L. I. (2005). Detección de tendencias en el régimen hídrico de los principales ríos de la provincia de Mendoza (Argentina). En: CONAGUA2005. XX Congreso Nacional del Agua. III Simposio de Recursos Hídricos del Conos Sur. Resúmenes de Trabajos, pp. 343, en CD-ROM, trabajo completo. ISBN 987-22143-0-1. Mendoza.
- VICH, A., LOPEZ, P. y SCHUMACHER, M. (2007). Trend detection in the water regime of the main rivers of the Province of Mendoza, Argentina. *GeoJournal* 70,233-243

- VICH, A., BIZZOTTO, F., VACCARINO, E., CORREAS, M. y MANDUCA, F. (2011). Quantifying changes (gradual and abrupt) in the hydrologic regime of the cordilleran basin. UGI 2011 Regional Geographic Conference. Conference Proceedings. Santiago de Chile. Noviembre de 2011.
- WESTMACOTT, J. and BURN, D. (1997). Climate Change Effects on the Hydrologic Regime within the Curchill Nelson River Basin. *J. Hydrology* 202, 263-279.
- WORSLEY, K. (1979). On the likelihood ratio test for a shift in location of normal populations. *J. Am. Statistic As.* 74, 365-367.
- YUE, S.; PILON P. and CAVADIAS G. (2002). Power de Mann-Kendall and Spearman's rho tests for detecting monotonic trends in hydrological series. *J. Hydrology* 259, 254-271.

Tabla 1: Estaciones de oforos: ubicación, área de drenaje, cota, porcentaje de datos faltantes y longitud de las series.

Cuenca	Río	Sitio	Sigla ⁽¹⁾	Lat S	Long O	H (m)	A (km ²)	Serie	% Datos faltantes ⁽²⁾
Bermejo	Bermejo	Aguas Blancas	ABL	22,7	64,4	405	4850	1944-2011	0,00
		Pozo Sarmiento	PSA	23,2	64,2	296	25000	1940-2011	0,00
		Cuatro Cedros	PCC	22,8	64,5	450	1700	1956-2011	2,21
Sali-Dulce	San Francisco	Caimancito	SFC	23,7	64,5	367	25800	1946-2011	9,58
		Lules	LPT	26,9	65,4	950	600	1953-2011	9,67
Jachal	Los Sosas	RP 187	LSR	27,1	65,6	650	620	1953-2011	3,04
		P. del Clavillo	LCP	27,4	66,0	1300	1000	1953-2011	0,00
		Pachimoco	JPA	30,2	68,8	1160	25500	1937-1989	0,00
San Juan	San Juan	Km 101	SJ1	31,3	69,2	1310	18348	1971-2011	22,26
		Km47,3	SJ4	31,5	68,9	945	25670	1951-2011	0,26
		La Plateada	LPP	31,9	69,7	1900	8500	1951-2011	9,77
Mendoza	Los Patos	Alvarez Condarco	LPA	31,9	69,7	1950	3710	1951-2011	3,59
		Punta de Vacas	VPV	32,8	69,8	2450	570	1949-2011	5,36
		Punta de Vacas	CPV	32,9	69,8	2430	680	1949-2011	6,58
Tunuyán	Tupungato	Punta de Vacas	TPV	32,9	69,8	2450	1800	1949-2011	5,34
		Mendoza	MEG	32,9	69,2	1550	8180	1956-2011	0,00
Diamante	Diamante	Valle de Uco	TVU	33,8	69,3	1200	2380	1944-2011	0,70
		La Jaula	DLJ	34,7	69,3	1500	2753	1971-2011	1,26

Atuel	Atuel	Puente Sosneado	APS	35,1	69,6	1580	2385	1972-2011	2,18
		Loma Negra	ALN	35,2	69,1	1340	3860	1982-2011	0,00
		La Angostura	ALA	35,1	68,9	1200	3800	1931-2011	0,20
	Salado	Cañada Ancha	SCA	35,2	69,8	1700	810	1939-2011	4,31
Llancanello	Pincheira	Pincheira	PIN	35,5	69,8	1750	160	1967-2011	12,63
	Cobre ⁽³⁾	Valle Hermoso	CVH	35,2	70,3	2150	189	1950-1978	32,67
	Tordillo ⁽³⁾	Valle Hermoso	TVH	35,2	70,2	2200	190	1950-1975	40,37
	Valenzuela	Valle Noble	VVN	35,3	70,3	1680	243	1977-2011	25,34
Grande	Chico	Las Loicas	CLL	35,8	70,1	1500	220	1991-2011	4,16
	Poti Malal	Gendarmería	POG	35,9	69,9	1485	840	1971-2011	3,54
	Grande	La Estrechura	GLE	35,3	70,3	1690	1070	1977-2011	15,99
	Barrancas	La Gotera	GLG	35,9	69,9	1400	6180	1971-2011	4,68
Colorado	Colorado	Barrancas	BAR	36,8	69,9	950	2900	1960-2011	13,82
	Currileuvu	Buta Ranquil	CBR	37,1	69,7	850	15300	1939-2011	41,27
	Nahueve	Los Maitenes	CLM	37,3	70,3	959	2131	1989-2011	13,18
		Los Carrizos	NLC	37,1	70,8	1150	1280	1974-2011	5,58
		Varvaco	NVA	36,9	70,7	1180		1981-2011	23,48
Neuquén	Neuquén	Andacollo	NAN	37,2	70,7	1000		1971-2011	6,84
		Paso de Indios	NPI	38,5	69,4	498	30843	1902-2011	0,00
		Dique Ballester	NDB	38,7	68,2	270		1990-2011	0,17
	Aluminé	La Siberia	ALS	39,4	70,9	1190		1978-2011	19,81
	Malleo	Malleo	MMA	39,8	71,0	800		1973-2011	7,12
Limay	Chimehuin	Naciente	CNA	39,8	71,2	875	790	1971-2011	12,63
	Qilquihue	J. de los Andes	QJA	40,1	71,1	750		1962-2011	4,43
	Limay	Paso Limay	LPL	40,5	70,4	538	26400	1903-2011	11,82
	C. Manzano	Cuyun Manzano	CCM	40,8	71,2	675		1971-2011	9,25

Alto Chubut	Nacimiento	ACN	41,8	71,1	950	412	1967-2011	36,70
	El Maiten	CEM	42,1	71,2	680	1200	1943-2011	0,48
	Gualjaina	CGU	42,6	70,4	440	11055	1990-2011	1,59
Chubut	Los Altares	CLA	43,9	68,4	275	16400	1943-2011	2,23
	Valle Inferior	CVI	43,3	65,5	11	31681	1993-2011	4,66
Chubut	Ameghino	CHA	43,7	66,5	75	29400	1992-2011	4,19
	Gualjaina	GUA	42,6	70,4	510	2800	1956-2011	2,09
Lepa	Gualjaina	LGU	42,7	70,5	498	1168	1956-2011	43,32
Senguer	Nacimiento	SNA	45,0	71,4	925	1300	1952-2011	16,41
	Los Molinos	SLM	46,0	69,5	320	17650	1987-2011	0,00
Mayo	Paso Mayo	MPM	45,7	70,3	425	5450	1980-2011	10,88

Villegas	RN258	VRN	41,6	71,5	550	324	1959-1985	3,95
Escondido	El Foyel	EEF	41,7	71,6	440	153	1977-2011	2,59
Raquel	El Azul	REA	41,9	71,6	390	82	1993-2011	1,64
Azul	Azul	AEA	41,9	71,6	290	395	1970-2011	0,20
Epuyen	La Angostura	ELA	42,2	71,4	290	500	1951-2011	6,62
	Los Moscos	MLM	41,3	71,6	792	580	1946-2011	7,73
	Los Alerces	MLA	41,4	71,7	728	750	1951-2011	3,38
Manso	Lago Steffen	MLS	41,5	71,4	505	1260	1956-2011	50,46
	Confluencia	MCO	41,6	71,7	400	1815	1965-2011	4,45
Pacifico	Choila	CCH	42,5	71,5	535	580	1957-2011	1,87
Carrileufu	Ea. Amancay	FEA	43,0	71,6	650	47	1956-2011	4,93
Fontana	Emb. Futaleufú	FEM	43,1	71,7	320	4608	1979-2011	6,51
Futaleufú	Ruta a Chile	BRC	43,2	71,6	460	70	1977-2011	5,17
Bagglits	Confluencia	HCO	43,5	71,6	435	891	1964-2011	39,08
Hielo	Corcovado	HUC	43,5	71,5	440	273	1990-2011	3,54
Huemul	Carrenleufu	CCA	43,7	71,6	435	2298	1963-2011	13,26
Carrenleufu	Lago Vintter	CLV	43,9	71,4	850	790	1954-2011	50,93
	P.N. Los Glaciares	VLG	49,3	72,3	345	671	1992-2011	5,26
De Las Vueltas	Paso de la Leona	LLL	49,8	72,1	250	7450	1956-2011	21,82
La Leona	Charles Fuhr	SCF	50,3	71,9	206	15550	1955-2011	2,53
Santa Cruz	RP70	CRP	50,4	72,5	275	516	1993-2011	0,00
Santa Cruz	RP11	MRP	50,4	72,7	200	138	1993-2011	0,17
Centimela	Puente Blanco	GPB	51,9	71,6	610	110	1993-2011	0,00
Mitre	R. Los Monos	PRM	51,9	71,5	88	138	1993-2011	0,00
Gallegos								
Gallegos								

(1) Denominación sintética de la estación de afloros. (2) Porcentaje de datos disponibles de caudal diario medio, proporcionado por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. (3) Estaciones suspendidas

Tabla 2: Caudal mensual, estacional y extremos diarios, en $m^3 \cdot s^{-1}$

Est. ⁽¹⁾	caudal mensual												caudal estacional				Q diario	
	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC	QV	QO	QI	QP	Q $m^3 \cdot s^{-1}$	MIN
	42,30	26,70	17,61	12,22	9,86	8,19	7,40	8,10	10,13	17,13	32,78	48,09	28,94	10,08	8,71	32,67		
LPA	85,61	54,00	37,17	27,07	22,78	20,31	18,76	19,59	23,76	41,29	78,98	110,79	59,07	23,38	20,67	77,00	45,02	166,58
LPP	111,63	78,88	55,42	43,80	41,52	41,44	38,80	38,05	39,57	55,57	97,13	129,77	82,08	42,24	38,80	94,13	64,28	194,57
SJ1	100,98	70,27	51,73	41,99	40,35	39,66	37,73	36,78	38,37	51,48	86,01	117,76	74,45	40,66	37,62	85,08	59,43	171,31
VPV	8,46	6,91	4,88	3,09	2,38	2,02	1,87	2,06	2,41	3,83	6,73	8,54	6,75	2,49	2,11	6,36	4,42	16,23
CPV	13,47	10,17	7,26	4,95	4,00	3,45	3,20	3,21	3,56	5,25	9,41	13,83	10,30	4,13	3,32	9,50	6,80	21,02
TPV	59,34	48,00	30,71	16,58	11,64	9,62	8,62	8,59	9,45	12,74	28,41	44,77	45,96	12,60	8,88	27,02	23,53	85,38
MEG	102,46	82,22	54,93	34,60	27,07	23,22	21,19	20,82	22,34	28,94	48,71	85,74	79,79	28,28	21,44	54,53	45,89	149,64
TVU	64,60	48,47	32,51	19,91	14,94	12,73	11,61	12,14	13,36	19,89	36,24	59,75	48,53	15,85	12,36	38,65	28,72	92,77
DLJ	70,14	49,03	33,18	23,49	20,21	18,93	18,18	18,43	19,32	25,77	44,20	70,16	50,84	20,87	18,64	46,74	34,22	102,65
APS	84,08	67,41	45,64	29,44	25,29	22,56	21,18	21,22	22,73	28,15	44,38	74,76	65,65	25,76	21,70	49,15	40,48	121,26
ALN	66,10	50,49	36,18	26,18	24,41	23,89	22,89	22,68	24,26	29,96	44,34	63,17	50,94	24,82	23,27	45,84	36,17	95,84
ALA	63,58	49,99	35,05	25,21	23,54	22,34	21,41	21,26	22,80	28,86	42,51	59,91	49,52	23,70	21,81	43,77	34,66	87,84
SCA	17,56	10,63	6,90	5,31	5,32	5,36	5,34	5,73	7,29	12,19	20,90	24,16	11,73	5,33	6,11	19,06	10,57	37,44
PIN	10,43	7,12	4,93	3,72	3,78	3,32	3,19	3,32	3,41	4,36	6,79	10,11	7,50	3,61	3,31	7,09	5,37	19,95
CVH	2,27	2,26	2,68	5,57	13,75	21,78	20,97	14,04	7,16	4,09	3,07	2,62	2,40	13,70	14,26	3,26	8,39	35,83
TVH	19,88	13,70	8,61	6,06	5,37	5,28	5,33	5,73	6,81	11,83	21,85	25,20	14,07	5,57	5,95	19,60	11,30	37,37
GLE	69,00	43,47	27,63	18,31	16,48	16,51	15,78	16,65	20,72	38,87	69,77	89,94	46,81	17,10	17,69	66,15	36,94	127,79
GLG	190,26	112,66	73,29	56,10	57,63	59,62	55,73	56,54	68,26	125,69	225,81	260,63	125,80	57,78	60,09	203,81	112,51	391,50
VVN	5,68	5,60	6,41	11,68	19,72	21,22	15,65	11,09	7,88	6,30	6,92	6,13	5,89	17,52	11,56	6,46	10,56	37,75
CLL	17,36	8,76	6,32	6,00	6,86	6,74	6,86	7,15	8,77	16,37	31,69	30,62	10,88	6,54	7,58	26,17	12,82	56,50
POG	8,79	5,12	3,81	3,46	3,94	4,68	5,02	6,20	8,23	14,23	18,21	13,56	5,93	4,03	6,47	15,30	7,95	31,23
BAR	54,06	36,80	27,99	23,49	25,14	27,18	25,34	25,39	27,33	40,95	65,63	69,69	39,70	25,27	26,00	58,68	37,44	116,95
CBR	269,55	179,03	118,64	88,23	87,82	87,46	83,00	82,34	93,71	147,79	254,55	311,41	187,79	87,83	86,27	237,73	150,28	486,65

(1) Denominación sintética de la estación de aforos (ver Tabla 1).

Tabla 3: Frecuencias para el caudal anual, en porcentaje.

RIO	ESTACION	ER ⁽¹⁾	R ⁽²⁾	MR ⁽³⁾	T ⁽⁴⁾	MP ⁽⁵⁾	P ⁽⁶⁾	EP ⁽⁷⁾
Los Patos	Álvarez							
	Condarco	23	7	5	7	15	17	27
	La Plateada	23	7	3	8	5	18	35
San Juan	Km 101	20	8	10	8	10	20	25
	Km 43,7	22	8	3	7	12	22	27
Vacas	Punta de Vacas	18	11	5	15	8	23	21
Cuevas	Punta de Vacas	21	10	5	13	5	30	17
Tupungato	Punta de Vacas	11	13	10	19	14	21	13
Mendoza	Guido	13	13	15	11	9	25	15
Tunuyán	Valle de Uco	12	9	16	16	13	25	7
Diamante	La Jaula	17	7	10	22	10	20	15
Atuel	Puente Sosneado	5	18	21	8	26	15	8
	Loma Negra	10	20	3	17	20	20	10
	La Angostura	11	11	13	20	13	30	3
Salado	Cañada Ancha	21	7	7	14	15	18	18
Pincheira	Pincheira	18	18	9	7	9	20	18
Cobre	Valle Hermoso	4	21	14	18	11	32	0
Tordillo	Valle hermoso	13	21	8	13	8	21	17
Grande	La Estrechura	12	24	9	9	9	18	21
	La Gotera	15	25	0	10	13	25	13
Valenzuela	Valle Noble	6	18	21	12	18	18	9
Chico	Las Loicas	20	15	5	10	15	20	15
Poti Malal	P.							
	Gendarmería	18	20	5	10	8	10	30
Barrancas	Barrancas	16	10	18	16	8	18	16
Colorado	Buta Ranquil	18	8	4	24	7	22	17

(1) ER año muy rico o extraordinario; (2) R año rico; (3) MR, año medianamente rico; (4) T, año típico o medio; (5) MP, año medianamente pobre; (6) P año pobre; (7) EP, año muy pobre medido sobre el caudal anual medio de la estación.

Barrancas	AAA	RAA	RRR	RRR	AAA	ns	ns	+	+	ns	1971 (+)	1970 (+)	1978 (+)	1976 (+)	1976 (+)	1976 (+)
Colorado	Buta Ranquil	RAR	RAR	RRR	RRR	AAA	ns	ns	+	ns	1971 (+)	1971 (+)	1977 (+)	1979 (+)	1979 (+)	1981 (+)

(1) Nomenclatura: A=no se rechaza la hipótesis, R=se rechaza la hipótesis para un nivel de significancia $\alpha=5\%$, para las pruebas de normalidad, independencia y aleatoriedad, respectivamente.

(2) ns no se detecta tendencia estadísticamente significativa, + tendencia creciente, - tendencia decreciente para un nivel de significancia $\alpha=5\%$.

(3) ns no se detecta cambio estadísticamente significativo, + valor medio mayor para el período que se extiende desde el año indicado hasta el final de la serie, - valor medio inferior para un nivel de significancia $\alpha=5\%$.

(4) QA caudal anual, QI caudal de invierno (julio, agosto, septiembre), QP caudal de primavera (octubre, noviembre, diciembre), QV caudal de verano (enero, febrero, marzo), QO caudal de otoño (abril, mayo, junio).

Tabla 5: Estaciones que conforman la región homogénea para las variables caudal anual Q_A , caudal de primavera Q_P , caudal de verano Q_V , caudal de otoño Q_O analizadas y medida H_2 de heterogeneidad

Cuenca	Río	Estación de aforo	Sigla	Q_A		Q_P		Q_V	Q_O
				R_1	R_2	R_3	R_4	R_5	R_6
San Juan	Los Patos	A. Condarco	LPA	X		X		X	
		La Plateada	LPP	X		X		X	
	San Juan	Km 101	SJ1	X		X		X	X
		Km47.3	SJ4	X		X		X	X
Mendoza	Vacas	Punta de Vacas	VPV	X		X		X	
	Cuevas	Punta de Vacas	CPV	X		X		X	X
	Tupungato	Punta de Vacas	TPV	X		X		X	X
	Mendoza	Guido	MEG	X		X		X	X
Tunuyán	Tunuyán	Valle de Uco	TVU		X		X	X	
Diamante	Diamante	La Jaula	DLJ		X		X	X	
Atuel	Atuel	Pte Sosneado	APS		X		X	X	X
		Loma Negra	ALN		X		X	X	X
		La Angostura	ALA		X		X	X	X
	Salado	Cañada Ancha	SCA		X		X		X
Llancanelo	Pincheira	Pincheira	PIN		X		X	X	
Colorado	Cobre	Valle Hermoso	CVH		X			X	
		Tordillo	Valle Hermoso	TVH		X			X
	Grande	La Estrechura	GLE		X		X	X	X
		La Gotera	GLG		X		X	X	X
	Valenzuela	Valle Noble	VVN		X				X
	Chico	Las Loicas	CLL		X		X	X	X
	Poti Malal	P. Gendarmería	POG		X		X	X	X
	Colorado	Barrancas	BAR		X		X	X	X
Buta Ranquil		CBR		X		X	X	X	
Neuquén	Currileuvú	Los Maitenes	CLM						
	Nahueve	Los Carrizos	NLC						
	Neuquén	Varvaco	NVA						X
		Andacollo	NAN						X
		Paso de Indios	NPI						X
		Dique Ballester	NDB						X
Medida de heterogeneidad H_2 ⁽¹⁾				-0.098	0.481	1.006	0.413	0.008	0.009

(1) Medida de heterogeneidad del agrupamiento o región, *aceptablemente homogénea* si $H_2 < 1$, *posiblemente homogénea* si $1 < H_2 < 2$ y *heterogénea* si $H_2 > 2$.

caudal primavera Q_P ($m^3 \cdot s^{-1}$)	R_3	q(F)	5,43	5,07	4,6	4,25	3,89	3,42	3,06	2,71	2,23	1,86	1,47	0,89	
		RR(F)	31,23	30	28,51	27,47	26,43	24,98	23,75	22,3	19,81	17,19	13,35	8,62	
		LI	2,83	2,71	2,55	2,43	2,32	2,15	2,01	1,86	1,86	1,65	1,48	1,27	0,86
		LS	6,86	6,16	5,32	4,73	4,16	3,48	3	2,57	2,04	1,68	1,36	0,97	
		BR(F)	17,24	18,17	19,15	19,71	20,05	20,14	19,86	19,19	17,45	15,12	11,07	2,71	
		q(F)	2,93	2,79	2,61	2,47	2,33	2,15	2	1,85	1,64	1,47	1,28	0,96	
		RR(F)	26,3	24,47	22,03	20,21	18,4	16	14,2	12,38	10,08	8,47	7,06	6,57	
caudal verano Q_V ($m^3 \cdot s^{-1}$)	R_4	LI	2,46	2,38	2,27	2,19	2,1	1,98	1,88	1,77	1,6	1,45	1,27	0,91	
		LS	4,46	4,15	3,74	3,45	3,16	2,78	2,5	2,23	1,88	1,62	1,36	0,99	
		BR(F)	13,83	13,11	12,09	11,32	10,55	9,44	8,55	7,54	6,1	4,82	3,12	-0,77	
		q(F)	4,34	4,06	3,68	3,4	3,12	2,75	2,47	2,18	1,81	1,53	1,25	0,88	
		LI	61,11	54,85	47,21	41,85	36,87	30,79	26,57	22,77	18,64	16,42	15,09	11,67	
		LS	2,49	2,42	2,33	2,26	2,16	2,05	1,94	1,83	1,66	1,5	1,29	0,81	
		BR(F)	9,56	8,34	7,03	6,16	5,35	4,38	3,74	3,12	2,39	1,9	1,48	1,01	
caudal otoño Q_O ($m^3 \cdot s^{-1}$)	R_6	BR(F)	16,37	14,58	12,58	11,33	10,4	9,63	9,38	9,52	10,23	10,87	11,04	4,38	
		q(F)	0,94	1,29	1,5	1,71	1,95	2,13	2,3	2,52	2,69	2,85	3,06	3,21	
		RR(F)	5,51	5,58	7,61	9,47	11,52	12,86	14,02	15,44	16,43	17,37	18,58	19,49	
		LI	0,93	1,21	1,35	1,47	1,6	1,69	1,78	1,88	1,96	2,03	2,12	2,18	
		LS	0,99	1,28	1,48	1,68	1,96	2,17	2,38	2,67	2,9	3,14	3,47	3,73	
		BR(F)	2,54	-3,26	-5,82	-7,6	-9,22	-10,1	-10,69	-11,23	-11,47	-11,59	-11,58	-11,48	

(1) TR, tiempo de retorno, en años.

(2) F frecuencia de no excedencia

(3) q(F) cuantil adimensional correspondiente a la probabilidad F.

(4) RR(F) error cuadrático medio relativo de la región homogénea, en %.

(5) LI límite inferior del error al 90 % para el cuantil q(F), adimensional

(6) LS límite superior del error al 90 % para el cuantil q(F), adimensional

(7) BR(F) sesgo medio relativo de la región homogénea, en %.

Figura 2: Distribución espacial de los tipos de clima en la cuenca del sistema hidrográfico río Colorado.

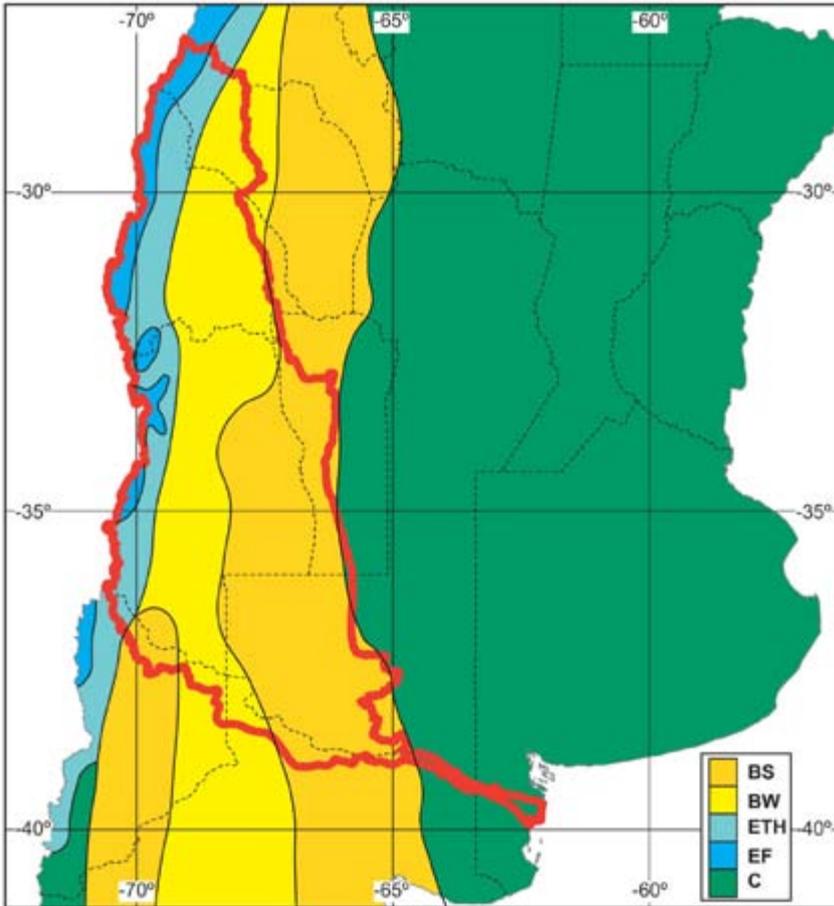


Figura 3: *Precipitación media de verano (diciembre, enero, febrero), otoño (marzo, abril, mayo), invierno (junio, julio, agosto) y primavera (septiembre, octubre, noviembre).*
Fuente: elaboración propia en base a mapas del Servicio Meteorológico Nacional

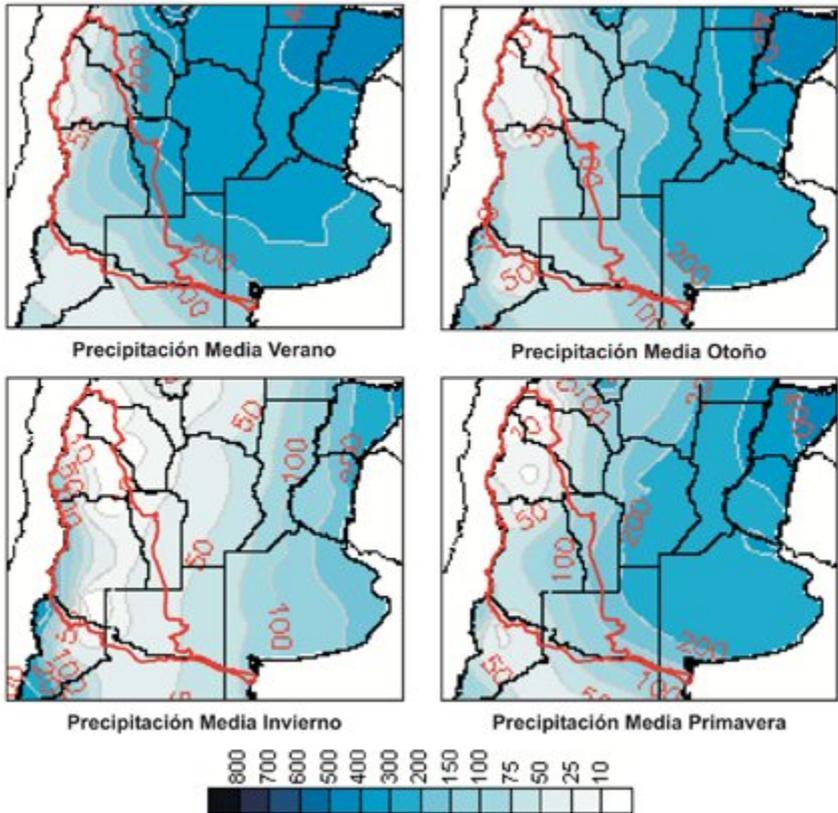


Figura 4: Temperatura media de verano (diciembre, enero, febrero), otoño (marzo, abril, mayo), invierno (junio, julio, agosto) y primavera (septiembre, octubre, noviembre).
 Fuente: elaboración propia en base a mapas del Servicio Meteorológico Nacional.

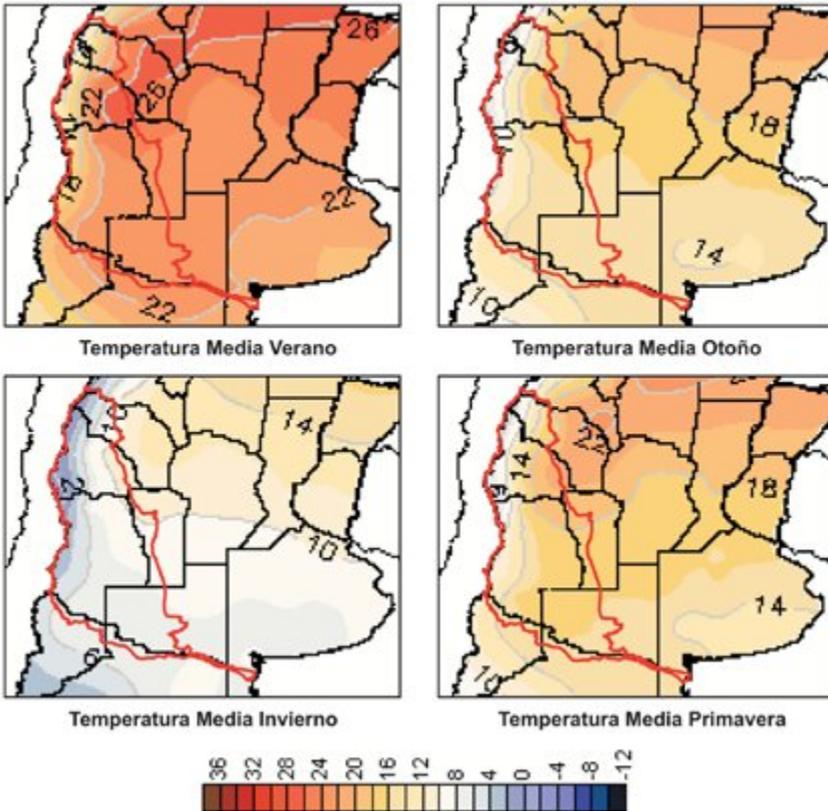


Figura 5: Distribución anual de los caudales mensuales medios relativos (cociente entre el caudal mensual medio y el anual medio) para los ríos San Juan, Mendoza, Tunuyán, Diamante, Atuel, Grande, Barrancas y Colorado.

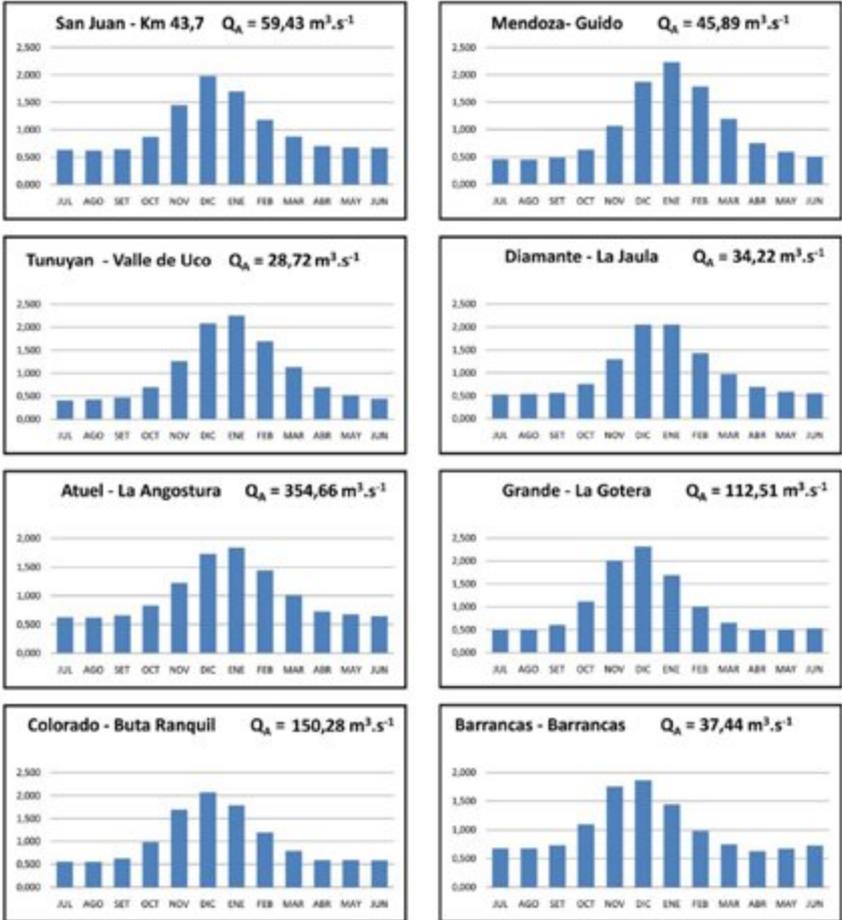


Figura 6: Curva de duración de caudales para los ríos San Juan, Mendoza, Tunuyán, Diamante, Atuel, Grande, Barrancas y Colorado. Se clasifican en: < 25 % de tiempo que se iguala o excede el caudal alto; 25 y 75 %, aguas medias; > 75 %, agua bajas.

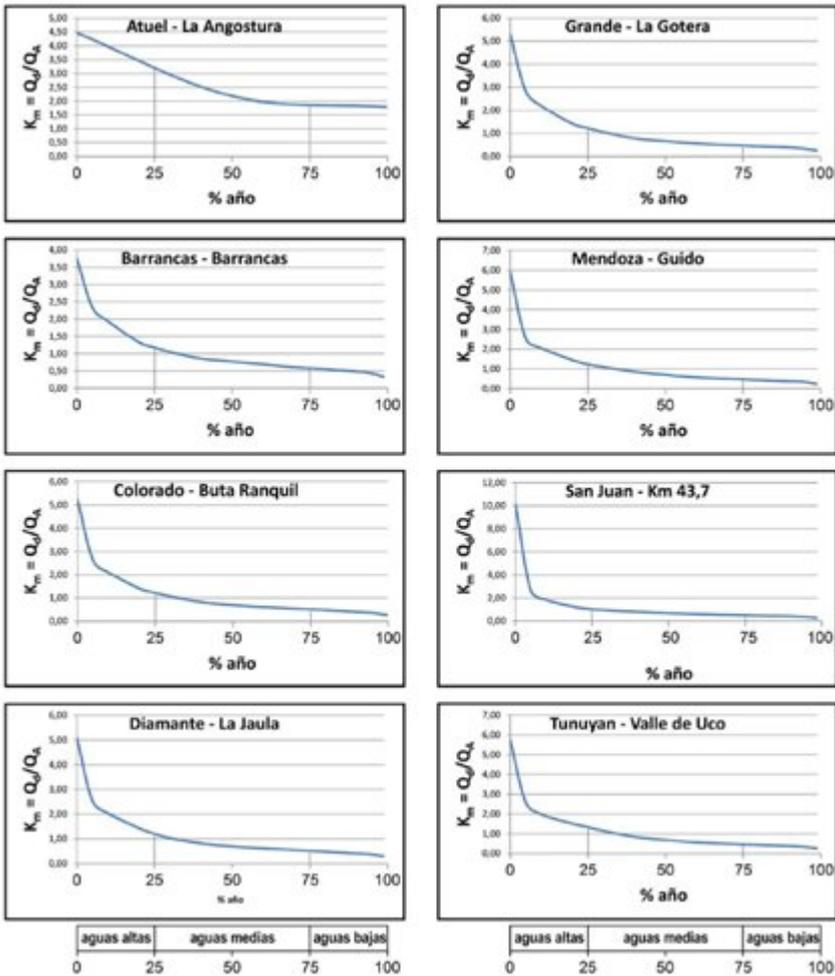


Figura 7: Río Mendoza en Guido para el caudal anual, caudal de primavera y caudal anual. a) serie cronológica de caudales donde se indican la recta de tendencia y recta de caudal medio para el periodo anterior y posterior al salto. b) curva de desviaciones acumuladas de los caudales adimensionales en relación a la media, donde se observa el punto de quiebre significativo de los valores de la serie.

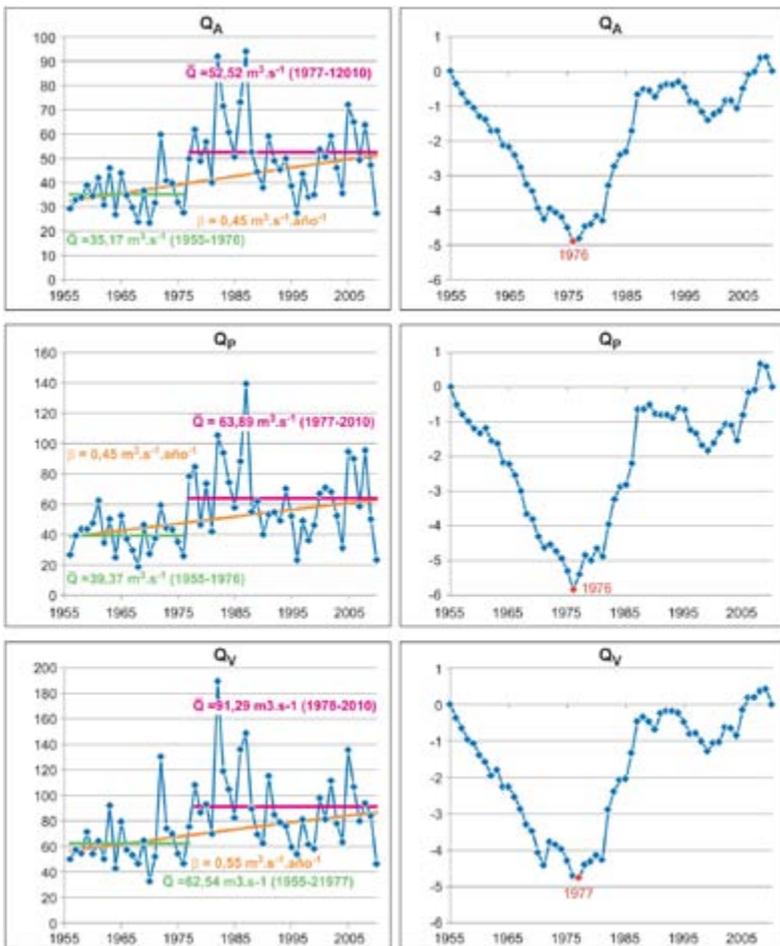


Figura 8: Curva de crecimiento adimensional e intervalos de clase para la variable caudal anual QA. A) Sub región R1 Cuyo Norte. Valores observados: ϕ Km 43.6, San Juan; \sim Guido, Mendoza. B) Sub región R2 Cuyo sur. Valores observados: p Valle de Uco, Tunuyán; $\grave{\jmath}$ La Jaula, Diamante; q La Angostura sobre el río Atuel; \hat{e} La Gotera sobre el río Grande.

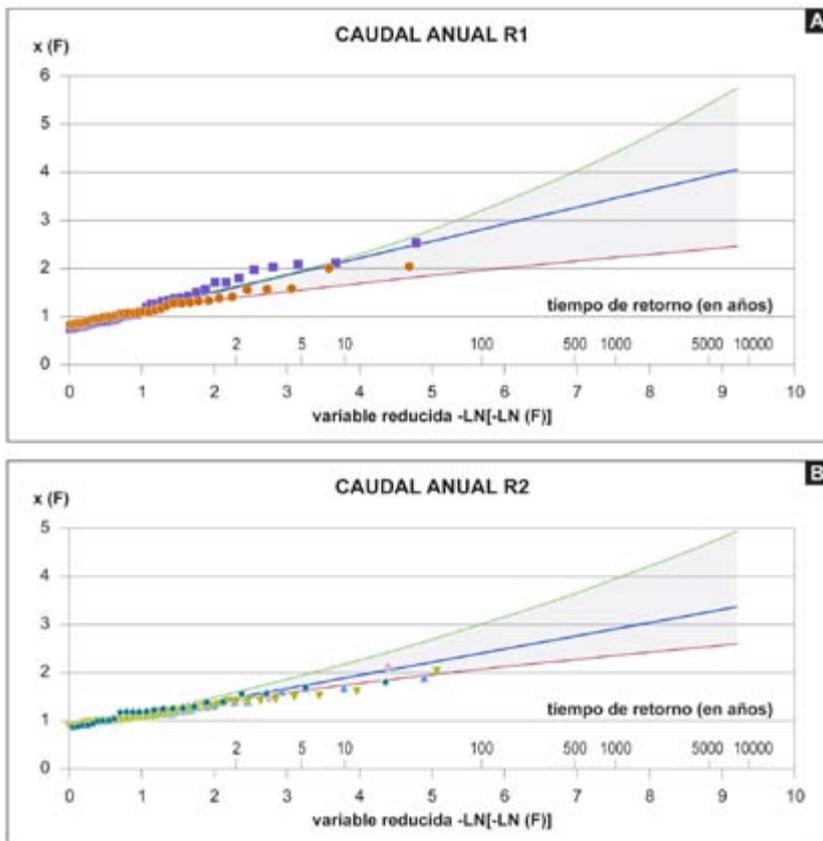


Figura 9: Curva de crecimiento adimensional e intervalos de clase para la variable: A) caudal de primavera QP, Sub región R3 Cuyo Norte. Valores observados: ϕ Km 43.6, San Juan; \sim Guido, Mendoza. B) caudal de primavera QP, Sub región R4 Cuyo Sur. Valores observados: p Valle de Uco, Tunuyan; ζ La Jaula, Diamante; q La Angostura, Atuel; \hat{e} La Gotera, Grande.

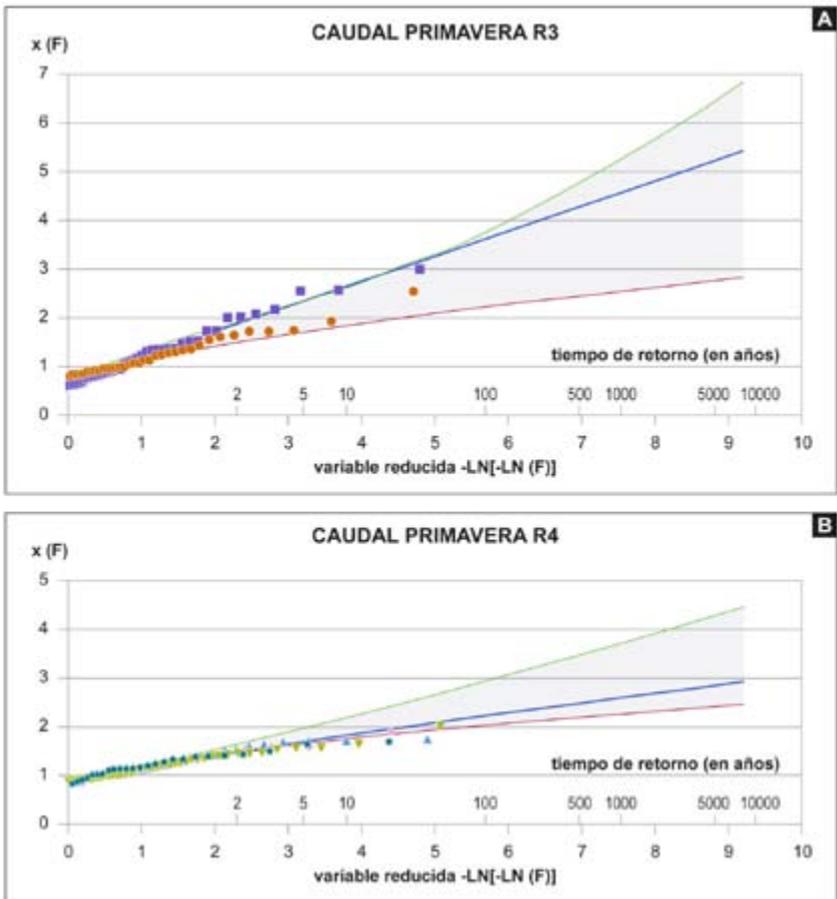
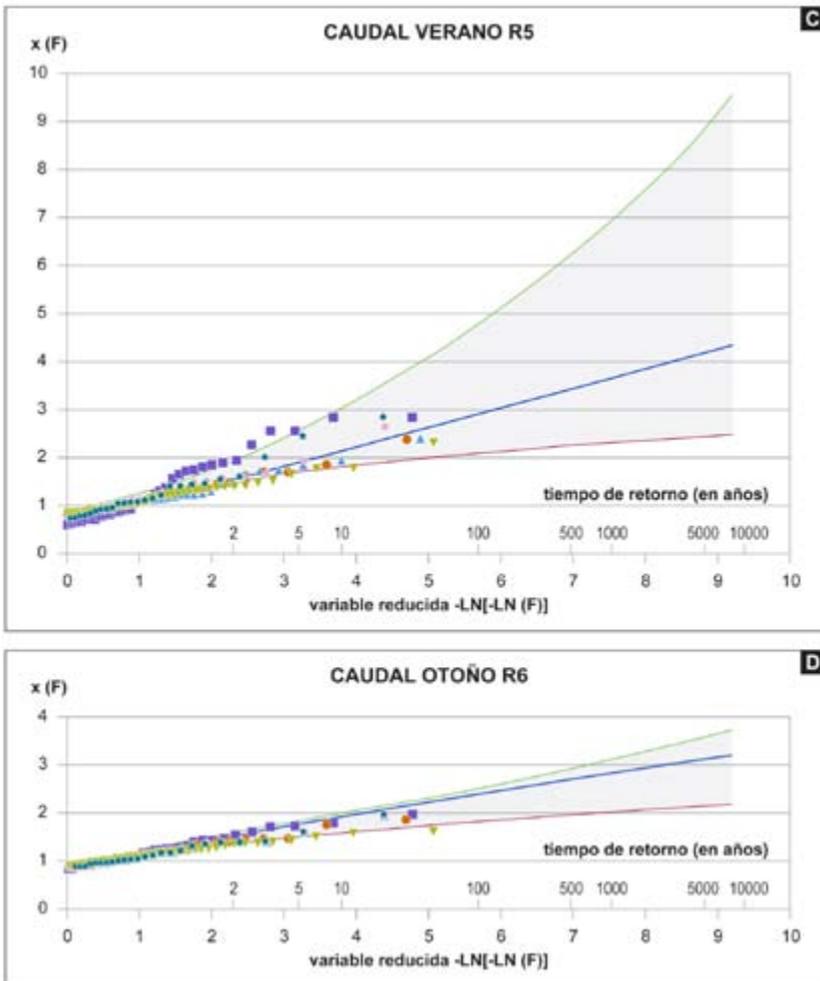


Figura 10: Curva de crecimiento adimensional e intervalos de clase para la variable: C) caudal de verano QV, región R5. D) caudal de otoño QO, región R6. Valores observados: ϕ Km 43.6, San Juan; \sim Guido, Mendoza; p Valle de Uco, Tunuyán; j La Jaula, Diamante; q La Angostura, Atuel; \hat{e} La Gotera, Grande.



PRESENCIA DE NITRATOS EN EL ACUÍFERO
FREÁTICO DEL OASIS CENTRO, RÍO TUNUYÁN
SUPERIOR, MENDOZA, ARGENTINA

CARLOS MIRÁBILE,

Instituto Nacional del Agua, Centro Regional
Andino, Mendoza - Argentina. cmirabile@ina.gob.ar

GONZALO ORTIZ MALDONADO; JOSÉ MORÁBITO,

Universidad Nacional de Cuyo, Facultad de Ciencias
Agrarias. Instituto Nacional del Agua, Centro Regional Andino.

LEANDRO MASTRANTONIO; ALDO MORSUCCI,

Instituto Nacional del Agua, Centro Regional Andino.

RESUMEN

El área de estudio está localizada en Valle de Uco, provincia de Mendoza y es regada por el río Tunuyán y un profuso sistema de arroyos que tienen origen en los deshielos de la Cordillera de los Andes. En ella se cultivan aproximadamente 51.000 ha de vid, nogales, frutales de pepita y carozo, cultivos hortícolas y aromáticos. Como toda área de regadío tiene niveles freáticos cercanos a superficie en el sector de menos cota con el riesgo de salinización secundaria de los suelos. Desde 1984 se realizan anualmente, 4 mediciones de profundidad de nivel freático y una medición de conductividad eléctrica (CE) del agua, en la red compuesta de 70 freatímetros de 3 metros de profundidad, con una equidistancia aproximada de 2 km.

La infiltración y/o percolación profunda del agua de lluvia, el riego, el lavado de suelos salinos, los desechos y efluentes de industrias, etc., afectan y modifican, desde el punto de vista químico, el acuífero superior. En los últimos años se observa una transformación en el uso del

suelo debido al incremento de “fincas country” que poseen cabañas, hoteles y casas sin servicio de alcantarillado que acentúan esta variación. La presencia de nitratos y nitritos en el ambiente se produce naturalmente, no obstante, las actividades antrópicas influyen notoriamente alterando sus concentraciones, pudiendo alcanzar niveles peligrosos para la salud del hombre y de los animales.

El objetivo del trabajo es evaluar los contenidos de nitratos en el agua freática del oasis y su variabilidad espacial, determinando fuentes y sus posibles efectos. Durante los meses de abril, julio y diciembre de 2014 se realizó una campaña de muestreo en 30 freáticos estratégicamente distribuidos en el área de estudio, donde se midió además de lo anteriormente indicado, la concentración de nitratos.

Los resultados, sometidos a análisis estadísticos descriptivos, muestran valores de nitratos comprendidos entre 0,4 y 157,5 mg.L⁻¹ (de un total de 86 mediciones sólo 6 superaron los 45 mg.L⁻¹) En julio se presentan los menores valores medios y abril es el de mayor variabilidad. Se confeccionaron, además, mapas de isovalor que muestran espacialmente los sectores con distintos grados de afectación con su coeficiente de variabilidad. El área localizada al oeste de la Ruta 40 y al sur del río Tunuyán presenta los mayores contenidos, debido a la contaminación difusa producida esencialmente por fertilizantes y puntualmente por pozos sépticos que podrían incrementar los valores provenientes de las fertilizaciones. Se plantea, además, la pertinencia de realizar una mayor cantidad de determinaciones para identificar con mayor precisión los procesos contaminantes que puedan tener lugar en el suelo y subsuelo de la cuenca.

Palabras clave: contaminación, agua subterránea, polución, freático; salinidad; revenición, calidad.

INTRODUCCIÓN

El agua subterránea proporciona alrededor del 50 % de toda el agua potable y el 43% de todo el riego agrícola; la agricultura de regadío representa el 20% de la tierra cultivada pero aporta el 40 % del total de alimentos producidos en el mundo (FAO, 2015). Los enormes progresos en la producción alimentaria en los últimos años han hecho posible proporcionar alimentos de mejor calidad a mayor número de personas. Sin embargo, con demasiada frecuencia, esto se logra a expensas de los recursos hídricos y de la salud de los ecosistemas que sustentan. Para hacer frente a este desafío, la FAO propone modelos para utilizar más eficientemente los recursos, aumentando la productividad del agua para los usos domésticos, industriales y agrícolas, (FAO, 2015).

La contaminación de este vital recurso puede ocasionar graves problemas habida cuenta de que la producción agrícola mendocina se basa en una agricultura bajo riego, que desde fines del siglo pasado el recurso hídrico superficial está totalmente comprometido y que los pronósticos de cambio climático auguran para esta región una reducción de la disponibilidad hídrica.

El acuífero superior o freático está sometido a distintas acciones que lo modifican desde el punto de vista químico. La infiltración y/o percolación profunda del agua de lluvias, riegos, lavados de suelos salinos, como también desechos y efluentes de industrias son, entre otros, los principales modificadores.

Hay que recordar que la presencia de nitratos y nitritos en el ambiente se produce naturalmente; no obstante las actividades del hombre influyen notoriamente en la variación de las concentraciones presentes las que, cuando superan un nivel determinado, son peligrosas para la salud

humana y de los animales. Los compuestos de nitrógeno y fósforo son nutrientes esenciales, responsables del crecimiento desmesurado de algas y otras especies sintomáticas de masas de agua eutróficas. Tanto en el agua subterránea como en el suelo, los nitratos presentes provienen o se originan a partir de la descomposición natural realizada por bacterias, de materiales nitrogenados orgánicos como proteínas de plantas y animal y de excretas humanas y de animales. Otras fuentes antropogénicas importantes son el uso de fertilizantes nitrogenados en la agricultura y la disposición de excretas y desechos industriales. Si bien el nitrito es el compuesto tóxico (se forma a partir de los nitratos), son estos últimos los que dan idea del grado de contaminación y toxicidad existente. El nitrógeno puede encontrarse en el agua en tres maneras diferentes: disuelto como gas y en combinaciones inorgánicas y orgánicas.

La movilidad horizontal del agua freática, en los tres primeros metros de profundidad de suelo, es escasa y muy lenta, ésto unido a particulares condiciones estacionales de manejo del riego dan una marcada influencia hidroquímica local sobre el acuífero. Esas condiciones “determinan gran variabilidad hidroquímica horizontal y estacional del acuífero freático con fuerte impacto antropogénico lo que incide en un paulatino abandono de perforaciones someras e incremento de la explotación del acuífero principal” (Álvarez, 1995).

Los oasis regadíos de Mendoza (Norte y Centro) no son la excepción; en ellos se desarrolla una agricultura intensiva en donde predominan la vid y los frutales (de carozo y de pepita) acompañados de hortalizas (tomate, ajo, cebolla, papa, entre otras), que necesitan frecuentes fertilizaciones de base nitrogenada, para desarrollar su máximo potencial productivo. Estas prácticas culturales, tienen su impacto en la contaminación nitrogenada del agua.

El contaminante inorgánico más común en el agua subterránea es el nitrógeno disuelto (nitratos, su forma más estable), y su presencia en concentraciones no deseables (mayores a 45 mg L^{-1}) es potencialmente peligrosa en los sistemas acuíferos (Freeze y Cherry, 1979). Aunque el nitrato es la forma principal en que el Nitrógeno está en el agua subterránea, también puede estar presente en otras formas: amonio, amoníaco, nitrito, óxido nitroso y nitrógeno orgánico incorporado a sustancias orgánicas

DESCRIPCIÓN DEL AREA Y ANTECEDENTES

La provincia de Mendoza, una de las de mayor superficie regada del país, cuenta con una vasta infraestructura de riego y drenaje. El módulo del río Tunuyán, de $30 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ha permitido el desarrollo del Oasis Centro. En la misma cuenca se encuentran, además, el río Las Tunas ($2,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) y una serie de arroyos importantes entre los que se destacan el Aguanda ($4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) y el Yaucha ($6,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Existe además un número importantes de afloramientos que dan origen a arroyuelos menores que dan a la zona una característica muy particular. Este territorio se encuentra dividido en dos subcuencas: la superior, con una superficie regada de 51.000 ha y la inferior con 81.000 ha.

El área regada por el río Tunuyán superior (RTS) comprende los departamentos de Tunuyán, Tupungato y San Carlos y en ella confluyen una serie de particularidades climáticas y calidad de suelo y agua que la ubican como muy apta para cultivos de vid de alta calidad enológica. Concentra, además, una importante producción frutí-hortícola. La zona dispone de una excelente red vial, la ubicación de importantes centros urbanos y turísticos y una importante industria agroalimentaria.

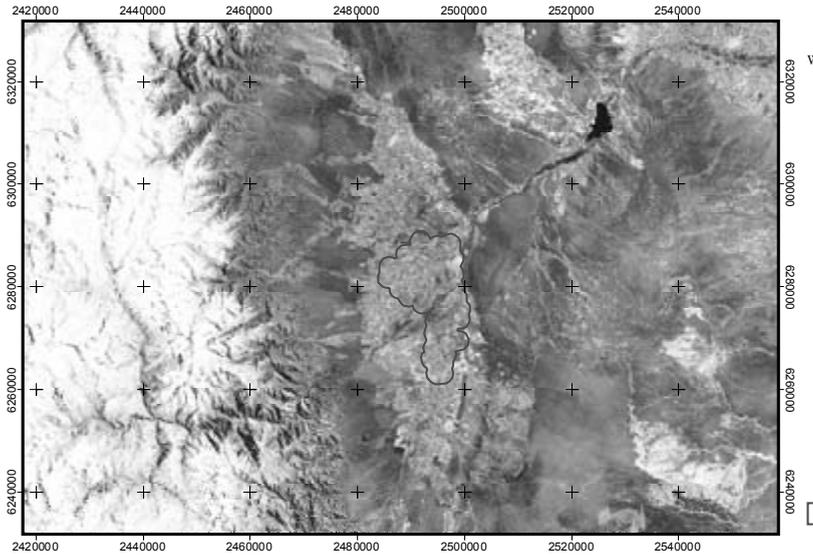


Figura 1: Valle de Uco (Tupungato, Tunuyán y San Carlos). Superficie cultivada y delimitación del área dominada por la red freaticométrica (Ortiz Maldonado y Jordá, 2000)

La calidad del agua del río Tunuyán y de los arroyos localizados en el área de estudio ha sido estudiada por investigadores del Centro Regional Andino del INA (CHAMBOULEYRON *et al.*, 2002 y MORÁBITO *et al.*, 2008) Los valores de salinidad obtenidos fueron los siguientes: Arroyo Aguanda: $0,43 \text{ dS m}^{-1}$, Arroyo Yaucha: $0,26 \text{ dS m}^{-1}$, río Las Tunas: $0,45 \text{ dS m}^{-1}$, río Tunuyán en Dique Valle de Uco: $1,16 \text{ dS m}^{-1}$, río Tunuyán en Costa Anzorena: $1,27 \text{ dS m}^{-1}$ y río Tunuyán en Dique Tiburcio Benegas: $1,26 \text{ dS m}^{-1}$.

El área posee un importante acuífero que se hace confinado en la zona central-baja de la cuenca, sobre el cual se distingue un acuífero superficial o freático y otro más profundo, que en algunos sectores presenta surgencia. Existe

un sector con problemas de aguas freáticas cercanas a la superficie que cuenta con una red de 70 freatímetros, instalados por el Departamento General de Irrigación (DGI), en 1984. Los pozos de observación presentan un distanciamiento de –aproximadamente– 2 km y el objeto de la misma es el de conocer las variaciones de los niveles freáticos, la dirección de flujo y la calidad de las aguas freáticas. Ortiz Maldonado y Jordá (2000) mencionan que, sobre las 29.234 ha que cubre la red freaticométrica, “la suma de las superficies afectadas por nivel freático en el intervalo entre 0 - 1 m de profundidad de suelo es de 18.332 ha, lo que equivale al 63 % del área de influencia de la red freaticométrica”. El sector “este” del área es el que presenta mayores afectaciones en correspondencia con el levantamiento de la roca o material base. En general, las recomendaciones para reducir el impacto de la freática elevada se concentran en el adecuado mantenimiento de la red de colectores para asegurar así un buen drenaje natural. Los mismos autores señalan, en mediciones realizadas en los años 2005 a 2009, que más del 90 % del área estudiada tiene una freática cuya salinidad está por debajo de 4 dS.m-1

Chambouleyron y otros (2002) proponen “la necesidad de una administración única de la cuenca y no dividida en dos sub-cuencas tal como se lo hace en la actualidad”. Mencionan, además, que un incremento de la superficie cultivada en la cuenca superior generará un impacto que reducirá la calidad del agua en la cuenca regadía del río Tunuyán inferior (este del Oasis Norte). Por su parte, Morábito y otros (2008) estiman la demanda de riego de los principales cultivos de la zona centro de la provincia a los fines de una planificación racional del uso del agua y de un manejo eficiente del riego a nivel parcelario; SCHILARDI *et al* (2011) obtienen que las eficiencias de riego en finca, de la cuenca alta del río Tunuyán se califican como “pobres” y

podrían mejorarse en un 25 % si se mejorase la gestión del riego.

PERDOMO *et al* (2001), en Uruguay, en zonas agrícolas del sud oeste evalúa los niveles de nitratos en las agua subterráneas e identifica fuentes de contaminación. Su trabajo vincula distintas características de las perforaciones (antigüedad, profundidad, tipo de construcción, distancia a fuente de contaminación), determinando que la variable más asociada a la contaminación nitrogenada era la distancia de los pozos a las fuentes localizadas.

Los nitratos están naturalmente presentes en medios líquidos en valores que oscilan alrededor de los 3 mg L-1; de hecho, se considera contaminación antrópica cuando estos valores superan los 5 mg L-1 (Lavie, 2009). Asimismo cuando se superan los 10 mg L-1 se enciende una señal de alerta. Estimaciones realizadas en Francia (Hoffmann y Tarrise, 2000) consideran que las consecuencias para el ecosistema son irreversibles a partir de una concentración superior a 10 mg L-1. En ese país la Agencia del Agua clasifica como de muy buena calidad aguas con menos de 2 mg L-1 y como de buena calidad aguas que posean hasta 10 mg L-1 de nitratos (Lavie, 2009). En Mendoza, la calidad de vertidos directos e indirectos a los cuerpos receptores (red de riego y drenaje) está regida por la Resolución 778/96 del D.G.I. que establece dos (2) límites: un “máximo permitido” y un “máximo tolerable”. Para el caso del nitrato estos límites son ≤ 45 y 45 mg. L-1, respectivamente.

Para la Organización Mundial de la Salud (OMS) los criterios de calidad para agua potable establecen una concentración máxima de nitratos de 45 mg L-1; de la Organización Mundial de la Salud (OMS) de nitratos; cuando estos estándares se superan constituyen un riesgo sanitario para la población. Según MORABITO *et al.*, (2012) el valor medio del nitratos en el agua superficial obtenido en

el dique Valle de Uco (cabecera del sistema de riego) entre los años 2007 y 2009 fue de 1,92 mg. L-1 (\pm 1,85) y en Costa Anzorena -para el mismo período- el valor fue 1,5 mg L-1

En estudios realizados en el área del Gran Mendoza sobre contaminación del agua subterránea, Álvarez (1995) determinó que el primer nivel de explotación en la cuenca del río Mendoza poseía concentraciones de nitratos superiores a los 20 mg.L-1 aumentando a tenores superiores a 100 mg.L-1 en las zonas más pobladas de los departamentos de Guaymallén, Las Heras, Godoy Cruz y Capital. En el segundo nivel de explotación se observaron -en general- tenores inferiores (20 a 50 mg.L-1) por lo que se consideró que el proceso de contaminación era incipiente. En el tercer nivel, estas concentraciones no superaban el valor de 1 mg.L-1. Posteriormente, en el año 2006 ÁLVAREZ *et al* concluyen que el proceso es de contaminación continúa y que el primer nivel de explotación del área de estudio se encuentra muy impactado por la presencia de concentraciones elevadas de nitratos (170 mg L-1) y de sales disueltas, que representan indicadores de un alto nivel de contaminación.

ÁLVAREZ *et al* (2008, 2011) en un trabajo que pretende identificar para el noreste de la ciudad de Mendoza el origen de la contaminación utilizando tecnología hidroquímica mediante la evaluación de diversos parámetros físico químicos y biológicos y técnicas isotópicas para corroborar la procedencia del agua demuestran que la presencia de nitratos en los acuíferos semiconfinado y confinado no proviene de la influencia del acuífero libre suprayacente (afectado por el re-uso de efluentes) sino que se relaciona con el ingreso de flujo horizontal de aguas subterráneas contaminadas provenientes del área del Gran Mendoza, debido a las pérdidas en las redes de alcantarillado y obras de saneamiento “*in situ*”.

Se podría pensar entonces que así como los estratos acuíferos superiores de la cuenca del río Mendoza están contaminados con nitratos, los del río Tunuyán Superior no serían una excepción. En ellos se desarrolla una agricultura intensiva en donde predominan la vid y frutales, acompañados de hortalizas, que reciben las aplicaciones frecuentes de fertilizaciones de base nitrogenada (abonos orgánicos e inorgánicos), para desarrollar su máximo potencial productivo. Estas prácticas culturales, lógicamente tienen sus implicancias en la contaminación nitrogenada del agua. Hay que destacar que actualmente existen en la provincia más de 20 áreas de cultivos restringidos especiales (ACRE), que abarcan más de 7000 ha. Los cultivos se riegan con efluentes domésticos tratados bajo estrictas normas sanitarias establecidas por la OMS pero con niveles de contenidos de nitratos mayores a los naturales, por lo que las aguas percoladas por riegos excesivos podrían incrementar las concentraciones en los acuíferos superficiales.

OBJETIVOS

El presente trabajo tiene por objeto cuantificar el nivel de nitratos en el agua subterránea del acuífero freático del Oasis Centro de la provincia de Mendoza, su dinámica temporal y espacial, determinando fuentes y sus posibles efectos; realizar un análisis de la variabilidad y obtener mapas para el análisis espacial, determinado aéreas de peligrosidad y -por último- generar una base de datos que contribuya a analizar la evolución en el tiempo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sobre la base de las campañas de registro de niveles freáticos, se extrajeron muestras de agua freática en 30 pozos de observación de la red freaticométrica operada por el Departamento General de Irrigación. Los freaticómetros

tienen una profundidad de 3 m, están georeferenciados, espacialmente distribuidos y el muestreo se realizó durante los meses de abril (otoño), julio (invierno) y diciembre (verano) de 2014. Simultáneamente con las extracciones de muestras de agua, se realizaron “in situ” determinaciones de conductividad eléctrica (salinidad) y temperatura y mediciones de niveles estáticos del agua freática.

Los análisis de nitratos y la determinación de salinidad del agua se llevaron a cabo en el Laboratorio de suelos y riego del INA-CRA. Las determinaciones de nitratos se realizaron a través del método de “reducción con cadmio” utilizando un espectrofotómetro (marca Hach), mientras que los de conductividad eléctrica se efectuaron con un conductímetro (Hach) con corrector automático de temperatura a 25°. La salinidad del agua se expresó como conductividad eléctrica específica (C.E.) a 25 °C y la concentración de nitratos en mg. L-1. Se calcularon las medias, la desviación estándar y el coeficiente de variación.

Con la información obtenida se elaboró una base de datos y la misma se volcó a la confección de mapas (1) de iso-valor de los parámetros analizados para el área de estudio y (2) de iso-valor del coeficiente de variación de cada parámetro. Los mapas se realizaron con el método de interpolación IDW, utilizando software Qgis 2.4.0 (www.qgis.org).

RESULTADOS OBTENIDOS

La figura 2 presenta un mapa de profundidad del agua freática de la zona estudiada (septiembre del año 2013).

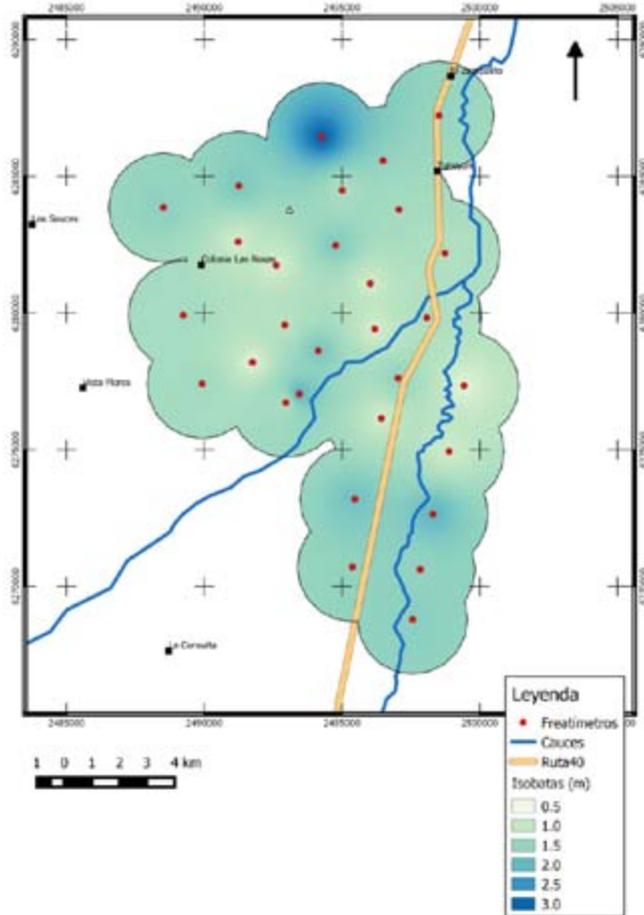


Figura 2: isobatas del agua freática.

La figura 3 de isohipsas (cotas de agua a septiembre de 2013) permite visualizar el sentido del avance del agua desde el noroeste (zona azul oscura) hacia el este (zona azul más clara).

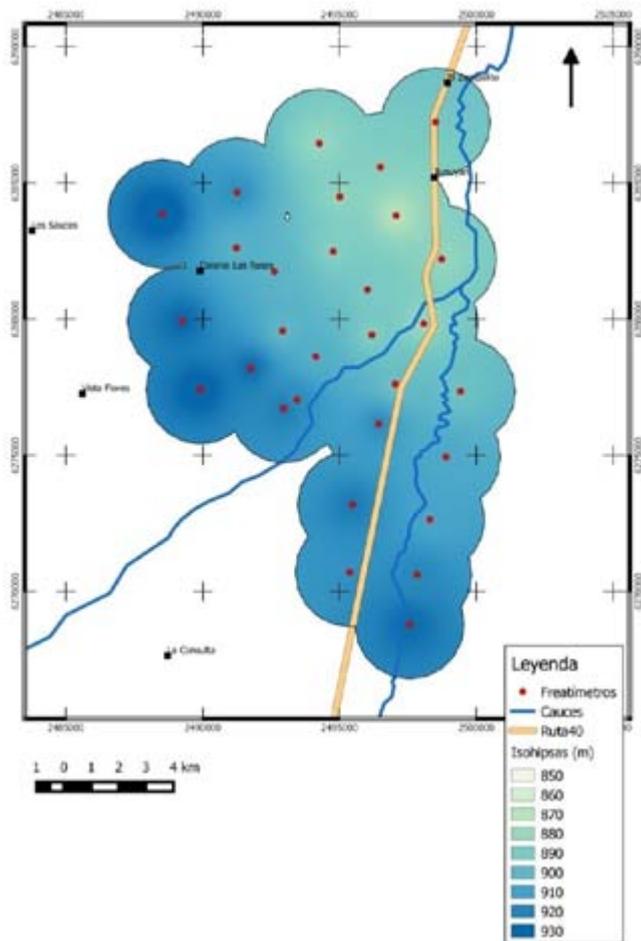


Figura 3: isohipsas del agua freática.

La tabla 1 presenta los resultados del análisis estadístico descriptivo del contenido de nitratos para los meses registrados.

Tabla 1: Valores estadígrafos de nitratos (abril, julio, diciembre 2014) en mg.L-1

Estadígrafos	Año 2014		
	Abril	Julio	Diciembre
Nº de datos	30	30	26
Media (mg L ⁻¹)	14.9	11.7	15.1
Desv. estándar (mg L ⁻¹)	21.0	17.3	29.7
CV (%)	141	148	197
Mínimo (mg L ⁻¹)	0.44	2.20	2.64
Máximo (mg L ⁻¹)	92.0	72.2	157.5

Se encontraron valores de nitratos comprendidos entre 0,4 y 157,5 mg.L⁻¹. El mes de diciembre resultó el mes con mayor valor medio (15,1 mg.L⁻¹) y mayor coeficiente de variación, mientras que julio exhibió el valor medio más pequeño (11,7 mg.L⁻¹)

La figura 4 muestra el diagrama de caja de la variable analizada para los meses en que se realizó la medición. Si bien no existen muchas diferencias entre éstas, los meses de abril y diciembre presentan valores medios mayores y abril la mayor variación.

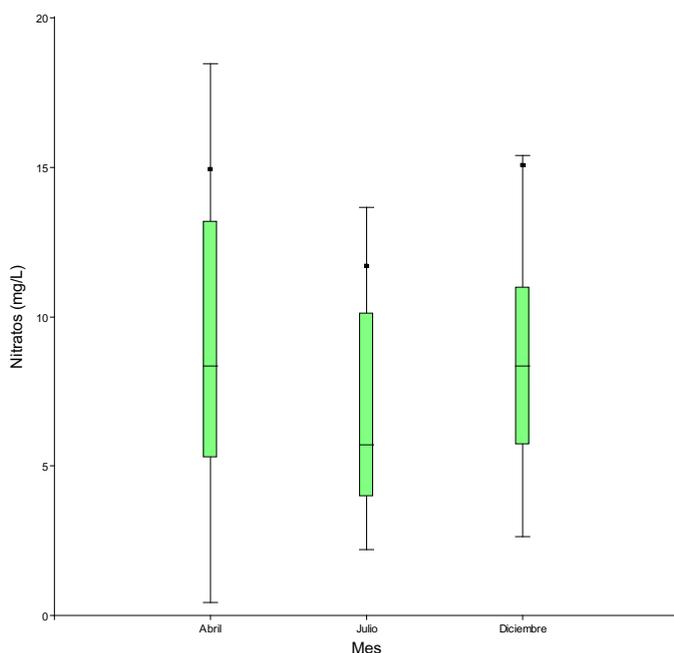


Figura 4: Variación del contenido de nitratos en agua freática (mg.L^{-1})

De un total de 86 registros sólo 6 superan los 45 mg.L^{-1} , límite máximo establecido por la reglamentación del DGI. Es importante resaltar que -en los cursos de agua superficial- MORÁBITO *et al* (2012) han encontrado contenidos menores a 2 mg.L^{-1} , tanto en Valle de Uco como en Costa Anzorena. Por lo tanto se estima que gran parte de los nitratos presentes en el agua freática son asimilados / absorbidos por la vegetación del lugar, cuando la freática se aproxima a la superficie o, simplemente, cuando el agua freática llega a los drenes y circula por los mismos hacia los puntos más bajos (vegetación que se encuentra en las márgenes de los drenes), reduciendo su concentración y diluyéndose al

alcanzar el río Tunuyán. Se debería recordar, además, que estimaciones realizadas en Francia por Hoffmann y Tarrise (2000) consideran que las consecuencias para el ecosistema son irreversibles a partir de una concentración superior a 10 mg L^{-1} .

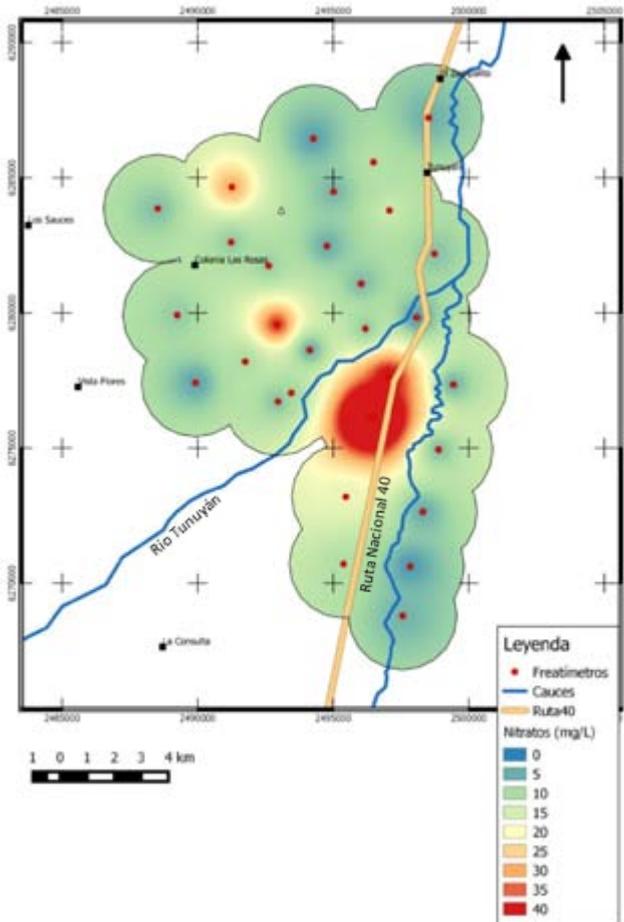


Figura 5: concentración de nitratos (mg L^{-1}) en el agua freática del área de regadío del RTS

En referencia a su localización espacial, los mayores valores se encuentran en el triángulo comprendido por el río Tunuyán (al Oeste) en su encuentro con la ruta 40 (al Este) avanzando hacia el sur unos 6 km aproximadamente. Incluso éste área pasa hacia el Este de la ruta 40 (superficie mayor roja en figura 5). Los otros dos sectores observados están localizados uno, aproximadamente 4 Km al “sures-te” de Colonia Las Rosas y otro -aún más reducido- unos 3 km al “noreste” de la misma localidad (todos ellos situados en áreas agrícolas). Esto podría deberse a la contaminación difusa por el uso de excesivos fertilizantes que no son aprovechados por los cultivos y percolan en profundidad, alcanzando la freática. En dicha área se localiza una empresa productora de césped bajo riego destinado al uso en campos deportivos y se debería estudiar si las fertilizaciones que recibe el pasto resultan o no, excesivas.

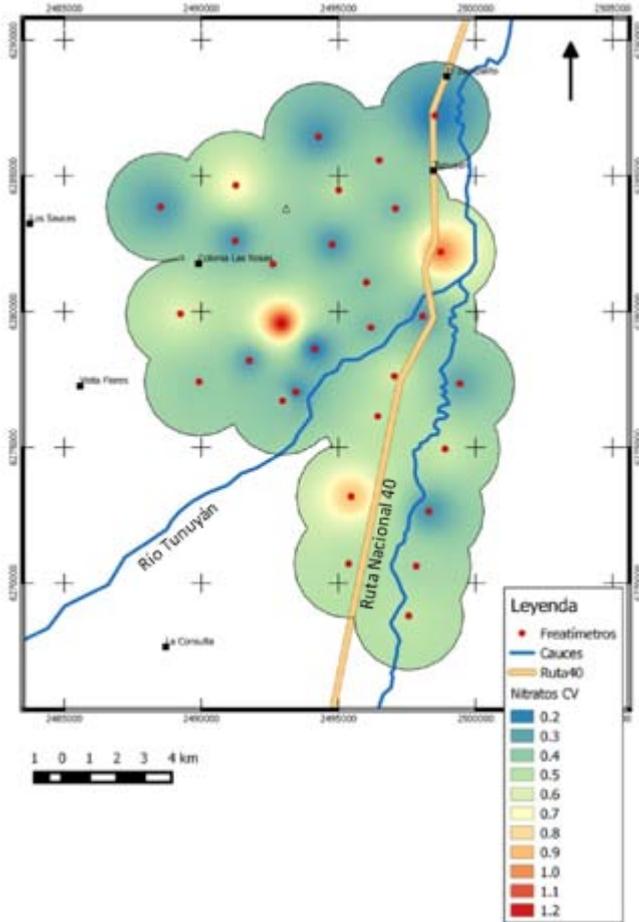


Figura 6: coeficiente de variación (CV) de la concentración de nitratos en el agua freática del área de regadío del RTS.

La mayor variabilidad del parámetro (figura 6) se localiza en tres (3) sectores del área de estudio: uno aproximadamente 3 km al sur de la ciudad de Tunuyán -en una zona suburbana- sobre el este de la Ruta 40; otro, al sureste de

Colonia las Rosas y un tercero, unos 10 Km al sur del cruce del río Tunuyán con la Ruta 40 y al oeste de la misma (los dos últimos ubicados en áreas agrícolas).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los resultados obtenidos en estas investigaciones han permitido constatar contaminación por nitratos en los niveles del acuífero freático del río Tunuyán superior. Si bien los valores promedio obtenidos son menores al límite propuesto por la OMS se encontraron valores puntuales superiores al mismo. Dado que los valores más altos están localizados en las áreas agrícolas sin presencia de industrias cercanas, se piensa que los mismos provienen de la fertilización. Solo dos freatímetros (identificados como 3-7 y 3-4) están localizados cerca de una vivienda cuyo pozo séptico podría incrementar los valores de nitratos mezclándose con los provenientes de las fertilizaciones agrícolas.

Las recomendaciones que surgen del trabajo se deben centrar en la promoción de actividades de capacitación a los productores agrícolas para que puedan realizar una mejor planificación de las fertilizaciones, evitando dosis excesivas acompañadas por láminas altas de riego.

Por último, para asegurar el adecuado saneamiento del área en referencia a la elevación de los niveles freáticos se deberá continuar con el mantenimiento periódico de aquellos los arroyos del sistema que actúan como desagües. Se plantea, además, la pertinencia de realizar una mayor cantidad de determinaciones en tiempo y espacio para complementar la información disponible e identificar con mayor precisión los procesos contaminantes que puedan tener lugar en el suelo y subsuelo de la cuenca.

BIBLIOGRAFÍA

- ÁLVAREZ A. 1995. Estudios de contaminación del agua subterránea, Salinización de acuíferos y contenido de arsénico, flúor y nitrato en la zona norte de la provincia de Mendoza. En: Mendoza Ambiental. Gobierno de Mendoza - Ministerio de Medio Ambiente, Urbanismo y Vivienda; IADIZA. Mendoza, Argentina. p. 29-43
- ÁLVAREZ A., D'ELÍA M., PARIS M., FASCILO G. y BARBAZZA C. 2011. Evaluación de la contaminación de acuíferos producida por actividades de saneamiento y re-uso de efluentes en el norte de la provincia de Mendoza. Rev. FCA UNCUYO. ISSN 0370-4661. Tomo 43. N° 1. 19-39
- ÁLVAREZ A., LORENZO F., FASCILO G. y BALANZA M. 2008. Impactos en el agua subterránea de un sistema de efluentes para riego. El Sistema Paramillos (Lavalle, Mendoza, Argentina). Rev. FCA U N Cuyo. Tomo XL. N° 2. Año 2008. 61-81
- ÁLVAREZ A.; J. ROBLES, J. VILLALBA. 2006. Aspectos hidrogeológicos del sector noreste del conurbano del gran Mendoza. Sector Las Heras-Guaymallén. INA-CRA (IT Nro 85-CRA). 11 p.
- CHAMBOULEYRON J., S. SALATINO, A. DROVANDI, M. FILIPPINI, R. MEDINA, M. ZIMMERMANN, N. NACIF, C. DEDIOL, A. CAMARGO, S. CAMPOS, D. GENOVESE, R. BUSTOS, MARRE y E. ANTONIOLLI. 1992. Conflictos ambientales en tierras regadías. Evaluación de impactos en la cuenca del río Tunuyán, Mendoza, Argentina. Editor: UNCuyo – Coeditores: FONCYT – INA. ISBN: 987-1024-17-7.
- FAO. 2015. Datos claves. <http://www.fao.org/water/es/>
- FREEZE, R. A. and CHERRY J. A. 1979. Groundwater. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J., 604 pp.
- MORÁBITO J., R. Hernández y S. Salatino. (2008) Necesidades de riego de los cultivos más relevantes de las áreas de regadío del oasis centro de la provincia de Mendoza - Argentina. INA-CRA - FCA-UNCuyo. Mendoza, Argentina.
- MORÁBITO J., S. SALATINO, M. FILIPPINI, A. BERMEJILLO, E. LAVIE.2012. Presencia de nitratos en agua en los oasis Norte y Centro de Mendoza, Argentina: áreas regadías de los ríos Mendoza y Tunuyán Superior. VI Jornadas de R&F, Mendoza - Argentina, 2012.
- ORTÍZ MALDONADO G. y J. JORDÁ. 2000. Análisis de la serie 1985 - 1997 de registros de niveles freáticos, río Tunuyán superior. IX Jornadas de Investigación y Docencia de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza - Argentina.

- PERDOMO C.H., CASANOVA O.N. y CIGANDA V.S. 2001. Contaminación del agua subterránea con nitratos y coliformes en el litoral sudoeste de Uruguay. *Agrociencia*, vol. V n° 1, pág. 10-22. Uruguay.
- SCHILARDI C., J. MORÁBITO y R. VALLONE. 2010. Desempeño del riego por superficie en el área de regadío de la cuenca del río Tunuyán superior, Mendoza, Argentina". IV Jornadas de actualización en riego y fertirriego. Hacia un manejo sustentable de los recursos naturales ante escenarios de escasez hídrica. 4 y 5 de diciembre. FCA-UNCuyo, INA, INTA, DGI e CIAM. Mendoza, Argentina.

LA ASIGNACIÓN DE DERECHOS DE AGUA Y LOS MECANISMOS DE RECUPERACIÓN DE PLUSVALÍA TERRITORIAL

MAURICIO ESTEBAN PINTO,
Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias.

MAURICIO JOSÉ BUCCHERI
Universidad Nacional de Cuyo (Instituto de Ciencias
Ambientales). Instituto Nacional del Agua (Centro de
Economía, Legislación y Administración del Agua).

MÓNICA MARCELA ANDINO
Universidad de Mendoza. mpinto@fca.uncu.edu.ar

RESUMEN

El presente análisis tiene como objetivo indagar sobre la incidencia de la asignación de derechos de uso de agua, un recurso escaso y con valor económico, en el proceso de configuración y posterior organización del territorio. Para ello se vinculará los mecanismos de asignación del agua con el concepto de plusvalía, analizado desde una acepción moderna que lo vincula al territorio en función de aquellos incrementos del valor del suelo que se producen como consecuencia de acciones administrativas o de ejecución de obras llevadas a cabo por la administración pública, y no por los propietarios del suelo. De esta manera, prestando atención a las economías de oasis y en especial a la provincia de Mendoza, se analizarán los mecanismos instituidos para la asignación del agua en torno la recuperación de plusvalías que contempla la Ley 8051 –de Ordenamiento Territorial y Usos del Suelo–, estableciéndose cómo la plusvalía territorial puede ser regulada de manera conexa a la asignación del recurso hídrico, y cómo ello puede impactar

en las estrategias de regulación económico-financiera del agua y del suelo que inciden en la configuración del territorio mendocino.

Palabras clave: agua, concesión, plusvalía territorial, valor económico

INTRODUCCIÓN

La evidente trascendencia de los lazos que el recurso hídrico y la tierra han trazado a lo largo de la historia —especialmente en lugares como Mendoza (Argentina)—, refleja en la actualidad la importancia de llevar adelante un desarrollo territorial integral y transparente en la totalidad del territorio provincial, con la finalidad de implementar una sociedad más justa, ordenada, equitativa y acorde a las limitaciones que el medio ambiente impone.

El desarrollo económico impacta fuertemente sobre el territorio, debido a que gran parte de las actividades productivas motoras del crecimiento, en una provincia como Mendoza, se encuentra directamente vinculadas con el acceso al suelo y al agua. Es sabido, que tanto la evolución de las áreas de regadíos, teniendo a la vitivinicultura como emblema insignia, como el turismo, la industria y el grueso de las actividades económicas relacionadas con el habitat, tienen en el suelo y el agua los insumos básicos para su despliegue y expansión.

Agua y suelo, estructuradores del territorio

La provincia de Mendoza es un ejemplo claro de economía de oasis, que en un ambiente árido configura y articula el territorio a partir del aprovechamiento racional de ríos y acuíferos, dando lugar al desarrollo de áreas que actúan como el soporte económico y vivencial de la población mediante el uso intensivo del agua (ZAMORANO, 1992).

Desde el punto de vista jurídico, ello se desarrolla a través de un complejo abanico de categorías de derechos de uso de agua, inherentes a los predios beneficiados (Pinto y Martín, 2015), que concentran la generalidad de las actividades sociales y económicas en la utilización intensiva de aproximadamente el 4 % del territorio, resultando el resto un área de secano que –por falta de recurso– queda sujeta a actividades de tipo extensivo, con limitada concentración poblacional y de actividades sociales y productivas.

Sin embargo, desde hace décadas existe un proceso de evolución, tanto intra oasis como fuera de ellos, que se manifiesta –por un lado– con un acelerado crecimiento urbano incentivado por la valoración del suelo y la consiguiente transformación o afectación de áreas de cultivos; y –por otro lado– en el resto del territorio no irrigado, la ausencia de políticas territoriales activas lleva a una situación de anomia, donde el crecimiento de los usos intensivos del territorio que permite la asignación de agua, principalmente subterránea, queda librado a la exclusiva iniciativa del interés individual.

En estos tiempos modernos, el dinamismo económico producto de la globalización, las ya perceptibles consecuencias del cambio climático y el aumento de la brecha económica y de las inequidades sociales, han causado estragos, algunos posiblemente irreparables, en cuanto a los impactos ambientales y territoriales que se plasman sobre un determinado espacio.

En este contexto, diversas sociedades latinoamericanas e inclusive europeas trabajan desde décadas en un conjunto de instrumentos que mitiguen tales impactos, y dentro de las estrategias de acción vigentes se puede decir que existe una aceptación científico-técnica generalizada sobre el ordenamiento territorial como un posible marco teórico que brinda elementos para coordinar y sincronizar este proceso.

En este sentido, el ordenamiento ambiental del territorio en sociedades estructuradas bajo esquemas de economías de oasis presenta una marcada relación con la asignación del agua en el espacio, potenciándose el recurso hídrico como un significativo vector de estructuración territorial (PINTO, 2010). Así, en aquellas geografías que depende significativamente del acceso al recurso hídrico, junto al suelo, el agua se presenta como un elemento estructurador del territorio de gran significancia económica, justificándose el análisis de la gestión del recurso hídrico a partir de las técnicas e instituciones del ordenamiento territorial.

En este contexto, el objetivo del trabajo es comprender a través de una institución económica-financiera propiciada desde las técnicas del ordenamiento territorial –la plusvalía– cómo se configuran y valorizan determinadas áreas a partir de la asignación de agua a las mismas.

NOCIONES TEÓRICAS BÁSICAS

Economía: el valor, el costo y el precio del agua

La economía afirma como paradigma que las cosas tienen valor en tanto generen beneficios al hombre y, por otro lado, cuanto más escaso más vale; aunque, todo lo referido al valor no sólo cae dentro del análisis económico sino que va más allá, existiendo otros tipos de valores (LLOP, 2009a; *et al.*, 2014). El término valor se refleja en dos planos: cuantitativo y cualitativo; el primero, como valoración al referirse a un tipo de medición económica; el segundo, alude a un sentido subjetivo, asumiendo que el agua para la generalidad de la población es tan importante y representa un bien valioso que va más allá de la medición económica (ANDINO, 2009; MATTHEWS, BROOKSHIRE & CAMPANA, 2001).

En la generalidad de los casos, aunque el valor se asocia al uso directo de un determinado bien, debe admitirse

que también puede establecerse un beneficio personal a través de un consumo potencial, o de la valoración del disfrute de terceras personas, o de la valoración de bienes más allá del eventual disfrute personal. La Figura 1 describe la diversidad de dimensiones que forman el Valor Económico Total del recurso hídrico, aunque es trasladable a cualquier otro bien ambiental. Según (LLOP *et al.*, 2014) este valor se desprende de un valor de uso directo (poblacional, riego, industria, recreación, etc.), del valor de uso indirecto (hábitat, depurador de contaminantes, etc.) y del valor de no uso, ampliamente aceptado maximice cuando se trata de un bien público (bellezas escénicas, sitios culturales, sitios históricos, hábitat de biodiversidad, etc.). En relación al recurso hídrico sometido a la ley de la oferta y la demanda, no deben omitirse los aspectos sociales y ambientales, lo que permitirá alcanzar los fines de sustentabilidad y eficiencia (ANDINO, 2009).

Por otro lado, el Costo Económico Total del recurso hídrico se componen por diversas dimensiones (adaptado de ROAS, 2001; LLOP, 2009a):

- (a) costo privado: de capital y de operación, mantenimiento y administración;
- (b) costo social: asociado con las externalidades impuestas a la sociedad por su aprovechamiento, uso o consumo y;
- (c) costo de oportunidad de usar el agua en su mejor uso alternativo.

Muchos sistemas, entre ellos el mendocino, no contemplan el costo de oportunidad, mientras que los costos ambientales relativos a la contaminación del agua incide directamente en la salud pública como en el ecosistema, por lo que deberían las actividades económicas contaminantes afrontar un costo adicional (ANDINO, 2009).

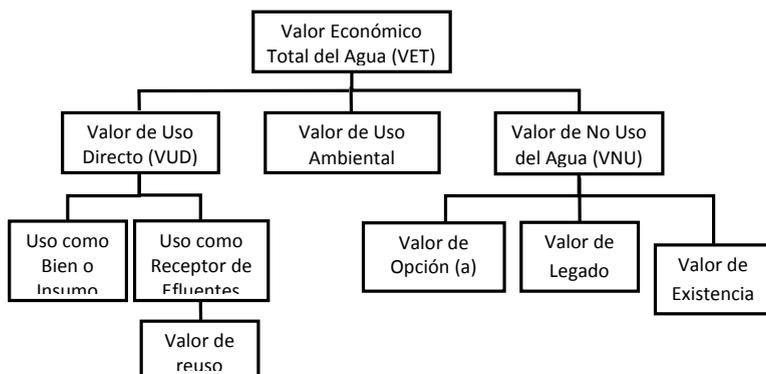


Figura 1: Composición del Valor Económico Total del Agua

La Economía proclama que una asignación sustentable de un bien ambiental debe darse bajo condiciones de eficiencia económica¹. Esto implica que el beneficio marginal social de un bien o servicio debe igualarse al costo marginal social de proveerlo o aprovechamiento del recurso. Estimar el costo de agua representa una aproximación, lo más seguro, de orden inferior del valor del agua. Sobre este punto, Llop (2007, 2009b) estima que el valor actual de una unidad más de agua para la sociedad de Mendoza en escenarios alternativos sobre cambio climático, estará definido por el costo de suministrar una unidad más de agua subterránea. Este razonamiento supone que la sociedad agota primero las fuentes de agua superficial por ser más barata y luego incurren en las fuentes remanentes como la subterránea que son más costosas. En éstas últimas, deben incluirse las

¹ La eficiencia económica se basa en el “principio de optimización de Pareto”. Esto permite una asignación de recursos tales que no haya posibilidad de una nueva reasignación, sin la posibilidad de que exista ganancias o pérdidas para los consumidores o productores.

externalidades negativas asociadas a la provisión como parte del costo económico social.

Un término asociado al valor y costo, es el precio, que representa lo que efectivamente se cobra a los usuarios por la utilización del recurso; particularmente en el caso del agua, es la tarifa o retribución por el uso. Desde el punto de vista de la eficiencia económica, el precio debe considerar el costo marginal del suministro, y desde la eficiencia ecológica, el precio debe contemplar el coste ambiental como el beneficio al que se renuncia en el futuro (ANDINO, 2009: 261). TERCEIRO (1995) argumenta en este sentido que la tarifa del agua debe fijarse de acuerdo con el costo marginal de su oferta de tal forma que el beneficio que reporte la última unidad de agua consumida, sea igual al costo de suministrarla.

Plusvalía

Aunque difiriendo en las razones últimas del instituto que se analiza, la noción de plusvalía o renta diferencial es incorporado en siglo XIX por KARL MARX (1818-1883), y sus raíces se encuentran a partir de precursores como ADAM SMITH (1723-1790) y DAVID RICARDO (1772-1823), quienes incorporan el concepto valor y la teoría valor-trabajo respectivamente.

En una sociedad capitalista, MARX sostenía que las mercancías y las fuerzas de trabajo tienen valor de uso –satisface una necesidad– y de cambio –tienen un precio–, y que fluctúan según las leyes de oferta y demanda. El valor de cambio de la mercadería es siempre mayor al de la fuerza del trabajo que la creó, y esta diferencia se llama plusvalía, constituyendo el beneficio del capitalista.

Como se analiza infra, en los tiempos actuales el ordenamiento territorial ha adoptado y adaptado el concepto de plusvalía como uno de los instrumentos económico-financieros

destinados al efectivo cumplimiento de los principios en que se sustentan este marco teórico, como son la equidad, el equilibrio y la sustentabilidad.

Ordenamiento territorial

Si bien aún no existe un consenso universal sobre el concepto del ordenamiento territorial, el Consejo Europeo de Ordenamiento Territorial (1983: 2) lo define como “una disciplina científica, una técnica administrativa y una política concebida con un enfoque interdisciplinario y global, cuyo objetivo es un desarrollo equilibrado de las regiones y la organización física del espacio”.

En forma coincidente, DE MATTOS (2010), GÓMEZ OREA (2008), GROSS (1998), GUDIÑO (2008), MASSIRIS CABEZA (2005), entre otros especialistas, consideran al ordenamiento territorial como una disciplina, una técnica administrativa, un instrumento de planificación o de política pública, en búsqueda de la disposición correcta, equilibrada y armónica de la interacción de los componentes del territorio.

Un hito a destacar en el derecho local es la sanción en 2009, en la Provincia de Mendoza, de la Ley 8051 sobre “Ordenamiento Territorial y Usos del Suelo”, pionera en el país. La misma encausa las acciones del Estado y de la comunidad en general en pos de alcanzar metas de sustentabilidad, disponiendo de diversos instrumentos de planificación, entre ellos, el recupero de la plusvalía.

PLUSVALÍA TERRITORIAL

Para adentrarnos en el concepto de la plusvalía que provoca una renta diferencial del suelo, se debe recurrir a lo que la doctrina en materia de ordenamiento territorial ha denominado “*Recuperación de plusvalías*”.

Desde una perspectiva genérica, se entiende por plusvalía a aquel plusvalor o sobrevalor que resulta de las

acciones que son ajenas al propietario del predio, las que suelen derivar de la actuación pública, sea a través de inversiones en infraestructura o de decisiones regulatorias sobre el uso del suelo urbano. A pesar de eso, estos incrementos del valor de la tierra, sin una intervención por parte del sector público para su recuperación, son apropiados de forma privada por los propietarios de la tierra beneficiada (SMOLKA & FURTADO, 2001).

No es objeto de este análisis abordar en detalle la forma administrativa y alcance del instrumento diseñado para la recuperación de la plusvalía, entendida ésta “como el proceso mediante el cual el total o una parte del aumento en el valor de la tierra, atribuible al “esfuerzo comunitario”, es recuperado por el sector público, ya sea a través de su conversión en ingreso fiscal mediante impuestos, contribuciones, exacciones u otros mecanismos fiscales, o más directamente a través de mejoras locales para el beneficio de la comunidad” (SMOLKA & AMBORSKI, 2003: 56). En la actualidad diversos gobiernos locales en América Latina desarrollan políticas de recuperación de la plusvalía urbana, a través de diversos instrumentos de recupero –parcial o total– del aumento en el valor de suelo privado debido a regulaciones o inversiones públicas. Sólo algunas jurisdicciones esos países han experimentado casos exitosos (SMOLKA & AMBORSKI, 2003).

El precio del terreno se constituye esencialmente con los incrementos de valor acumulados en el tiempo, así como con las capitalizaciones en el presente del potencial de plusvalías que se espera captar en el futuro. *Yu Hung Hong* del *Lincoln Institute of Land Policy* sostiene que “dado que el valor intrínseco de la localización depende de las inversiones colectivas y de otros factores externos, los aumentos en el valor de la tierra de una propiedad individual (no relacionados con las inversiones de su propietario) deben ser

recapturadas por el Estado en beneficio de la comunidad toda...” (citado en Ordenanza 2080/2010 del Municipio de San Carlos de Bariloche). En este mismo sentido, Jaramillo González (1998), centrándose en el suelo urbanizable, distingue entre dos causas o acciones urbanísticas que dan origen a la plusvalía: a) inversiones públicas en obras globales de impacto urbano (principalmente equipamiento urbano y servicios) y, b) cambios o mutaciones en la reglamentación urbana de uso y aprovechamiento de suelos.

Normas que regulan la recuperación de plusvalía, como la citada Ordenanza 2080/10 de San Carlos de Bariloche, consideran que el principio de la recuperación de plusvalías encuentra una base bien establecida en términos teóricos y políticos. En el primer campo, señala una notable convergencia entre los economistas de diferentes tradiciones, incluyendo tanto a representantes de la línea más liberal o neoclásica (que consideran a la renta del suelo como “indebida” para los dueños de la tierra en tanto representar un pago sin un accionar de los propietarios en procura de un crecimiento), como a los más progresistas (para los que se trata de un pago por derechos exclusivos retenidos, indebidamente, por una clase de propietarios de la tierra).

En términos políticos dicha norma municipal considera argumentos en favor de la recuperación de plusvalías, tanto por representantes de corrientes más sesgadas al progresismo (donde la recuperación de plusvalías permite controlar manifestaciones indeseables del mercado como la especulación del suelo, además de ser un medio para profundizar la tributación sobre el valor de la tierra) como por los pertenecientes a corrientes de derecha, conservadores o neoliberales (los que defienden su aplicación sobre todo en la forma de derechos aplicados al margen, es decir, sobre los incrementos de renta, por motivos asociados a la promoción de la eficiencia del mercado, ya sea para evitar la ocurrencia de

“*free-riders*” o para restringir el gasto de dinero público en rubros que la población no juzga prioritarios).

La normativa sobre recuperación de plusvalía territorial en el derecho comparado

Los ejemplos de regulación sobre recuperación de plusvalía se han multiplicado en las últimas décadas, tanto en sociedades progresistas –cuyos avances han sido contundentes– como en aquellas con pensamientos más ortodoxos, donde impera la libertad económica –*laissez faire*–.

SMOLKA & FURTADO (2001) analizan diversas regulaciones en países como Argentina, Brasil, Chile, Colombia, Cuba, Ecuador, El Salvador, México, Nicaragua, Paraguay, Perú y Venezuela. A modo de ejemplo, en Colombia la Ley de Desarrollo Territorial 388 del año 1997, expresa en el Artículo 73 que “las acciones urbanísticas que regulan la utilización del suelo y del espacio aéreo urbano incrementando su aprovechamiento, generan beneficios que dan derecho a las entidades públicas a participar en las plusvalías resultantes de dichas acciones...”.

En Argentina, la legislación nacional no hace referencia expresa a instrumentos económicos que se aplicarán en la gestión del suelo urbano, ya que es competencia provincial y/o municipal el dictado de las normas de este tipo. En cambio, numerosas comunas han legislado en esta materia, siendo la ciudad de Rosario –a través de la Ordenanza 7799/04– pionera en aplicar el cobro de una compensación por el mayor aprovechamiento del suelo. A partir de este antecedente, municipios como San Martín de los Andes –de Neuquén–, San Carlos de Bariloche –de Río Negro–, Bahía Blanca –de Buenos Aires– y Ushuaia –de Tierra del Fuego–, reglamentaron la participación local en la renta diferencial urbanística del suelo mediante la instrumentación de convenio urbanísticos entre la Municipalidad y las personas

físicas y/o jurídicas de carácter público y/o privado, en lo relacionado con el fraccionamiento, uso y ocupación del suelo.

En la Provincia de Mendoza, la ley 8051 establece en su Artículo 54 inc. b) que la autoridad de aplicación debe coordinar con las autoridades competentes acciones para “adecuar los instrumentos fiscales para la corrección de las distorsiones generadas por la especulación inmobiliaria, la debida internalización de las externalidades y la recuperación de la plusvalía...”. El proyecto de Plan Provincial de Ordenamiento Territorial² debiera referir a hechos que son posibles generadores de un mayor aprovechamiento del suelo y, por ende, de una plusvalía, remitiendo a los planes municipales el desarrollo del instituto.

Dudas y limitaciones sobre la plusvalía territorial

Sin perjuicio de los análisis precedentes, existen observaciones que relativizan el fundamento sustancial y la conveniencia real de la plusvalía como contribución económica-financiera. Realizando sólo una referencia somera en este sentido, resaltamos que la recuperación de plusvalía observa ciertas contradicciones o inconsistencias que merecen, cuando menos, su consideración, ya que hacen a la legitimidad y legalidad tributaria del instituto en análisis, haciendo que el mismo pueda caer en situaciones de injusticia o ilegalidad.

Como primer aspecto, puede cuestionarse la legitimidad de la recuperación de plusvalía, en la medida en que las mismas justifican la transferencia hacia el sector público

² De conformidad a la Ley 8051, el 30 de abril de 2014 el Poder Ejecutivo ha remitido a la Legislatura provincial un proyecto de Plan Provincial de Ordenamiento Territorial para su eventual aprobación, el que tramita por Expediente 65017-2014-S. A la fecha del presente trabajo el mismo no ha tenido tramitación.

de ciertos recursos que, aunque se han incorporado al valor inmobiliario particular, tendrían su supuesta causa en la acción estatal de regulación territorial y no en el esfuerzo particular.

Sin embargo, sin dejar de reconocer que las operaciones espontáneas del mercado pueden generar efectos indeseables en el desarrollo del territorio, y por ello es necesaria la existencia de una regulación estatal que compense tales desvíos, es un equívoco creer que tal regulación es la única que especifica el uso del suelo y su valor. En realidad, la regulación modula un proceso que existe en sí mismo, confirmando lo que a veces busca el mercado, pero limitándolo correctivamente en aquellos casos que genera efectos socialmente inaceptables (JARAMILLO GONZÁLEZ *et al*, 2011: 144); y con ello, la verdadera causa de la generación de la plusvalía inmobiliaria no sería la regulación territorial, sino las condiciones que hicieron que el mercado atribuyera a determinado bien un precio en el marco de las limitaciones reglamentarias existentes.

En esta perspectiva, la regulación territorial es un límite reglamentario a las actividades que los individuos pretenden desarrollar en la sociedad, pero nunca esas actividades comienzan por un mandato normativo, sino que sólo se desarrollan en el marco reglado.

Por otra parte, muchas de esas condiciones que valorizan los bienes provienen de otras acciones que el Estado desarrolla, ya no como regulador territorial, sino como suministrador de equipamiento e infraestructura, sea porque exige dicha infraestructura a los emprendedores inmobiliarios, o porque la ejecuta en sus planes de desarrollo.

Pero en estos casos, al menos desde una perspectiva general, los costos de esas obras son afrontados por los propios interesados en forma directa —si realizan las obras de infraestructuras como condición impuesta al emprendedor

inmobiliario—, o en su defecto se recuperan tributariamente mediante la denominada “contribución por mejoras” —instituto que implica el reparto entre los beneficiarios de una obra pública de los gastos que tal trabajo ha ocasionado, en forma proporcional al beneficio que han obtenido los mismos (Ossorio, 1992). Dicha contribución es referida por la doctrina como una forma de recuperar la plusvalía generada por el Estado, que supone desde un razonamiento económico que los propietarios se beneficiarán con la ejecución de la obra —al menos— en el costo de la misma que en proporción deben devolver.

Es decir, podría sostenerse que el aumento del valor inmobiliario en un área del territorio, más que por su zonificación legal o reglamentaria, se vincula a su aptitud para ciertos usos que reconoce la zonificación, y de allí que si esa aptitud está dada por obras viales, hídricas, eléctricas, urbanísticas, etc., y si esas obras son objeto de tributación mediante la contribución por mejoras, entonces la recuperación de plusvalía, en lo que corresponde por zonificación, no sólo carecería de fundamentos, sino que además podría incluso dar lugar a una ilegal e injustificada situación de doble tributación.

La posible doble tributación, según observa (JARAMILLO GONZÁLEZ *et al.*, 2011: 175), también ha sido referida en relación a los impuestos sobre el valor inmobiliario, los que al gravar el 100% del precio del inmueble, también incluyen el porcentual que engloba la plusvalía, con lo que podría argumentarse que existe una doble tributación sobre tal aspecto.

Por otra parte, (JARAMILLO GONZÁLEZ *et al.*, 2011: 188) también resalta la ausencia de reconocimiento a la minusvalía como un tópico permanente en el análisis del tema. Si algunas acciones estatales que inducen un crecimiento en los precios del suelo son captadas a través de gravámenes,

las acciones que generen decrecimientos deberían dar lugar a pagos compensatorios. Justamente, si la legitimación de tal mecanismo tributario radica en las ganancias que obtiene un propietario a costa de la sociedad, la justicia distributiva debería llevar a las compensaciones de las pérdidas o cargas que él mismo sufra por igual causa, tal como veremos que sí ocurre en materia hídrica cuando la concesión de agua es expropiada. Sin embargo, en el ordenamiento territorial rige el principio de la no indemnizabilidad al propietario por las limitaciones reglamentarias que afectan el uso del suelo (TALLER & ANTIK, 2011: 154), lo que debería —a contrario sensu— vedar la exigencia de aportes cuando tales limitaciones ceden a favor del propietario.

Todos estos aspectos, que hacen que el análisis adquiera dificultades que superan lo económico y jurídico e incluyen variables ideológicas, sociales y políticas, limitan la aplicación efectiva de la recuperación de plusvalías y dan lugar a conflictos prácticos en su desarrollo, como también ocurre al momento de determinar la medición de la plusvalía asignable a la planificación territorial frente a otras condiciones que también influyen económicamente en el precio inmobiliario.

LA ORDENACION DEL TERRITORIO Y LA GESTIÓN DEL AGUA: UN PRELUDIO A UNA POSIBLE INSTRUMENTACION DE LA PLUSVALÍA TERRITORIAL

En sociedades estructuradas sobre economías de oasis, la relación entre agua y territorio adquiere una dimensión destacada en la ordenación ambiental del territorio, por ello —como se ha afirmado— el recurso hídrico es en tales caso un significativo vector de estructuración territorial.

No resulta extraño que esa particularidad impacte en los sistemas normativos con específicas regulaciones sobre el agua y su asignación espacial.

El régimen de Mendoza es particularmente intenso en esta materia, lo que se puede apreciar en distintos institutos, más allá de la posibilidad de considerar a la plusvalía como instrumento de gestión territorial. Siguiendo un análisis previo (Pinto, 2010), puede especificarse en esta temática –entre otras- las siguientes particularidades.

a) El derecho al uso especial de las aguas se otorga previo estudio técnico sobre la disponibilidad del agua

Debe atenderse que el recurso hídrico no puede utilizarse en una actividad socioeconómica sin la debida autorización estatal, exigencia lógica frente a una demanda creciente e ilimitada de un recurso finito que -sin una ordenación racional- derivaría necesariamente en la llamada tragedia de los comunes.

De este modo, el art. 194 de la Constitución provincial impone que “mientras no se haga el aforo de los ríos de la provincia y sus afluentes, no podrá acordarse ninguna nueva concesión de agua sin una ley especial e informe previo del Departamento de Irrigación, requiriendo para su sanción el voto favorable de los dos tercios de los miembros que componen cada Cámara. Una vez efectuado el aforo, las concesiones de agua sólo necesitarán el voto de la mitad más uno de los miembros que componen cada Cámara. Las concesiones que se acuerden, mientras no se realice el aforo, tendrán forzosamente carácter eventual”.

Con ello, el régimen constitucional mendocino establece que el derecho a utilizar de manera especial las aguas exige un trámite concesional con la necesaria intervención del Departamento General de Irrigación a los efectos de la meritución técnica de la posibilidad de otorgamiento de agua, restringiendo la posibilidad de nuevos derecho a utilizar el recurso hídrico en las propiedades que integran el territorio en el caso de que el mismo no resulte suficiente.

Este régimen, destinado a ordenar el buen uso de las aguas, se combina con los institutos que se describen en los puntos siguientes, adquiriendo a través de ellos una trascendencia territorial significativa.

b) El derecho al uso especial del agua se adscribe indisolublemente al territorio al que se concede

Una vez adquirido mediante concesión el derecho a usar el agua, tal prerrogativa resulta inherente al predio beneficiado. El llamado “principio de la inherencia del agua al predio”, es una máxima instaurada por el art. 186 de la Constitución de Mendoza, y algunas otras normas infraconstitucionales.

La Ley de Aguas de 1884, introdujo³ en el ordenamiento jurídico mendocino el principio de la inherencia del derecho de agua al predio al que fue concedida, al expresar en su artículo 14 que “El derecho de aprovechamiento del agua es inseparable del derecho de propiedad sobre todo terreno cultivado o que se cultive en la Provincia”.

Este principio, adquirió supremacía constitucional a partir de la Carta Magna sancionada en 1894, estando vigente en la actual Constitución Provincial, sancionada en 1916, que expresa: “El uso del agua del dominio público de la Provincia es un derecho inherente a los predios, a los cuales se concede en la medida y condiciones determinadas por el Código Civil y leyes locales”.

La voz inherencia refiere a aquello que por su naturaleza está de tal manera unido a otra cosa, que no puede ser separado. El principio de inherencia del agua a la tierra

³ Hasta ese momento, el Reglamento para el Juzgado de Aguas decretado por el Gobernador Don José Félix de Aldao el 01/10/1844 permitía la transferencia de derechos de aguas en su art. 1. Cano (1941: 69) reseña una transacción autorizada bajo este régimen por el Gobernador Mallea en 1849.

implica una adscripción entre ambas, de modo tal que los derechos sobre una y otra no puedan transferirse independientemente, sino *in solidum* (BATISTA MEDINA, 1992: 172).

La finalidad de este principio de la inherencia, es brindar una garantía y/o seguridad jurídica a una riqueza incorporada o a incorporarse al patrimonio de un particular, consideración que en la práctica puede extenderse a la infraestructura pública que el Estado desarrolla para consolidar áreas bajo las ya referidas economías de oasis (Pinto, 2004). De este modo, se busca asegurar que una unidad productiva agroindustrial constituida no vaya a ser destruida mediante el divorcio del derecho al uso del agua que beneficia esa unidad, o que hace –por una cuestión de escala– que sea viable la existencia de la infraestructura de la que depende.

Exteriorizaciones de este principio resultan la prohibición de embargar o enajenar el derecho de agua en forma separada del terreno (art. 25 Ley de Aguas –LA–), la imposibilidad de destinar el agua concedida a un terreno distinto a aquel sobre el que fue concedida (art. 127 LA), o la inclusión de los derechos de agua en los alcances de todo contrato sobre el terreno cultivado (art. 24 LA). La ley 430 reafirma este principio al establecer que “las obligaciones impuestas por esta ley, pesan sobre toda la tierra a favor de la cual se acuerda el derecho de irrigación y las seguirán a objeto de hacerse efectivas en ellas” (art. 14).

En consecuencia, el uso del recurso hídrico que se efectúe en Mendoza a partir de la concesión de un derecho de agua, se encuentra unido al derecho de propiedad sobre el predio al que fue concedido, sin que pueda separarse del mismo, en las medidas y condiciones determinadas por el ordenamiento jurídico.

Sin lugar a dudas, la inherencia de la concesión de agua a la fracción territorial a la que se ha otorgado importa un

impacto trascendente en el desarrollo territorial, potenciando el efecto del acto concesional que regula el art. 194 de la Constitución mendocina con un alcance que excede el mero interés del concesionario, generándose a través de esa técnica la consolidación de un espacio transformado en beneficio del entorno humano.

La concesión, de este modo, se consolida con una función territorial, lo que actualmente se presenta en concordancia con la Ley de Ordenamiento Territorial y Usos del Suelo, norma que en su art. 14 distingue como categorías territoriales al oasis –definido por el territorio con derecho de agua sistematizado hídricamente– y a las zonas no irrigadas –definidas por la ausencia de concesiones de uso de agua–.

c) El uso de agua en nuevas áreas territoriales requiere un estudio técnico específico de la autoridad del agua

El artículo 195 de la Constitución de Mendoza establece que “Una vez practicado el aforo de los ríos y arroyos, así como cada vez que se construyan obras de embalse que permitan un mayor aprovechamiento del agua, el Departamento de Irrigación, previo los estudios del caso, determinará las zonas en que convenga ampliar los cultivos, remitiendo los antecedentes a la Legislatura, para que ésta resuelva por el voto de la mitad más uno de sus miembros que componen cada Cámara, si se autoriza o no la extensión de los cultivos”.

Esta norma, importa una función constitucional de notable incidencia territorial, generando un sustrato de planificación técnica sobre la aplicación del agua al territorio que descansa en la autoridad administrativa del Departamento General de Irrigación y en la decisión política de la H. Legislatura provincial.

Es destacable entonces que, si del balance actual o futuro —en el caso de aumento de la oferta neta de caudales por obras de eficiencia—, surgiera una disponibilidad que permita extender el ambiente de oasis mediante nuevos usos, los estudios técnicos de conveniencia sobre tal desarrollo territorial deben ser realizados por la autoridad hídrica a la que el art. 188 CM le otorga exclusividad e independencia funcional.

Este esquema de toma de decisión sobre el territorio en el que debe extenderse el oasis mediante nuevos derechos de uso de agua, a la vez de resultar concordante con el sistema instituido en el ya referido art. 186 de la Carta Magna, también se condice con la categorización que la Ley 8051, donde se distingue el oasis de las zonas no irrigadas como criterio ordenador del territorio.

Agua y territorio, de este modo, son dos variables que deben conjugarse necesariamente en el ordenamiento de Mendoza, siendo coincidente que es la misma Legislatura la que —según los arts. 194 y 195 de la Constitución— aprueba las nuevas áreas de territorio a las que se asigna agua y habilita su uso particular en forma inamovible dentro de esas áreas, y la que bajo la Ley 8051 aprueba el Plan Provincial de Ordenamiento Territorial.

d) La necesaria coordinación institucional entre las materias hídricas y territoriales

La existencia de un régimen de ordenación territorial en base a la diferenciación entre oasis y zonas no irrigadas, junto a los referidos mecanismos de asignación de agua al territorio —y a los predios que lo componen—, lleva a considerar necesariamente no solo la existencia de vinculaciones entre agua y territorio, sino también la coordinación y eventual subordinación que existe entre los elementos del

sistema normativo que ponen su énfasis en lo hídrico o en lo territorial.

En este sentido, la supremacía constitucional del régimen hídrico referido impone *ab initio* descartar cualquier posibilidad de que la autoridad gubernamental general, con fundamento en una norma infraconstitucional, imponga la solución de aspectos que son ejercidos por la autoridad hídrica por directa habilitación constitucional.

Por ello, se descarta que la posibilidad del Plan Estratégico (regulado por la ley 8051) de integrar otros planes sectoriales, pueda implicar desplazar de modo alguno al Departamento General de Irrigación en las políticas, planes, programas y estudios que efectúe en desarrollo de los artículos 194 y 195 de la Constitución de Mendoza (Pinto 2010, 2012). El estudio de nuevas zonas para ampliar los usos de agua en general, o los análisis previos al otorgamiento de derechos a usar las aguas en los casos particulares, resultan resortes propios de la competencia constitucional de ese organismo más allá de los institutos territoriales que introduce la ley 8051.

Este concepto, pareciera expresamente contemplado por la misma ley 8051, cuando en su art. 21 dispone que “el Plan Provincial de Ordenamiento Territorial constituye el marco de referencia sistémico y específico para la formulación y gestión de las acciones públicas y privadas, que tendrán los siguientes contenidos básicos: [...] g) Adherir a las políticas sobre Cuencas Hidrográficas definidas por el Departamento General de Irrigación y los organismos hídricos interjurisdiccionales con incumbencia en la materia y las decisiones que determine la H. Legislatura para otorgar nuevas concesiones o ampliaciones de las zonas bajo riego. En este sentido deben respetarse los principios de autonomía de cada cuenca, consagrados por la Constitución Provincial”.

Esta noción se potencia aún más con la consideración que realiza el art. 8 de la LOT al señalar que la aplicación e interpretación de las disposiciones de dicha ley deberá basarse en principios y normas que se detallan en el Anexo 3. El punto B.7) de ese Anexo expresa: “Régimen Especial de Mendoza en materias de agua: respecto del recurso hídrico, la Constitución Provincial ha establecido principios básicos, como son: el de inherencia del derecho del agua al predio (art. 186 de Constitución Provincial); la concesión de derechos mediante ley (art. 194 de Constitución Provincial); la participación de los usuario en la elección de autoridades y en la administración de sus rentas (art. 187). Crea un órgano extra-poder que tiene a su cargo todos los asuntos referidos a la irrigación, el Departamento General de Irrigación, que tiene autonomía Política, estabilidad de sus autoridades y autarquía financiera (art. 188, 189 y 196 de la Constitución Provincial). Por ende, en la política de ordenamiento Territorial, se debe tener la necesaria coordinación con la autoridad de aguas, sobre la base de dichas normas constitucionales y teniendo en cuenta la Ley de Aguas, la Ley de Aguas Subterráneas y la ley 6405, que establece el funcionamiento de las organizaciones de usuarios hídricos de la Provincia”.

Por su parte, el análisis de la jurisprudencia de la Suprema Corte provincial, muestra con claridad que existe una necesaria coordinación entre las competencias conexas a la gestión del agua –como son la ambiental, la propia de los servicios públicos de potabilización o energía, lo que extendemos a la competencia territorial que analizamos- y la gestión del agua propiamente dicha. Sin embargo, es de destacarse que tal coordinación no debe importar una sustracción de competencias propias de cada esfera de poder (SCJM, 2002; 2005).

En este sentido, cuando la Legislatura creó un área natural protegida por ley 6965, y encomendó a la autoridad ejecutiva central la planificación del manejo de tal área de modo incompatible con las funciones de gestión de las aguas que constitucionalmente correspondían al Departamento General de Irrigación, la Corte restringió en este sentido tal norma entendiendo que: “Del análisis efectuado se observa, que en principio, no existiría conflicto de competencias entre el D.G.I. y la Dirección de Recursos Naturales, por cuanto ambas deben interactuar en forma armónica y coordinada [...]. El conflicto se suscita cuando la protección y conservación del medio ambiente resulte incompatible con el uso y destino de los recursos hídricos Administrados por el accionante. [...] No cabe duda que el Estado debe proveer la defensa y tutela del ambiente natural [...], pero no puede en función de una cuestión importante como es la protección del medio ambiente para salvaguardar la fauna y la flora que se desarrollan en el mismo, caer en el desconocimiento [...] del carácter relevante del D.G.I. como órgano extra poder en la policía del agua asignada constitucionalmente” (SCJM, 2005).

Esta coordinación intersectorial, evitando que una de las esferas competenciales desborde sobre la otra, ha sido encaminada por la misma ley 8051 con referencia expresa a las funciones municipales: “Los intereses comunes de distintas jurisdicciones del gobierno provincial y de distintos municipios deberán ser contenidos en Programas conjuntos, coordinados mediante convenio, previa aprobación por parte de los Consejos Deliberantes correspondientes. Los programas de dos o más municipios, deberán guardar coherencia con sus respectivos Planes Municipales de Ordenamiento Territorial” (art. 24 LOT).

De igual manera, el marco autárquico de la autoridad hídrica exige que la coordinación entre los planes territoriales

e hídricos, cuando las necesidades del caso superen la mera “adhesión” de aquellos a éstos que considera el artículo 21 LOT, debe producirse de manera convencional, concertándose las discrecionalidades propias de cada esfera de gobierno involucrada. La participación de la autoridad del agua dentro de los órganos consultivos de la autoridad territorial, si bien es un mecanismo que facilita la coordinación mediante la consulta en el proceso de decisión territorial, no debe llevar a una confusión competencial. Las funciones propias de la autoridad del agua deben ser ejercidas por ésta en su respectivo ámbito, no debiendo confundirse la competencia hídrica exclusiva que dispone la Constitución con una función consuntiva en la administración territorial que ha previsto una norma infraconstitucional.

A este efecto, sería conveniente de manera expresa establecer convencionalmente procedimientos de concertación que faciliten adjetivamente la coordinación referida, sin perjuicio de la posibilidad de acudir a la función dirimente que en el sistema mendocino corresponde a la Suprema Corte de Justicia ante conflictos de poder entre órganos autárquicos, o entre éstos y el Poder central.

LA PLUSVALÍA TERRITORIAL Y SU APLICACIÓN EN MATERIA HÍDRICA

Sin perjuicio de las bondades y límites que la recuperación de plusvalía ofrece, resulta una variante de análisis de sumo interés la intersección de ese tema con el propio del valor económico del agua, y la posibilidad de una tributación basada en la plusvalía que genera el derecho a usar el recurso hídrico otorgada a favor de un inmueble determinado.

Se ha referido en los puntos anteriores a la plusvalía territorial prevista en la ley 8051, así como esta norma contempla la clasificación del territorio para su ordenación en función de la asignación de agua mediante concesiones de

uso; y a la vez cómo la estructuración de los derechos de agua responden a un régimen especial de jerarquía constitucional que tiene especial significancia territorial, donde la asignación del recurso hídrico al territorio responde a un análisis técnico previo, y constituye luego la consolidación inamovible del oasis.

En ese marco, donde el agua es estructuradora del territorio, debe atenderse que además presenta un valor económico y se encuentra sometida a la ley económica de la oferta y la demanda, sin que se pueda distinguir aquellos casos en que el vital elemento satisface necesidades humanas inmediatas y aquellos casos en que cumple un fin productivo, siendo por ello que en zonas de oasis la asignación de derechos de agua impacta significativamente en el valor inmobiliario (CANO, 1967: 22; MARIENHOFF, 1939: 62). En este sentido, en la medida en que el agua, en los ambientes áridos o semiáridos, es asignada en el territorio, los predios beneficiados adquieren un importante valor diferencial que refleja la significancia económica que presenta el recurso hídrico (PINTO, 2005).

En esta perspectiva, más que la calificación territorial de un área como oasis, según estipula la ley 8051, lo que realmente conforma su valor territorial es la asignación de derechos agua. Luego, no sólo no puede dejarse de lado la variable hídrica en el análisis de la plusvalía territorial, sino que incluso la legitimidad de ese instituto económico aparece mucho más clara en torno a esa variable que a la mera labor de zonificación territorial.

A pesar de ello, no es usual que los sistemas normativos impongan algún tipo de tributo que grave de manera directa esa mejora patrimonial que recibe el concesionario de aguas; en cambio, las leyes de manera universal reconocen la existencia del valor económico del agua y su impacto sobre el precio inmobiliario, al regular la posibilidad de que

el Estado recuperase un caudal concedido para satisfacer usos de mayor interés general, fijándose que en tales casos se debe indemnizar al concesionario para compensar la pérdida de tal derecho (por ejemplo: Artículos 55.2, 60, 65.3, 76 del Texto Refundido de la Ley de Aguas de España; Artículo 117 de la Ley de Aguas de Mendoza; Artículos 75 Código de Aguas de San Juan).

Es indudable, entonces, que la asignación o reasignación de aguas presenta un impacto en el valor inmobiliario, aunque actualmente la legislación en la materia pone énfasis en ello sólo para compensar las pérdidas económicas que implica la revocación o expropiación del derecho ya otorgado, omitiendo valorar y gravar los beneficios que se generan al asignar tal derecho.

La excepción de esta premisa se encuentra en el Artículo 257 del Código de Aguas de la Provincia de San Juan, norma que dispone el pago de una contribución económica-financiera vinculada al acrecentamiento del valor inmobiliario que implica la asignación de una concesión de aguas: “El Departamento de Hidráulica percibirá por única vez en cada caso, en el momento de ser otorgada, un derecho especial de concesión que será determinado anualmente por esa repartición al sancionar su presupuesto. El derecho especial de concesión será por lo menos, igual al setenta y cinco por ciento de la diferencia de valor entre el que corresponda a la hectárea de tierra cultivable, libre de toda mejora y sin derecho de agua, por una parte, y el que corresponda a una hectárea igual, pero provista de dotación hídrica por concesión legal. Las concesiones otorgadas para aprovechamientos no consuntivos, como los hidroenergéticos, podrán ser liberados de este gravamen. A fin de establecer los valores venales corrientes a que se refiere este Artículo, se requerirán informes previos al Banco de San Juan, al Banco de la Nación Argentina y al Colegio o Asociación de Martilleros”.

Esta experiencia en el derecho comparado provincial invita a reflexionar sobre la eventual aplicación del instrumento económico plusvalía que contempla la ley 8051, en consonancia con las previsiones de los planes territoriales y el desarrollo de las áreas en las que –de conformidad al art. 195 de la Constitución provincial- se determine una extensión del oasis hacia áreas antiguamente no irrigadas.

LA NATURALEZA JURÍDICA DE LA PLUSVALÍA Y EL RÉGIMEN ECONÓMICO-FINANCIERO DEL AGUA

Resulta oportuno detenerse a considerar cuál sería la naturaleza jurídica de una aportación en concepto de plusvalía por obtener una concesión o permiso de uso de agua. Ese tributo o derecho especial, en la terminología del Código de Aguas de la Provincia de San Juan, ¿encuadraría en las clásicas figuras tributarias, o por el contrario tendría una naturaleza *sui generis*? Lo adecuado es que la propia ley de creación aclare que se trata de una figura tributaria con esta o aquella naturaleza.

Los tributos, como género, son obligaciones legales que el Estado o entes públicos descentralizados imponen en virtud de su poder de imperio a todos aquellos para los que se producen los presupuestos de hechos definidos en la ley (JARACH, 1996). En otras palabras, un tributo es una prestación obligatoria, comúnmente en dinero, exigida por el Estado en virtud de su poder de imperio, que da lugar a relaciones de derecho público. Los tributos se categorizan en impuestos, tasas y contribuciones.

El impuesto es el tributo cuya obligación tiene como hecho generador una situación independiente de toda actividad estatal relativa al contribuyente, es decir que en la estructura del hecho imponible, a diferencia de lo que sucede en las otras categorías, se halla ausente cualquier referencia a una actividad del ente público (Pérez Royo, 2010),

siendo el hecho generador de la obligación de tributar la circunstancia de encontrarse las personas o sus bienes en situaciones consideradas por la ley como hechos imponibles.

Las tasas, por su parte, requieren de manera fundamental que su cobro se corresponda siempre con la concreta, efectiva e individualizada prestación de un servicio relativa a algo no menos individualizado (bien o acto) del contribuyente y que lo recaudado se destine a financiar el costo del servicio por el que se cobra (CSJN, Fallos 312:1575), con lo que es fundamental para tipificar una tasa, la divisibilidad, es decir, la posibilidad de que el servicio sea susceptible de dividirse en forma de poder individualizar a quienes reciben las prestaciones. Desde ya podemos adelantar que una aportación fundada en el acrecentamiento del valor inmobiliario que implica la asignación de una concesión de aguas no puede nunca encuadrarse como tasa.

Tampoco sería una contribución especial, por cuanto éstas, resultan ser prestaciones obligatorias, debidas en razón de beneficios individuales o de grupos sociales, originados en la realización de obras públicas o de especiales actividades del Estado, y su destino no puede ser otro que financiar las obras o actividades que la originan. Es decir, “se paga obligatoriamente para compensar la parte divisible del coste de una obra pública realizada en interés de la colectividad, pero que indefectiblemente beneficia a ciertos particulares” (GIULIANI FONROUGE, 2011: 314). En esta categoría se incluyen tributos de distinta naturaleza, como las contribuciones de mejoras por valorización de inmuebles con motivo de la ejecución de obras públicas, el derecho de peaje por utilización de rutas, las denominadas parafiscales, que son las destinadas a financiar la seguridad social, actividades de fomento etc. La plusvalía, en cambio, también se origina en actos no vinculados a una obra pública, sin perjuicio de que en la mayoría de los casos las concesiones o permisos pueden dotarse en tanto y

en cuanto existan obras de distribución, las que conforme el régimen de aguas de las provincias son reembolsadas por los usuarios beneficiarios directas de las mismas.

Lo expuesto permite concluir que la categoría en la que podría encuadrarse dicha aportación inicial sería el impuesto, en forma coincidente con la naturaleza jurídica que el derecho español le asigna a la aportación denominada “plusvalía urbana o municipal”, por cuanto mientras en el presupuesto de hecho de las tasas y las contribuciones especiales aparecerá la actividad administrativa generadora del gasto, en el impuesto no, contrayéndose el presupuesto a la circunstancia del otorgamiento de una concesión o permiso de uso de agua a un determinado inmueble en detrimento de otros usos u otros inmuebles que ya no dispondrán del recurso. Este beneficio que implica para quien obtiene el permiso o concesión refleja un costo/perdida de oportunidad de disponer de dicho recurso para otros potenciales usuarios. Ese costo de oportunidad es el que debe constituir el monto imponible del tributo por recuperación de plusvalía.

LA PLUSVALÍA HÍDRICA Y LOS MECANISMOS DE REASIGNACIÓN HÍDRICA: UNA NECESIDAD DE JUSTICIA

Desde una perspectiva axiológica, aunque el Derecho persigue la seguridad como objetivo inmediato, encuentra su fin supremo la satisfacción del valor justicia (KEMELMAJER DE CARLUCCI, 1993). Y la concreción de la justicia puede responder a distintas exigencias, conforme la misma resulte general o particular.

Mientras que la justicia general –denominada también legal– consiste en el cumplimiento de los deberes que todos los súbditos tienen para con la sociedad, la justicia particular –sea conmutativa o distributiva– soluciona conflictos mediante la asignación equitativa de bienes (CASTIGLIONE,

2000), ya sea en la distribución de los mismos o en las relaciones de intercambio entre particulares.

La justicia distributiva se presenta en relación a la distribución de bienes y cargas comunes entre los integrantes de la sociedad, es decir el paso de dichos bienes entre las esferas general y particular (FORERO FORERO, 2002). La misma lleva a situaciones de proporcionalidad, no aritméticas, basadas en la asignación de bienes según el mérito o desigualdades que se presenten en cada caso (SAGGESE, 2010), y así justifica que el acceso al agua encuentre prioritizaciones hacia ciertas actividades frente a otras que resultan de menor preferencia social, como ocurre en la generalidad de regulaciones con respecto al abastecimiento poblacional frente a los restantes usos, o de algunos de estos últimos frente a otros (como ocurre, por ejemplo, en el artículo 115 de la Ley de Aguas de Mendoza). No todas las actividades encuentran la misma oportunidad de acceso al agua, sin que ello se presente como una injusticia.

La justicia conmutativa, en cambio, se basa en situaciones de igualdad aritmética, donde el derecho actúa metabolizando una equivalencia aritmética entre lo que se entrega y recibe en las transacciones entre iguales.

Sin desconocer que el derecho al acceso al agua y las obligaciones que acarrea se enrola principalmente en las particularidades de la justicia distributiva, no por ello el contenido de la justicia conmutativa debe ser plenamente olvidado. A pesar del distingo entre ambas especies de justicia particular, es necesario tener presente que la distinción entre justicia distributiva y conmutativa no es más que una forma de facilitar el análisis, una ayuda para la consideración ordenada de los problemas, pero muchas acciones son a la vez distributiva y conmutativamente justas o injustas (CIANCIARDO, 2004).

Recordemos en este sentido que la proporcionalidad exige su conformación en un marco de idoneidad –adecuación al fin perseguido–, necesidad –debe introducir las modulaciones estrictamente necesarias– y razonabilidad –en la relación de la medida adoptada con el fin perseguido– (BERNAL PULIDO, 2005; CIANCIARDO, 2007: 283). Y con ello, la modulación de la igualdad aritmética sólo se justificará cuando resulte adecuada, necesaria y razonable en relación al fin perseguido.

En este sentido, siendo la proporcionalidad la regla de atribución en la justicia distributiva, es posible en ocasiones que la misma se alcance mediante situaciones en que lo proporcional resulte en una igualdad aritmética, tal como ocurre en los procesos expropiatorios con la determinación del justiprecio indemnizatorio en función del valor de mercado (LÓPEZ MENUDO *et al.*, 2006: 46).

Desde esta óptica, sin embargo, el esquema regulatorio que en la generalidad de los casos omite la exigencia de aportes pecuniarios cuando el Estado concede el uso del agua, pero sí prevé esos aportes a modo de indemnización cuando el Estado revoca la concesión, se presenta axiológicamente imperfecto, dando lugar a desequilibrios de asignación de beneficios y cargas relativos a las aguas como acervo público: mientras que con la concesión el concesionario aumenta su patrimonio sin efectuar contraprestación alguna, la revocación implica el beneficio mediante una indemnización a su favor. No se aprecia, entonces, qué exigencias de idoneidad, necesidad y razonabilidad pueden llevar a disponer tal beneficio en el concesionario

Otro tanto ocurre en sistemas donde se ha establecido la libre transferibilidad de los derechos de agua entre particulares bajo normas de mercado, tal como ocurre en el régimen de aguas chileno. En estos supuestos, donde los derechos se adquieren gratuitamente del Estado pero son

libremente transferibles a título oneroso entre particulares (VERGARA BLANCO, 2002: 68), la comercialización de los mismos desarrolla conceptos de justicia conmutativa entre comprador y vendedor que no se corresponden en equidad con la original adquisición gratuita del derecho por parte del segundo de ellos. Esa falta de costo inicial ha sido señalada como una grave imperfección del mercado de aguas chileno, que lo coloca en contradicción con el paradigmático Teorema de *Coase*, generándose un sistema de libre disposición que –alejándose de las reglas económicas– genera un alto costo social en cuanto permite una adquisición gratuita de derechos que favorece un acaparamiento especulativa de los mismos que no incentiva el uso eficiente del agua (BAUER, 1993).

La ausencia de una contribución por la plusvalía que implica el otorgamiento de una concesión de uso del agua choca, entonces, con la existencia de una *minusvalía* reconocida indemnización –o precio– mediante, cuando esa concesión es revocada por el Estado –o transferida a otro particular en los sistemas de mercado–, existiendo una situación de desigualdad que al desconocer el aspecto conmutativo del valor justicia genera una distribución desproporcionada entre lo que el concesionario recibe y devuelve, generándose una externalidad en favor del mismo al recibir de manera gratuita una concesión estatal, pero desprenderse de ella de manera onerosa.

Este escenario, es justamente el inverso a las críticas expuestas sobre la plusvalía territorial. Mientras que en aquella el Estado no se hace cargo de la minusvalía que general las regulaciones territoriales y sólo reclama –con cierto vicio de legitimidad– participar en el recupero de las plusvalía, en torno a la asignación de agua pareciera que en general el Estado no reclama las plusvalías que produce al

conceder el agua, pero sí reconoce y compensa las minusvalías que generar al revocar esas mismas concesiones.

Desde esta perspectiva, la exigibilidad de una plusvalía hídrica equilibra la relación de justicia entre lo que recibe el concesionario y lo que se deberá aportar en caso de que revoque la concesión. En ese mismo concepto, la ausencia de tal plusvalía genera –en sentido inverso– la misma observación de legitimidad efectuada, a modo crítico, sobre la plusvalía territorial y la ausencia de reconocimiento de minusvalía: es un marcado conflicto de legitimidad el hecho de que el concesionario sea compensado por la sociedad en base a la pérdida de un derecho que obtuvo gratuitamente de esa misma sociedad.

CONCLUSIONES

La recuperación de plusvalía ha sido un instituto que se ha desarrollado especialmente desde el paradigma conceptual del ordenamiento territorial, siendo considerada uno de los instrumentos de tal disciplina. Aunque en el derecho comparado existen diversas regulaciones que contemplan la recuperación de plusvalías como un mecanismo económico-financiero que completa el establecimiento de planes de ordenamiento territorial, su desarrollo y conceptualización no está libre de cuestionamientos que afectan su eficacia y legalidad.

Aun así, allí donde agua y territorio no pueden ser analizados en forma estanca, porque convergen en la unidad socioeconómica de los oasis productivos que configuran las políticas públicas de ocupación territorial, la recuperación de plusvalía por otorgamiento de derechos de agua encuentra un fuerte fundamento de justicia distributiva que lo legitima con mayor claridad al que se vislumbra sobre la mera plusvalía territorial.

En tal encuadre, muchas de las limitaciones que se observan a la recuperación de plusvalía se diluyen, y el instituto, de naturaleza impositiva, aparece como un factor de justicia distributiva que permite consignar el valor del agua que recibe el concesionario, y a la vez compatibiliza el reconocimiento indemnizatorio o la compensación comercial que al mismo se otorga ante la minusvalía que se genera en los casos de enajenación forzosa –revocación– o voluntaria –cesión en un mercado–.

En el régimen jurídico mendocino, la asignación de agua en el espacio ha sido regulada constitucionalmente de manera específica, asegurando no sólo una estable adscripción territorial de las concesiones de agua en las áreas de oasis donde se otorgan, sino además un necesario estudio previo antes del otorgamiento de nuevos derechos, o la habilitación de nuevas áreas de oasis. Junto a ello, la Ley 8051 ha procurado una estructuración espacial planificada en función de distinguir el oasis que generan los derechos de agua del resto del territorio; pero también ha contemplado la coordinación de acciones para adecuar los instrumentos fiscales relativos –entre otros aspectos– a la recuperación de la plusvalía.

La eventual asignación del recurso hídrico en nuevas áreas, o consolidando las existentes, es un factor que debe considerarse particularmente en la configuración del territorio mendocino, prestando especial atención al valor económico del agua como indicador de la escasez y del costo de oportunidad de beneficiar a un uso en un espacio determinado. La experiencia en el derecho comparado que instrumenta la recuperación de la plusvalía por concesión de agua es un ejemplo que puede consolidarse en el régimen local, en un esquema de coordinación sistémica del régimen hídrico y territorial.

REFERENCIAS

- ANDINO, M., 2009. El régimen económico-financiero y fiscal del agua en Mendoza. *Revista de Derecho Ambiental, octubre/diciembre*, (20) 257-288.
- BATISTA MEDINA, J. A., 1996. Respondiendo a la escasez del agua de riego: cambio institucional y mercado de agua. Estudio de un caso en las Islas Canarias. *Revista Española de Economía Agraria*, enero-marzo, (175) 170-177.
- BAUER, C., 1993. Los Derechos de Agua y el Mercado: Efectos e implicancias del Código de Aguas Chileno de 1981. *Revista de Derecho de Agua de Universidad de Atacama*, (VI) 17-63.
- BERNAL PULIDO, C., 2005. *El Derecho de los derechos*. Bogotá, Colombia: Universidad Externado.
- CANO, G. J., 1941. *Régimen Jurídico Económico de las Aguas en Mendoza. Durante el Periodo Intermedio (1810-1884)*. Mendoza: de la Universidad.
- CANO, G. J., 1967. *Reseña crítica de la Legislación y Administración de Aguas de Mendoza*. Mendoza: del autor.
- CASTIGLIONE, J. C., 2000. Derecho, conflicto y justicia. *El Derecho*, Tº 189, 597-605.
- CIANCIARDO, J. C., 2004. Los límites del sistema normativo. Consideraciones a propósitos de la analogía, la justicia distributiva y el derecho de propiedad. *Revista de Derecho*. Universidad de Piura, (V) 421-451.
- CIANCIARDO, J., 2007. *El ejercicio regular de los derechos. Análisis y crítica del conflictivismo*. Buenos Aires: Ad-Hoc.
- Consejo Europeo de Ordenamiento Territorial, 1983. Carta Europea de Ordenación del Territorio. Consejo Europeo de Ordenamiento Territorial. Accedido en: http://titulaciongeografiasevilla.es/web/contenidos/profesores/materiales/archivos/Carta_Europea_OT.pdf
- DE MATTOS, C., 2010. Globalización Territorios y Ciudades. Módulo V Ordenación del territorio. Maestría en ordenamiento territorial con orientación en planificación estratégica, Mendoza: Universidad Nacional de Cuyo.
- FORERO FORERO, C. H., 2002. Lo justo distributivo: consideraciones desde un caso concreto. *Dikaion: Revista de Actualidad Jurídica*, (11) 183-194.

- GIULIANI FONROUGE, C. M., 2011. *Derecho financiero. Actualizado por Navarrine, Susana C. y Asorey, Rubén O.* (11a ed.). Buenos Aires: La Ley.
- GÓMEZ OREA, D., 2008. *Ordenación del territorio*. Madrid: Mundi-Prensa.
- GROSS, P., 1998. Ordenamiento territorial. El manejo de los espacios rurales. *Eure. Pontificia Universidad Católica de Chile*, XXIV (73).
- GUDIÑO, M. E., 2008. Realidad o Utopía. Ley de Ordenamiento Territorial. *Revista Proyección*. Instituto de Cartografía, Información y Formación en Ordenamiento Territorial (CIFOT), Facultad de Filosofía y Letras, Universidad Nacional de Cuyo, 4. Accedido en: www.proyeccion.cifot.com.ar
- JARAMILLO GONZÁLEZ, S., 1998. Consideraciones teóricas sobre la participación de los municipios en las plusvalías urbanas. En *Desarrollo Urbano en cifras*, 4, 164-176. Bogotá: Ministerio de Desarrollo de Colombia.
- JARAMILLO GONZÁLEZ, S., MONCAYO, V. & ALFONSO, Ó., 2011. *Plusvalías urbanas. Fundamentos económicos y jurídicos* (1era. ed., Vols. 1-1). Bogotá.
- KEMELMAJER DE CARLUCCI, A., 1993. Seguridad y Justicia. *Jurisprudencia Argentina*, Tº II, 812-820.
- LLOP, A., 2007. Escenarios Futuros del Agua en Mendoza: Bases para el Manejo de la Escases. en *Anales XXIo del Congreso Nacional del Agua (versión digital)*. Tucumán, Argentina: Ministerio de la Producción y la Universidad Nacional de Tucumán.
- LLOP, A., 2009a. Valor, precio y costo como instrumento en la gestión del agua. In *Anales XXIIo del Congreso Nacional del Agua (versión digital)*. Trelew, Chubut: Gobierno de Chubut.
- LLOP, A., 2009b. El agua subterránea como determinante del valor del agua. En *VI Congreso Argentino de Hidrogeología (versión digital)*. Santa Rosa, La Pampa, Argentina: Grupo Argentino de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos (AIH) y Universidad Nacional de La Pampa.
- LLOP, A., COMELLAS, E., BUCCHERI, M., MENDOZA, V., DUEK, A., FASCILO, G. & BERTRANOU, A., 2014. *Sobre el alcance y utilidad de la huella hídrica*. Mendoza: Instituto Nacional del Agua – Centro de Legislación, Administración y Legislación del Agua.
- LÓPEZ MENUDO, F., CARRILLO DONAIR, J. A. & GUICHOT REINA, E., 2006. *La expropiación forzosa*. Valladolid: Lex Nova.

- MARIENHOFF, M., 1939. *Régimen y Legislación de las aguas públicas y privadas*. Buenos Aires: Valerio Abeledo.
- MASSIRIS CABEZA, Á., 2005. *Fundamentos conceptuales y metodológicos del Ordenamiento Territorial*. Tunja: Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.
- MATTHEWS, P., BROOKSHIRE, D. & CAMPANA, M. (eds.), 2001. El Valor Económico del Agua: Resultados de un Taller celebrado en Caracas, Venezuela, Noviembre de 2000. Universidad de Nueva México. Programa de Recursos Hídricos. Accedido en: www.unm.edu/~wrp
- OSSORIO, M., 1992. *Diccionario de Ciencias Jurídicas, Políticas y Sociales*. Buenos Aires: Heliasta.
- PINTO, M., 2004. Mercados de agua y su posible implementación jurídica. *La Ley Gran Cuyo*, 87-96.
- PINTO, M., 2005. Reconocimiento jurídico del valor económico del agua. *La Ley Gran Cuyo*, 225-233.
- PINTO, M., 2010. Coordinación entre la nueva Ley de Ordenamiento Territorial y el régimen hídrico mendocino. *Revista de Derecho Ambiental*. Abeledo Perrot, julio/septiembre, (23) 245-255.
- PINTO, M., 2012. Coordinación sistémica de las regulaciones ambientales y territoriales. *Revista de Derecho Ambiental*. Abeledo Perrot, octubre/diciembre, (32) 349-366.
- SAGGESE, R. M. A., 2010. *El control de razonabilidad en el sistema constitucional argentino*. Santa Fe: Rubinzal-Culzoni.
- ROAS, J., 2001. Valoración económica del agua. Venezuela: Universidad de Los Andes. Centro Interamericano de Desarrollo e Investigación Ambiental y Territorial.
- SMOLKA, M. & FURTADO, F. (eds.), 2001. *Recuperación de plusvalías en América Latina: alternativas para el desarrollo urbano* (Instituto de Posgrado e Investigación Pontificia Universidad Católica de Chile y Lincoln Institute of Land Policy.). Cambridge, Massachusetts: Eurelibros.
- SMOLKA, M. & AMBORSKI, D., 2003. Recuperación de plusvalías para el desarrollo urbano: una comparación inter-americana. *Revista eure*, XXIX (88), 55-77.
- Suprema Corte de Justicia de Mendoza (SCJM), 2005. Sala II, in re Dirección General de Irrigación c. Provincia de Mendoza, sentencia del 28 de setiembre.

- Suprema Corte de Justicia de Mendoza (SCJM), 2002. En pleno, in re Ente Provincial del Agua y Saneamiento c. Municipalidad de Las Heras y ot, sentencia del 06 de setiembre.
- TALLER, A. & ANTIK, A., 2011. *Curso de Derecho Urbanístico*. Santa Fe: Rubinzal-Culzoni.
- TERCEIRO, J.B, 1995. Agua que no has de beber.... *El País*, 20 de abril. Accedido en: http://elpais.com/diario/1995/04/20/sociedad/798328812_850215.html .
- VERGARA BLANCO, A., 2002. Las aguas como bien público (no estatal) y lo privado en el derecho chileno: evolución legislativa y su proyecto de reforma. *Revista de Derecho Administrativo Económico*. IV (I) 63-79.
- ZAMORANO, M., 1992. Región cuyana de los oasis agroindustriales. En *La Argentina; geografía general y marcos regionales*. Roccatagliata, J. (coord.) y García, M. (cartogra.) (2da corregida., 613-659). Buenos Aires: Planeta.

DERECHO AL AGUA. APORTES DEL ORDENAMIENTO TERRITORIAL A LA GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

MARÍA ELINA GUDIÑO Y LUCÍA CUELLO RÜTTLER
Instituto CIFOT, Facultad de Filosofía y Letras,
Universidad Nacional de Cuyo.
marilyngudino@yahoo.com.ar; lucuelloruttler@gmail.com

RESUMEN

El Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) ha subrayado que el punto de partida y el principio unificador de la acción pública en relación al derecho al agua, es su reconocimiento como derecho humano básico. Las obligaciones relacionadas con el acceso al agua potable y el saneamiento están implícitas también en varios otros tratados internacionales de derechos humanos como el derecho a la vida, a una vivienda adecuada, a la educación, a la alimentación, a la salud y el trabajo. El avance en materia de estos derechos exige prestar atención a la gestión y la planificación de los recursos hídricos, no ya desde la perspectiva de la planificación de cuencas hidrográficas, preva- leciente durante el siglo XX y especialmente en la década de los años cincuenta, sino desde el enfoque del Ordenamiento Territorial. Si bien la cuenca es un sistema físico y socio- ecológico, la misma es compartida por diferentes territorios que tienen distintos derechos de dominio o competencias jurisdiccionales, por lo que los desequilibrios e inequidades en el acceso al agua potable y el saneamiento dependen de la forma de organización económica y política que adopten los países, regiones, provincias y municipios. El propósito

es demostrar estas diferenciaciones según escalas geográficas de referencia, destacando la relevancia que tiene el Ordenamiento Territorial como modalidad de gestión y planificación que puede lograr mayor equidad en el acceso al agua potable y el saneamiento, sin comprometer la sostenibilidad de los recursos hídricos. Las zonas de estudio son la cuenca del Río de la Plata o cuenca del Plata en donde coexisten distintas jurisdiccionales nacionales, Brasil, Argentina, Bolivia, Paraguay y Uruguay pero en las que existe un tratado de integración regional, y la cuenca del río Mendoza en la provincia del mismo nombre, una sola jurisdicción provincial en la que el Ordenamiento Territorial, aprobado por ley, tiene un gran desafío por delante.

Palabras clave: derechos humanos, derecho al agua, ordenamiento territorial, recursos hídricos

INTRODUCCION

El derecho al agua, es un derecho humano básico para la vida, motivo por el cual la provisión de agua potable y saneamiento propicia el desarrollo de entornos higiénicos y el logro de mejoras en la salud y la actividad productiva. (ONU)

Al ser un derecho universal para la vida y el bienestar de la población debe ser equitativo e integrarse en los planes de desarrollo de todos los países. Sin embargo y a pesar de que en los últimos años se van modificando los marcos políticos y legales para incluir un reconocimiento expreso del derecho humano al agua y el saneamiento, todavía en el mundo existen lugares en los que la población no tiene acceso a estos servicios.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) publica algunas cifras que expresan los progresos en *materia de saneamiento y agua a nivel mundial* si se compara la situación en el año 1990 con la del 2015.

En ese período la población mundial pasó de 5300 millones habitantes a 7300 millones y mientras el 76% de la población utilizaba fuentes de agua potable mejorada¹, actualmente la cifra se ha elevado al 91%. Esto se ha debido a que desde el año 2000 ha habido progresos significativos en la cobertura de los servicios de agua y saneamiento como resultado del aumento de la inversión en infraestructura especialmente en las ciudades, por lo que mejoró la calidad de vida de la mayoría de la población urbana, fenómeno que no ocurrió en las zonas rurales.

En el año 1990, el 57% de la población mundial vivía en zonas rurales, actualmente el 54% vive actualmente en zonas urbanas y de ese total, el 96% utiliza fuentes de agua potable mejoradas mientras que 8 de cada 10 personas aún no tiene acceso a fuentes de agua potable mejorada en las zonas rurales.

El Informe sobre el Programa Conjunto de Monitoreo del año 2015 de la OMS pone de manifiesto que una de cada tres personas de todo el mundo, el equivalente a 2,4 mil millones, todavía carecen de acceso a instalaciones de saneamiento, y que 946 millones de ellas defecan al aire libre. Es decir que todavía falta mucho por hacer.

A distintas escalas geográficas, regional, nacional o local se observan grandes insuficiencias en relación con el agua y el saneamiento. Si bien las poblaciones sin acceso se encuentran principalmente en el África subsahariana y Asia, el caso de América Latina preocupa por ser el continente que registra mayor desigualdad y desequilibrios en la distribución de la población y con una tasa de población

¹ Una fuente de agua potable mejorada es una fuente que por el tipo de construcción protege apropiadamente el agua de la contaminación exterior, en particular de la materia fecal. (OMS, informe 2012)

viviendo en ciudades que según las tendencias, llegará a 89% en 2050.

Es la región, considerada desde los años 70 como la más desigual del mundo, el 20% de la población más rica tiene en promedio un ingreso per cápita casi 20 veces superior al ingreso del 20% más pobre. En 2012 un 28,2% de la población era pobre y la indigencia o pobreza extrema, llegaba a un 11,3%. Esto significa que 164 millones de personas siguen siendo pobres, de las cuales 66 millones son pobres extremos.

También es la región más urbanizada del planeta. La población alcanza a 588,6 millones de personas, donde un 80% de la población vive en ciudades y más de un cuarto de ella en tugurios o villas miseria. Pese a los progresos logrados por América Latina y el Caribe en los últimos 10 años, 124 millones de personas viven en la pobreza en las ciudades, más de la mitad en Brasil (37 millones) y México (25 millones).

Cuenta además con cifras preocupantes en cuanto a la provisión de agua potable y servicios de saneamiento, sin considerar los millones de personas pobres que viven en asentamientos precarios y que no están contabilizadas en las estadísticas nacionales. Según los datos disponibles, de las 31.000.000 de personas que aún no cuentan con acceso a sistemas públicos o colectivos de agua, 20.000.000 residen en el área rural, cifras que aumentan considerablemente si se considera el acceso a saneamiento. La población que todavía no disponen de instalaciones de saneamiento mejorado alcanza a 107.000.000 de habitantes, de los cuales 45.000.000 habitan en el área rural y según datos disponibles en 2015, un total de 19.000.000 de personas todavía defecaban al aire libre, la mayor parte en áreas rurales dispersas situadas principalmente en Bolivia, Brasil, Colombia, Perú y Venezuela.

El problema no radica en falta de agua. Brasil, Colombia y Perú se encuentran entre los 10 países con mayor disponibilidad de aguas superficiales y subterráneas y una de las razones de esta gran abundancia es la existencia del Acuífero Guaraní, reservorio de agua dulce que se extiende por debajo de la superficie de partes transfronterizas del Paraguay, Argentina, Brasil y Uruguay con un volumen de agua estimado de 37.000 Km³, segundo reservorio de agua dulce más grande del mundo, luego de la Gran Cuenca Artesiana de Australia (volumen de agua estimado de 65.000 Km³).

El verdadero reto es revertir la situación actual y especialmente la de los grupos más pobres y vulnerables, facilitando el acceso al agua potable en zonas rurales y proviendo de servicios de saneamiento, pues éstos tienen un impacto directo sobre la mejora de las condiciones de salud, nutrición y preservación de los recursos naturales y el medio ambiente.

El cómo hacerlo implica profundizar en la gestión y el diseño de las políticas públicas sobre agua potable y saneamiento, como también en la manera como se manejan los recursos hídricos, porque una importante fracción de la carga de enfermedades relacionadas con el agua se vinculan con los problemas de calidad más que con el acceso al agua: contaminación, construcción de represas que no respetan el comportamiento del sistema hídrico, carencia de obras de irrigación y falta de control de inundaciones, entre otras.

Naciones Unidas menciona que es necesario avanzar hacia un enfoque que suponga una gestión más integrada del recurso como tal y, también, hacia una perspectiva transversal del agua en que se contemplen los objetivos del desarrollo.

Al respecto es importante mencionar que la gestión integrada de los recursos hídricos no solo debe verse desde la

perspectiva de la planificación de cuencas hidrográficas, enfoque prevaleciente durante el siglo XX y especialmente en la década de los años cincuenta que hasta hoy sigue vigente.

En este trabajo se intentará demostrar que si bien la cuenca es un sistema físico y socio-ecológico, la misma es compartida por diferentes territorios que tienen distintos derechos de dominio o competencias jurisdiccionales, por lo que los desequilibrios e inequidades en el acceso al agua potable y el saneamiento dependen de la forma de organización económica y política que adopten los países, regiones, provincias y municipios.

Estas diferenciaciones existentes en una cuenca a distintas escalas geográficas de referencia plantean la necesidad de prestar atención al Ordenamiento Territorial. Para poder comprobarlas se seleccionan dos zonas de estudio:

- La Cuenca del Río de Plata en donde coexisten distintas jurisdiccionales nacionales, Brasil, Argentina, Bolivia, Paraguay y Uruguay y donde se encuentra el Acuífero Guaraní, la mayor reserva de agua dulce subterránea transfronteriza en el mundo, localizado en la región centro-oeste de América del Sur y que ocupa un área de 1,2 millones de km² extendiéndose por Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay.
- La Cuenca del río Mendoza en la provincia del mismo nombre en Argentina, una cuenca compartida entre distintas jurisdicciones administrativas municipales, en una zona en la que la disponibilidad de agua es escasa y las precipitaciones no superan los 200 mm anuales y en la que el régimen hídrico de los ríos que la conforman depende de la acumulación y fusión de los glaciares de la cordillera de Los Andes, manifestándose los picos máximos de caudal en verano.

OBLIGACIONES DEL ESTADO EN RELACIÓN AL DERECHO AL AGUA. PLANIFICACIÓN Y GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

El derecho al agua es la garantía que deben brindar los Estados a todas las personas para tener acceso a una cantidad suficiente de agua potable para uso personal y doméstico y a servicios de saneamiento adecuados, como elemento fundamental de la dignidad humana, para lo cual deben proteger la calidad de los suministros y los recursos de agua potable.

Es un derecho reconocido expresamente en los tratados internacionales sobre derechos humanos cuyos primeros antecedentes aparece a fines de los años '70.

En la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Agua, celebrada en Mar del Plata (Argentina) en 1977 se enuncia por primera vez el concepto de la cantidad básica de agua requerida para satisfacer las necesidades humanas fundamentales y en su Plan de Acción se afirma que todos los pueblos, cualesquiera que sea su etapa de desarrollo y sus condiciones económicas y sociales, tienen derecho al agua potable en cantidad y calidad acordes con sus necesidades básicas.

En la década de los años '90 se confirma este concepto en el Programa 21, aprobado en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, año 1992, el Programa de Acción de la Conferencia Internacional sobre la Población y el Desarrollo del año 1994 en el que los Estados afirmaron que toda persona tiene derecho a un nivel de vida adecuado para sí y su familia, lo que incluye alimentación, vestido, vivienda, agua y saneamiento adecuados y en el Programa de Hábitat, aprobado por la Conferencia de las Naciones Unidas sobre los Asentamientos Humanos (Hábitat II) del año 1996 en el que el agua y el saneamiento

también se consideraron parte del derecho a un nivel de vida adecuado.

En noviembre de 2002, el Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales define al derecho al agua como el derecho de todos a disponer de agua suficiente, salubre, aceptable, accesible y asequible para el uso personal y doméstico. Posteriormente, en declaraciones regionales como las del Consejo de Europa y la Declaración de Abuja, aprobada en la Primera Cumbre América del Sur-África, en 2006, los Jefes de Estado declaran que promoverán el derecho de sus ciudadanos al acceso al agua potable y a la sanidad dentro de sus respectivas jurisdicciones.

Es decir que las obligaciones específicas relacionadas con el acceso al agua potable y el saneamiento se han venido reconociendo en medida creciente en los principales tratados de derechos humanos, fundamentalmente como parte del derecho a un nivel de vida adecuado y del derecho a la salud. También varias directrices y principios internacionales contienen disposiciones relacionadas con el acceso al agua potable y el saneamiento, tales como el derecho internacional humanitario y el derecho ambiental y numerosas constituciones contienen referencias explícitas al derecho al agua, entre ellas las del Ecuador, el Estado Plurinacional de Bolivia, la República Democrática del Congo, Sudáfrica, Uganda y el Uruguay, mientras que otras aluden a la responsabilidad general del Estado de asegurar el acceso al agua potable y al saneamiento.

Los Estados tienen la obligación primordial de proteger y promover los derechos humanos y son vinculantes en los casos de Estados que los ratifican. Dichas obligaciones se dividen en tres categorías: obligaciones de *respetar*, de *proteger* y de *realizar*. (Naciones Unidas, 2011).

La obligación de respetar exige a los Estados que se abstengan de obstaculizar directa o indirectamente el goce

del derecho al agua. Deben abstenerse de: contaminar los recursos hídricos; efectuar cortes arbitrarios e ilegales de los servicios de agua y saneamiento; reducir el suministro de agua potable a los asentamientos precarios para satisfacer la demanda de las zonas más ricas; destruir los servicios y la infraestructura de abastecimiento de agua como medida punitiva durante un conflicto armado; o agotar los recursos de agua que los pueblos indígenas utilizan para beber.

La obligación de proteger, exige a los Estados que impidan a terceros toda injerencia en el disfrute del derecho al agua. Deberían adoptar las medidas legislativas y de otra índole para garantizar que terceros no efectúen cortes arbitrarios e ilegales de los servicios de agua y saneamiento; que las comunidades estén protegidas contra la extracción insostenible de los recursos de agua que necesitan para beber; que las leyes y prácticas relativas a la propiedad de la tierra no impidan a las personas y las comunidades acceder a agua potable; y que no comprometan el acceso físico asequible y en condiciones de igualdad a una cantidad suficiente de agua potable.

La obligación de realizar, exige a los Estados que adopten medidas legislativas, administrativas, presupuestarias, judiciales, de promoción y de otra índole para hacer plenamente efectivo el derecho al agua. Los Estados deben, entre otras cosas, adoptar una política nacional sobre los recursos hídricos que dé prioridad en la gestión del agua a los usos personales y domésticos esenciales. También deben, progresivamente y en la medida que lo permitan los recursos disponibles, hacer extensivos los servicios de agua y saneamiento a los grupos vulnerables y marginados, aumentar la asequibilidad de los mismos y velar por una educación apropiada sobre el uso correcto del agua y los servicios de saneamiento, la protección y control de las fuentes de agua y los métodos para reducir al mínimo el desperdicio.

Estas obligaciones las puede cumplir en la medida que planifique los recursos hídricos en forma equilibrada, equitativa y sustentable, es decir, gestione y tome decisiones presentes pero teniendo en cuenta el futuro.

Fundamenta esta afirmación la comprobación de que la disponibilidad de agua de buena calidad está cada vez más limitada en el mundo. La escasez de agua afecta actualmente a 4 de cada 10 personas del mundo y las causas básicas de la actual crisis del agua y el saneamiento radican en la pobreza, las desigualdades y la disparidad en las relaciones de poder, lo que se ve agravado ante un proceso de urbanización cada vez más rápida, el cambio climático, y la creciente contaminación y merma de los recursos hídricos. (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, 2006).

Sin embargo, la escasez de agua no es inevitable; en gran medida depende del comportamiento humano, de las costumbres e instituciones sociales y de las políticas de los gobiernos, es decir depende de la manera en que se planifiquen y gestionen los recursos hídricos.

De hecho, según el Informe sobre Desarrollo Humano 2006 del PNUD, buena parte de los problemas que se consideran causados por la escasez son, en realidad, consecuencias de una política de mala gestión de los recursos hídricos. Con respecto a este tema, la historia de la planificación en América demuestra que ha tenido más fracasos que éxitos.

La planificación de cuencas hidrográficas se inicia con la creación de la Autoridad Autónoma del Valle del Tennessee en Estados Unidos en 1933, autoridad que en Estados Unidos se ha mantenido en el tiempo. El propósito era poner en funcionamiento la presa Wilson y elaborar un plan de desarrollo del río Tennessee y sus afluentes, que incluía la navegación, el control de las inundaciones y la producción y distribución de electricidad. Se trató de imitar

en América Latina y durante muchos años este enfoque fue el que predominó pero sin embargo no dio los mismos resultados.

En esta etapa inicial, la planificación de cuencas hidrográficas, tenían que ver por lo general con un problema específico, como por ejemplo el control de inundaciones, el riego, la navegación o el abastecimiento de agua para consumo humano o industrial.

Luego se puso de moda el enfoque de la planificación de propósito múltiple para lograr el desarrollo de los recursos hídricos y ello consistió en dividir el total de agua disponible de una estructura entre varios usos diferentes. Este enfoque pasa a ser cuestionable debido a que los distintos usos del agua son a menudo competitivos, por lo que surgen conflictos a los que este tipo de planificación no puede responder.

Aparece entonces la planificación integrada de cuencas hidrográficas en respuesta a este problema, al tratar de coordinar y desarrollar armónicamente los usos de agua de una cuenca y tomar en cuenta otros procesos de desarrollo tanto dentro de la cuenca como fuera de ella (Naciones Unidas, 1970).

A esta forma de planificación se vincula el concepto Gestión Integrada de los recursos hídricos (GIRH), concepto empírico que ha estado presente durante décadas, de hecho desde la primera conferencia global en Mar del Plata en 1977, pero que recién adquiere significación después de la Agenda 21 y de la Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible en 1992.

Según la Asociación Mundial para el Agua (Global Water Partnership GWP), la GIRH *es un proceso que promueve la gestión y el desarrollo coordinados del agua, el suelo y los otros recursos relacionados, con el fin de maximizar*

los resultados económicos y el bienestar social de forma equitativa sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales.

Se refiere a un proceso de gestión para asignar funciones a los sistemas de agua, establecer normas, cumplir con la ley (mantener el orden), recolectar información, analizar los procesos físicos y socioeconómicos y considerar los intereses y tomas de decisión relacionado con la disponibilidad, desarrollo y uso de los recursos hídricos. (Hofwegen y Jaspers, 1999). Considera como unidad de gestión integrada del recurso hídrico, la cuenca hidrográfica y como aspectos claves la voluntad política, las leyes y las políticas.

Se requiere voluntad política para trabajar con los decisores y obtener respaldo y compromiso desde los niveles más altos del gobierno, mientras que las leyes y las políticas sobre el agua especifican los roles, tareas y responsabilidad de los sectores tanto públicos como privados y crean el escenario para administrar las cuencas como parte integral de los sistemas administrativos nacionales existentes.

Si bien la GIRH constituye un avance, la mirada sigue siendo sectorial debido a que no tiene en cuenta las competencias jurisdiccionales que se yuxtaponen y generan conflictos de poderes. La voluntad política no resuelve el problema debido a que las cuencas son compartidas entre diferentes jurisdicciones cuyas funciones son definidas en la forma de organización territorial que adopta cada país en su carta magna, problema que es contemplado por el Ordenamiento Territorial.

Esta forma de planificación y gestión es la expresión espacial de la política económica, social, cultural y ambiental. Es de carácter transversal y afecta las normas de carácter básico o general y todas aquellas que tienen que ver con el funcionamiento y administración del territorio, siendo sus principios básicos la coordinación y subordinación de las

políticas sectoriales a la organización y uso del territorio, conforme a las expectativas y necesidades de la población y los objetivos de desarrollo sustentables, como principio rector (Carta Europea, 1990).

Se concibe también como un procedimiento administrativo y un proceso continuo y permanente que sirve de base a las decisiones del sector público, del sector privado y de la comunidad en general, con el objeto de lograr metas y fines predefinidos, facilitar el control de las acciones y consolidar el proceso de desarrollo territorial.

Se concreta con una visión integradora en lo referente a los aspectos económicos, sociales como ambientales, en los que se incluye al agua, y se da en el contexto de la participación social, como un medio para garantizar la satisfacción de las necesidades, intereses y demandas de la comunidad en su conjunto.

Otros aspectos que sustenta la importancia del Ordenamiento Territorial en la planificación de los recursos hídricos es que se trata de una forma de planificación holística y multiescalar y que además de considerar a los distintos actores que toman decisiones sobre el territorio, se trata de una política de Estado que considera los distintos niveles interjurisdiccionales y la concurrencia de poderes en el territorio.

La importancia de considerar al OT como una forma de planificación y gestión que contempla a los recursos hídricos como un componente vital de la organización del territorio es lo que se tratará de demostrar, porque a través de él es posible encontrar las causas que impiden el acceso al agua y servicios de saneamiento a todos los habitantes de un territorio.

EL ABORDAJE SISTÉMICO Y RELACIONAL DEL TERRITORIO Y LA CUENCA

Tal como se mencionó anteriormente la cuenca hidrográfica y el territorio son sistemas complejos resultantes de las interrelaciones existentes entre el medio biofísico, el socio económico y el político.

La diferencia entre una y otra radica en la forma de delimitación. Mientras una cuenca hidrográfica es el área delimitada por las divisorias de aguas de un sistema de arroyos y ríos que convergen en la misma desembocadura; un territorio es el ámbito espacial de validez del orden jurídico sobre la cual el Estado ejerce su derecho de dominio, resultante de la producción social comunitaria y el sentido de pertenencia que las personas le dan al lugar que habitan.

Es decir que dentro de una cuenca pueden existir distintos territorios pertenecientes a distintas jurisdicciones jerárquicas desde la nación al orden local, con distintas competencias, según lo defina la carta magna de los países o país involucrado. En ambos casos se trata de sistema complejos y como tales deben ser estudiados.

Un sistema complejo es una representación o recorte de esa realidad, una totalidad organizada, en la cual los elementos no son “separables” y, por tanto, no pueden ser estudiados aisladamente. Dentro del sistema complejo se presenta la característica de “interdefinibilidad”, es decir, que existe una determinación mutua entre los elementos que lo componen (GARCÍA, 2006).

Según el autor, el estudio de un ecosistema natural modificado por la acción del hombre, ya sea por medio de la explotación de sus recursos, o bien por la instalación de asentamientos humanos, supone tener en cuenta el conjunto de los elementos que intervienen en tales procesos (sociales, económicos y políticos asociados), sus partes o factores

constitutivos, sus interrelaciones y sus interacciones con otros fenómenos o procesos. Es decir, supone concebir el objeto de estudio como un sistema complejo en el marco de la teoría de los sistemas complejos.

A esta definición hay que agregar que estos sistemas complejos además de ser multidimensionales y relacionales son multiescalares, única manera de interpretar los procesos que exceden los límites administrativos y que actualmente explican las transformaciones producidas en los territorios.

De acuerdo al objetivo que se persigue las diferenciaciones a demostrar serán entre dos cuencas, la del río de la Plata compartida entre distintos países, por lo que la escala es la internacional y nacional y la cuenca del río Mendoza, a escala provincial y municipal. Ambas conforman sistemas complejos en los que se acota el campo de análisis a la provisión de servicios básicos referidos al agua potable y saneamiento y las normativas que definen las competencias jurisdiccionales y las instituciones responsables de hacerlas cumplir.

DELIMITACIÓN DE CUENCAS Y TERRITORIOS COMPARTIDOS

Uno de los propósitos del trabajo es demostrar las diferenciaciones que surgen entre una cuenca como sistema físico-ecológico y socio-económico y los territorios de los cuáles forma parte debido a que los desequilibrios e inequidades en el acceso al agua potable y el saneamiento dependen de la potestad que tengan los distintos países, provincias o estados y municipios para definir políticas en relación a la prestación de estos servicios.

Los dos casos de estudio elegidos son a distintas escalas geográficas, uno es la Cuenca del Plata, específicamente la zona que abarca el Acuífero Guaraní compartido por Argentina, Brasil, Uruguay y Paraguay y el otro es la

Cuenca del río Mendoza, perteneciente a una sola jurisdicción provincial Mendoza, Argentina y 9 municipios.

Cuenca del Río de Plata, una cuenca transfronteriza

El sistema hidrográfico de la *Cuenca del Río de la Plata* conforma lo que se denomina cuenca del Plata, la más grande de Sudamérica, y la quinta en el mundo. El río más importante es el Río Paraná, con más de 17.100 m³/seg., le siguen en importancia el Río Uruguay con 4.300 m³/seg. y el Paraguay con 3.800 m³/seg. (Fig. N°1)

La cuenca posee uno de los mayores reservorios de agua subterránea del mundo, el Acuífero Guaraní. Tiene un área aproximada de 1.2 millones de km², suma equivalente a las superficies de Francia, Inglaterra y España juntas. De ese total, 839.000 km² corresponde a la cuenca del Paraná y unos 355.000 km² de la cuenca del Chaco-Paraná. (Fig. N°2).

El acuífero se encuentra confinado, por los basaltos de la formación *Serra Geral* en su parte superior, y por las rocas sedimentarias de baja permeabilidad del permo-triásico en su base. Es uno de los mayores del mundo y cubre aproximadamente un área de 1.194.000 km² (ARAUJO, L.M. *et al*, 1995).

Está considerado como uno de los mayores depósitos subterráneos de agua dulce del mundo. Sobre la base de información geológica e hidrogeológica, se ha llegado a estimar que el volumen de reservas de agua dulce, es del orden de los 40.000 km³ y el espesor más común del acuífero es de 200 metros, pero supera los 600 metros en un gran eje de dirección NNE-SSW, paralelo al río Paraná, y llega hasta 800 metros a lo largo del río Uruguay.



Fig. N°1: Cuenca del Plata

Fuente: Gudiño, María E., Berón, Nélica, Cuello, Lucía y otros (2014). Mendoza. Agua y Territorio. (mimeo).

La recarga se estima entre 160 y 250 km³/año y las reservas explotables en 40 km³/año, lo que sería suficiente para abastecer a una población del orden de los 360 millones de personas, con una dotación de 300 litros por habitante y por día. Al día de hoy se utiliza solo el 25%.

El acuífero se encuentra en el área de precipitaciones medias entre los 1.500 a 1.600 milímetros anuales y el proceso regional permite infiltraciones de alrededor de 50 a 100 km³/año recargando todos los acuíferos relacionados. Las

filtraciones se producen en los poros y fisuras de las areniscas formadas en tiempos geológicos del Mesozoico (edades entre los 130 a 200 millones de años), cubiertas por espesas capas de basalto que le brindan protección, surcadas por sistemas de fractura.

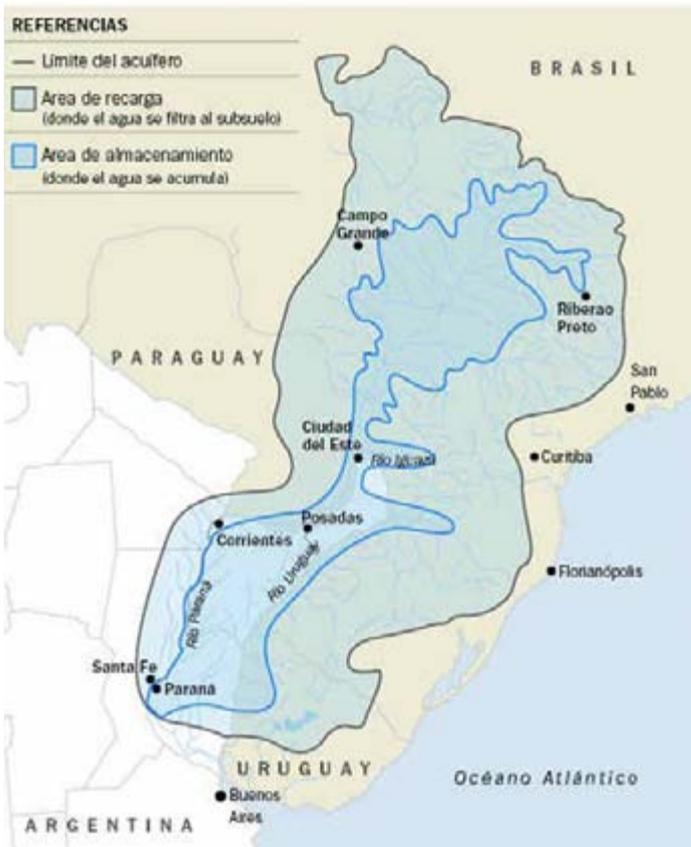


Fig. N° 2: Acuífero Guaraní

Fuente: Gudiño, María E., Berón, Nélida, Cuello, Lucía y otros (2014). Mendoza. Agua y Territorio. (mimeo).

El agua circula desde las áreas de recarga y a poca profundidad, a las de descarga y pozos, con velocidades muy pequeñas (de 0,5 a 5 metros por año), razón por la cual aloja sectores con aguas muy antiguas que se infiltraron hace varios miles de años.

Puede ser encontrada, dependiendo de los lugares, desde los 50 m a los 1.500 m de profundidad. En muchas áreas posee presión de semisurgencia, surgencia o artesianismo, de manera que realizada una perforación el agua asciende y/o emerge naturalmente sobre el nivel del suelo.

La Cuenca del Plata es compartida por 5 países, Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay y suma aproximadamente 100 millones de habitantes y gran parte de las actividades económicas de estos países, mientras que el Acuífero Guaraní es compartido por Paraguay, Brasil, Argentina y Uruguay, correspondiendo 58.500 km² a Uruguay, 71.700 km² a Paraguay, 225.500 km² a Argentina y 840.000 km² a Brasil, es decir que el 70% de su superficie se encuentra en Brasil, 19% en Argentina, 6% en Paraguay y 5% en Uruguay. A efectos de realizar este estudio se tomarán entonces estos países por ser en los que forman parte de la cuenca hidrográfica e hidrológica.

Otros datos de interés vinculados a los países que comparten el Acuífero Guaraní son los siguientes:

- Aproximadamente 15 millones de personas habitan sobre él.
- El país que más explota el acuífero es Brasil. Datos disponibles de Brasil indican que en este país actualmente más de 300 ciudades con poblaciones que varían entre 5.000 y 500.000 habitantes, son abastecidas por el Acuífero Guaraní (MONTAÑO, J. *et al.* 1998).
- En el Estado de São Paulo, las aguas subterráneas de todos los acuíferos producen aproximadamente 1.100.000 m³/día en un total de más de 2.600 pozos. En el interior

de este Estado las aguas subterráneas abastecen a más de 5.500.000 habitantes (São Paulo, 1997).

- En su vecino Estado del Paraná el 17 por ciento de la población está abastecida por los recursos hídricos subterráneos, lo que significa una población de la orden de 1.100.000 habitantes (Paraná, 1998)
- Aunque los grandes centros metropolitanos del Mercosur; São Paulo, Río de Janeiro, Belo Horizonte, Porto Alegre, Buenos Aires y Montevideo, no están sobre el acuífero, no se puede descartar esta reserva del agua para el futuro. Por ejemplo, la región metropolitana de São Paulo con sus 18 millones de habitantes está a tan solo 200 km en línea recta de las zonas productoras del acuífero Guaraní, motivo por el cual es una reserva estratégica que debe ser cuidada.

Cuenca del Río Mendoza, una cuenca compartida por 9 municipios

En el caso de la *Cuenca del Río Mendoza*, la misma se ubica entre los 32°00' y 33°15' de latitud sur y los 66°45' y 68°30' de longitud oeste, en el norte de la provincia de Mendoza, Argentina. Ocupa una superficie de 19.553 Km² y limita al sur con la cuenca del río Tunuyán, al oeste con la cordillera de Los Andes, al este con la llanura desértica y al norte con la cuenca del río San Juan.

Como se mencionó anteriormente la cuenca hidrográfica no es en sí misma una única unidad administrativa sino que es compartida por distintas jurisdicciones, en este caso, municipales.

La cuenca del Río Mendoza abarca los municipios de Ciudad, Godoy Cruz, Guaymallén, Maipú y Las Heras en toda su extensión y parte de los municipios de Lavalle, San Martín, Junín y Tupungato. (Fig. N°3).

El río Mendoza es el afluente principal de la cuenca y nace a los 6000 msnm en la cordillera de Los Andes. La alimentación de este río, y en general de toda la cuenca, se da a partir de la fusión de los glaciares presentes en la cuenca superior y de la nieve depositada durante la estación invernal en ella. Recorre de Oeste a Este un total de 330 Km desde la cordillera hacia las planicies.

La cuenca superior, se caracteriza por tener un ambiente geomorfológico de tipo cordillerano, representado por la Cordillera Principal en la que se encuentran la cumbre más alta de América (cerro Aconcagua con 6959 msnm) y donde predominan los glaciares descubiertos y campos de nieve perenne. Por sus condiciones naturales es ideal para el aprovechamiento de energía, especialmente con las instalaciones de infraestructura energética como hidroeléctricas y termoeléctricas.

En la cuenca media, constituida por el piedemonte y las planicies con presencia de conos y abanicos aluviales, se asienta el oasis norte, el más extenso y de mayor importancia económica y poblacional de la provincia. En este oasis se encuentra el Área Metropolitana de Mendoza (AMM) conformada por el continuo urbano de los departamentos de Capital, Godoy Cruz, Maipú, Las Heras, Guaymallén, Luján de Cuyo, siendo el núcleo urbano principal de la provincia con más de 900.000 habitantes.

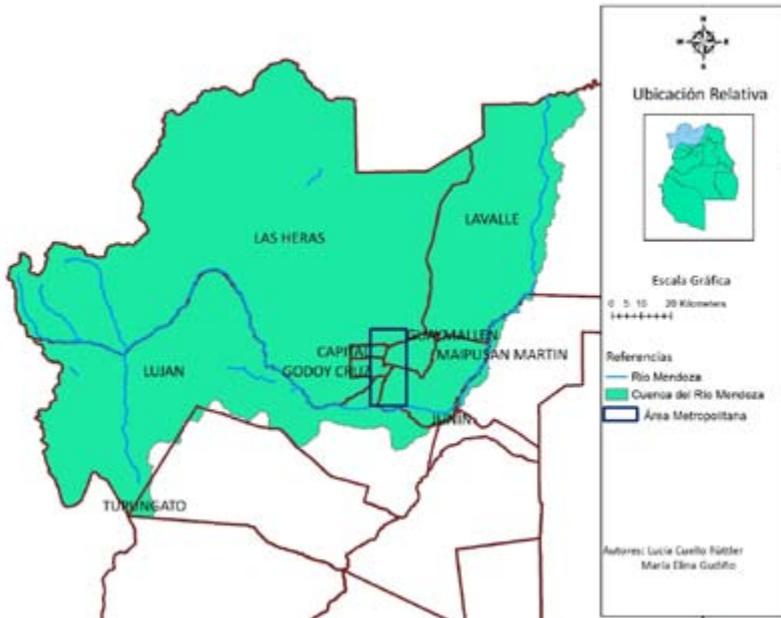


Fig. N°3: Cuenca del río Mendoza y departamentos.

Fuente: Elaboración propia, 2016.

La cuenca inferior, la conforman las llanuras del este y los sistemas de lagunas y bañados del Rosario-Guanacache y Desaguadero-Salado en Lavalle. El río Mendoza en esta zona llega con poca agua debido a las distintas obras de regulación en la cuenta alta y media. Este sector se caracteriza por una forma de asentamiento de la población rural dispersa conocido como “puesto”. Las actividades productivas están relacionada con la cría de ganado caprino que convive en grandes extensiones de bosques nativos.

La cuenca del río Mendoza al ser la más poblada y en la cual se concentran todas las actividades productivas se convierte en la principal área estratégica y económica de la provincia. Por ende, el recurso agua se convierte en un

elemento fundamental para el desarrollo de su territorio y la vida de la su población, cuyo número asciende a 1.174.202 habitantes (Censo Nacional de Población y Vivienda, 2010).

COMPETENCIAS E INSTITUCIONES RESPONSABLES

Los niveles jurisdiccionales, la forma de administración y competencias² definen la forma de organización territorial, aspectos más importantes a considerar en la planificación del territorio y las posibilidades de acceso al agua y saneamiento.

Competencias nacionales e interjurisdiccionales

La *Cuenca del Plata*, al ser compartida por distintos países interesa conocer la forma de organización de sus territorios conforme a lo determinado en su carta magna o constitución, porque existen diferencias según se trate de un Estado unitario o federal.

En este caso, dos países son federativos, Argentina y Brasil y los otros dos son unitarios, Paraguay y Uruguay.

Los Estados federativos otorgan a las provincias, en el caso de Argentina o estados en el caso de Brasil, personalidad jurídica y política. Esto quiere decir que la entidad subnacional se rige por leyes propias, aunque esté sometida en ciertos asuntos a las decisiones del poder federal central. Por lo general, los estados subnacionales anteceden al nacional, lo que da coherencia al sistema federal.

Los Estados unitarios son aquellos en el que el poder está concentrado y existe un solo centro de poder político

² Competencia: titularidad de atribuciones ejercitables respecto de las materias determinadas por la Constitución Política del Estado y la ley. (art.6 de la Ley Marco de autonomías y descentralización “Andrés Ibáñez”, Ley N° 031/10). Es uno de los elementos básicos de descentralización territorial que determina el grado de distribución del poder entre la Nación y las entidades regionales. (Maldonado Copello, A., 2010).

que extiende su accionar a lo largo de todo el territorio, es decir en el Estado unitario se da la cuádruple unidad: unidad de ordenamiento jurídico (derecho), unidad de autoridades gubernativas, unidad de gobernados o destinatarios del ordenamiento jurídico y de las decisiones políticas y unidad de territorio.

Es decir que el acceso al agua y saneamiento en estados federativos depende de niveles jurisdiccionales menores a la de la nación mientras que en los Estados unitarios corresponde a la Nación, aspectos fundamentales a tener en cuenta a la hora de definir políticas vinculadas al tema.

Por ser una cuenca transfronteriza existen acuerdos internacionales en los que son importante profundizar para conocer si está contemplado el derecho al agua.

Cabe recordar que los países que forman parte del Acuífero Guaraní conformar a partir del año 1991 el MERCOSUR (Mercado Común del Sur), a partir de la firma del Tratado de Asunción, en un contexto de tendencia mundial a crear bloques regionales y liberalizar el comercio.

El Tratado de Asunción promovió una estrategia de liberalización comercial y contempló la coordinación de políticas macroeconómicas. Recién a partir del año 2003 se empieza a gestar una nueva etapa en el proceso de integración productiva y disminución de asimetrías, al renovarse los gobiernos de los países miembros. Con la incorporación de Venezuela, Bolivia y Ecuador surge la UNASUR en 2008 y se crea la CELAC (Comunidad de Estados de América Latina y el Caribe) en 2011.

Sin embargo, los avances producidos son en relación al comercio pero muy poco se ha hecho en relación a los recursos hídricos o el derecho al agua. Diversos autores, entre ellos CAUBERT (1991), manifiestan que el pasado de la cuenca del Plata, sus conflictos de intereses demuestran la necesidad de estudios que den soporte técnico, político y

social a acuerdos de usos múltiples y democráticos de este importante recurso presente en la cuenca del Paraná.

Por ejemplo dentro de Brasil es conocido el hecho de que São Paulo y Paraná tienen divergencias acerca del aprovechamiento del río Paranapanema. También, comunidades distintas, como los muchos casos de poblaciones expulsadas por la construcción de embalses, están entre los focos de tensión. (P. COSTA GUEDES V., 1999).

En general, la protección a los recursos hídricos en la legislación internacional es tratada dentro de la cuestión ambiental, aunque otros aspectos relativos al agua sean abordados en temas como transporte por navegación, generación de energía y salud entre otros.

En el caso del Mercosur fueron creados diez Sub-Grupos de Trabajos pero ninguno de ellos sobre la cuestión ambiental, a pesar de la preocupación que existe por un recurso internacional como el acuífero Guaraní en cuanto su explotación y potencial cualitativo. En cambio los derechos humanos, entre los que figura el derecho al agua, son afirmados en la Declaración Presidencial de Puerto Iguazú del 8 de julio de 2004.

Recién en el año 2006, en el marco de la XXV Reunión Cumbre del Mercosur realizada en la provincia de Córdoba, Argentina se manifiesta que el gran desafío es la construcción de una gestión pública y participativa del recurso agua. (OSCAR OLIVERA, 2006).

En ocasión de la XLI Reunión del Consejo del Mercado Común del año 2011, se destaca la necesidad de coordinar iniciativas conjuntas en el campo regional e internacional y avanzar en el diseño de políticas públicas regionales, especialmente para reducir las desigualdades en el campo de la salud y promover iniciativas en materia de manejo integral de suministros y manejo de cuencas hidrográficas y gestión

de riesgos y asistencia humanitaria ante la particular vulnerabilidad a los efectos del cambio climático.

En esta línea, en reunión de la Red del MERCOSUR en Investigación y Desarrollo de la temática Agua realizada en el año 2013, una de las temáticas en las que se propone avanzar es la del derecho al agua.

Competencia provincial y municipal

La Constitución Argentina de 1853 sienta las bases de la república y le otorga a las provincias su personalidad jurídica y política. En el año 1994 es modificada y en su art.1° declara que la Nación Argentina adopta para su gobierno la forma representativa, republicana y federal y la organización administrativa que adopta contempla tres niveles: nación, provincias y municipios e incorpora a la ciudad de Buenos Aires como una jurisdicción autónoma.

En cuanto a las provincias, en el art.5 establece que cada una dictará para sí una Constitución bajo el sistema representativo y republicano, de acuerdo con los principios, declaraciones y garantías de la Constitución Nacional; asegurando la administración de justicia, el régimen municipal y la educación primaria.

El problema es que las más importantes provincias argentinas, entre ellas Mendoza, no han modificado su constitución y esto influye en el alcance de la autonomía municipal y en la definición de competencias en lo concerniente al agua.

De acuerdo a la Constitución de Mendoza, es competencia del Estado Provincial lo relativo a la administración del agua, por lo que en la Cuenca del río Mendoza los municipios de Capital, Godoy Cruz, Guaymallén y Las Heras en materia de agua deben acordar con la provincia.

Al respecto, la política pública de agua potable y saneamiento en esta provincia se remonta al Siglo XIX, puntualmente

con la sanción de la Ley de Aguas de 1884. En el art. 115 de dicha ley se enumeran las actividades que deben tener garantizada la provisión de agua según un orden de prioridad y en el primer lugar se encuentra el abastecimiento de poblaciones. Además esta ley crea el Departamento General de Irrigación (inicialmente denominado Juzgado General de Aguas), ente autárquico, es decir, independiente financieramente del Gobierno Provincial que elabora y aprueba su propio presupuesto sin depender del poder ejecutivo provincial o de la Legislatura y establece la forma de recaudación de recursos. La Constitución Provincial, sancionada en 1916 establece que es un organismo descentralizado, independiente del Poder Ejecutivo, aun cuando sus autoridades son elegidas por el Poder Ejecutivo con acuerdo en el Senado Provincial y tiene la facultad de dictar resoluciones sin que éstos pasen por los órganos provinciales.

En 1904 se sanciona la ley 285 que establecía un convenio entre Nación y el gobierno de la Provincia de Mendoza para la realización de obras de saneamiento y ampliación de la red de agua potable. A principios del siglo XX ya había empezado a funcionar Obras Sanitarias de la Nación, que fue la encargada de las obras de abastecimiento de agua potable y red cloacal de la Ciudad de Mendoza y los centros más poblados aledaños a ésta, es decir, los departamentos que hoy componen el área metropolitana de Mendoza.

En el año 1973 se crea la Dirección de Obras y Servicios Sanitarios de carácter autárquico para el abastecimiento de agua potable en todas aquellas zonas donde Obras Sanitarias de la Nación no prestara el servicio. Años más tarde, en 1976, se inicia a nivel nacional una política de descentralización de los servicios, lo que llevó en 1980 a crear Obras Sanitarias Mendoza Sociedad del Estado. En su art. 2 la ley establece las competencias del organismo:

Obras sanitarias Mendoza-sociedad del estado tendrá a su cargo la prestación, administración y control de los servicios de provisión de agua potable, desagües cloacales e industriales, en la provincia de Mendoza. Tomará a su cargo la explotación que se encuentra a cargo de obras sanitarias de la Nación y de la dirección de obras y servicios sanitarios de la provincia, una vez operada su transferencia definitiva a favor de esta sociedad, así como los que le sean encomendados o atribuidos por disposiciones especiales, o mediante convenios a celebrarse con municipios, consorcios o asociaciones de usuarios. (Ley 4479, Mendoza).

Con el período de privatización de los servicios que se inicia en Argentina en la década de los 90, por ley 6044, el servicio de agua potable y saneamiento en Mendoza pasa a ser concesionado según lo establece su art. 49.

“Declarase sujeto a concesión el servicio público de provisión de agua potable, desagües cloacales e industriales, cuya gestión actual se encuentra a cargo de Obras Sanitarias Mendoza Sociedad del Estado. Se dispone que el poder ejecutivo podrá constituir una o más sociedades anónimas para la prestación de los servicios de provisión de agua potable y de saneamiento en las zonas de la provincia que se establezcan”.

Surge la empresa Obras Sanitarias Mendoza S.A. y junto con la privatización de esta empresa, se crea un ente regulador autárquico, el EPAS, para el control de la prestación de los servicios de agua potable, de saneamiento y la protección de la calidad del agua. A partir de 1993 la prestación del servicio queda distribuida de la siguiente manera: un gran operador, O.S.M.SA, tres operadores municipales, las Comunas de Luján, Maipú y Tupungato, pequeños operadores y un ente regulador EPAS.

En 2009, en el nuevo contexto de reestatización de las empresas, OSM SA, luego de ser intervenida y de la rescisión de su contrato, se crea la empresa “Aguas y Saneamiento Mendoza S.A” con participación estatal mayoritaria, es decir que es una empresa mixta, público-privada.

En este mismo año se sanciona la ley 8051 de Ordenamiento Territorial y usos del suelo cuyo objeto es:

“establecer el Ordenamiento Territorial como procedimiento político administrativo del Estado en todo el territorio provincial, entendido éste como Política de Estado para el Gobierno Provincial y el de los municipios. Es de carácter preventivo y prospectivo a corto, mediano y largo plazo, utilizando a la planificación como instrumento básico para conciliar el proceso de desarrollo económico, social y ambiental con formas equilibradas y eficientes de ocupación territorial”.

La Ley es de importancia ya que permite adoptar criterios sistémicos e integrales para:

- Facilitar la coordinación institucional.
- Promover los procesos de integración y coordinación entre la Provincia y los Municipios y lograr políticas consensuadas de desarrollo territorial, garantizando la participación ciudadana y de las organizaciones intermedias,
- Tutelar la propiedad de los glaciares y del ambiente periglacial sobresaturado en hielo pertenecientes al dominio público de la Provincia, con el objeto de preservarlos como reservas estratégicas de recursos hídricos para el consumo humano, la agricultura y las actividades industriales y como proveedores de agua para la recarga de cuencas hidrográficas, la generación de energía eléctrica y atractivo turístico.
- Adherir a las políticas sobre Cuencas Hidrográficas definidas por el Departamento General de Irrigación y los organismos hídricos inter-jurisdiccionales con incumbencia en

la materia y las decisiones que determine la H. Legislatura para otorgar nuevas concesiones o ampliaciones de las zonas bajo riego, respetando los principios de autonomía de cada cuenca, consagrados por la Constitución Provincial.

La importancia de esta normativa radica en que ordena las competencias jurisdiccionales entre provincia, entes autárquicos como el Departamento General de Irrigación, concesionarios, entes reguladores y municipios, aspectos fundamentales para la prestación de los servicios de agua potable y saneamiento.

Con respecto a este tema aclara que los planes municipales de Ordenamiento Territorial deben seguir los lineamientos del Plan Provincial y que las políticas o acciones enmarcadas en planes sectoriales y la planificación de los servicios públicos, deberán ajustarse a las determinaciones de dichos planes. En el caso de servicios concesionados o a concesionar, los entes reguladores, y/o supletoriamente el mismo Poder Ejecutivo, en conjunto con los Departamentos Ejecutivos Municipales, promoverá acuerdos con los concesionarios, previa ratificación legislativa.

ACCESO AL AGUA POTABLE Y SANEAMIENTO

El agua potable y el saneamiento son considerados como servicios públicos, que de acuerdo con MARIENHOFF “La declaración de Servicio Público lleva implícita la obligación del Estado de asegurar que la actividad así caracterizada, sea prestada en condiciones de obligatoriedad, generalidad, uniformidad, continuidad y regularidad”. (FALÓTICO, 2011).

Disparidades entre distintas jurisdicciones

Los países que comparten el Acuífero Guaraní, son a su vez miembros de un mismo bloque económico, el MERCOSUR. Éste, a pesar de llevar 25 años en funcionamiento, aún no alcanza una verdadera unión como bloque que se ve reflejado

en las disparidades existentes en diversos aspectos entre los países que lo conforman.

Brasil representa más del 70% de la superficie ocupada por estos 4 países, en donde habita prácticamente el 80% de la población total de los mismos, mientras que, en el otro extremo, Uruguay tiene apenas el 1,15% de la población y la superficie no alcanza al 1% (Tabla N°1).

Esta diferencia influye también en el PBI generado por cada país, siendo nuevamente Brasil el que produce aproximadamente el 80% del total. Sin embargo, cuando se analiza el PBI per cápita esta situación se invierte. Uruguay, siendo el país con menor superficie y población es el que presenta las mejores condiciones económicas en relación a este indicador.

Tabla N°1: Comparación entre países del Acuífero Guaraní. 2014

País	Superficie en km ²	Población	PBI per cápita	PBI (UDS a precios actuales) 2014
Argentina	2.780.400	42.980.026	12.509,5	537.659.972.702,1
Brasil	8.515.770	206.077.898	11.384,4	2.346.076.315.118,6
Paraguay	406.752	6.552.518	4.712,8	30.880.859.579,5
Uruguay	176.220	3.419.516	16.806,8	57.471.030.095,4

Fuente: Elaboración propia a partir de datos del Banco Mundial. 2014.

Estas disparidades económicas también se observan en la provisión de servicios de agua potable y saneamiento. En términos generales la prestación del servicio de agua potable es superior a la de saneamiento en todos los casos (Tabla N°2).

Tabla N°2: *Acceso a servicios de agua y saneamiento por país. 2014*

País	Población con acceso a agua mejorada. (En %)	Población con acceso a saneamiento. (En %)
Argentina	98,8	95,8
Brasil	97,8	82,1
Paraguay	95	86,8
<i>Uruguay</i>	<i>99,6</i>	<i>99,3</i>

Fuente: *Elaboración propia a partir de datos del Banco Mundial. 2014.*

En Uruguay se registran las mejores condiciones en cuanto al acceso a estos servicios públicos, alcanzando a cubrir cerca del 100% de la población en ambos casos. Así mismo el escenario en Argentina es alentador con un 98,8% de la población provista de agua potable y un 95,8% con servicio de saneamiento. En Brasil y Paraguay se ven las mayores desigualdades entre la prestación de estos dos servicios. Cabe aclarar que estos indicadores sólo tienen en cuenta la posibilidad o no de que las personas accedan al servicio sin considerar su calidad, o la intermitencia que pueda tener su prestación, que en definitiva es el aspecto de mayor importancia.

A pesar de los altos niveles de cobertura de estos servicios fundamentales para el desarrollo de la vida y el cuidado de la salud, hay que tener en cuenta los desequilibrios que se dan al interior de cada uno de estos países entre los estados o provincias y entre las zonas urbanas y rurales donde las condiciones siempre son desfavorables para esta última. Esto demuestra la necesidad también del trabajo a diferentes escalas geográficas que permiten alcanzar mayores niveles de detalle en el análisis.

La existencia del Acuífero Guaraní es estratégica para la región, que entre estos cuatro países suma un total de

259.029.958 habitantes. Si bien las mayores concentraciones poblacionales se dan en otros territorios fuera de los límites del acuífero, estas zonas son provistas a partir del agua que se extrae del acuífero.

Un ejemplo es la ciudad de San Pablo, asentada fuera de sus límites, con una población cercana a los 11 millones y que se estima que es abastecida en gran medida por el agua del Acuífero Guaraní. Brasil a su vez, es el país que más lo explota y sobre el que recae una gran responsabilidad en el cuidado ambiental. Esto se debe a que gran parte del área de recarga se encuentra en territorio brasilero, que a su vez coincide con una zona de explotación agrícola por lo que debería existir un estricto control en el manejo de sustancias que pueden resultar contaminantes para el agua.

Es fundamental en este punto entonces la actuación conjunta de los países con jurisdicción en el acuífero para establecer mecanismos no solo de control en la preservación de la calidad sino también del manejo, explotación del recurso.

Disparidades dentro de una misma jurisdicción

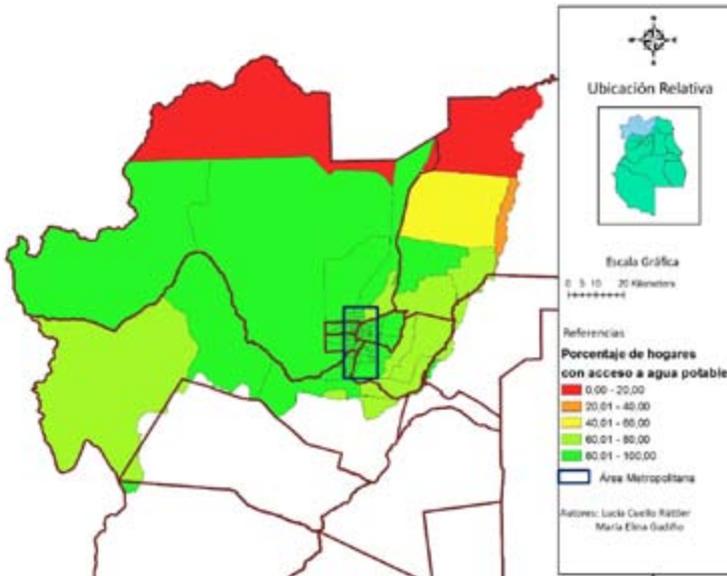
El análisis del acceso de los hogares a los servicios públicos de agua potable y saneamiento en la *Cuenca del río Mendoza* se realiza por fracción censal para alcanzar una mayor precisión en los datos, aunque no se corresponda con la división municipal.

De acuerdo a datos del Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda del año 2010, en la cuenca del río Mendoza, hay un total de 1.174.193 habitantes en 331.716 hogares. Teniendo en cuenta que en total en la provincia hay 1.738.929 personas, en este territorio se asienta el 67% de la población

En términos generales se observa que hay una buena cobertura del servicio de agua potable que alcanza a más

del 90% de los hogares de la cuenca. Sin embargo hay cierta inequidad (Fig.Nº4).

Fig. N°4: *Porcentaje de Hogares con acceso a agua potable por fracción censal. Cuenca del río Mendoza. 2010.*



Fuente: *Elaboración propia, a partir de datos del Censo Nac. de Población, Hogares y Vivienda, 2010.*

La situación más desfavorable se observa en los departamentos de Las Heras, donde hay fracciones con un porcentaje inferior al 20% de hogares con agua potable y Lavalle, con zona donde la cobertura es inferior al 50%. El resto de las fracciones, en su mayoría las que conforman el Área Metropolitana, tienen una cobertura que en muchos casos alcanza al 98% de los hogares.

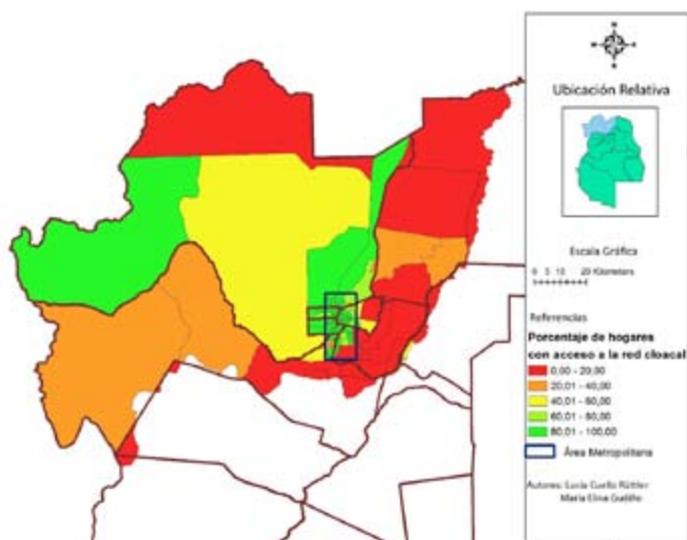
La situación del acceso al servicio de saneamiento es crítica, sólo el 77% de los hogares de la cuenca tienen

desagüe a la red cloacal, proporción que resulta escasa si se tiene en cuenta que es en esta cuenca donde se asienta el 67% de la población provincial.

Como se observa en la figura n°3, las fracciones donde la cobertura es superior al 80% de los hogares se concentran en Capital, Godoy Cruz y en algunas zonas de Guaymallén, Maipú, Las Heras y Luján de Cuyo. (Fig.N°5)

Respecto de la provisión de agua potable, el servicio de saneamiento es aún deficiente ya que hay una gran cantidad de fracciones censales donde la cobertura es inferior al 20%.

Fig. N°5: Porcentaje de Hogares con acceso a la red cloacal por fracción censal. Cuenca del río Mendoza. 2010.



Fuente: Elaboración propia, a partir de datos del Censo Nac.de Población, Hogares y Vivienda, 2010.

Esto demuestra el gran desequilibrio existente entre las áreas urbanas y rurales, ya que, fuera del AMM, las

zonas rurales y de secano son las que tienen una cobertura inferior al 50% en el servicio de saneamiento.

CONCLUSIONES

Tal como se ha mencionado, la cuenca, si bien es un sistema físico-ecológico y socio-económico, es compartida por diferentes territorios que tienen distintos derechos de dominio o competencias jurisdiccionales.

En el caso de la cuenca del Plata, cada país tiene una organización territorial conformada por distintas jurisdicciones, en las que la cuenca no constituye un solo territorio sino que es compartida por éstos y en las que la competencia en el suministro de agua potable y obras de saneamiento es diferente. Esto es bien visible en el caso del Acuífero Guaraní.

El Mercosur es un avance en la búsqueda de políticas más integrales en temas como el agua, la pobreza y la seguridad pero todavía no se han logrado acuerdos al menos vinculados a la forma de administrar el agua de esa cuenca, situación que preocupa en distintos espacios científicos y técnicos por los posibles impactos en el suministro y calidad del agua que pueden ocasionar las actividades de los distintos países, especialmente en el caso Brasil dada su relevancia e intensidad en la explotación de recursos naturales.

En el caso de la cuenca del río Mendoza, Argentina, es la provincia la que tiene la potestad de los recursos hídricos y no los municipios, aunque en cuanto al uso del agua existen algunos que son proveedores de agua potable y/o servicios de saneamiento.

La ley 8051/09, única en su género en el país, aclara la competencia que cada jurisdicción e institución tiene al respecto y vincula la prestación de estos servicios no solo a los planes sectoriales sino al Plan Provincial de Ordenamiento Territorial y Planes Municipales.

La existencia de competencias diferentes que convergen a nivel de cuenca tanto a escala transnacional, nacional, provincial o municipal y la ausencia de normativas vinculadas al derecho al agua inciden en el diseño de políticas relacionadas con la provisión de servicios, las que impactan de manera diferenciada en los territorios provocando importantes desequilibrios entre las zonas urbanas y rurales.

Estas conclusiones demuestran la relevancia que tiene el Ordenamiento Territorial para la planificación los recursos hídricos y permiten afirmar que esta modalidad de gestión y planificación aporta una visión más integral y sistémica que otras formas de planificación de cuencas, lo que puede contribuir a lograr mayor equidad en el acceso al agua potable y el saneamiento sin comprometer la sostenibilidad de los recursos hídricos.

BIBLIOGRAFÍA

- Asociación Mundial para el Agua (GWP). (03 de 2016). *Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH)*. Obtenido de <http://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/>.
- Alto Comisionado para los Derechos Humanos (2011), Derecho al agua, Folleto informativo N°35, Naciones Unidas, Ginebra, GE.10-14428.
- ARAÚJO, L. M., FRANÇA, A. B., POTTER, P. E. ARCABOUÇO. (1995). Hidrogeológico do Aquífero Gigante do Mercosul (Brasil, Argentina, Uruguai e Paraguai): Formações Botucatu, Pirambóia, Rosário do Sul, Buena Vista, Missiones e Taquarembó. In: ABAS. *Primero Mercosul de águas subterrâneas*. Curitiba: Editora UFPR, p.110-120.
- Banco Mundial. (03 de 2016). *The World Bank. World Data Bank*. Obtenido de <http://www.worldbank.org/>
- CAUBET, C. G. (editor) (1994). *Manejo Alternativo de Recursos Hídricos*. Florianópolis: Imprensa Universitária da UFSC.
- COSTA GUEDES VIANNA, PEDRO (1999). Gestión internacional de recursos hídricos: el caso del acuífero gigante del MERCOSUR. En: Scripta Nova Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales, Universidad de Barcelona, N° 45 (15), 1 de agosto de 1999.

- GARCÍA, ROLANDO (2006). *Sistemas complejos Conceptos, método y fundamentación epistemológica de la investigación interdisciplinaria*. Barcelona, Gedisa editorial.
- Europa. Conferencia Europea de Ministros Responsables de la Ordenación del Territorio. Carta Europea de Ordenación Del Territorio (1990). Aprobada el 20 de mayo de 1983 en Torremolinos (España).
- GASPARINI, SILVIA (2014). *Integración Regional y Cooperación en el MERCOSUR. Avances, retrocesos y oportunidades*, Documento de Trabajo N°1, Secretaría de Política Económica y Planificación del Desarrollo. Argentina, www.economia.gov.ar/peconomica/, 28 de marzo de 2016.
- Gobierno de Argentina- OEA (1978). *Calidad Ambiental y Desarrollo de Cuencas Hidrográficas: un Modelo para Planificación y Análisis Integrados*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Secretaria General Organización de los Estados Americanos, Washington, D.C.
- FALÓTICO, N. (2011). *Gestión Hídrica en una democracia participativa, con especial referencia al agua potable y saneamiento*. Mendoza: INA.
- HOFWEGEN, P.VAN y JASPERS, FRANZ. G. (1999). *Analytical Framework for Integrated Water Resources Management*. CRC Press , IHE monographs 2, <https://www.crcpress.com/>
- INDEC. (2010). *Censo Nacional de población, hogares y viviendas*. Argentina: INDEC.
- Mendoza. (2009). Ley 8051/09. Ley de Ordenamiento Territorial y usos del suelo.
- Mendoza. (1980). Ley 4479. Creación de la sociedad “Obras Sanitarias de Mendoza Sociedad del Estado
- MONTAÑO. J. *et al.* *Sistema Acuífero Guaraní*. Montevideo: Centro de Publicaiones Universidad Nacional del Litoral, 1998. 216 p.
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2006). *Human Development Report 2006: Beyond Scarcity–Power, poverty and the Global Water Crisis* (Basingstoke (Reino Unido) Palgrave Macmillan,
- Paraná. Sema Suderhsa. (1998) *Atlas de Recursos Hídricos do Estado do Paraná*. Curitiba: 32 p.
- São Paulo. Cetesb. (1998) *Uso das águas subterrâneas para uso público no Estado de SÃO Paulo*. São Paulo: Ed. Cetesb, 53 p.

POLÍTICA ECONÓMICA DE LOS SUBSIDIOS ENERGÉTICOS PARA RIEGO CON AGUA SUBTERRÁNEA EN MENDOZA, ARGENTINA

FÉLIX SEBASTIAN RIERA,
Georg-August-Universität Göttingen - COIMBRA. sriera@gwdg.de

BERNHARD BRUEMMER
Georg-August-Universität Göttingen - COIMBRA.

ALEJANDRO J. GENNARI
Universidad Nacional de Cuyo - AUGM.

RESUMEN

Las políticas de recursos naturales en América Latina rara vez se identifican consistentes e independientes en el largo plazo. La provincia de Mendoza logra ambas características. Desde 1884, las instituciones se comprometen a una legislación que reconoce el agua como recurso clave para el desarrollo económico. Respecto al riego superficial, Mendoza es un caso excepcional en cuanto a organización y empoderamiento de los usuarios. Sin embargo, la gestión de las aguas subterráneas ha mostrado fallas en la conservación, tanto en cantidad como en calidad. La incorrecta política de subsidiar energía para riego agrícola ha permanecido demasiado tiempo vigente, sufriendo maniobras cada vez que se intenta eliminar el incentivo. Siguiendo un marco tripartito para el análisis político y económico, se revisaron las configuraciones institucionales del nexo agua-energía, y se analizaron los incentivos y comportamiento de las partes involucradas. Los resultados indican implicaciones conjuntas de políticas de agua y energía para la disponibilidad del agua subterránea. La tabla resultante del análisis despliega un mayor número de herramientas

orientadas a la demanda y una participación relevante de la gestión colectiva. Durante los últimos 15 años, las políticas no han proporcionado incentivos económicos consistentes a los productores agrícolas que permitan considerar la degradación ambiental de los recursos de aguas subterráneas.

Palabras clave: energía, subsidios, aguas subterráneas, política económica.

INTRODUCCIÓN

En el ámbito de la agricultura y los recursos económicos, los desafíos para la optimización se actualizan continuamente. La demanda creciente para proporcionar alimentos con recursos limitados, implica una producción más eficiente bajo condiciones ambientales cambiantes (FAO, 2013). El interés revitalizado en la tríada alimentos-energía-agua aumenta la preocupación pública por un uso responsable y eficiente de los recursos naturales (Allan, Keulertz, & Woertz, 2015).

En la árida provincia de Mendoza, el riego con aguas subterráneas es de vital importancia para el desarrollo de las actividades agrícolas en ciertas áreas (MORELLO, *et al.*, 2012). La voluntad política de mejorar la rentabilidad de los pequeños productores ha distorsionado los incentivos económicos y contribuido a la creación de espacios de poder entre los actores y tomadores de decisiones. A continuación se presenta un análisis político y económico que contribuya a mejorar el entendimiento de las políticas públicas que enlazan al agua y a la energía en el sector agrícola.

Cuando se trata de la demanda de agua, los ajustes institucionales son fundamentales para habilitar a los interesados y establecer incentivos económicos. A nivel mundial, el sector agrícola emplea a cerca de 70 por ciento del suministro total de agua (DAGNINO & WARD, 2012), mientras que en Mendoza esta relación es casi el 80 por ciento. En

particular, la agroindustria exige casi 13,51 hm³ anuales (DUEK, FASCILO, QUILES, & ZOIA, 2013).

La actividad agrícola contribuye con 132 millones de dólares al PIB regional, que representan el 7 por ciento del total (DEIE, 2014). El sistema de riego llega a 267.889 has, lo que representa el 85 por ciento de la tierra cultivable en la provincia y el 25 por ciento de la superficie de regadío nacional (CALCAGNO, MENDIBURO, & GAVIÑO NOVILLO, 2000; FAO & PROSAP, 2015).

Conjuntamente, las políticas de energía y agua determinan los ajustes institucionales y espacios de poder de los grupos de interés (AZPIAZU, BONOFILIO, & NAHÓN, 2014). El abuso de herramientas económicas para mantener el poder político podría poner en peligro la sostenibilidad de los recursos modificando los incentivos de los usuarios del agua (BADIANI, JESSOE, & PLANT, 2012). El agua disponible se aprovecha para la generación de energía, el consumo humano y suministra la extensa red de riego.

Promediando el siglo XX, la explotación de los recursos de agua subterránea aumentó en la región. La liberalización de las actividades de perforación y bombeo de agua subterránea ha contribuido a la producción primaria de los pequeños productores agrícolas y a su agro industrialización (AZPIAZU & BASUALDO, 2001). El uso del agua subterránea para la agricultura es deseable debido a su capacidad de hacer frente a los retos de producción o los períodos de escasez. La sobreexplotación y la mala gestión del recurso pueden conducir a la degradación irreversible de la calidad (GARDUÑO & FOSTER, 2010).

Durante principios de los 90, por ejemplo la actividad vitivinícola recibió incentivos fiscales asociados, en particular, a las inversiones para el riego. La ley provincial 19.246 tuvo efectos positivos en la conversión del suelo y la actividad económica. En el siglo XXI, la industria del vino ha

mejorado notablemente el aumento de las zonas productivas, mayores rendimientos por hectárea, y las inversiones en capacidad productiva (AZPIAZU & BASUALDO, 2001; Fondo Vitivinícola Mendoza, 2010).

Resumiendo, las políticas concebidas condujeron a la formación de dos grupos principales. Los productores con baja capacidad tecnológica, siguiendo prácticas más tradicionales y grupos de mayor edad. El grupo restante está conformado por viñedos orientados al mercado; la adopción de tecnología, que no representa un obstáculo ni en términos de innovación ni los costes de inversión (MAFFIOLI, UBFAL, BARÉ, & CERDÁN-INFANTES, 2011). Mientras, el primero aprecia el sistema de riego tradicional, como una forma accesible de tener acceso al agua de calidad a un costo razonable; el último grupo es menos reactivo al cambio y con mayor capacidad de invertir en infraestructura.

El objetivo de este trabajo es describir los incentivos y el comportamiento de los actores económicos hacia la explotación de los recursos de aguas subterráneas. El análisis se centrará en el marco económico y político que vincula agua y energía. Se presta especial atención a los incentivos económicos y agrícolas de las partes interesadas para bombear el agua teniendo en cuenta los resultados ambientales.

Las principales preguntas de investigación que se abordan en el trabajo son:

1. ¿Fue el sistema de riego mal direccionado por las políticas de agua y energía de forma que la disponibilidad a largo plazo de los recursos están bajo amenaza ambiental?
2. En virtud de la configuración política y económica actual, ¿cuáles son los incentivos de los actores locales a tener en cuenta los vínculos ambientales del uso de las aguas subterráneas y la producción?

La hipótesis principal es que los subsidios de energía para riego agrícola accionaron el comportamiento de los agricultores hacia una sobreexplotación del acuífero.

Ley general de aguas, principios y organización institucional

La provincia de Mendoza pertenece a la zona más árida de la Argentina, por tal motivo el uso del agua es fundamental para cualquier actividad económica. La relevancia histórica de la regulación del agua está representada por la Ley General de Aguas, que se publicó en 1884 previo a la sanción de la constitución provincial.

Considerada como una pieza fundamental en la jurisprudencia hídrica, la ley regula el uso, las reglas de distribución, los pagos y la calidad (DGI, 2015; SILANES, 2013). El agua fue declarada como un activo de un dominio público y tres principios fundamentales hídricos están representados en la ley de aguas, inherencia, uso no perjudicial, y especificidad.

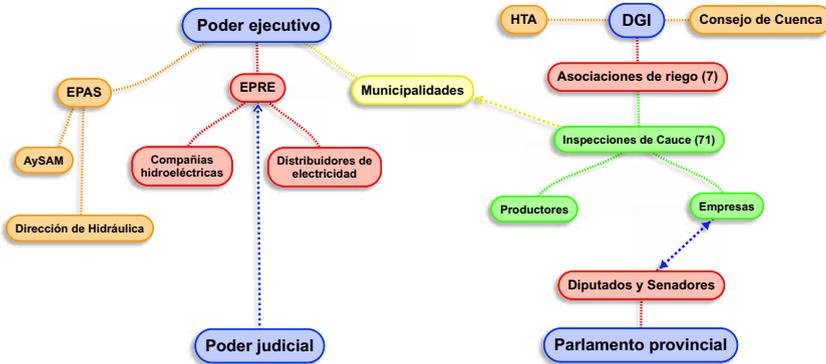
El principio de inherencia determina la fijación permanente del derecho de agua con la propiedad de la tierra, lo que evita la posibilidad de dividir y comercializar los derechos de forma separada. Además, el derecho de agua es perpetuo a menos que haya sido denegada por el propietario. El uso no perjudicial se ocupa del bienestar común de los usuarios del agua ya que considera los efectos sobre los individuos de ciertas acciones o nuevas actividades. En el último, el principio de especificidad asegura la nulidad de los contratos que utilizan el agua para otros fines que el concedido (Provincia de Mendoza, 1884).

Publicada en 1916, la constitución provincial rectifica la ley de aguas y admite al Departamento General de Irrigación (DGI) como el órgano institucional para ejecutar el poder de policía. Este organismo autónomo, hace sus propias decisiones

en cuanto a la administración, asignación de recursos y las inversiones. Por otra parte, la ley de aguas subterráneas emitida en 1974 faculta al DGI para controlar, conservar y hacer uso del recurso subterráneo (HLPM, 1974).

En consecuencia, el DGI erige como el cuerpo principal de riego dentro de la provincia y funciona de manera similar como un estado paralelo en cuanto a la gestión del agua.

Caracterización de las instituciones



Fuente: *Elaboración propia a partir de DGI (2015); Maccari (2004); OEI-DGI (2006); Severino (2005).*

La representación de las partes interesadas se promueve dentro del sistema de riego. Las inspecciones de los sistemas de riego (Inspecciones de Cauce) son creadas "ministerio legis" por las leyes 5302 y 6405, siendo su propósito participar en la administración y distribución de las aguas, y el mantenimiento de la red secundaria y derivados. Sus autoridades son elegidos democráticamente por los usuarios y tienen su propio presupuesto (MACCARI, 2004; PALERM-VIQUEIRA, 2010; PINTO, ROGERO, & ANDINO, 2006).

Aspectos del manejo del agua

En términos ideales, la organización en la gestión del agua no debe ser estática y debe responder a los intereses de la demanda de la agricultura a lo largo de tiempo (JOFRÉ, 2010, p. 36). Pequeños cambios en el sistema de riego contribuyen al comportamiento estratégico y al diseño de herramientas hídricas. Por lo tanto, cualquier cambio potencial debería anunciarse de manera clara y transparente (ERICE, 2013).

Algunas fallas del rígido principio de inherencia previsto en la ley de aguas fueron suavizadas y formalizadas como excepciones. Formalmente, la transferencia temporal de los derechos de agua entre los agentes económicos es válida, siempre y cuando la demanda de agua sea real y compartida la misma naturaleza de su uso (ERICE, 2013; PINTO & MARTIN, 2015). De esta manera, el principio de inherencia sigue siendo válido, junto con la cláusula de no perjuicio.

Las condiciones actuales de la eficiencia del riego

En el área de gestión del agua existen diferentes definiciones de eficiencia. En términos generales, la eficiencia del riego se mide como la relación del volumen de agua que se utiliza beneficiosamente en relación con el volumen recibido (MORÁBITO, SALATINO, & SCHILARDI, 2012). En general, el indicador global de eficiencia en los sistemas de riego mide una combinación de razones de eficacia que califican el desempeño de la gestión del agua. Cada etapa en el sistema de riego es importante para determinar la eficiencia global que depende del estado de revestimiento de los canales de distribución, normas, en uso agrícola, entre otros.

En la cuenca norte, la eficiencia del sistema de riego varía entre 28 y 40 por ciento. En otras palabras, a partir de 100 litros de agua disponibles en el sistema, el agricultor recibe

entre 28 y 40 litros (BOS & CHAMBOULEYRON, 1999; JOFRÉ & DUEK, 2012; MORÁBITO *et al.*, 2012).

En promedio, la eficiencia del riego es baja a nivel de parcela con los métodos practicados. Estimaciones realizadas por el DGI identifican que la misma oscila entre el 30 y el 50 por ciento. A nivel provincial, la eficiencia de distribución está dentro del 70 y el 90 por ciento, dependiendo de la condición de los canales (MORÁBITO, MIRÁBILE, & SALATINO, 2007; OEI-DGI, 2006).

Como principales causas de la baja eficiencia de riego se pueden identificar las siguientes::

- I. Porcentaje reducido de los canales revestidos a nivel provincial.
- II. Alta infiltración debido al predominio de suelos ligeros y el fenómeno de aguas claras.
- III. La falta de una planificación del riego para entregar agua de acuerdo con las necesidades de los cultivos.
- IV. Sistemas de distribución inadecuados que ofrecen gran cantidad de agua en un corto período de tiempo, dando lugar a pérdidas y el desperdicio.
- V. Mantenimiento incompleto en la red de riego y drenaje.

En resumen, el nivel tecnológico de riego a nivel provincial podría mejorar notablemente si se introducen cambios en los métodos de riego; rotaciones programadas de acuerdo con un plan de cultivo y riego hoy ausente; mejoras en la infraestructura de riego y drenaje, entre otros (FAO & PROSAP, 2015).

La superficie y el riego con aguas subterráneas

En varias regiones de Mendoza, el riego de superficie se superpone con el riego abastecido por aguas subterráneas. A costa de aumentar la explotación de los recursos del subsuelo, entre 1960 y 1980, el gobierno local y nacional promovió la expansión de la frontera agrícola en las zonas áridas

(AZPIAZU & BASUALDO, 2001; OEI-DGI, 2006). Los incentivos incluyen exenciones fiscales y créditos subvencionados a la tecnología agrícola y equipos de bombeo.

Comparación de los sistemas de riego

Aspectos	Agua superficial	Agua subterránea
Acceso físico	Depende de las condiciones naturales y también de la infraestructura	Mayor necesidad de infraestructura y costos de operación. Menor dependencia de las condiciones naturales
Costos de obtención	Costos fijos (normalmente subsidiados) y variables de acuerdo a las características de la finca y el manejo	Costos fijos para uso y costos de bombeo (variables de acuerdo al estado del recurso)
Distribución y equidad del dominio público	Directo y visible por los usuarios. Mayor dependencia en el manejo y costos de operación	Menos cooperativo en términos de uso compartido. Dificultad para la cooperación.
Acceso legal y titulación	Manejo sobre locaciones específicas con autorización legal	Autorización sujeta a la disponibilidad y ubicación
Asimetría de información	Disponibilidad y calidad fácilmente verificable	Regulación difícil y costosa

Fuente: Propia en base a (OECD, 2015; Theesfeld, 2010).

Como se indica en la tabla I, la diferencia alternativas de riego no sólo en el origen del recurso, pero en aspectos físicos e institucionales. El uso conjunto de ambos recursos de manera responsable puede derivar en mejoras de la calidad del agua subterránea y un mejor uso de los sistemas existentes.

Groundwater quality degradation

La sobreexplotación de los recursos subterráneos conduce a la degradación de su calidad, lo que podría ser dividida como la contaminación local y difusa (MARGAT & VAN DER GUN, 2013). Mientras que la contaminación local tiene mayor trazabilidad y es relativamente menos difícil de identificar, como las redes de alcantarillado y pérdidas de tuberías; la contaminación difusa es más general y podría estar más relacionado con las prácticas o acciones comunes por un grupo de partes interesadas.

En términos de los fluidos en el acuífero, existen tres fenómenos naturales. La infiltración que acontece cuando el agua es el almacenamiento de los suelos; la percolación que sucede cuando la infiltración supera las raíces de las plantas y continúa al siguiente estrato; y la evapotranspiración, que es cuando el agua almacenada regresa a la atmósfera.

Los recursos hídricos y del suelo tienen un nivel de salinidad natural; los acuíferos salvaguardan los recursos en mayor profundidad y presión (LLOP & ALVAREZ, 2002). La intrusión salina es un efecto de la contaminación típica de irrigación excesiva e ineficiente. Esta degradación de la calidad es provocado por el bombeo excesivo que rompe la armonía de presión entre estratos con niveles de percolación e infiltración estándar (KUPPER, *et al.*, 2002; MORÁBITO *et al.*, 2005).

El deterioro de la infraestructura puede contribuir a la intrusión salina al permitir flujos entre los diferentes estratos. En Mendoza, casi el 30 por ciento de los pozos se encuentran en mal estado (LLOP & ALVAREZ, 2002; OEI-DGI, 2006). El impacto del riego agrícola con aguas subterráneas puede ser aún más dramático. En algunas zonas secas con suelos permeables, el cultivo de la tierra con los sistemas

de riego ineficientes se ha creado un nuevo recurso de agua subterránea de hecho.

Características de los acuíferos en Mendoza

En Mendoza, específicamente en la cuenca norte el suministro de agua se compone por el agua superficial y subterránea. Dentro de la región, las características del suelo son heterogéneas y dependen del nivel de explotación del acuífero. En cuanto a las zonas de aguas subterráneas, cerca del 80 por ciento del total de pozos en funcionamiento (9.567) se encuentran en la cuenca norte (OEI-DGI, 2006).

En el departamento de Luján de Cuyo 20.859 hectáreas están equipadas para el riego, pero 6.939 (33.3%) dependen exclusivamente de las aguas subterráneas (HERNÁNDEZ, MARTINIS, & FORNERO, 2013). Una supervisión y control continuo de agua de los vertederos de las industrias extractivas podría mejorar el proceso de la capacidad de recuperación del acuífero.

Características de la cuenca Norte y el acuífero Carrizal

Cuenca Norte	Superficie / volume
Capacidad de almacenamiento	30,000 hm ³
Extensión subterránea	22,800 km ²
Recurso renovable	700 hm ³ /año
Acuífero Carrizal	
Extracción de aguas subterráneas	66.7 hm ³ /año
Superficie sobre el acuífero	20,000 ha
Área agrícola servida	5,000 ha
Uva para producción de vino	3,250 ha
Legumbres	1,300 ha
Olivo y pasturas	450 ha
Medios de irrigación	
Sólo agua superficial	1,330 ha
Sólo agua subterránea	1,330 ha
Uso conjunto	1,330 ha

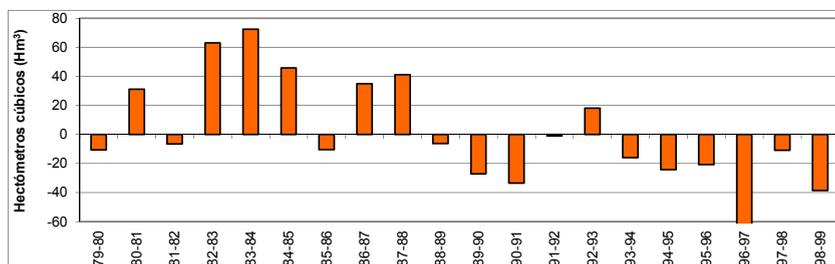
Fuente: *Propia en base a (Foster & Garduño, 2005; HERNÁNDEZ et al., 2013; IDR, 2016; OEI-DGI, 2006).*

El acuífero Carrizal representa una sub-cuenca y es la principal zona de recarga de la cuenca norte. Dentro de esta área, el desarrollo de las industrias del petróleo y petroquímicas han explotado los recursos naturales con diferentes usos ejerciendo una creciente presión sobre el medio ambiente (ALTAMIRANO, LANA, D'ANGELO, & CIOCCO, 2005).

Durante la década del 2000, después de la construcción de la presa de Potrerillos la hidrología de la cuenca norte ha cambiado. Debido al hecho de que el río lleva menos sedimentos, el agua es más liviana y más fácil de filtrar en el suelo; este fenómeno se conoce como *aguas claras*. Hasta 1999, una estimación precisa de la extracción de agua subterránea en el

acuífero Carrizal es de 66,7 hm³ por año (HERNÁNDEZ *et al.*, 2013). Después de la crisis económica en 2002, la inversión extranjera directa en propiedades agrícolas para la producción de vino aumentó sustancialmente, siendo un indicador de relevancia la instalación de nuevas bodegas en zonas privilegiadas para el cultivo de la uva.

Cambios anuales en el almacenamiento del acuífero Carrizal (1979-1999)



Fuente: HERNÁNDEZ *et al.* (2013).

La sub-cuenca del Carrizal tiene tres estratos de agua; los dos estratos más profundos tienen características similares, por ello los especialistas se refieren al Carrizal como un acuífero de dos niveles. El nivel superficial recibe el drenaje de riego convirtiéndose en la zona más vulnerable. El nivel más profundo se limita acuífero protegido por un estrato superior con sedimentos finos.

De acuerdo con HERNÁNDEZ *et al.*, HERNÁNDEZ *et al.*, (2013), el promedio bombea agua en el acuífero Carrizal fue 61.235 hectómetros cúbicos (hm³) entre 1979 y 1999. Debido a la creciente preocupación del público sobre la contaminación de las aguas subterráneas y la entrega de permisos ilegales para pozos de agua subterránea en el pasado (CONTE, 2014; ERICE, 2013; FERNÁNDEZ ROJAS, 2012), la información sobre el almacenamiento del acuífero es clasificada. Sin embargo, en

las actuales circunstancias, se estima que el uso de las aguas subterráneas se ha intensificado y el almacenamiento del acuífero se ha visto afectado.

MARCO CONCEPTUAL Y ANALITICO

Los gobiernos locales deben diseñar políticas sólidas que contribuyan al uso responsable de los recursos naturales y, al mismo tiempo, empatizar las preferencias del público. Los distintos entornos institucionales, la falta de información, los plazos para la implementación de políticas, y la influencia política pueden obstruir el proceso de optimización del bienestar social, proporcionando señales equivocadas a los agentes económicos (DINAR, 2000; SHAH, GIORDANO, & MUKHERJI, 2012).

El agua subterránea es un bien común y de baja exclusividad (OECD, 2015). La sola existencia de recursos subterráneos plantea preocupaciones acerca de sus características: límites de las reservas, incertidumbres hidrogeológicas, irreversibilidad de la mala gestión, y otras asimetrías de información (BOOKER, HOWITT, MICHELSEN, & YOUNG, 2012; NRC, 1997; THEESFELD, 2010).

El análisis de las instituciones implicadas, las estructuras de poder, y la independencia de los tomadores de decisiones es relevante para comprender el proceso político de la política de aguas. Una manera objetiva para facilitar la comprensión es descomponiendo los instrumentos de la política en aspectos de regulación, económicos y voluntarios (OECD, 2015; THEESFELD, SCHLEYER, & AZNAR, 2010). Los instrumentos de regulación enmarcan el mando y control de las políticas del agua, se refieren a la propiedad de los derechos, las normas para la contaminación, la abstracción, entre otros. En la mayoría de los casos, los derechos de agua están unidos a la tierra agrícola y no son negociables.

En cuanto a los instrumentos económicos, reflejan los incentivos financieros que pueden conducir la decisión de las partes interesadas; esto podría ser influenciada directamente por las cuotas de agua subterránea relacionados con la infraestructura, ubicación y servicios (HELLEGGERS, ZILBERMAN, STEDUTO, & MCCORNICK, 2008). Por último, los instrumentos fiscales que tienen por objeto corregir las diferencias entre los precios privados y sociales que no son capturados por otros instrumentos.

Por otra parte, el análisis conjunto de condiciones físicas y los ajustes institucionales que tienen en cuenta la información asimétrica son factores críticos para el diseño e implementación de políticas (DINAR, 2000). En circunstancias normales, las preferencias de los grupos de interés pueden variar con el tiempo. Para lograr una estructura integral de gobierno de las instituciones públicas, una revisión sistemática de los instrumentos de planificación y de políticas es esencial (THEESFELD, 2010).

Aunque, muchas alternativas evolucionan para el análisis de políticas; es relevante recordar que la política económica de subsidios energéticos busca entender las circunstancias, la presión de los espacios de poder, y los efectos que impulsan la decisión política. En general, las políticas energéticas que subvencionan la extracción de agua subterránea son conocidas comúnmente como políticas mal concebidas (BAILIS, 2011). Dado que el costo marginal de la adquisición de agua para riego disminuye, es posible que los agentes económicos sigan o inicien el empleo de agua de manera ineficiente.

Se espera lograr que la reducción de los subsidios de energía para el riego agrícola corrijan los incentivos económicos para disminuir el uso de agua subterránea. Lo que aún se desconoce es una buena estimación de la función de demanda de las aguas subterráneas para la agricultura en

el área de estudio. Con respecto a otras áreas en la cuenca norte de Mendoza, la elasticidad precio es de 0,57 por ciento para los productores que sólo utilizan agua subterránea y 1,28 para los usuarios con acceso a ambos tipos de sistemas de riego (BARBAZZA, 2005).

Otros estudios realizados, muestran que la reducción del 10 por ciento en subsidios energéticos produce una reducción del agua bombeada entre el 4,4 y el 6,7 por ciento (BADIANI & JESSOE, 2011; OECD, 2015; SHAH *et al.*, 2012). Mientras que, en México estudios muestran que la duplicación del costo de bombeo sólo reduciría la demanda en un 6 por ciento (SUN, SESMERO, & SCHOENGOLD, 2016). Sin embargo, la eliminación total del subsidio energético disminuirá 15 por ciento del bombeo en el corto plazo y un 19 por ciento en el largo plazo (OECD, 2015).

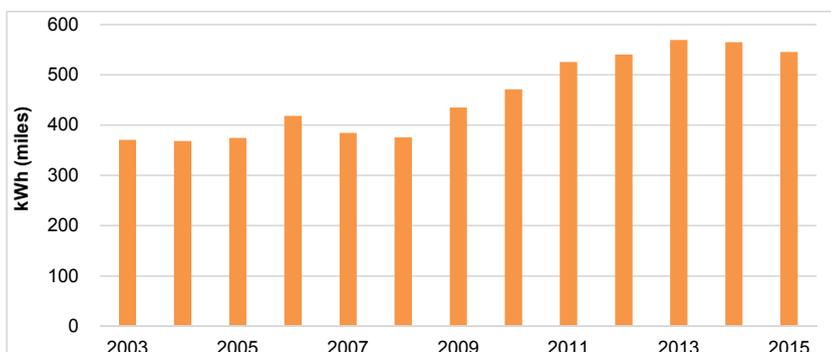
A menudo, los subsidios a la energía para la eficiencia del riego se interpretan como un cuchillo de doble filo en la gestión de las aguas subterráneas (OECD, 2015). La adquisición de los estándares más altos de eficiencia en el riego es más beneficiosa para los agricultores, pero podría deteriorarse la calidad del suelo o la recarga de los acuíferos. Algunas medidas adicionales deben fomentar la producción de cultivos que exigen menos agua para evitar los efectos negativos de la medida.

Al respecto, COADY, *et al.* (2015) consideran que la fijación de tarifas que paguen los productores debe equivaler al costo de producción energético. Además, los impuestos pigouviano son una herramienta para corregir las externalidades que no están cubiertos por otra medida política. Por otra parte, SUN *et al.* (2016) han demostrado que la eficacia de los precios de las políticas basadas en electricidad son ciertamente discutible para las aguas subterráneas como un recurso de uso común.

Energía y subsidios

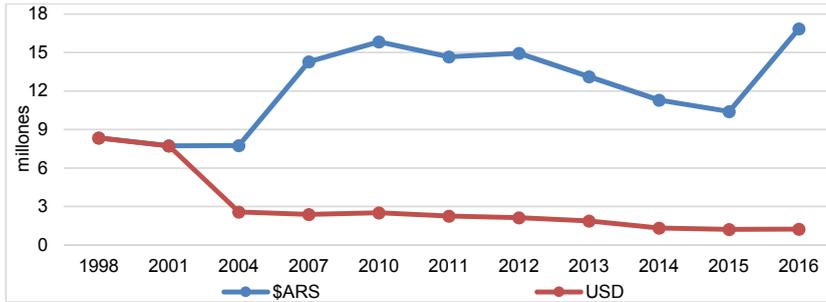
En Argentina, la producción de energía aumentó a tasas inferiores respecto a la demanda total y el país se convirtió en importador neto de energía dentro de una década. La situación se agrava si los precios internos de la energía siguen siendo relativamente constantes con el apoyo de subsidios a la energía. En línea con el gobierno nacional, la provincia de Mendoza tuvo un desempeño satisfactorio en términos de autosuficiencia energética. La importación de energía para consumo total es de casi el 20 por ciento (EPRE, 2013).

Consumo energético para riego agrícola (Mendoza)



Fuente: Propia en base a DEIE (2014); EPRE (2013, 2016).

Además, desde 2011 la provincia evidencia escasez de agua, lo que significa que las nevadas durante el invierno no han cumplido con la demanda esperada de agua de riego para la temporada de primavera y verano. El menor suministro de agua de la superficie se traduce en una mayor energía demandada para el bombeo de agua subterránea.

Presupuesto anual para subsidios de riego agrícola

Fuente: Propia en base a DEIE, (2014); Gobierno de Mendoza, (2010).

En términos de presupuesto, el gasto en subsidios energéticos destinados a la extracción de agua subterránea para riego agrícola creció en términos nominales (pesos argentinos) pero disminuyó en términos reales. Si bien el presupuesto anual para el año 2016 había aumentado, la devaluación de la moneda nacional mantuvo la tendencia en términos reales.

Composición de los precios de la energía

Como se mencionó anteriormente, una buena parte de los productores agrícolas posee bajos índices de eficiencia en las prácticas de riego debido a su falta de infraestructura o la capacidad de gestión. La promoción de la agricultura de riego mediante la subvención de precios de energéticos es una herramienta política que buscan aprovechar los pequeños productores agrícolas que no son capaces de mejorar su eficiencia de la producción debido a su escala o escaso margen de rentabilidad. En esta línea, el subsidio al riego agrícola se orienta a las propiedades agrícolas con una extensión de 10 hectáreas o menos. Excepcionalmente,

los agricultores que no reciben agua superficial califican al beneficio.

Dado que el subsidio está adherido a la propiedad (parcela agrícola) y no a una persona en concreto, el comportamiento estratégico de los agentes económicos disminuye la eficacia de la política energética. Por ejemplo, si la propiedad es comprada por un productor de mayor escala que posee más de una propiedad, el subsidio sigue siendo válido a menos que expresamente el nuevo propietario decline del mismo.

Regulado por la ley 6498, la tarifa de riego establece una compensación por parte del Estado provincial a los distribuidores de energía. Por otra parte, la ley determina los segmentos de tarifas de acuerdo con el intervalo de tiempo que se consume energía (EPRE, 2016). El intervalo de tiempo para la alta demanda ha cambiado continuamente, el establecimiento de uno o dos intervalos de tiempo de fijación de precios más altos durante el día. De hecho, estos cambios buscan segmentar la demanda de fijación de precios objetivo. Sin embargo, como ha señalado (SEVERINO, 2005), estos intervalos de tiempo no se correlacionan con el mercado nacional de energía que proporcionan los distribuidores locales. Siguiendo el marco de análisis trípode y la información de las disputas políticas para riego agrícola, se añaden las regulaciones actuales y presentan en el esquema siguiente.

Periódicamente, el Ente Provincial Regulador de la Energía (EPRE) visita a los beneficiarios del subsidio para evitar asignaciones incorrectas. Estas acciones mejoran la selectividad de la política, habiendo disminuido 10 por ciento el grupo de beneficiarios.

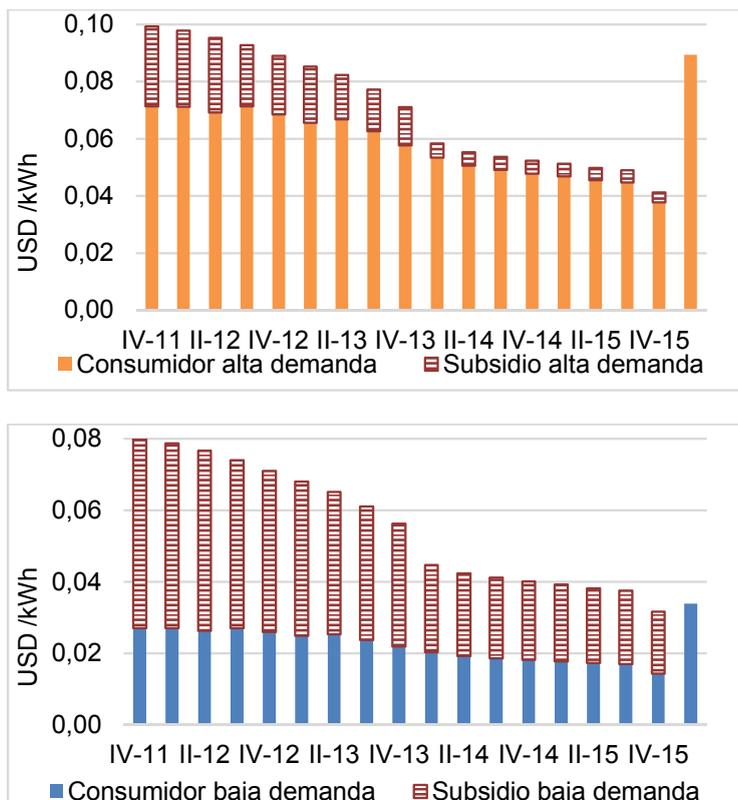
Políticas corrientes en el manejo del recurso

	Instrumento Orientación	Regulatorio	Económico	Manejo colectivo
Enfoques sobre la demanda	<i>Márgenes extensivo (pozos)</i>	Requerimiento de permisos		Junta de riego de usuarios de agua subterránea
	Margen intensivo (uso)	<i>Directo:</i> Caudalímetro <i>Indirecto:</i> empoderamiento de las organizaciones de riego	<i>Directo:</i> Aumento canon anual Subsidios energéticos <i>Indirecto:</i> asistencias para mejoras en infraestructura	<i>Indirecto:</i> determinación del esquema de turnado
Enfoques sobre la oferta	<i>Oferta adicional para almacenamiento</i>			Construcción de reservorios
	Oferta adicional para uso	Oferta de agua superficial: esquema de turnados	Financiamiento de infraestructura	Planes de manejo colectivo

Fuente: Propia en base a DGI (2008); Erice (2013); OECD (2015); Theesfeld, Schleyer, & Aznar (2010).

Normalmente, el total de energía subsidiada para riego agrícola se estima en 4 megavatio hora (MWh) por año, de los cuales el 20 por ciento se calcula como la pérdida de eficiencia debido al inadecuado uso del equipo de bombeo (SEVERINO, 2016).

Tarifas energéticas para bombeo de agua. Precios para demanda alta y baja (dólares por kW hora)



Fuente: Propia en base a DEIE (2014), EPRE (2016).

Además, los costos fijos de la factura de electricidad (uso de la red y los conceptos administrativos) también son subsidiados. La tarifa mínima debe ser equivalente a un consumo mensual de 250 kWh en periodo de baja demanda. La nueva administración de gobierno anunció incrementos en las tarifas de energía en un 150 por ciento. A pesar de

que los beneficiarios de la agricultura seguirán recibiendo el subsidio; la cantidad total de presupuesto para subsidios también aumentará. Los intentos de retirar los subsidios a la energía para el riego agrícola no han tenido éxito en el pasado.

POLÍTICA ECONÓMICA DEL AGUA EN MENDOZA

Aunque existe un acuerdo sobre el control de la calidad a través de las instituciones del agua, los niveles de salinización de agotamiento de los recursos se han incrementado a lo largo de tiempo en el acuífero (CONTE, 2014; FOSTER & GARDUÑO, 2005; OEI-DGI, 2006). La calidad del agua se ve afectada por las prácticas de actividades industriales y agrícolas; en particular, el cadmio (MORÁBITO *et al.*, 2005) y los niveles de fósforo (LAVIE, *et al.*, 2010).

En el pasado, las instituciones crearon condiciones para mejorar la gestión de los recursos y disminuir la contaminación en el largo plazo (JOFRÉ & DUEK, 2012). Sin embargo, para acelerar los resultados, los usuarios del agua deberán ser estimulados para tomar acciones colectivas en la explotación de recursos económicos a través de herramientas económicas que internalicen la disyuntiva entre la productividad y los efectos ambientales (OSTROM, 1990, 2014)

Esquema de subsidios energéticos incluyendo los costos fijos de provisión (2012)

Potencia del equipo de bombeo	Voltage bajo		Voltage medio	
	Alta-demanda	Baja-demanda	Alta-demanda	Baja-demanda
< 10 Kw	57,4%	79,0%	63,2%	79,0%
10 < Kw < 300	57,3%	79,0%	63,1%	79,0%
> 300 Kw	50,5%	69,6%	55,6%	69,6%

Fuente: Propia en base a EPRE, (2016).

Varios efectos externos conducen el bombeo excesivo de las aguas subterráneas, el período de escasez de agua desde 2011 implicaba un menor volumen de agua superficial para hacer frente a las altas temperaturas y las precipitaciones inciertas. En cuanto a la esfera económica, aunque el valor real de la moneda nacional disminuyó en la última década; la retribución de precios para los productores de vino de uva no se ajustó rápidamente en términos reales. Esto significa que, en general, los productores de uva común para vinificación, que ocupan una parte razonable de la tierra agrícola en la zona, no habrían podido afrontar un ajuste de la tarifa eléctrica. Con los precios de la energía para riego estancados, no había ningún incentivo económico para mejorar la eficiencia del riego a nivel de parcela. Por otra parte, los agricultores con mejor infraestructura (equipos de bombeo, embalses, etc.) probablemente se aprovecharon de los recursos y bombearon agua en exceso como un resguardo sobre la incertidumbre de la entrega por los sistemas de riego.

Como se muestra en Tabla V, la participación y las diferencias relacionadas con las políticas energéticas de agua tienen un contenido rico. En esta oportunidad, la metodología se aplica en el caso de la contaminación del agua subterránea en el acuífero Carrizal. Como se mencionó anteriormente, esta área está sujeta a ambos tipos de contaminación. Durante los años 2000 se observó contaminación local por la industria petrolera situada en la corriente principal del río Mendoza antes de recibir las redes secundarias de agua para el riego. En cuanto a la contaminación difusa, los productores agrícolas como un grupo general son los principales responsables de la intrusión salina en los estratos superiores.

Línea del tiempo del conflicto en la zona de estudio

Año	Detalle	Fuente
1998	Zona de restricción de bombeo por parte del DGI para los nuevos pozos de agua subterránea en el acuífero Carrizal.	Erice, (2013); Foster & Garduño (2006)
2002	EPRE requiere más detalle en las facturas de energía	DGI (Res. 437/02)
2003	Interés público respecto a la contaminación salinización del acuífero Carrizal. La refinería de petróleo privatizados es acusada por los productores de contaminar el recurso subterráneo	Oikos (2004); Reta (2005)
	Juez suspende la posibilidad de YPF de utilizar un pozo de agua subterránea hasta que se revisen las condiciones ambientales	
2004	La municipalidad de Luján de Cuyo solicita a YPF evitar el uso de agua subterránea como agua de purga en la producción de petróleo	Conte (2014); Erice (2013); Garduño & Foster (2010); Lohn, <i>et al.</i> (2000); Oikos (2004); Severino (2005)
	El Instituto Nacional del Agua (INA) detecta contaminación por salinización en el acuífero Carrizal	
	El conflicto entre los productores agrícolas e YPF es mediado por el gobierno, que confirma no hay actividades contaminantes por parte de YPF.	
	Ministerio de Medio Ambiente y Obras Públicas (MAyOP) emite un decreto para examinar la capacidad de suministro de voltaje y adoptar nuevos criterios de segmentación basado en la tensión de los equipos de bombeo del usuario.	
	Las estimaciones del gobierno de ahorro del 2,4% de la energía para el riego agrícola de los usuarios de alta tensión. Invita a manifestar el interés de renunciar al subsidio desde el año 2005 en adelante.	
	Grupo de empresarios del Valle de Uco ejerce poder de lobby para detener un nuevo intento de ajuste de tarifas de energía para riego agrícola. Los interesados consideran que todavía hay espacio para mejorar el suministro de agua superficial. Solicitaron mantener el subsidio de energía para el riego y abolir las cesiones temporales de los derechos de agua	
	Provincia sanciona decreto para aumentar las tarifas eléctricas por lo menos el 25 por ciento. Decreto (1456-1404)	
Fuerte oposición pública contra el potencial aumento de tarifas		

	El gobierno provincial crea un Consejo para revisar las condiciones ambientales del acuífero Carrizal en los distritos de Ugarteche y El Carrizal.	Erice (2013) <i>Decreto (1684/07)</i>
2007	La ley provincial 7.722 limita los componentes químicos como cianuro, mercurio y ácido sulfúrico en la explotación de los recursos naturales. Por lo tanto, el uso del agua se protege a las actividades mineras.	Soria, (2015)
2009	YPF pierde una disputa judicial por la contaminación de las aguas subterráneas y deberá reembolsar una familia individual por \$ 675.000 ARS	Fernández Rojas (2012)
2010	De acuerdo con el INA, los niveles freáticos de los acuíferos Carrizal muestran signos de recuperación y podría resistir hasta un 5 por ciento de aumento en el año de bombeo de agua. El DGI retira la restricción zona para nuevos pozos y acepta la solicitud 22 sin seguir los procedimientos adecuados. DGI superintendente es criticado y dimite para evitar el juicio político en 2013.	DGI (2008); Erice (2013)
2011	EPRE modifica el esquema de segmentación de las tarifas 'para reducir los picos de demanda de tensión'	Decreto (208/2011)
2014	DGI permite a YPF llevar a cabo la exploración de petróleo en un nuevo pozo de agua subterránea en una zona de conflicto por contaminación. Sin confirmar la recepción de la evaluación de impacto ambiental	Montacuto, (2014)
2015	El Tribunal Supremo de Justicia ratifica la constitucionalidad de la ley 7.722	Soria (2015)

Fuente: *Elaboración propia.*

Independientemente de los esquemas de contaminación, el gobierno continuará subsidiando la energía para el riego agrícola. Si bien, la diferenciación de tarifas es posible y las instituciones son conscientes del riesgo ambiental; los precios de la energía y las tasas de subsidios prácticamente se mantuvieron sin cambios. Por otro lado, las instituciones se concentraron en medidas alternativas, como restringir las zonas de bombeo y mejorar la selectividad de los beneficiarios de la costosa política. Salvando casos extremos, la eliminación del subsidio hubiera sido una medida deseable aunque el gobierno local no accedió, la mayoría de las veces, debido al alto costo político de la aplicación de la reforma de los precios. En otros términos, el terreno para la reforma no

era adecuado. Ambas situaciones son conjuntamente responsables de los decrecientes niveles de la capa freática en el acuífero y los incrementos en la profundidad del agua extraída (ALVAREZ & FASCILO, 2011; FOSTER & GARDUÑO, 2005; PUEBLA *et al.*, 2005).

Sin lugar a dudas, la planificación de la política ha sido socavada por varios hechos económicos y ambientales durante los últimos 15 años. La revisión de la política de tratamiento de acusaciones de contaminación y los intentos de modificar los subsidios agrícolas de riego revela las debilidades de los tomadores de decisiones. La ligera posibilidad de modificar el status quo de los subsidios adquiridos para el bombeo de agua implica una respuesta rápida de grupo de presión y de las inspecciones de cuenca.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Durante 2013, la energía destinada al riego agrícola fue casi 600.000 kWh. Es decir 10,72% del consumo total de energía en la provincia. De los 300 MW de capacidad instalada de energía para riego agrícola, el Ministerio de Energía estima que el 15 por ciento es utilizado ineficientemente (EPRE, 2015). Esto representa 14,6 millones de dólares del gasto público.

Teniendo en cuenta el alcance de este documento, los principales beneficiarios de las políticas de riego son los productores agrícolas.

Según JOFRÉ (2010) el DGI contiene todos los instrumentos legales para regular las aguas subterráneas. Sin embargo, el rendimiento es relativamente inferior en comparación con la gestión de las aguas superficiales para riego. En las circunstancias actuales, las políticas del agua y la energía representan la voluntad de aumentar el conocimiento sobre la gestión de las aguas subterráneas.

Los resultados indican implicaciones conjuntas en políticas de agua y de energía para la disponibilidad de agua subterránea. El DGI se mantiene como la más alta autoridad en materia de administración del recurso, sistemas de información y control del sistema de agua. El análisis resultante de la tabla III despliega más herramientas de política orientadas a la demanda y la participación relevante de la gestión colectiva. Esta es una salida deseable, ya que las políticas de oferta implican señales institucionales proactivas, mientras que la demanda está muy orientada a los ciudadanos, como consumidores y productores (ANDERSON, RAUSSER, & SWINNEN, 2013; OECD, 2012).

La concepción de un subsidio para bombear agua puede mejorar el nivel de vida de los agricultores menos rentables, pero no es la orientación correcta para mejorar sus medios de vida. Por el contrario, cuando las políticas no se complementan bajo enfoques instructivos y participativos que mejoren la gestión del agua, los agricultores perciben una productividad marginal del agua constante y un costo similar de producción, por lo que continúan confiando en sus prácticas tradicionales de riego. Aunque es esperable que la reducción de los subsidios de energía para el riego agrícola corrija los incentivos económicos para disminuir el uso de agua subterránea; en el pasado no se tomaron políticas claras y consistentes para mejorar la selectividad de beneficiarios o medidas que disminuyan la brecha entre los precios privados y sociales. En estas condiciones, las partes interesadas pueden percibir que no hay cambios en las políticas y en los incentivos para modificar su actividad tradicional.

En conjunto, la revisión de los marcos institucionales y las disputas políticas sobre la calidad y la gestión de los recursos hídricos revelan la sensibilidad del público sobre la contaminación de los recursos de uso común, como el acuífero Carrizal. En particular, cuando la degradación de la calidad no

es difusa pero local. En este contexto, los hechos documentados en la tabla V exponen claramente la controversia pública sobre la contaminación de las aguas subterráneas y las interacciones intensas entre las partes interesadas. Con respecto a la contaminación local, el mayor nivel de tensión entre los productores agrícolas y la refinería de petróleo se experimentó entre 2003 y 2007. En este punto, el gobierno local requirió a YPF que cesara el uso de las aguas subterráneas después de que las pruebas de calidad del agua denotan la degradación. Teniendo en cuenta la importancia de la producción de petróleo en términos de ingresos económicos para la provincia, el gobierno intervino en el conflicto y solicitó un nuevo análisis de la calidad del agua subterránea. Se determinó que la contaminación estaba bajo control y la degradación de calidad no fue significativa (ERICE, 2013; RETA, 2005).

Al mismo tiempo, la contaminación difusa, provocada por el bombeo excesivo de agua y las ineficientes prácticas de riego se estaba convirtiendo en una amenaza real para los productores agrícolas, que reconocieron los rendimientos más bajos. Lógicamente, las prácticas de riego de baja eficiencia requieren mayores volúmenes de agua, que se extraía del acuífero con infraestructura deteriorada (IRESE, 2008; MORÁBITO *et al.*, 2007). Indirectamente, los subsidios de energía para el riego agrícola no contribuyeron a disminuir el impacto ambiental. Al mismo tiempo, la restricción de zonificación para pozos de agua subterránea contribuyó a la conservación de recursos, pero los productores interpretaron esta medida como una limitación del acceso al agua. Consciente de esta situación, las instituciones energéticas buscaron proporcionar a la Legislatura información más detallada sobre el consumo de energía y la capacidad de voltaje del equipo de bombeo. La Legislatura provincial intentó sin éxito corregir las diferencias de precios en el agua. El lobby político de las organizaciones agrícolas impidieron

el proceso de actualización de las tarifas eléctricas (ERICE, 2013; SEVERINO, 2005).

Con el fin de ganar credibilidad política, es deseable que las instituciones públicas expongan su responsabilidad explicando los riesgos y beneficios de hacer frente a los problemas de agua subterránea. Por otra parte, los cambios políticos serán viables si afectan positivamente al presupuesto de la institución, ganan confianza en el espacio político, y optimizan los costos administrativos y de implementación (ABLER & SHORTLE, 1991; FOSTER & GARDUÑO, 2012).

En resumen, aunque la reforma se oriente a mejoras de eficiencia en términos de consumo de energía, los productores reconocen el retiro de subsidios como alteraciones en el *status quo* que se traduce en una menor rentabilidad. Desde el punto de vista ambiental, sólo la contaminación difusa sería atacada con estas medidas. Los productores agrícolas modificaron el terreno para la implementación de políticas de ajuste de precios energéticos como inviable debido a la creciente preocupación de la contaminación local por las refinerías de petróleo. Una amenaza creíble de retiro de los derechos de bombeo podría crear suficientes incentivos para mejorar la gestión de las aguas subterráneas (LIVINGSTON & GARRIDO, 2004).

Si el reciente ajuste de tarifa energética impuesta por el gobierno nacional se acompaña con una mejor selectividad de los beneficiarios del subsidio de riego agrícola, el incremento del costo marginal de extracción de agua quizás mejore las prácticas de riego y disminuya la sobreexplotación del acuífero. Como se describió anteriormente, la reforma política es un conjunto de maniobras técnicas y políticas que requieren un espacio político adecuado (DINAR, 2000; World Bank, 2008). A esta altura, Argentina parece reconocer las distorsiones económicas y realinear las instituciones en un proceso de reforma para el costeo correcto del nexo agua-energía.

BIBLIOGRAFÍA

- ABLER, D. G., & SHORTLE, J. S. (1991). The political economy of water quality protection from agricultural chemicals. *Northeastern Journal of Agriculture and Resource Economics*, 53–60.
- ALLAN, T., KEULERTZ, M., & WOERTZ, E. (2015). The water–food–energy nexus: an introduction to nexus concepts and some conceptual and operational problems. *International Journal of Water Resources Development*, 31(3), 301–311. <http://doi.org/10.1080/07900627.2015.1029118>
- ALTAMIRANO, J. C., LANA, N. B., D'ANGELO, J. A., & CIOCCO, N. (2005). Polybrominated Diphenyl Ethers in Mendoza river basin and el Carrizal reservoir: levels, distribution and correlation with physico-chemical variables, 1–4. Retrieved from http://dtsc.ca.gov/bfr2013/abstract_download/2010/upload/90081.pdf
- ALVAREZ, A., & FASCILOLO, G. E. (2011). *Vulnerabilidad de acuíferos, una herramienta para el ordenamiento territorial*. Mendoza, Argentina.
- ANDERSON, K., RAUSSER, G., & SWINNEN, J. (2013). *Political economy of public policies: insights from distortions to agricultural and food markets* (No. 6433). *Policy Research*. Washington, D.C. Retrieved from <http://pubs.aeaweb.org/doi/abs/10.1257/jel.51.2.423>
- AZPIAZU, D., & BASUALDO, E. (2001). *El complejo vitivinícola argentino en los noventa: potencialidades y restricciones*. Santiago, Chile.
- AZPIAZU, D., Bonofiglio, N., & Nahón, C. (2014). *Agua y Energía. Mapa de situación y problemáticas regulatorias de los servicios públicos en el interior del país*. FLACSO (1st ed.). Buenos Aires: FLACSO - Fac. Latinoamericana de Ciencias Sociales. Retrieved from <http://biblioteca.clacso.edu.ar/ar/libros/argentina/flacso/tesis/dt18.pdf>
- BADIANI, R., & JESSOE, K. K. (2011). *The impact of electricity subsidies on groundwater extraction and agricultural production*. *Department of Agriculture and Resource Economics*. Davis, CA. Retrieved from <http://are.berkeley.edu/documents/seminar/JessoeDraft.pdf>
- BADIANI, R., JESSOE, K. K., & PLANT, S. (2012). Development and the environment: The implications of agricultural electricity subsidies in India. *The Journal of Environment & Development*, 21(2), 244–262. <http://doi.org/10.1177/1070496512442507>
- BAILIS, R. (2011). Energy and poverty: the perspective of poor countries. In I. Galarraga, M. González-Eguino, & A. Markandya (Eds.), *Handbook of Sustainable Energy* (1st ed., pp. 505–537). Cheltenham, UK: Edward Elgar.

- BARBAZZA, C. V. (2005). Funciones de demanda de agua subterránea para el Este mendocino. In *CONAGUA*. Mendoza, Argentina.
- BOOKER, J. F., HOWITT, R. E., MICHELSEN, A. M., & YOUNG, R. A. (2012). Economics and the modeling of water resources and policies. *Natural Resource Modeling*, 25(1), 168–218. <http://doi.org/10.1111/j.1939-7445.2011.00105.x>
- BOS, M. G., & CHAMBOULEYRON, J. L. (Eds.). (1999). *Parámetros de desempeño de la agricultura de riego de Mendoza, Argentina*.
- CALCAGNO, A., MENDIBURO, N., & GAVIÑO NOVILLO, M. (2000). *Informe sobre la gestión del agua en la República Argentina*. *World Water Vision*.
- COADY, D., PARRY, I., SEARS, L., & SHANG, B. (2015). *How large are global energy subsidies?* (No. 105). *International Monetary Fund* (Vol. Fiscal Aff). Washington, D.C. Retrieved from <https://www.imf.org/external/pubs/ft/wp/2015/wp15105.pdf>
- CONTE, S. (2014, June 9). Agroindustrias contaminan el agua. *Diario Los Andes*. Mendoza, Argentina. Retrieved from <http://losandes.com.ar/article/agroindustrias-contaminan-el-agua-793310>
- DAGNINO, M., & WARD, F. A. (2012). Economics of agricultural water conservation: Empirical analysis and policy implications. *International Journal of Water Resources Development*, 28(4), 577–600. <http://doi.org/10.1080/07900627.2012.665801>
- DEIE. (2014). Anuario económico. Retrieved January 1, 2015, from http://www.deie.mendoza.gov.ar/publicaciones/detalle_publicaciones.asp?filtro=Anuarios+Estad%EDsticos&id=87
- DGI. (2008). Departamento General de Irrigación. Resolución 525. Mendoza, Argentina: Gobierno de Mendoza. Retrieved from <http://www.gobernac.mendoza.gov.ar/boletin/pdf/20080710-28192-normas.pdf>
- DGI. (2015). *Aqualibro* (2nd ed.). Mendoza: Irrigación Edita.
- DINAR, A. (2000). *The political economy of water pricing reforms*. (A. Dinar, Ed.) (1st ed.). New York: Oxford University Press. Retrieved from <http://documents.worldbank.org/curated/en/2000/04/437127/political-economy-water-pricing-reforms>
- DUEK, A. E., FASCILOLO, G. E., QUILES, M. E., & ZOIA, O. (2013). Uso del agua en la industria alimenticia de Mendoza. In *Congreso Nacional del Agua XXIV (CONAGUA)*. San Juan, Argentina.
- EPRE. (2013). *Informe demanda Mendoza y Cuyo*. Mendoza, Argentina. Retrieved from http://www.epremendoza.gov.ar/_a_adjuntos/Inf_Demanda_Cuyo_ANUAL_2013.pdf

- EPRE. (2015). *Evolución de la demanda eléctrica de Mendoza y Cuyo. Informe provisorio mensual. Junio 2015*. Mendoza, Argentina.
- EPRE. (2016). Cuadros tarifarios. Retrieved January 13, 2016, from http://www.epremendoza.gov.ar/subcategoria.php?subcategoria_id=59
- ERICE, M. V. (2013). Necesidad de transparencia y legalidad en la gestión y uso de las aguas subterráneas (El reciente caso de la Provincia de Mendoza). *Derecho Y Ciencias Sociales*, *Octubre*(9), 191–202.
- FAO. (2013). *Agroindustrias para el desarrollo*. (C. A. Silva, D. Baker, A. W. Shepherd, C. Jenane, & S. Miranda da Cruz, Eds.). Rome.
- FAO, & PROSAP. (2015). *Estudio del potencial de ampliación del riego en Argentina* (No. UTF/ARG/017). Buenos Aires.
- FERNÁNDEZ ROJAS, J. (2012, May 6). 4 historias judiciales y contaminantes de la YPF privatizada. *Mdzonline*. Mendoza, Argentina. Retrieved from <http://www.mdzol.com/nota/383062-4-historias-judiciales-y-contaminantes-de-la-ypf-privatizada/>
- FLORES ISUANI, M. Á. (2016, January 16). Nuevos hallazgos de YPF aportarán sólo \$ 76 millones por año a Mendoza. *Los Andes*. Mendoza, Argentina. Retrieved from <http://www.losandes.com.ar/article/nuevos-hallazgos-de-ypf-aportaran-solo-76-millones-por-ano-a-mendoza>
- Fondo Vitivinícola Mendoza. (2010). *Impacto de la Vitivinicultura en la Economía Argentina 2010*. Mendoza.
- FOSTER, S., & GARDUÑO, H. (2005). *Gestión sustentable del agua subterránea. Argentina: Enfoque de gestión integrada para la conservación del agua subterránea en los acuíferos de Mendoza*. Washington, D.C. Retrieved from www.worldbank.org/gwmate
- FOSTER, S., & GARDUÑO, H. (2006). *Integrated approaches to groundwater resource conservation in the Mendoza aquifers of Argentina. Sustainable Groundwater Management*. Washington, D.C.
- FOSTER, S., & GARDUÑO, H. (2012). Groundwater-resource governance: Are governments and stakeholders responding to the challenge? *Hydrogeology Journal*, 317–320. <http://doi.org/10.1007/s10040-012-0904-9>
- GARDUÑO, H., & Foster, S. (2010). *Sustainable groundwater irrigation: approaches to reconciling demand with resources*. Washington, D.C. Retrieved from www.worldbank.org/gwmate
- Gobierno de Mendoza. (2010). *Boletín Oficial 28.597. Provincia de Mendoza*. Mendoza. Retrieved from <http://www.legislaturamendoza.gov.ar/wp-content/uploads/2016/01/presu2016.pdf>

- HELLEGERS, P., ZILBERMAN, D., STEDUTO, P., & MCCORNICK, P. (2008). Interactions between water, energy, food and environment: evolving perspectives and policy issues. *Water Policy*, 10(S1), 1. <http://doi.org/10.2166/wp.2008.048>
- HERNÁNDEZ, J., MARTINIS, N., & FORNERO, L. (2013). Modelación hidrológica de la cuenca norte de Mendoza. In *Congreso Nacional del Agua XXIV (CONAGUA)* (p. 113). San Juan, Argentina.
- HLPM. Ley provincial 4.035: Extracción de aguas subterráneas (1974). Mendoza, Argentina: Senado y Cámara de Diputados de la Provincia de Mendoza.
- IDR. (2016). Ecoatlas. Retrieved January 26, 2016, from <http://www.ecoatlas.org.ar/index.html>
- IRESE. (2008). *Optimización energética y posicionamiento satelital de los sistemas electromecánicos de bombeo de agua subterránea en pozos destinados al riego agrícola. Atlas Rural Agrícola. Provincia de Mendoza*. Mendoza, Argentina.
- JOFRÉ, J. L. (2010). *Efectos de las innovaciones productivas en la agricultura sobre la materialidad institucional del régimen hídrico. El caso mendocino entre 1976-2010*. Universidad Nacional de Cuyo.
- JOFRÉ, J. L., & DUEK, A. (2012). Criterios de política hídrica para el ordenamiento territorial. In *I Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos*. Buenos Aires, Argentina.
- KUPPER, E., QUERNER, E. P., MORÁBITO, J. A., & MENENTI, M. (2002). Using the SIMGRO regional hydrological model to evaluate salinity control measures in an irrigation area. *Agricultural Water Management*, 56(1), 1–15. [http://doi.org/10.1016/S0378-3774\(01\)00195-0](http://doi.org/10.1016/S0378-3774(01)00195-0)
- LAVIE, E., MORÁBITO, J. A., SALATINO, S. E., BERMEJILLO, A., & Filippini, M. F. (2010). Contaminación por fosfatos en el oasis bajo riego del río Mendoza. *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias*, 42(1), 169–184.
- LIVINGSTON, M. L., & GARRIDO, A. (2004). Entering the policy debate: An economic evaluation of groundwater policy in flux. *Water Resources Research*, 40(12), n/a–n/a. <http://doi.org/10.1029/2003WR002737>
- LLOP, A., & Alvarez, A. (2002). *Guías sobre salinización del agua subterránea en el Este mendocino*. Mendoza, Argentina.
- LOHN, P., GUIMARAES, R., & BUCICH, N. (2000). Evaluación hidroquímica y de la contaminación químico-biológica de la cuenca el Carrizal –zona norte– provincia de Mendoza. Republica Argentina. In *XI*

- Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas* (pp. 1–23). Sao Paulo, Brazil. http://doi.org/elSSN_2179-9784
- MACCARI, L. C. (2004). *Proyecto de fortalecimiento institucional. Provincia de Mendoza*. Mendoza, Argentina. Retrieved from http://siteresources.worldbank.org/INTARGENTINAINSPANISH/Resources/Desarrollo_Institucional_Mendoza_Part_1.pdf
- MAFFIOLI, A., UBFAL, D., BARÉ, G. V., & CERDÁN-INFANTES, P. (2011). Extension services, product quality and yields: the case of grapes in Argentina. *Agricultural Economics*, 42(6), 727–734. <http://doi.org/10.1111/j.1574-0862.2011.00560.x>
- MARGAT, J., & VAN DER GUN, J. (2013). *Groundwater around the world* (1st ed.). Boca Raton, FL: CRC Press. Retrieved from <http://www.crcpress.com>
- MONTACUTO, R. (2014, January 8). Petróleo y polémica a 150 metros del agua. *Mdzonline*. Mendoza, Argentina. Retrieved from <http://www.losandes.com.ar/article/nuevos-hallazgos-de-ypf-aportaran-solo-76-millones-por-ano-a-mendoza>
- MORÁBITO, J. A., MIRÁBILE, C. M., & SALATINO, S. E. (2007). Eficiencia de riego superficial, actual y potencial en el área de regadío del río Mendoza (Argentina). *Ingeniería Del Agua*, 14(3), 199–213.
- MORÁBITO, J. A., SALATINO, S. E., MEDINA, R., ZIMMERMANN, M., FILIPPINI, M. F., BERMEJILLO, A., ... MASTRANTONIO, L. (2005). Calidad del agua en el regadío del río Mendoza (Argentina). *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias*, 37(1), 1–23. Retrieved from http://web.observatorio.co/index.php?option=com_docman&task=doc_download&gid=483&Itemid=3
- MORÁBITO, J. A., SALATINO, S. E., & SCHILARDI, C. (2012). El desempeño del uso agrícola del agua en los oasis de los ríos Mendoza y Tunuyán a través de nuevos indicadores. In *VI Jornadas de Actualización en Riego y Fertirriego. Prácticas para Incrementar la Productividad y Asegurar la Sostenibilidad del Uso del Agua y del Suelo* (Vol. 3, pp. 1–19). Mendoza, Argentina.
- MORELLO, J., MATTEUCCI, S. D., RODRÍGUEZ, A. F., SILVA, M. E., & DE HARO, J. C. (2012). *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos* (1st ed.). Buenos Aires: Orientación Gráfica Editora. Retrieved from <https://books.google.de/books?id=q-RrngEACAAJ>
- NRC. (1997). *Valuing ground water. Economic concepts and approaches. Ground Water*. Washington, D.C.: National Academy Press.
- OECD. (2012). *Meeting the Water Reform Challenge. OECD Studies on Water*. OECD Publishing. <http://doi.org/10.1787/9789264170001-en>

- OECD. (2015). *Drying wells, rising stakes. OECD Studies on Water*. Paris: OECD Publishing. <http://doi.org/10.1787/9789264238701-en>
- OEI-DGI. (2006). *Integración de información, para el diagnóstico y gestión de la calidad del recurso hídrico en cuencas de la provincia de Mendoza, Argentina*. Mendoza, Argentina.
- OIKOS. (2004). *Informe ambiental Oikos*. Mendoza, Argentina. Retrieved from <http://www.oikosredambiental.org/documentos/infoamb2004.pdf>
- OSTROM, E. (1990). *Governing the commons: the evolution of institutions for collective actions* (1st ed.). Cambridge: Cambridge University Press.
- OSTROM, E. (2014). Institutions and sustainability of ecological systems. In S. Galiani & I. Sened (Eds.), *Institutions, property rights, and economic growth* (1st ed., p. 339). Cambridge: Cambridge University Press.
- PALERM-VIQUEIRA, J. (2010). A comparative history, from the 16th to 20th centuries, of irrigation water management in Spain, Mexico, Chile, Mendoza (Argentina) and Peru. *Water Policy*, 12(6), 779–797. <http://doi.org/10.2166/wp.2010.110>
- PINTO, M., & MARTIN, L. (2015). Los mecanismos legales de acceso al agua en las provincias áridas del oeste argentino: principios y características comunes. *Revista de La Facultad de Ciencias Agrarias*, 47(1), 145–157.
- PINTO, M., ROGERO, G. E., & ANDINO, M. M. (2006). *Ley de aguas de 1884. Comentada y concordada* (1st ed.). Mendoza, Argentina: Irrigación Edita. Retrieved from https://www.academia.edu/18443321/Ley_de_Aguas_de_1884._Comentada_y_Concordada
- Provincia de Mendoza. Ley de aguas (1884). Mendoza, Argentina: Superintendencia General de Irrigación. Retrieved from <http://www.agua.gob.ar/dgi/ley-aguas>
- PUEBLA, P., LLOP, A., BERTRANOU, A., ZOIA, O., FALÓTICO, N., FASCILOLO, G. E., ... RETA, J. (2005). *Gestión integral de los recursos hídricos (GIRH). El caso del agua subterránea. CELA*.
- RETA, J. (2005). La contaminación de las aguas subterráneas: el caso de los acuíferos de Ugarteche-Carrizal. In A. Scoones & E. Sosa (Eds.), *Conflictos socio-ambientales y políticas públicas en la provincia de Mendoza* (1st ed., pp. 340–357). Mendoza, Argentina: OIKOS red ambiental.
- SEVERINO, S. (2005). Tarifa eléctrica del riego agrícola en la provincia de Mendoza: Análisis de alternativas de su determinación. In XX

- Congreso Nacional del Agua y III Simposia de Recursos Hídricos del Cono Sur*. Mendoza, Argentina.
- SEVERINO, S. (2016). Entrevista con representante de EMESA y EPRE. Mendoza, Argentina.
- SHAH, T., GIORDANO, M., & MUKHERJI, A. (2012). Political economy of the energy-groundwater nexus in India: exploring issues and assessing policy options. *Hydrogeology Journal*, 20(5), 995–1006. <http://doi.org/10.1007/s10040-011-0816-0>
- SILANES, R. (2013). *Manuel Bermejo y la ley de aguas* (1st ed.). Mendoza, Argentina: Departamento General de Irrigación.
- SORIA, F. (2015, August 9). Ley Provincial 7722: una ley ambiental legítima de raigambre constitucional. *Mdzonline*. Mendoza, Argentina. Retrieved from <http://www.mdzol.com/opinion/622474-ley-provincial-7722-una-ley-ambiental-legitima-de-raigambre-constitucional/>
- SUN, S., SESMERO, J. P., & SCHOENGOLD, K. (2016). The role of common pool problems in irrigation inefficiency: A case study in groundwater pumping in Mexico. *Agricultural Economics (United Kingdom)*, 47(1), 117–127. <http://doi.org/10.1111/agec.12214>
- THEESFELD, I. (2010). Institutional challenges for national groundwater governance: policies and issues. *Groundwater*, 48(1), 131–142. <http://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2009.00624.x>
- THEESFELD, I., SCHLEYER, C., & AZNAR, O. (2010). The procedure for institutional compatibility assessment: ex-ante policy assessment from an institutional perspective. *Journal of Institutional Economics*, 6(03), 377–399. <http://doi.org/10.1017/S1744137410000056>
- World Bank. (2008). *The political economy of policy reform: Issues and implications for policy dialogue and development operations*. Social Development Department. Washington, D.C. Retrieved from www.worldbank.org

INFLUENCIA DEL CAMBIO CLIMÁTICO SOBRE UN RECURSO PESQUERO TRANSFRONTERIZO: EL CASO DE LA CORVINA RUBIA

MARÍA EUGENIA ROMERO;

Sistemas de Producción Acuática, Dpto. de Producción
Animal, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires

ALEJANDRA V. VOLPEDO,

Instituto de Investigaciones en Producción
Animal (INPA-UBA-CONICET). Facultad
de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos
Aires. Av. Chorroarín 280 CP 1427. Ciudad de
Buenos Aires. Argentina. romeroma@agro.uba.ar

RESUMEN

La franja costera de la provincia de Buenos Aires se caracteriza por ser un ambiente de alta productividad, con condiciones oceanográficas particulares que sostiene una alta diversidad específica, con poblaciones de tamaño moderado, baja tasa de crecimiento y renovación. Es un área ecológicamente sensible ya que es una zona de cría y reproducción de múltiples especies de importancia comercial. Como consecuencia del cambio climático, se prevé que en aguas marinas ocurran alteraciones en las variables fisicoquímicas como la temperatura y la salinidad, lo cual podría causar variaciones en la abundancia y distribución de las especies. A fin de conocer las posibles implicancias de la variabilidad climática sobre los recursos acuáticos costeros de la provincia de Buenos Aires, se seleccionó la especie costera de mayor importancia económica: la corvina rubia. Se analizaron las capturas de corvina rubia efectuadas durante el período 1989-2014, en la zona costera bonaerense y las variables

fisicoquímicas registradas en el mismo período. Se discuten los potenciales efectos en la abundancia y distribución de esta especie y su manejo en función de los escenarios del cambio climático pronosticados para la región.

Palabras clave: cambio climático, recursos transfronterizos, recursos pesqueros, corvina rubia.

INTRODUCCIÓN

La franja costera de la provincia de Buenos Aires se caracteriza por ser un ambiente de alta productividad, con condiciones oceanográficas particulares que sostiene una alta diversidad específica, con poblaciones de tamaño moderado, baja tasa de crecimiento y renovación (BERTOLOTTI *et al.*, 2001). Es un área ecológicamente sensible ya que es una zona de cría y reproducción de múltiples especies de importancia comercial (CAROZZA *et al.*, 2001a).

Según el Ministerio de Asuntos Agrarios de la Provincia de Buenos Aires (2011), la provincia cuenta con la mayor actividad pesquera marítima del país, lo que se ve reflejado en las estadísticas pesqueras del Ministerio de Agroindustria de la Nación.

El puerto de Mar del Plata es el que registra el mayor número de desembarques, lo que representa una elevada cantidad de mano de obra relacionada en forma directa a la actividad. Si bien se destacan, además del puerto de Mar del Plata, el de Bahía Blanca, Necochea y General Lavalle, existen otros numerosos puertos en la provincia con registros de desembarques (Río Salado, Berisso, San Clemente del Tuyú, Partido de La Costa, Rosales, Ensenada, entre otros). Las pesquerías costeras tienen una gran relevancia económica dado que a pesar de representar desembarques de solamente un 10% del total, incluyen al 45% del total de la flota argentina con un 20% de la tripulación total embarcada (CAROZZA *et al.*, 2001b).

Las especies del variado costero habitan primordialmente la franja costera bonaerense hasta la isobata 50 m. Dentro de éstas, la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) se destaca ya que constituye un recurso clave para la economía del sector pesquero de la provincia de Buenos Aires por a su importancia comercial y también deportiva.

Los desembarques totales de corvina rubia durante 2014 y 2015 fueron de 38.591 y 27.757 toneladas respectivamente (Ministerio de Agroindustria, 2016). Más del 90% del total de desembarques se registra en el área norte del ecosistema costero bonaerense mientras que el menor porcentaje se observa en el área sur de la provincia de Buenos Aires (El Rincón). Cabe mencionar que este es un recurso compartido con la República Oriental del Uruguay.

La corvina es una especie demersal que forma densos cardúmenes en aguas con profundidades menores a los 10 metros y ha sido caracterizada como una especie euritérmica, eurihalina, longeva, de crecimiento lento y reclutamiento variable (CAROZZA 2012). Posee una estrategia alimentaria generalista (JAUREGUIZAR *et al.*, 2003), la cual varía entre juveniles y adultos. Los juveniles son planctófagos, mientras que los adultos se alimentan de bivalvos y poliquetos, y en menor proporción de crustáceos y peces (GIBERTO, 2008; CAROZZA, 2012).

Esta especie tiene una estrecha dependencia de las condiciones ambientales en las diferentes etapas de su ciclo de vida. Por ejemplo, su reproducción está asociada al frente salino del Río de la Plata, y en concordancia con el máximo de turbidez (ACHA *et al.*, 1999). Además presenta una segregación espacial de acuerdo a las tallas (JAUREGUIZAR *et al.* 2003). Los juveniles ocupan las aguas de menor profundidad asociados al frente salino y zona de máxima turbidez lo que les brinda alimento y refugio (BRAVERMAN *et al.*, 2009), mientras que los adultos se encuentran en aguas de

la plataforma costera aunque durante la primavera se dirijan al estuario a desovar.

La Bahía de Samborombón es la zona de cría de juveniles más importante de la región donde los mismos permanecen en el área resguardada de la bahía hasta los 2 o 3 años de vida (CAROZZA, 2012). En el área de El Rincón (al sur de la provincia de Buenos Aires), también se ha observado actividad reproductiva de la especie cuando las temperaturas son mayores a los 18° C (MILITELLI *et al.*, 2013).

El éxito reproductivo de esta especie en el Río de la Plata está asociado a la dinámica estuarial relacionada con las fluctuaciones de los caudales de los ríos que descargan en él (ACHA *et al.* 2012). En condiciones normales los huevos son retenidos en el gradiente frontal y las larvas se mantienen en el estuario (BRAVERMAN *et al.*, 2009; CAROZZA, 2012). Ante elevadas descargas de los ríos Paraná y Paraguay se promovería un menor reclutamiento de la especie, debido a una menor retención del ictioplancton, en contraposición a los menores caudales que favorecerían un mayor reclutamiento (ACHA *et al.*, 2012). Por lo expuesto, el reclutamiento de la corvina rubia se podría ver afectado por fenómenos climáticos globales como El Niño –Oscilación del Sur (ENOS).

Como consecuencia del cambio climático, se prevén cambios en las variables fisicoquímicas de las zonas estuariales y costeras que afecten la temperatura y la salinidad, lo cual podría causar variaciones en la abundancia y distribución de las especies (MAZUNDER *et al.*, 2015). Considerando que la corvina rubia tiene una estrecha dependencia con las características ambientales en las diferentes etapas de su ciclo de vida y que su área de distribución costera es una de las que puede ser potencialmente afectada por el cambio climático, este trabajo tiene por objetivo analizar la influencia ambiental sobre la pesquería costera bonaerense de esta especie durante el período 1989-2014 y evaluar los posibles

impactos sobre la misma en función de los escenarios de cambio climático en la región.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio de estudio donde se analizaron los desembarques y las capturas de la corvina rubia por cuadrante estadístico, es el ecosistema costero de la provincia de Buenos Aires que se extiende toda la costa de la provincia hasta los 50 metros de profundidad.

Los datos de la temperatura superficial del mar históricos se obtuvieron de base de datos climáticas del Centro de Investigaciones del Mar y la Atmósfera (CIMA-UBA-CONICET) (<http://3cn.cima.fcen.uba.ar>), la información del caudal fue extraída de la base de datos de Hidrografía Naval y los datos de la salinidad son reportados por GUERRERO *et al.* (2010).

Se analizaron los datos de desembarques de la corvina rubia en cada puerto bonaerense y la captura promedio mensual por año por cuadrante estadístico provistos por el Ministerio de Agroindustria. Los cuadrantes estadísticos correspondientes al área del Ecosistema Costero Bonaerense donde se distribuyen las especies del denominado “variado costero” (AGN, 2014) se presentan en la Figura 1.

Se seleccionaron para el análisis cuatro de los cuadrantes (3556, 3555, 3656 y 3655) que cuentan con la mayor captura de corvina. Debido a que no se contó con datos del esfuerzo de pesca, se procedió a analizar los porcentajes de captura y su variación en relación a las variables climáticas (temperatura, salinidad y caudal) en un año cálido (1998) y un año frío (2007).



Figura 1: Cuadrantes estadísticos. Fuente: Informe de la Auditoría General de La Nación (2014)

Se analizaron estadísticamente mediante un análisis de correlación de Pearson, los valores de captura en los cuadrantes y su asociación con las variables climáticas. Además se aplicó el análisis SIG-QGIS para el análisis espacial de los datos en el periodo estudiado.

RESULTADOS Y DISCUSION

Los desembarques de la corvina rubia desde 1989 a 2014, presentan una tendencia creciente, aunque hay un periodo de 5 años (1998-2002) donde los mismos disminuyeron (Figura 2). Esto podría deberse a los factores socioeconómicos y no ambientales, que afectaron el sector pesquero, así como a las medidas de regulación impuestas (CAROZZA, 2010). En el 2003 volvieron a incrementarse las

capturas desembarcadas de esta especie y el número de barcos (CAROZZA *et al.*, 2007).

A partir de 1992, aumentó la demanda de los países asiáticos por esta especie, lo que se ve reflejado en el aumento de las capturas (Fig 2). Este incremento de la captura entre 1992 y 1997 estuvo dado a partir de que la flota costera se instaló en Bahía Samborombón (Buenos Aires), en donde la especie suele concentrarse durante la temporada invernal (LASTA *et al.*, 2000, CAROZZA 2010). En consecuencia, aumentaron abruptamente las capturas, registrándose en 1995 los máximos en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU), en el Río de la Plata y en El Rincón.

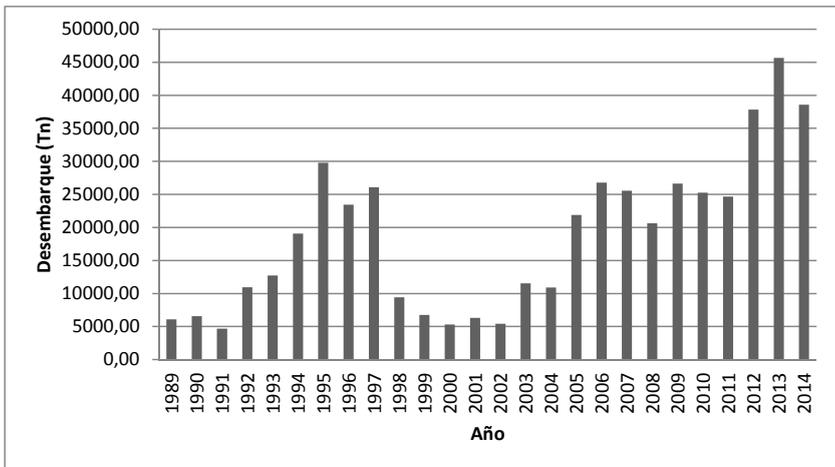


Figura 2: Evolución de los desembarques de corvina blanca durante el período 1989-2014

A partir del año 2005 se observa un incremento sostenido hasta el 2011, pasando de las 25000 toneladas promedio en 2012; a desembarcar entre 35000 y 45000 toneladas en los años 2013 y 2014.

Para esta especie, el puerto de Mar del Plata es el de mayor relevancia, seguido por los puertos de General Lavalle y el del Río Salado (Fig. 3).

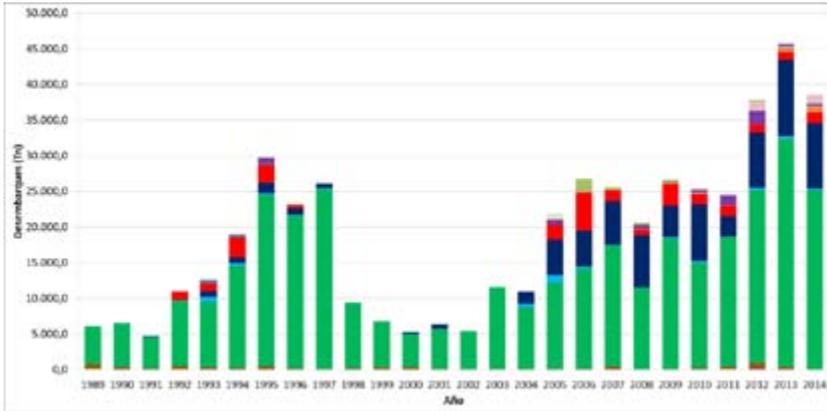


Figura 3: Desembarques totales (Tn) en cada puerto bonaerense durante el período 1989-2014 para la corvina rubia.

Se observa que en las latitudes 35°S y 36°S, se registra la mayor cantidad de toneladas de corvina rubia capturada en el periodo de estudio. A su vez, los cuadrantes seleccionados para este trabajo (3556, 3555, 3656 y 3655), se encuentran dentro de los ocho con mayor captura de la franja costera bonaerense (Fig. 4).

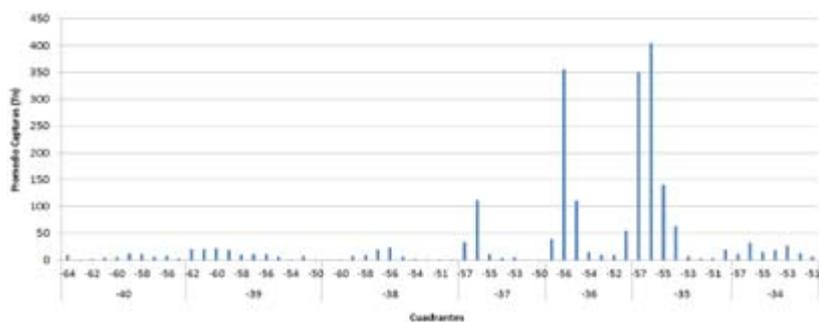


Figura 4: Promedio de capturas en función de la latitud y longitud (cuadrantes).

Uno de los eventos con mayor influencia sobre las temperaturas y las precipitaciones en Sudamérica es el fenómeno El Niño-Oscilación del Sur (ENOS), donde El Niño y La Niña son las fases extremas del ciclo.

La fase cálida del ciclo (El Niño) se ha presentado con diferente intensidad en los años (1991-1992; 1997-1998, 2002-2003, 2009-2010) influenciando la descarga de los ríos de la Cuenca del Plata y el aumento de sedimentos arrastrados por los mismos (KJERFVE *et al.*, 2001). Según BRAZEIRO *et al.*, (2005) en los años en los que se registraron eventos intensos de El Niño, el caudal medio del Río de La Plata alcanzó valores superiores a los 60.000 m³/s, con la consecuente extensión de las aguas diluidas hacia el mar.

Por el contrario, el fenómeno de La Niña está asociado a menores precipitaciones y así disminuciones en el caudal del Río de La Plata que por ende, provocan el desplazamiento del estuario hacia el continente (JAUREGUIZAR, 2004). En concordancia a lo que ocurre en el Río de La Plata, en el área de El Rincón durante los años que prevalece el fenómeno de La Niña, el área estuarial se reduce (<5.000 km²) cuando normalmente el área es de 10.000 km² a 15.000 km²

en época invernal y estival respectivamente (LUCAS *et al.*, 2005).

Por otro lado, se ha observado en el Río Paraná que las anomalías extremas de su caudal se relacionan claramente con fases de los eventos de El Niño más no con eventos La Niña (CAMILLONI, 2005).

La variación en los caudales a su vez, se correlacionan fuertemente con el desplazamiento del sistema frontal en los estuario, lo cual puede tener influencia en la actividad pesquera (Nagy *et al.*, 2013) ya que los frentes son áreas relevantes para la reproducción de peces. Como se mencionó con anterioridad, estos fenómenos climáticos no sólo ocasionan variación en las precipitaciones de la región y los caudales de los ríos. Esta influencia se da en el aumento de los valores medios de temperatura del aire y del agua en el Fenómeno El Niño (CAMILLIONI, 2008) y en la disminución de los mismos durante el fenómeno La Niña.

Al comparar un año influenciado por el fenómeno de El Niño (1998) y un año influenciado por el fenómeno de La Niña (2007), puede observarse la diferencia de la descarga del Río de La Plata (Fig. 5).

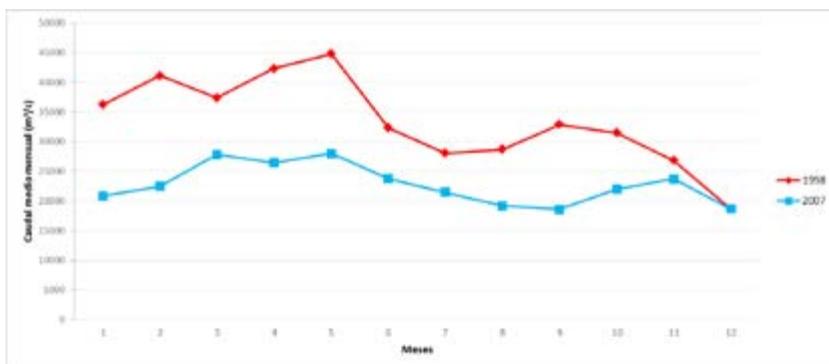


Figura 5: Variación del caudal medio mensual (m^3/s) del Río de La Plata

Tras analizar las posibles relaciones entre las variables ambientales (temperatura, caudal y salinidad) durante años con influencia ENOS en aquellos cuadrantes donde se presentó una mayor captura de corvina rubia, se evidencia que en un año frío como el 2007, las capturas de esta especie fueron superiores, en comparación con un año cálido como el 1998 (fig 6). Esta diferencia entre ambos se observa en los cuadrantes 3556, 3555 y 3656, mientras que solamente en el cuadrante 3655 el promedio de capturas es superior en los años 2009 y 2010.

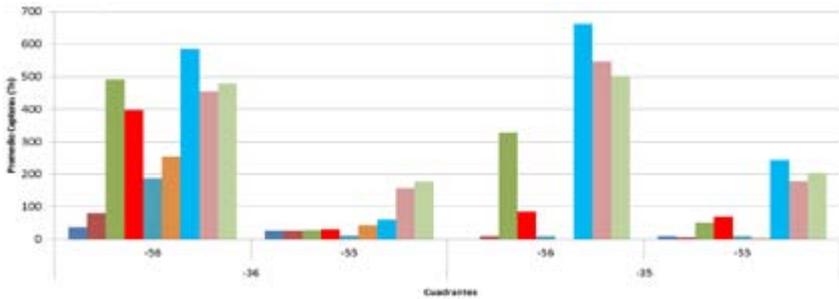


Figura 6: Promedio de capturas (T_n) en función de la latitud y longitud en diferentes años con influencia ENOS.

Los resultados muestran que si bien en el invierno es cuando generalmente se pesca con mayor preponderancia a esta especie (Fig. 7 y 8); en el invierno del año con presencia del fenómeno El Niño (año 1998) se capturó una proporción menor de individuos respecto al invierno del año sin dicho evento (año 2007) en la latitud 35° S, pero en la latitud de 36° S se capturó una proporción mayor en 1998 que en el 2007 a diferencia que en verano. Esto puede deberse al desplazamiento de la especie, entre cuadrantes. Durante el año más cálido se registró no solamente un aumento del promedio de la temperatura superficial del mar sino también una

descarga del Río de La Plata superior a la del año frío. Esta variación en el caudal podría explicar la diferencia observada en la salinidad media de los cuadrantes estudiados en los dos años, siendo ésta más baja en el 1998 y más elevada en el 2007 (Fig 7 y 8). Respecto al análisis de las variables ambientales y su relación con la captura, se observó que existe una correlación negativa significativa entre la temperatura ($p > 0.05$, $r = -0.67$), el caudal ($p > 0.05$, $r = -0.76$), y la captura de corvina rubia (%), mientras que con la salinidad es una correlación positiva ($p > 0.05$, $r = 0.72$).

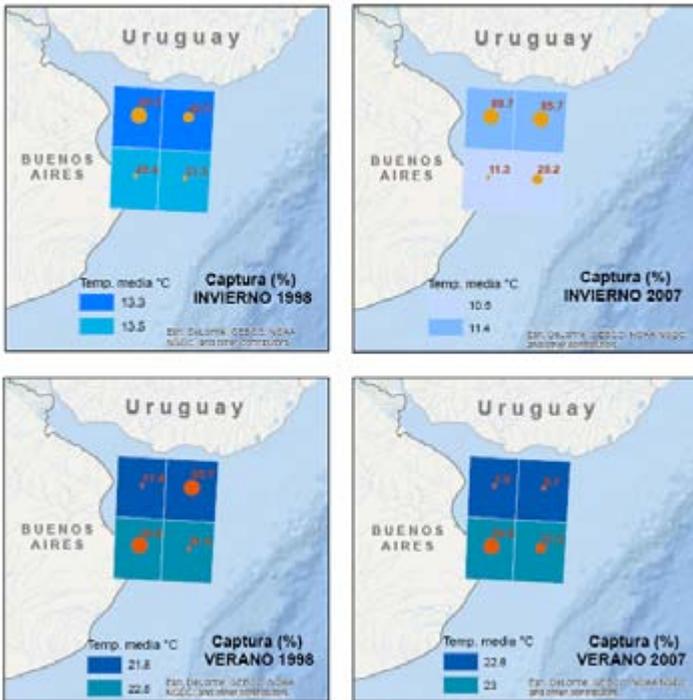


Figura 7: Diferencia en las proporciones % de captura en los cuadrantes 3555, 3556; 3655 y 3656 en verano y en invierno de los años 1998 y 2007 en función de la variación de la temperatura.

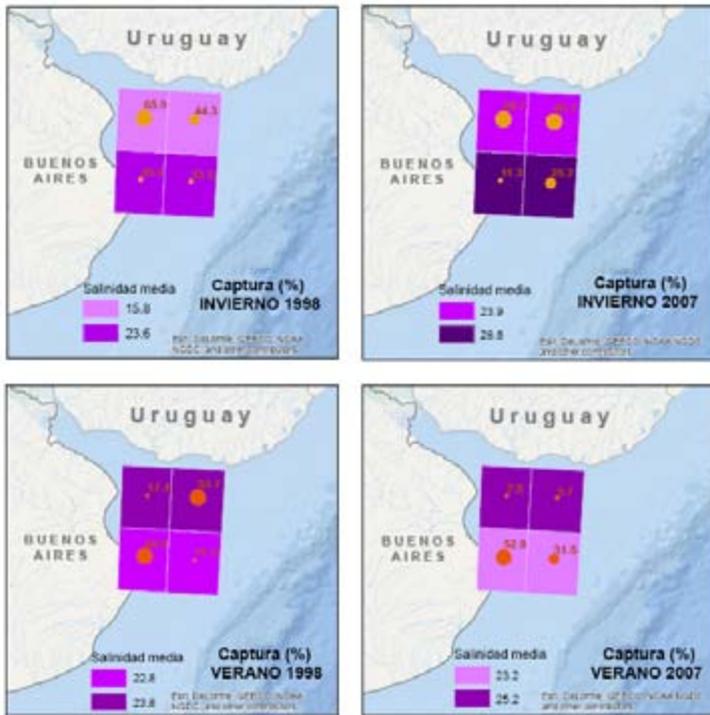


Figura 8: Diferencia en las proporciones % de captura en los cuadrantes 3555, 3556; 3655 y 3656 en verano y en invierno de los años 1998 y 2007 en función de la variación de la salinidad.

En relación a los posibles efectos de la variabilidad ambiental en la distribución espacial de las capturas de la especie, se procedió a analizar los datos teniendo en cuenta el aporte (%) de cada cuadrante al total de las capturas de corvina rubia en época invernal de la costa bonaerense. Tras este análisis se advierte que el aporte (%) en invierno de las capturas de cada cuadrante difiere en el año cálido con elevadas descargas del Río de La Plata (1998) del año frío con menor caudal (2007) (Fig. 9).

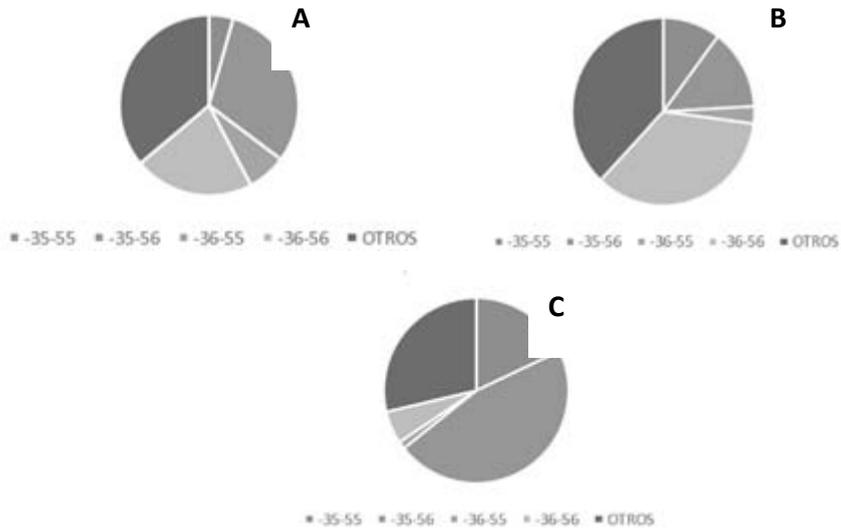


Figura 9: Variación del aporte porcentual de cada cuadrante al total de corvina rubia capturada en: A) invierno de todo el período 1989-2014; B) invierno del año 1998 y C) invierno del año 2007).

Es destacable que al considerar las capturas de los inviernos de todos los años, el cuadrante 3556 representa una mayor proporción que en el año 1998 y una menor proporción que en el año 2007.

Si bien la diferencia en las proporciones capturadas de corvina rubia podría explicarse en gran medida por los cambios observados en las variables ambientales, también es necesario considerar otros factores de gran importancia como cambios en el esfuerzo pesquero, las modificaciones en la legislación pesquera, las innovaciones tecnológicas, y los aspectos socioeconómicos.

Tendencias y perspectivas de la captura de corvina en las próximas décadas

El cuarto informe de evaluación del Panel Intergubernamental de Expertos del Cambio Climático (IPCC) elaborado en el año 2007 confirma que el calentamiento del sistema climático es inequívoco. Los aumentos del promedio mundial de la temperatura del aire y del océano son evidentes como así también el aumento del promedio mundial del nivel del mar. Cambios a escala regional y local de la temperatura han sido relacionados con las diferentes fases de las oscilaciones oceánico-atmosféricas entre las que se destaca el fenómeno ENOS que desde mediados de la década del 1970, ha sido más frecuente e intenso (SALINGER, 2005).

Dado que tanto la temperatura del agua como otras variables físicas (salinidad, velocidad de corrientes) y químicas (concentración de oxígeno, pH) influyen en la distribución espacial de las especies, se espera que el calentamiento proyectado en aguas marinas, si bien no es homogéneo ni cuenta con la misma intensidad en todas las zonas geográficas (BARANGE y PERRY, 2009) provoque desplazamientos espaciales de las pesquerías ocasionando invasiones en latitudes altas y extinciones en los trópicos (IPCC, 2014). Además de las variaciones en la temperatura, también se observan cambios en la salinidad del mar (CURRY *et al.*, 2003), la que funciona como un indicador indirecto del cambio climático ya que está relacionada con la modificación en el patrón de las precipitaciones, de las tasas de evaporación, de las descargas de grandes ríos y del derretimiento de los polos (BARANGE y PERRY, 2009).

Con respecto a las tendencias climáticas mencionadas, se destaca que durante el siglo XX la región este de Sudamérica presentó un aumento en las precipitaciones anuales (GIORGI, 2003).

Para Argentina, HARTMANN *et al.*, (2013) reportan que las temperaturas en el periodo 1901-2012 se han incrementado en más de 0.5°C. Los grandes cambios se generaron a partir de 1960 principalmente en las temperaturas medias mínimas de verano. Por otro lado se han observado un aumento en la frecuencia e intensidad de eventos extremos por ejemplo las precipitaciones en la región del noreste (NEA) de Argentina (BARROS *et al.*, 2014). Por ejemplo en la cuenca del Río de la Plata, la lluvia anual aumentó entre 10 y 40% en los últimos cuarenta años (CAMILLONI, 2008). Específicamente, en el noreste de Argentina y en el sur y centro, esta tendencia iniciada a mediados de la década de 1970 y fines de la década de 1960 respectivamente, podría estar asociada a una mayor frecuencia y/o intensidad del fenómeno de El Niño-Oscilación Sur (ENOS) (BARROS *et al.*, 2005).

Barros *et al.*, (2014) reportan que para las próximas décadas se prevé un aumento de 0.5 a 1°C presentándose una aceleración regional de la tasa de calentamiento, intensificándose en el NEA el aumento de precipitaciones.

En el área de los cuadrantes estudiados en este trabajo las variables ambientales proyectadas por (BARROS *et al.*, 2015) aumentarían entre 0.25 a 0.5°C para los escenarios cercanos (2016-2035) y a largo plazo (2081-2100). Esto sugiere que al aumentar la temperatura y los caudales de los ríos, posiblemente se afectaría la captura de la especie, y que probablemente la misma podría desplazarse hacia áreas más propicias. El desplazamiento de la especie y cambios en su distribución debido a cambios en las variables ambientales es un comportamiento que ya ha tenido la corvina rubia en el pasado. En el Cuaternario, SACARTACINI y VOLPEDO (2013) y SCARTACINI *et al.* (2015) demostraron que la corvina rubia cuya distribución hace aproximadamente 6000 años estaba registrada en aguas costeras nordpatagónicas,

se desplazó a latitudes inferiores debido a cambios ambientales, generándose la actual distribución. Por lo que este tipo de comportamiento ante cambios ambientales, puede ser esperable para la especie en el futuro.

CONCLUSIONES

La corvina rubia es una especie cuyo ciclo de vida está estrechamente influenciado en sus distintas etapas por las variables ambientales (temperatura, salinidad), esto hace que las capturas de la especie también sean afectadas por dichas variables. En las últimas décadas las capturas de la corvina rubia se han incrementado debido a los requerimientos de los mercados interno y externo, principalmente. En este contexto sumado a los cambios ambientales previstos en la región es posible que para esta especie se reduzcan las capturas como consecuencia de su potencial desplazamiento hacia áreas más propicias afectando al sector pesquero. Por esta razón es necesaria la realización de un plan de manejo integrado costero para la región bonaerense que contemple medidas de adaptación planificadas para hacer frente a los potenciales cambios ambientales de la región, así como la profundización de este tipo de estudios para otras especies comerciales costeras.

Agradecimientos

Especial agradecimiento a M. MILKOVIC por el análisis espacial de los datos en el periodo estudiado, a M. DOYLE por los datos de la temperatura superficial del mar históricos, a la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, Ministerio de Agroindustria por su valioso aporte para la realización de este trabajo. Al Universidad de Buenos Aires (UBACYT 20620110100007) y al CONICET (PIP112-20120100543CO) por el financiamiento.

BIBLIOGRAFÍA

- ACHA, E.M., MIANZAN, H.W., LASTA, C.A. and GUERRERO, R.A. 1999. Estuarine spawning of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in the Río de la Plata, Argentina. *Mar. Freshw. Res.* 50:57–65.
- ACHA, E. M., SIMONATO, C. G., CAROZZA, C., & MIANZAN, H. 2012. Climate induced year class fluctuations of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces, Sciaenidae) in the Río de la Plata estuary, Argentina–Uruguay. *Fisheries Oceanography*, 21(1), 58-77.
- Auditoría General de la Nación. 2014. Informe de auditoría. Gestión Ambiental de la SSPyA respecto de la explotación de especies costeras (Variado Costero)
- BARANGE, M., & PERRY, R. I. 2009. Physical and ecological impacts of climate change relevant to marine and inland capture fisheries and aquaculture. *Climate change implications for fisheries and aquaculture*, 7.
- BARROS, V., MENÉNDEZ, Á., & NAGY BREITENSTEIN, G. J. 2005. *El cambio climático en el Río de la Plata* (No. 551.586 CAM).
- BARROS, V. R., BONINSEGNA, J. A., CAMILLONI, I. A., CHIDIAC, M., MAGRÍN, G. O., & RUSTICUCCI, M. 2015. Climate change in Argentina: trends, projections, impacts and adaptation. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 6(2), 151-169.
- BEIGT, D., & PÍCCOLO, M. C. 2009. Tendencia de la temperatura en una planicie de marea del estuario de Bahía Blanca (período 2000-2007). *Investigaciones geográficas*, (48), 253-271.
- BRAVERMAN, M. S., ACHA, E. M., GAGLIARDINI, D. A., & RIVAROSSA, M. 2009. Distribution of whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*, Desmarest 1823) larvae in the Río de la Plata estuarine front. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82(4), 557-565.
- BERTOLOTTI, M., PAGANI, A. y ERRAZTI E. 2001. Actividad pesquera, incidencia relativa de la provincia de Buenos Aires. INIDEP. Informe Técnico N°70.
- BRAZEIRO, A., CARSEN, A., GÓMEZ ERACHE, M., HIMSCHOOT, P., LASTA, C., ORIBE STEMMER, J. & ROCHE, M. 2005. Análisis diagnóstico transfronterizo del Río de la Plata y su frente marítimo.
- CAMILLONI, I. 2008. Cambio Climático. *Ciencia Hoy*, 103, 42-49.
- CAMILLONI, I. 2005. Variabilidad y tendencias hidrológicas en la Cuenca del Plata en Barros, V., Menéndez, A., & Nagy, G. J. *El Cambio Climático en el Río de la Plata*. 200p. *Project assessments of impacts*

- and adaptation to climate change (AIACC), CIMA/CONICET, Buenos Aires, Argentina* 21-32 p.
- CAROZZA, C., IZZO, P., COLONELLO, J. y LASTA, C. 2001a. Análisis de las densidades y áreas de concentración de las principales especies demersales costeras en el área del Río de la Plata y zona común de pesca, durante los años 1993, 1994, 1999 y 2001. Acuerdo N° 100, Freplata (PNUD/GEF/RLA/99/G31).
- CAROZZA, C., RUARTE, C., MASSA, A., SUQUELLI, P., COLAUTTI, D., GIANGIOBBE, S., ARIAS, A. & HOZBOR, N. 2001b. Diagnóstico del conocimiento de la pesca costera demersal en la Provincia de Buenos Aires. *INIDEP, Subsecretaria de Actividades Pesqueras de la Provincia de Buenos Aires, Departamento de Explotación Comercial Secretaria de Desarrollo Sustentable y Política Ambiental de la Nación Dirección de Recursos Ictícolas y Acuícolas. Consejo Federal Pesquero.*
- CAROZZA C., LASTA C., RUARTE C., COTRINA, C., MIANZAN, H. & ACHA, M. 2004. Corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) . En: Sanchez, R. & Bezzi, S. (Eds). El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 4. Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización biológica y evaluación del estado de explotación Publicaciones especiales INIDEP, Mar del Plata, 359 pp.
- CAROZZA, C. 2010. Pesquería comercial. Frente Marítimo, 21, 15-22.
- CAROZZA, C. R. 2012. Estructura y dinámica poblacional de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*, Desmarest, 1823) del extremo sur de su distribución (Pcia. Buenos Aires, Argentina). Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata, Facultad de Ciencias Exactas. Argentina. 151 p.
- CONDE, A. A., PICCOLO, M. C., y PIZARRO, N. 2009. Análisis histórico de las capturas de la flota costera en el puerto de Bahía Blanca. Período 1983-2007.
- CONSEJO FEDERAL PESQUERO. 2001. “Diagnóstico del conocimiento de la pesca costera demersal en la Provincia de Buenos Aires”.
- CURRY, R., DICKSON, B., & YASHAYAEV, I. 2003. A change in the freshwater balance of the Atlantic Ocean over the past four decades. *Nature*, 426(6968), 826-829.
- FAO. 2014. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2014. Roma. 253 pp.
- GIBERTO, D. A. 2008. Estructura de la comunidad bentónica y ecología trófica de Scianeidae (Pisces: Osteichthyes) en el estuario del

- Río de la Plata. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Comahue. Argentina 224 p.
- GIORGI F. 2003. Variability and trends of sub-continental scale surface climate in the twentieth century. Part I: Observations. *Clim.Dyn.*, 18, 675-691.
- GUERRERO, R. A., PIOLA, A. R., MOLINARI, G. N., OSIROFF, A. P. y JÁUREGUI, S. I. 2010. Climatología de temperatura y salinidad en el Río de la Plata y su frente marítimo Argentina-Uruguay (No. P40/1). Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata (Argentina).
- HARLEY, C. D., RANDALL HUGHES, A., HULTGREN, K. M., MINER, B. G., SORTE, C. J., THORNER, C. S., RODRIGUEZ, L. F., TOMANEK, L. & WILLIAMS, S. L. 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology letters*, 9(2), 228-241.
- HARTMANN, D.L., KLEIN TANK A.M., RUSTICUCCI M., ALEXANDER L.V., BRÖNNIMANN, S., CHARABI, Y., DENTENER, F.J., DLUGOKENCKY, E.J., EASTERLING, D.R., KAPLAN, A., *et al.* 2013. Observations: atmosphere and surface. Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC*. Cambridge University Press, Cambridge: 159-254.
- JAUREGUIZAR, A. J., BAVA, J., CAROZZA, C. R., & LASTA, C. A. 2003. Distribution of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in relation to environmental factors at the Río de la Plata estuary, South America. *Marine Ecology Progress Series*, 255, 271-282.
- JAUREGUIZAR, A. J. 2004. Patrón espacial y temporal de las áreas de asociaciones ícticas demersales costeras (34° S-41° S) y su relación con los factores ambientales. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Argentina. 251 p.
- KJERFVE, B., SEELIGER, U., & de LACERDA, L. D. 2001. A summary of natural and human-induced variables in coastal marine ecosystems of Latin America. En *Ecological studies: Coastal marine ecosystems of Latin America*. Eds: Seeliger, U.; L.D., Lacerda, y Kjerfve, B. Springer-Verlag, Berlín 341-353 pp.
- LASTA, C. A., CAROZZA, C. R., SUQUELLE, P., BREMEC, C., ERRAZTI, E., PERROTTA, R. G., ... & BOCCANFUSO, J. 2000. Característica y dinámica de la explotación de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) durante la zafra invernal, años 1995 a 1997.

- IPCC. 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 págs.
- IPCC. 2014: Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad – Resumen para responsables de políticas. Contribución del Grupo de trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea y L.L. White (eds.)]. Organización Meteorológica Mundial, Ginebra, Suiza, 34 págs. (en árabe, chino, español, francés, inglés y ruso).
- MAZUMDER, S. K., De, M., MAZLAN, A. G., ZAIDI, C. C., RAHIM, S. M., & SIMON, K. D. 2015. Impact of global climate change on fish growth, digestion and physiological status: developing a hypothesis for cause and effect relationships. *Journal of Water and Climate Change*, 6(2), 200-226.
- MILITELLI, M. I., RODRIGUES, K. A., CORTÉS, F., & MACCHI, G. J. 2013. Influence of environmental factors on the spawning of sciaenids in the Buenos Aires Coastal Zone, Argentina Influencia de los factores ambientales en el desove de los esciénidos en la zona costera de Buenos Aires, Argentina. *Ciencias Marinas*, 39(1), 55-68.
- MINISTERIO DE ASUNTOS AGRARIOS DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES. 2011. Dirección Provincial de Pesca. Informe del sector pesquero en la provincia de Buenos Aires año 2011. 20 pp.
- NAGY, G. J., MUÑOZ, N., VEROCAI, J. E., & BIDEGAIN, M. 2013. Simulación del comportamiento del sistema frontal del Río de la Plata bajo escenarios hidroclimáticos. *Boletín de Dinámica de Sistemas*, (Septiembre 2013).
- LUCAS, A. J., GUERRERO, R. A., MIANZAN, H. W., ACHA, E. M., & LASTA, C. A. 2005. Coastal oceanographic regimes of the northern argentine continental shelf (34–43 S). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65(3), 405-420.
- SALINGER, M. J. (2005). Climate variability and change: past, present and future—an overview. *Climatic Change*, 70(1-2), 9-29.
- SCARTASCINI, F. L., & VOLPEDO, A. V. 2013. White croaker (*Micropogonias furnieri*) paleodistribution in the Southwestern Atlantic Ocean. An

archaeological perspective. *Journal of Archaeological Science*, 40(2), 1059-1066.

SCARTASCINI, F. L., SÁEZ, M., & VOLPEDO, A. V. 2015. Otoliths as a proxy for seasonality: The case of *Micropogonias furnieri* from the northern coast of San Matías Gulf, Río Negro, Patagonia, Argentina. *Quaternary International*, 373, 136-142.

SISTEMA ACUIFERO GUARANI. EL CONOCIMIENTO PARA LA GESTIÓN

JORGE NÉSTOR SANTA CRUZ,

Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua - Universidad de
Buenos Aires; Ex Coordinador Técnico del Proyecto Acuífero Guaraní

MARÍA JOSEFA FIORITI,

Subsecretaría de Recursos Hídricos de Argentina.

MIREYA LÓPEZ BERNIS

Municipalidad de Concordia-Entre Ríos-Argentina.

RESUMEN

Los estudios hidrogeológicos de este acuífero profundo realizados preliminarmente por algunos destacados profesionales de las Universidades nacionales de Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay pusieron de relieve la importancia de conocer científicamente esta formación regional de la que se hicieran eco los gobiernos de los referidos países. Los mismos convinieron en llevar adelante el Proyecto para la “Protección Ambiental y el Desarrollo Sostenible del Sistema Acuífero Guaraní” (PSAG), con el apoyo del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF), dinero implementado por el Banco Mundial (BM) y la Secretaría General de la Organización de Estados Americanos (SG/OEA), como agencia ejecutora internacional.

El referido Proyecto se estructuró en siete Componentes: I) expansión y consolidación del conocimiento científico y técnico del Sistema Acuífero Guaraní; II) desarrollo e implementación conjunta de un marco de gestión; III) fortalecimiento de la participación pública, la comunicación social y la educación ambiental; IV) evaluación, seguimiento

y diseminación de los resultados del Proyecto; v) desarrollo del adecuado manejo del acuífero y medidas de mitigación en áreas críticas identificadas que constituyeron los denominados “casos piloto; vi) análisis del potencial geotérmico del acuífero y, vii) coordinación y gestión para la ejecución del Proyecto.

Esas áreas piloto fueron: Rivera (Br)-Santana (UY), Riberao Preto, Bella Vista (PY) y Piloto Concordia (Ar) y Salto (Uy).

En este trabajo se recopilan las actividades propuestas y el desarrollo del área Piloto Concordia (Ar) y Salto (Uy) para el Acuífero Guaraní en lo que hace a cartografía básica digital, conformación de una base de datos Hidrogeológicos, Sistema de Información de los pozos del área, modelación matemática y la instalación de una red de monitoreo de los principales parámetros hidráulicos.

Palabras clave: Acuífero Graraní, estudios hidrogeológicos, cartografía digital, modelación, monitoreo.

INTRODUCCIÓN

Las características hidrogeológicas de este acuífero profundo - Formaciones Botucatu, Tacuarembó y Misiones de la República Federativa de Brasil, República Oriental Del Uruguay y La República del Paraguay respectivamente) fueron presentadas a nivel regional preliminarmente en el X Simposio Brasileiro de Recursos Hídricos y I Simposio de Recursos Hídricos do Cono Sul, 7 al 12 de noviembre de 1993 de Gramado/RS, República Federativa de Brasil. En efecto, en el mismo se dio a conocer el Mapa Hidrogeológico de América del Sur, escala 1: 5.000.000, llevado a cabo por los Organismos Geológicos e Hidrogeológicos de esos países, y coordinado por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) a través de la Oficina Regional de Ciencia para América Latina y el

Caribe en Montevideo, Uruguay. Esta Institución promovió, a partir de esa presentación, la continuación de estudios de esas formaciones hidrogeológicas comunes a los países mencionados, a los cuales se sumó posteriormente Argentina ya que el 24 de noviembre de 1994 se alumbró en la localidad de Federación, Entre Ríos, aproximadamente a 1.000 metros de profundidad, agua termal proveniente de las areniscas infrabasálticas atribuidas al futuro “Guaraní”. Años después, algunos destacados profesionales de las universidades nacionales de Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay pusieron también de relieve la importancia de conocer científicamente esta formación regional de la que se hicieran eco los gobiernos de los referidos países. Los mismos convinieron, en enero del año 2000, llevar adelante el Proyecto para la “Protección Ambiental y el Desarrollo Sostenible del Sistema Acuífero Guaraní” (PSAG), con el apoyo financiero del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF), implementado por el Banco Mundial (BM) y la Secretaría General, Departamento de Desarrollo Sustentable de la Organización de Estados Americanos (SG/OEA), como agencia ejecutora internacional.

EL PROYECTO PARA LA PROTECCIÓN Y GESTIÓN DEL SISTEMA ACUÍFERO GUARANÍ

El referido Proyecto se estructuró en siete Componentes: I) expansión y consolidación del conocimiento científico y técnico del Sistema Acuífero Guaraní (SAG); II) desarrollo e implementación conjunta de un marco de gestión; III) fortalecimiento de la participación pública, la comunicación social y la educación ambiental; IV) evaluación, seguimiento y diseminación de los resultados del Proyecto; V) desarrollo del adecuado manejo del acuífero y medidas de mitigación en áreas críticas identificadas que constituyeron los denominados “casos piloto; VI) análisis del potencial geotérmico

del acuífero y, VII) coordinación y gestión para la ejecución del Proyecto.

Esas áreas piloto fueron: Rivera (Br)-Santana (UY), Riberão Preto, Bella Vista (PY) y Concordia (Ar) y Salto (Uy).

Se tratan aquí las actividades propuestas y el desarrollo del área Piloto Concordia (Ar) y Salto (Uy) para el Acuífero Guaraní en lo que hace a cartografía básica digital, conformación de una base de datos Hidrogeológicos, Sistema de Información de los pozos del área, modelación matemática y la conformación de una red de monitoreo de los principales parámetros hidráulicos.

Este Proyecto, que fuera precedido de una fase de preparación desde enero de 2000 a diciembre de 2001, contó con las contrapartes financieras y la participación activa de empresas (bajo licitaciones públicas internacionales), profesionales expertos, universidades públicas y privadas y organizaciones de la sociedad civil de los cuatro países desde marzo del año 2003, finalizando en enero de 2009. Las actividades fueron desarrolladas en un marco muy participativo y equilibrado.

El Proyecto fue ejecutado en su totalidad y el objetivo de los países para avanzar en el desarrollo del proceso de gestión de los recursos hídricos subterráneos fue plenamente cumplido, llevándose a cabo los siguientes desarrollos para el conocimiento y difusión del Acuífero Guaraní:

- Mapa Base 1:250.000 (191 Hojas); Mapa Base Regional 1:3.000.000 (mapa de trabajo); Mapas Base de pilotos 1:50.000 y 1:10.000
- Base de Datos y Sistema de Información - SISAG- :7.500 pozos.
- Inventario y Muestreo. Hidroquímica e Isotopía: 900 muestras.

- Geología de campo: 3.500 km de transectas y muestreos de rocas.
- Petrología-petrofábrica en laboratorio: 855 determinaciones.
- Geofísica: 3.300 km de transectas y 1.500 estaciones de medición.
- Análisis Hidrológico y Climatológico con estimaciones de escenario futuro de T° y balance del agua: 180 estaciones analizadas
- Hidrogeología regional y local en los Pilotos. Determinación de grandes áreas de flujo, recarga y descarga y comportamiento hidroquímico – isotópico diferencial, ensayos hidráulicos en Pilotos, mapas temáticos regionales y locales.
- Análisis de Usos del SAG. Aspectos socioeconómicos de los mismos. Cambios en el uso de suelo en el área del SAG.
- Modelo Numérico regional y locales de los Pilotos (5)
- Manuales y Guías Técnicas (7)
- Pasantías y Estancias de Entrenamiento (37); Cursos de Gestión, CapNET, Talleres de modelos y ADT (22)
- Diseño e implementación de la Red de Monitoreo Regional (180 pozos)

DESARROLLO DE LAS PRINCIPALES ACTIVIDADES

- **Cartografía básica:** En la primera fase de ejecución del proyecto, los técnicos crearon una cartografía básica, común a los cuatro países involucrados, para servir de base a la elaboración de un conjunto de mapas técnicos específicos y el registro de datos recolectados en el campo. Las 191 cartas topográficas del área del acuífero en los 4 países fueron consolidadas por primera vez bajo un mismo sistema de coordenadas y de proyecciones geográficas; con resolución 1:250.000 y 1:50.000 para las áreas de los Pilotos. El mapa básico del Sistema Acuífero Guaraní ganó en 2008 un importante premio internacional y se encuentra instalado en un soporte de mapas ad-hoc a disposición pública.

Cabe señalar que se elaboraron mapas de cambios en el Uso del Suelo durante el periodo comprendido entre la década del setenta (70) y la actualidad utilizando una adaptación de la clasificación de Uso y Cobertura de la Tierra del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS). Así, los datos registrados se tradujeron en la separación de distintos elementos del paisaje: (cursos y cuerpos de aguas superficiales, afloramientos rocosos, cobertura vegetal, etc.), actividades antrópicas generales (núcleos urbanos, rutas, cultivos agrícolas).

- **Base de Datos Hidrogeológicos:** La construcción de una Base de Datos Hidrogeológicos consistida fue posible a partir del análisis de la información de más que 7.500 pozos perforados en la región, donde se confirmó que 50% de los mismos acceden al Acuífero Guaraní. Estos datos son de fundamental importancia para la comprensión y la gestión de los recursos hídricos de los cuatro países involucrados.
- **Red de Monitoreo:** Una Red de Monitoreo regional que analizó un conjunto inicial de 180 pozos para el seguimiento de la capacidad de uso y la calidad del agua. Los datos de la red local propuesta deberán ser evaluados en las áreas pilotos, donde servirán de apoyo a los procesos de toma de decisión por parte de los gestores públicos.
- **SISAG - Sistema de Información:** Todo el relevamiento de pozos realizado por el Proyecto y registrado en la cartografía básica unificada será permanentemente actualizado por las instituciones de gerenciamiento de la información hídrica en las 33 estaciones de trabajo de los países que conforman el sistema de información del Acuífero, accesible a todo el público interesado a través de la Internet.
- **Modelos:** Los estudios e investigaciones hidrogeológicas del Acuífero Guaraní posibilitaron el desarrollo de mapas temáticos y modelos matemáticos de predicción de

las disponibilidades y flujos del agua almacenada en las áreas pilotos. Estos modelos pueden ser ajustados en relación a la evolución del uso de las aguas subterráneas y a las modificaciones que se puedan producir, constituyéndose así en una importante herramienta de planificación y gestión local. El modelo regional apunta a la necesidad promover la gestión del agua subterránea a una escala de mayor detalle para la efectiva protección y uso sostenible del acuífero.

- **Difusión:** El Proyecto logró posicionar el agua subterránea en la agenda pública de la región y llegar con información precisa sobre el Acuífero Guaraní a casi 5 millones de personas a través del spot para televisión, del sitio de Internet y las actividades de más de 40 Organizaciones No Gubernamentales (ONGs) involucradas.
- **Fondo de Universidades:** El Fondo de Universidades fue un instrumento creado para apoyar a las universidades de la región en sus esfuerzos de investigación y docencia. Posibilitó el desarrollo de 9 trabajos, realizados en colaboración por dos o más universidades de la región, apoyando a un total de 18 instituciones académicas.
- **Fondo Guaraní de Ciudadanía:** El Fondo Guaraní de la Ciudadanía financió 24 proyectos de Organizaciones No Gubernamentales (ONG) e instituciones educativas. Por medio del desarrollo de actividades presenciales y de la difusión de contenidos didácticos a través medios locales de comunicación, se llegó de modo directo a 2 millones trescientas mil personas. La ejecución de los proyectos posibilitó a las ONGs incorporar el agua subterránea en sus áreas de actuación y seguir trabajando en la temática.
- **Pueblos Originales - Indígenas:** Aspectos socio-económicos . La población residente sobre el área de ocurrencia del acuífero fue estimada en unos 90 millones de habitantes, lo que significa cerca de la mitad de la población de los

cuatro países donde el SAG está presente. La distribución de la población en el área del SAG no es uniforme. la mayor población residente es la brasilera, con cerca del 90 % del total, y que representa casi la mitad de la población del Brasil. En Paraguay la población residente sobre el área de ocurrencia del acuífero representa poco más del 3% de la población total residente sobre el SAG, pero comprende la mitad de la población del país. Salvo Paraguay donde predomina la población rural, los otros países presentan un cuadro poblacional preponderantemente urbano, con cerca de 80 a 90% de la población viviendo en las zonas urbanas. Los países de la región presentan un perfil económico claramente basado en actividades de servicio (3º sector) que generan más del 50 % de la riqueza en la región. Se elaboraron mapas de cambios en el Uso del Suelo durante el periodo comprendido entre la década del setenta (´70) y la actualidad. Los pueblos indígenas de la región, representados por más de 160 miembros, participaron del Proyecto a través de encuentros en los que, además de recibir información, expresaron sus preocupaciones y formularon sus propuestas.

- **Uso del SAG:** Con relación a la utilización dada al recurso hídrico captado por los pozos en el área del SAG, se observa un destino principal para abastecimiento público. En Brasil, la distribución del uso del agua, a pesar de prevalecer para el uso público, se da de manera más diversificada; en Argentina no existe tal diversificación, los pozos registrados se usan únicamente para la explotación del agua con fines recreativos. En Uruguay y Paraguay, el destino final del agua es principalmente para abastecimiento de centros urbanos, prevaleciendo en estos dos países más del 90% del uso del recurso para este fin. Con relación a la tipología del uso de las aguas subterráneas, los pozos fueron clasificados en las siguientes categorías: abastecimiento público,

abastecimiento rural, abastecimiento industrial y abastecimiento recreativo. La evaluación del uso de las aguas del SAG, indica volúmenes extraídos del orden de $1,04 \times 10^9$ m³/año, con mayor intensidad en territorio brasileiro, responsable por alrededor del 90% de la extracción actual del acuífero, siendo el estado de São Paulo el principal.

GEOLOGÍA E HIDROGEOLOGÍA DEL SISTEMA ACUÍFERO

El Sistema Acuífero Guaraní –SAG– constituye la unidad hidroestratigráfica más importante de la porción meridional del continente sudamericano, y está constituido por sedimentitas originadas por la acumulación mecánica de arenas en un ambiente desértico. El área total abarcada por los sedimentos que componen el SAG es de 1.087.879,15 km², así distribuidos: en la Argentina, ocupa un área de 228.255,26 km², en Brasil, 735.917,75 km², en Paraguay, el área es de 87.535,63 km², y en Uruguay, 36.170, 51 km², localizado entre los paralelos 16° y 32°S y los meridianos 47° y 60°W.

La cuenca geológica de Paraná (y la Chacoparanaense incluida en ella) es una cuenca intracratónica, ubicada entre dos cratones o áreas continentales estables, cuya edad es Pérmica Media a Triásica (250 millones de años), con una extensión gigantesca, desde Goias, en Brasil, hasta el norte del Uruguay y desde San Pablo hasta el Paraguay oriental; su borde SO tiene como límite las sierras pampeanas de Argentina. Por encima de la misma, y mediando una discordancia regional, se distribuye en toda la región un manto casi continuo de areniscas principalmente eólicas, de edad juro-cretácica, que es el principal reservorio, donde se alojan las aguas del Acuífero Guaraní. Toda esta variedad de depósitos arenosos, distribuidos algunos localmente, otros regionalmente, han sido cubiertos por una espesa y extensa cobertura de coladas volcánicas del Cretácico denominada

Formación Serra Geral (aproximadamente 145 a 130 millones de años). Además, dentro de las vulcanitas se reconocen intercalados depósitos arenosos eólicos que se preservaron dentro del campo volcánico. Estas intercalaciones pueden ser reservorios locales de agua y se los conoce como intertraps o Formación Solari en la Argentina. El SAG, entonces, está relacionado geológicamente a camadas de areniscas que se han depositado durante el Mesozoico (desde el Triásico hasta el Cretácico inferior) con edades entre 200 y 132 millones de años. Se determinó que está integrado específicamente por las formaciones Piramboia y Botucatú en el Brasil norte y centro; Botucatú, Guará, Santa María y Caturrita en el Brasil sur; Tacuarembó en el Uruguay y parte de la Argentina, y Misiones en el Paraguay y parte de la Argentina.

Los estudios geológicos y petrológicos de laboratorio han permitido caracterizar y correlacionar las distintas unidades sedimentarias atribuibles al Guaraní en los cuatro países. Los valores medios de porosidad, determinada por la relación entre los espacios intergranulares vacíos y el volumen total de roca, fue de 25 a 27%; y los de permeabilidad al gas, que mide la velocidad de transmisión de un fluido a través de la roca, fue de entre 400 y 700 miliDarcy. La distribución de frecuencia de las muestras analizadas indica una similitud en el comportamiento entre las formaciones Botucatú, Misiones y Tacuarembó (que son los diferentes nombres asignados a las unidades geológicas del SAG, en Brasil, Argentina y Paraguay, y Uruguay, respectivamente), lo que ha sido también confirmado en su caracterización mineralógica. Esta continuidad de rasgos indica que esta gran unidad arenosa regional y prebasáltica se ha formado en un mismo tipo de ambiente de sedimentación eólico, probablemente un gran desierto, con sectores intercalados fluvio-eólicos que señalan los escasos lugares por

donde corrían cursos fluviales. En estos intervalos no se ha encontrado elemento micropaleontológico alguno.

En la región sur del SAG, donde se han tomado datos, las rosas de direcciones indican que los vientos predominantes soplaban desde el cuadrante SO hacia el NE durante la depositación de los sedimentos y conformaron dunas de variado tipo. El Arco Río Grande-Asunción (Arco RG/AS) constituyó en esas épocas un elemento positivo, que afloraba en la superficie, por lo que originó la división norte-sur de la entonces cuenca sedimentaria jurásica, en la que hoy se encuentra alojado el SAG.

La unidad arenosa SAG alcanzó espesores de hasta 800 m y, en términos generales, los sectores más importantes, con espesores de más de 500m, ocurren principalmente a lo largo de un eje NNE-SSO, subparalelo a los actuales ríos Paraná y Uruguay y casi concordante con el eje deposicional de la cuenca geológica de Paraná. A su vez, los mayores espesores de las rocas y sedimentos post SAG, o sea el techo que lo cubre, son de hasta 1900 m, siendo más frecuentes valores entre los 1400 y 1000 m en los sectores más profundos del SAG. Solo un 10% de su extensión corresponde a áreas de afloramientos de las areniscas con temperaturas propias del agua subterránea en cada zona. Los sectores más profundos presentan artesianismo o surgencia natural de las aguas.

El Arco de Ponta Grossa, en el estado brasileño de Paraná, es una estructura geológica profunda (a lo largo de los arcos las rocas más antiguas se hallan más cerca de la superficie del terreno), asociada a importantes 'enjambres' de diques y filones capa básicos con orientación NO, teniendo también incidencia general en el comportamiento del flujo de las aguas subterráneas del SAG. A diferencia del Arco de Río Grande y su continuación con el Arco de

Asunción, su reactivación está asociada con los procesos tectónicos del Mesozoico.

Caracterización Hidrotermal del SAG

Las temperaturas de las aguas del SAG, aumentan en función del incremento de la profundidad del techo del acuífero. En la mayor parte del área confinada del SAG, las temperaturas varían de 35 a 55°C. Las máximas temperaturas observadas alcanzan valores del orden de 65°C, pudiendo existir áreas limitadas con temperatura del agua más elevada en el rango de los 80°C.

Aspectos Hidrodinámicos del SAG

La evaluación de las condiciones de flujo de las aguas subterráneas del SAG fue hecha a partir de los niveles de agua (estáticos) tomados en pozos perforados en el acuífero, que permitieron la construcción del mapa potenciométrico (niveles de agua según su presión en el acuífero), con la definición de las condiciones y direcciones preferenciales de flujo de las aguas subterráneas en el acuífero, zonas de recarga y descarga, y zonas de surgencia. Como no existe un programa regular de mediciones piezométricas en ninguno de los países de ocurrencia del SAG, las mediciones abarcan un amplio espacio temporal. En este sentido, el mapa producido en el Proyecto debe ser considerado como la representación del modelo conceptual de flujo de las aguas subterráneas en el acuífero, no siendo indicativos de las condiciones de los niveles actuales, que localmente pueden estar afectados por bombeo prolongado y excesivo.

Regionalmente a partir de las zonas de recarga hasta las áreas de descarga el flujo de las aguas subterráneas del SAG presenta una tendencia regional que direcciona el flujo de norte para el sur, acompañando el eje de la Cuenca

del Paraná, a partir de la confluencia entre los estados de Paraná y Mato Grosso do Sul (Br) y el territorio paraguayo.

Así son reconocidos cuatro grandes dominios hidrodinámicos, que presentan relaciones directas con las grandes estructuras presentes en el área de ocurrencia del SAG: dominios NE, E, W e S.

El avance del conocimiento sobre el Sistema Acuífero Guaraní (SAG) fortaleció la necesidad de promover su protección y uso sostenible mediante una mejor gestión de las características y valor de las aguas subterráneas y su tratamiento conjunto con las aguas superficiales en el contexto de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos, reafirmando asimismo la soberanía de cada uno de los países sobre el recurso.

Aspectos Hidroquímicos e Isotópicos

Regionalmente presentan las siguientes características sin descartar particularidades:

- La primera facie de agua –áreas aflorantes– es de tipo bicarbonatada cálcica (con pH ácido, 5 a 6), los cationes se presentan en el siguiente orden: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , y HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} .
- La segunda facie es de tipo bicarbonatada sódica, con pH neutro o ligeramente alcalino (7,4 a 7,8). En este caso los aniones y cationes principales son Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , y HCO_3^- , Cl^- y SO_4^{2-} .
- La tercera facie –profundas– es de tipo bicarbonatada clorurada-sulfatada-sódica, con pH de ligeramente alcalino a alcalino (7,8 a 9), determinado por los altos contenidos de Na^+ y Ca^{2+} , que junto con los Cl^- y SO_4^{2-} son los principales componentes del agua en esta zona.

El estudio isotópico puso en evidencia una gran variación en los valores del isótopo ^{18}O en la porción norte del SAG, indicando que las aguas habrían sido recargadas en

condiciones más húmedas y frías que las actuales. Este hecho es validado por dataciones que indican la posibilidad de recargas de una época más antigua que 35.000 a 40.000 años para estas aguas, durante la última glaciación.

Asimismo, el estudio isotópico de las aguas permitió identificar el origen de aguas saladas de la región termal argentina no Guaraní de Entre Ríos. Las relaciones isotópicas de ^{18}O y ^2H (oxígeno 18 y deuterio) indicarían que esas aguas tienen origen distinto a las aguas del SAG proveniente de los pozos perforados en territorio uruguayo o argentino. Ese hecho también corrobora las conclusiones y observaciones del modelo geológico propuesto para el límite sudoccidental del SAG.

Los datos de S-34 mostraron que el aumento de salinidad observado en partes profundas del acuífero no responde a sales de origen marino y podría ser atribuido a un aporte de sales de formaciones subyacentes al SAG constituidas por sedimentitas más antiguas, formadas en las márgenes de una transgresión marina.

Reservas

El volumen total de agua del acuífero es de 30.000 km³, aunque las reservas explotables están dentro de los 2.000 km³ (a título comparativo: el módulo aproximado del río Paraná es de 80 km³/año). La recarga general del SAG en los sectores aflorantes de los cuatro países es de solo 5 km³/año.

Instrumentos jurídicos para la gestión coordinada de las aguas

El marco legal para una gestión transfronteriza es diverso en los cuatro países e incide asimismo en el manejo conjunto de las aguas superficiales y subterráneas. A grandes rasgos señalamos que Uruguay y Paraguay son países

unitarios, mientras que Argentina y Brasil son países federales con particularidades a nivel provincial/estadual y local.

Tomando en cuenta esa heterogeneidad, los integrantes del Consejo Directivo y Coordinadores Nacionales del Proyecto PSAG efectuaron una Declaración de Principios de gestión transfronteriza que se reflejaron en el “*Acuerdo sobre el Acuífero Guaraní*” que fuera firmado el 2 de agosto de 2010 por Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay en la 39^a. Reunión Regional de Presidentes del Mercosur realizada en la ciudad de San Juan de la provincia homónima, República Argentina, el 2 de agosto de 2010.

Aprobaron en el año 2012 al referido acuerdo: la República Argentina con la ley 26.780 y la República Oriental del Uruguay con la ley 18.913, estando en curso los otros dos países del SAG. También debemos destacar por subyacer el SAG a la cuenca del Plata, el Tratado de la Cuenca del Plata del año 1968 constituye otro soporte legal.

LOS PROYECTOS PILOTO

En el PSAG se identificaron y diseñaron 4 Proyectos Piloto para promover la gestión local del agua subterránea. El objetivo principal fue detectar “áreas críticas” en las que se destacaba una problemática principal a estudiar, estableciendo acciones técnicas, sociales, de difusión y educación pública formal y no formal, para promover la participación de la sociedad civil en las actividades anteriores Además de promover acuerdos locales y acciones sobre problemas tipo específicos de la gestión y protección del agua subterránea en el SAG.

Según esa base el equipo técnico de la Secretaría General del Proyecto Sistema Acuífero Guaraní (SG-SAG), estableció el Plan de Gestión inicial para cada Piloto.

Dos proyectos son de carácter transfronterizo (Rivera –Santana entre Uruguay y Brasil; Concordia– Salto entre Argentina y Uruguay) mientras que otros dos (Itapúa en Paraguay y Ribeirão Preto en Brasil) comprenden, en cada caso, a un solo país.

Piloto Concordia- Salto

El Piloto Concordia -Salto se ubica en la frontera entre Argentina y Uruguay, unido por el Río Uruguay y que se extiende en territorios de la Provincia de Entre Ríos en Argentina y del Departamento de Salto en Uruguay, cerca al extremo sur del Sistema Acuífero Guaraní. El río Uruguay tiene una anchura de entre 500 y 700, y es la frontera internacional que separa las ciudades de Concordia en Argentina al oeste y Salto en Uruguay al este. El área piloto abarca una superficie total de 500 km², de los cuales aproximadamente 315 km² pertenecen a Uruguay, y los restantes 160 km² se encuentran en Argentina.

Concordia se encuentra dentro de la provincia de Entre Ríos y el Departamento de Concordia. En el año 2001, contaba con aproximadamente 157.291 habitantes, siendo la segunda ciudad más poblada en la cuenca del río Uruguay, luego de Paraná. La ciudad de Salto es la capital del Departamento de Salto y la segunda ciudad más grande de Uruguay. Las ciudades de Concordia y Salto están conectadas por un puente sobre el río Uruguay. Entre los puntos críticos identificados para la elección del Área Piloto se consideró que:

- Ocurre un uso discrecional del agua termal e interferencia entre perforaciones de las que se extrae agua caliente, en un escenario transfronterizo, de diferentes acuíferos

porosos, confinados por una cobertura de 1.000 metros de rocas basálticas, en cuanto al medio físico.

- Concentra la mayor densidad de población en la ribera argentino - uruguaya del Río Uruguay a la altura del paralelo 31°30' de Latitud Sur y del meridiano 58° de Longitud oeste.
- Constituye uno de los más dinámicos polos de actividad turística termal del Sistema Acuífero Guaraní, donde solamente en el Piloto, se operan comercialmente para uso recreativo 8 pozos termales con un movimiento anual de turistas del orden de las 400.000 personas, sin considerar otros centros termales próximos, tales como Arapey, Guaviyú, Federación y Chajarí.

El Piloto es representativo de geotermalismo en el Sistema Acuífero Guaraní y de surgencia natural en los pozos profundos, estando el acuífero sedimentario a más de 1.000 metros de profundidad, cubierto por derrames de basalto, siendo algunos riesgos el uso discrecional del agua, teniendo en cuenta que es con fines recreativos, la interferencia entre perforaciones, la disminución de la surgencia natural de los mismos, la calidad físico química y temperatura. El área, podría considerarse como de muy baja vulnerabilidad a la contaminación del SAG, por la espesa cobertura de basaltos suprayacentes.

Dentro del área piloto Concordia-Salto el agua subterránea del SAG se usa principalmente con fines de suministrar agua caliente a los Centros Turísticos Termales que se han desarrollado recientemente en el área. Dentro del área piloto Concordia-Salto el SAG se encuentra a una considerable profundidad, y como resultado de los gradientes geotérmicos el agua subterránea extraída alcanza temperaturas de hasta 47 °C o más. Estas aguas termales son las que han ocasionado el desarrollo de balnearios termales en las ciudades de Salto y Concordia.

Los modelos numéricos realizados de los cuatro estudios piloto permitieron simular escenarios futuros con mayores explotaciones o cambios de ubicación. Se han determinado descensos (pérdida de presión hidrostática) y extensiones basados en la simulación de los niveles del agua subterránea interferidos entre sí (por influencia entre los pozos). En el área de Concordia-Salto, por ejemplo, cuando se agregan en el modelo matemático siete nuevos pozos a los existentes, el macrocono de depresión (suma de los efectos de los conos de depresión individuales de cada pozo al estar extrayendo agua) se extiende más lejos de los límites del área piloto, alcanzando unos 40km de extensión a ambos lados del río Uruguay (frontera entre el Uruguay y la Argentina) y profundidades de conos de depresión de más de 10m de nivel dinámico dentro de las ciudades. Un ensayo hidráulico de larga duración realizado en un pozo termal en el piloto permitió determinar una tendencia manifiesta al cambio en las relaciones hidroquímicas e isotópicas (carbono 14) del agua ante una explotación continua e intensa y una leve tendencia a la disminución de la temperatura; durante las dos semanas de extracciones se evidenció la paulatina entrada al pozo de aguas termales con menores tiempos de residencia, de iniciales con más de 40.000 años de antigüedad a relativamente más recientes.

En la fase de diseño del Proyecto se elaboró un Plan de Gestión Local Inicial (PGLi), que tuvo como eje central la formación, organización y funcionamiento de la Comisión Local de Apoyo al Piloto (CLAP). La creación y funcionamiento de la misma (nov de 2004), ha sido fundamental en la coordinación entre el Proyecto y las instituciones públicas locales y nacionales así como también con la ciudadanía y organizaciones de la sociedad civil. También ha logrado aumentar el nivel de contacto de los municipios con las Unidades Nacionales de Ejecución de Proyecto de cada país,

e igualmente con las instituciones gestoras del agua subterránea a nivel provincial y nacional según corresponda.

La estrategia del Plan de Gestión Local Inicial tuvo como principales líneas de acción la difusión y educación a nivel público de los temas referentes al Sistema Acuífero Guaraní, la promoción de la participación pública y las alianzas de los diferentes referentes (personas e instituciones en esfuerzos asociativos. Posteriormente, y paralelamente a los estudios de profundización del conocimiento y tareas sociales de difusión pública, capacitación e integración, se trabajó con los referentes locales y nacionales en la identificación de los principales problemas actuales y emergentes que presionan sobre el Acuífero. Esta actividad resultó en el Análisis de Diagnóstico Transfronterizo (ADT). Este documento aportó los fundamentos técnicos y científicos a los principales problemas percibidos por los actores institucionales y de la sociedad civil de la región del piloto Concordia - Salto.

Las funciones de la Comisión Transfronteriza han sido:

- Coordinar las acciones de participación local, en las actividades previstas por el Proyecto piloto.
- Promocionar las actividades del Proyecto, difundiendo las acciones del mismo y los puntos de vista de los actores representados.
- Colaborar con los países en todas las actividades a realizarse en el Área Piloto.
- Apoyar en cuanto a información, bibliografías, contactos, facilitar el acceso a los lugares de trabajo, y toda otra tarea necesaria para el cumplimiento de estudios.
- Participar en el control y análisis de los estudios y productos realizados en el Piloto.
- Proponer y elaborar, a través de comisiones propias, manuales y actividades locales adecuadas a la realidad, problemática y necesidades del Área Piloto.

En cuanto al trabajo local integrado en Concordia y Salto, con referentes regionales y extra - Piloto, se deben resaltar las siguientes actividades y productos locales alcanzados:

- Elaboración de un Manual de Perforaciones del Piloto.
- Establecimiento de dos sedes permanentes del Piloto, una en Concordia y otra en Salto.
- Definición de una red de monitoreo local de pozos profundos y someros y establecimiento de parámetros químicos, físicos y bacteriológicos a medir. Ejecución de monitoreos conjunto.
- Conformación de un Grupo Técnico Binacional de Monitoreo (GTBM) que actualmente realiza los muestreos y análisis de laboratorio y campo.
- Difusión y educación formal y no formal destinado a alumnos de diversos grados, docentes y público en general.
- Establecimiento de dos “Módulos de Difusión y Educación” en las Bibliotecas públicas más consultadas de Concordia y Salto.
- Formación y capacitación de recursos humanos locales mediante cursos de capacitación y estancias de entrenamiento en diferentes áreas, becas y asistencia a cursos de postgrado en hidrología subterránea dictados en la Universidades locales de Concordia y Salto.
- Sistematización y resumen de la información de los pozos profundos del Piloto.

Asimismo en el 2000 las intendencias de Concordia y Salto firmaron un acuerdo de cooperación para gestionar el SAG que se espera reiterar en cada gestión municipal.

Otras acciones destacables fueron la Resolución del Consejo Deliberante de Concordia, en 2015 proponiendo la conformación de un marco legal al acuerdo firmado en la reunión del Mercosur de 2010, citado más arriba. También ese cuerpo legislativo local propició ante el Gobierno Provincial

de Entre Ríos las “*Normas Técnicas de Construcción de Pozos para la Explotación de Aguas Subterránea*” elaboradas en el marco de la CLAP Concordia.

Estas tareas que se describen continúan desarrollándose en la actualidad, posteriormente a la culminación del Proyecto en enero de 2009, a través del Departamento de Articulación del SAG creado en el Municipio de Concordia.

El Acuerdo firmado en agosto del año 2010 entre Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay, de explotación, manejo y sustentabilidad del Sistema Acuífero Guaraní, se basa fundamentalmente en lo propuesto por el Proyecto UN-CDI sobre Derecho de los Acuíferos Transfronterizos de agosto de 2008, y utiliza la terminología: evitar “perjuicio sensible” entre las partes, uso “equitativo y razonable” del agua subterránea, y permitir un “funcionamiento efectivo”, entre otros. Se considera que la misma es insuficiente para representar fehacientemente la especificidad y comportamiento del agua subterránea y preservación en todo el Acuífero; situación distinta a lo que ocurre con el agua superficial.

Una complementación al Acuerdo 2010, para el Sector Transfronterizo Concordia-Salto del Acuífero Guaraní es propuesto entonces por Santa Cruz, J.N. 2011, aconsejando convenir acciones técnicas conjuntas y concretas en tiempo y forma, y apuntando a mejorar el conocimiento, mayor control y prevención, sin perjuicio de acciones de vigilancia general sobre “el todo regional” contempladas en el PEA-Plan Estratégico de Acciones- del PSAG. Para el caso del área de este Sector Transfronterizo del Acuífero Guaraní, se podría adoptar una figura geométrica simétrica a ambos lados del río Uruguay, similar a la del Piloto del SAG, donde las zonas de protección más alejadas del Sector a ambos lados podrían estar a unos 50 km-70 km y las inmediatas sobre la frontera política.

Riesgos

La gestión sustentable de un recurso hídrico como este tanto geotermal como no termal tiene que evitar los siguientes aspectos producto de una mala explotación y/o de falta de protección, a saber:

- reducción de caudales y niveles;
- reducción de presión hidrostática;
- reducción de temperatura;
- aumento de la concentración salina;
- contaminación antrópica en áreas de recarga.

Análisis de Diagnóstico Transfronterizo (ADT)

El ADT provee la identificación de los principales problemas actuales y emergentes identificados y percibidos como prioritarios, las causales de los mismos derivados de las situaciones económicas, sociales y ambientales en el área, así como las condiciones jurídicas e institucionales imperantes, con particular atención a los temas de interés transfronterizo y áreas (más) vulnerables.

El relevamiento preliminar de las percepciones y prioridades de los principales usuarios e interesados en el SAG fue consolidado en tres ejes principales: riesgos potenciales de sobreexplotación, de contaminación de los pozos y la necesidad de fortalecer las capacidades para su gestión.

Programa Estratégico de Acción (PEA):

Elaborado a partir de acciones prioritarias propuestas por los países, el Programa Estratégico de Acción fue detallado y sistematizado en 11 ejes. El gerenciamiento del Acuífero Guaraní por los países a los cuales pertenece depende de la apropiación de los conocimientos e instrumentos de gestión, creados en el ámbito del Proyecto, y de la continuidad de los procesos de cooperación efectiva desarrollados

conjuntamente por Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay. Los instrumentos de gestión producidos, y a ser utilizados y desarrollados son:

- el Sistema de Información Geográfico del Acuífero (SISAG);
- la Red de Monitoreo y la correspondiente utilización de los modelos matemáticos regional y de las zonas pilotos;
- la Capacitación técnica y la difusión de conocimientos.

REFLEXIÓN FINAL

Lo que a escala regional, en principio, se insinuaba hidrogeológicamente como una única cuenca con un solo gran reservorio y un manto basáltico único, y muy poco deformada, a la luz de los nuevos conocimientos se complejiza con frecuentes heterogeneidades, especialmente cuando se la considera y estudia con mayor detalle. A nivel más local, entonces, son necesarios estudios al menos en escala 1:50.000, o a lo sumo 1:100.000, para definir los alcances más precisos de las interferencias, conexión de flujos y mayores riesgos de transmisión de contaminación, entre otras problemáticas. Esto conlleva, además, la aplicación de técnicas más probadas y especializadas y un trabajo interdisciplinario que supera la mera actividad profesional de intervención o consultoría individual para resolver problemáticas en el SAG.

BIBLIOGRAFÍA UTILIZADA Y SUGERIDA

- ARAUJO LM, FRANÇAAB, POTER PE, 1999, 'Hydrogeology of the Mercosul Aquifer System in the Paraná and Chaco-Paraná Basins, South America, and comparison with the Navajo-Nugget Aquifer System, USA', *Hydrogeology Journal*, 7: 317-336, Heidelberg.
- CUSTODIO, E, 1994. Perímetros de protección de captaciones de agua subterránea. Experiencia en países europeos. UPC-AIH-IAH. Barcelona. Dic.1994.

- GASTMANS D, CHANG HK, 2005, 'Avaliação da hidrogeologia e hidroquímica do Sistema Aquífero Guarani (SAG) no Estado de Mato Grosso do Sul', Revista Águas Subterrâneas, 19, 1:35-48, São Paulo.
- NACIONES UNIDAS, 15 de enero de 2009. Resolución 63/124 "El derecho de los acuíferos transfronterizos". Asamblea General,
- PROGRAMA UNESCO/OEA- ISARM AMERICAS: 2008. "*Marco legal e institucional en la Gestión de los Acuíferos Transfronterizos en las Américas*". PHI-VII/Serie ISARM-AMERICAS N° 2.UNESCO.
- Proyecto para la Protección Ambiental y Desarrollo Sostenible del Sistema Acuífero Guarani (PSAG) GEF, BM, OEA, Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay, 2003-2009. Informes Finales. PEA. [www.hidricosargentina.gov.ar/Acuifero Guarani Argentina](http://www.hidricosargentina.gov.ar/Acuifero_Guarani_Argentina)
- ROSA FILHO EF DA, HINDI EC, ROSTIROLLA SP, FERREIRA, FJF, BITTENCOURT, AVL, 2003, 'Sistema Aquífero Guarani. Considerações Preliminares sobre a Influência do Arco de Ponta Grossa no Fluxo das Águas Subterrâneas', Revista Águas Subterrâneas, 17: 91-111, São Paulo.
- ROSSELLO E, VEROSLAVSKY G, DE SANTA ANA H, FÚLFARO VJ, FERNÁNDEZ GARRASINO CA, 2006, 'La Dorsal Asunción-Río Grande: un Altoplano Regional entre las cuencas Paraná (Brasil, Paraguay y Uruguay) y Chacoparanense (Argentina)', Revista Brasileira de Geociências, 36:181-196, São Paulo
- SANTA CRUZ, JORGE N., Septiembre de 2009. "*Sistema Acuífero Guarani: El conocimiento hidrológico para su uso sostenible*". Revista Ciencia Hoy. Volumen 19 numero 112. Buenos Aires.
- SANTA CRUZ, JORGE N. 2011. Acuífero Guarani: propuestas de acciones hidrogeológicas en Concordia (AR)-Salto(Uy), acompañando el Acuerdo Transfronterizo 2010 entre los 4 países involucrados. VII Congreso Argentino de Hidrogeología y V Seminario Hispano-Latinoamericano Sobre Temas Actuales de la Hidrología Subterránea. Temas Emergentes en la Gestión de las Aguas Subterráneas. Salta, Argentina,
- SANTA CRUZ, JORGE N. Y SOLANA, ESTELA MARÍA. 2013. Sistema Acuífero Guarani. Nivel Base de Conocimiento en el Piloto Concordia (Argentina)-Salto (Uruguay). Plan Nacional Federal de Aguas Subterráneas de la República Argentina. SSRH y Consejo Hídrico Federal. CABA. Argentina.
- SRACEK O, HIRATA R, 2002, 'Geochemical and Stable Isotopic Evolution of the Guarani Aquifer System in the State of São Paulo, Brazil'. Hydrogeology Journal, 10:643-655.

RÍO MENDOZA: 12 AÑOS DE REGISTROS
DE CALIDAD DE AGUA. ANÁLISIS
EVOLUTIVO DE LA CONTAMINACIÓN *

SANTA SALATINO,

Instituto Nacional del Agua. Centro Regional Andino.
Andino: Belgrano 210 Oeste - 3er Piso (5500) - Mendoza.

Email: ssalatino@ina.gob.ar. Tel/FAX: (+54 261 4286993).

JOSÉ MORÁBITO,

Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias
Agrarias. Instituto Nacional del Agua. Centro Regional Andino.

ADRIANA BERMEJILLO; CORA DEDIOL; SUSANA MIRALLES;

ALICIA STOCCO; OLGA TAPIA; DORA GENOVESE;

LEANDRO MASTRANTONIO; NOELIA ORTIZ,

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

ROCÍO HERNÁNDEZ,

Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias
Agrarias. Instituto Nacional del Agua. Centro Regional Andino.

* Trabajo financiado por SECTyP-UNCuyo y por
COVIAR.

RESUMEN

Desde agosto de 2003 a la fecha, investigadores del Centro Regional Andino del INA y la Facultad de Ciencias Agrarias (UNCuyo) han venido conformando una importante base de datos de calidad físico-química-microbiológica del agua de riego del río Mendoza (Oasis Norte de la provincia homónima). Con aportes para investigación de la SECTYP (UNCuyo) y del INA se seleccionaron 16 sitios de muestreo, de lectura mensual, estratégicamente ubicados

en río, canales y drenes de la cuenca. La selección fue hecha de forma que permitiera comprobar la existencia o no de un desmejoramiento de la calidad del recurso -aguas abajo de su derivación a la red de riego- a consecuencia del aumento de las actividades antrópicas (agrícolas, industriales y urbanas) y su impacto negativo sobre la misma. A la luz de los resultados disponibles (estadígrafos, box-plot, indicadores, etc.) resulta de interés analizar la variación de los principales parámetros responsables de la contaminación físico-química: (salinidad, RAS, nitratos y fosfatos) y microbiológica (bacterias coliformes fecales), así como la de los indicadores DQO y oxígeno disuelto, a lo largo de los dos extremos de la serie de datos (2003 – 2014) analizada. Además de visualizar la evolución de la calidad del recurso desde cabecera del sistema hasta sus últimas derivaciones para riego los resultados permiten (1) detectar el/los parámetros de mayor incidencia sobre el deterioro de la calidad para una futura estimación del impacto económico de esta pérdida y (2) relacionar los niveles de contaminación con el uso del territorio para contribuir a una mejor gestión de los recursos naturales por los encargados de la administración del agua de riego -a nivel estatal y de organismos de usuarios- contribuyendo así a la sustentabilidad de la cuenca.

Palabras clave: oasis norte, riego y contaminación antrópica, tendencias, gestión.

INTRODUCCIÓN - ANTECEDENTES

Después de más de una década de muestreos y registros continuos de parámetros de calidad del agua de riego en uno de los ríos más importantes de la provincia resulta interesante hacer una pausa para el análisis retrospectivo, las comparaciones de rigor y la meditación sobre cómo aprovechar de la mejor manera posible la riqueza de la información recopilada. La temática del aprovechamiento sustentable de

los recursos -con énfasis en el agua de riego, insumo esencial de la agricultura de nuestras zonas áridas y semiáridas- no por repetitiva deja de tener relevancia para la investigación, en función de la trascendencia de sus resultados sobre la vida toda de la sociedad que se desarrolla en ellas (asentamiento poblacional, agricultura, industrias vinculadas, uso público y recreación, ecología, ambiente, etc.).

El disponer de una valiosa base de datos de calidad de agua a lo largo del tiempo permite caracterizar el recurso hídrico de una cuenca determinada, conocer sus particularidades y comparar valores actuales e iniciales para visualizar tendencias y/o mecanismos de contaminación, sean éstos puntuales o difusos. Este conocimiento permitirá, además, sumar -a nivel de organizaciones de usuarios y administración central- criterios de gestión basados en mediciones a campo, que permitan ajustar cada vez con mayor precisión las acciones tendientes a la preservación del recurso asegurando así un futuro de explotación continua y racional.

El río Mendoza, de origen nival da lugar (junto al Tunuyán inferior) al denominado Oasis Norte. En su área de influencia se concentra la población del Gran Mendoza (más de 1.000.000 de habitantes) y la mayor parte de la actividad agrícola e industrial de la provincia. Con un módulo de 50 m³s⁻¹ se riegan -aproximadamente- unas 80.000 ha. Además, el río alimenta un importante acuífero subterráneo, reserva que asegura la sostenibilidad del modelo mediterráneo de cultivos (vid, frutales de carozo, olivo y hortalizas) desarrollado por los inmigrantes en la primera mitad del siglo XX.

Una importante base de datos disponible de calidad de agua (años 2003/2014) ha podido ser conformada gracias al trabajo conjunto de investigadores del Centro Regional Andino del INA -responsables del proyecto y a cargo de las tareas de muestreo a campo- y de la Facultad de Ciencias Agrarias de la UNCuyo, que llevan a cabo la determinación

analítica y colaboran en la interpretación de los valores de los distintos parámetros. Durante todos estos años el proyecto ha contado y cuenta con financiación de la Secretaría de Ciencia, Técnica y Posgrado de la UNCuyo (SECTYP). Sus resultados parciales han sido presentados en diferentes foros nacionales e internacionales y puestos a disposición de sus destinatarios naturales en la provincia de Mendoza.

OBJETIVOS

El presente trabajo se propone responder a los siguientes objetivos: disponer de una base de datos de registros mensuales (doce años) de parámetros físico-químicos y microbiológicos; caracterizar al recurso hídrico de la cuenca; identificar las fuentes de contaminación de mayor impacto asociándolas con la actual ocupación territorial del oasis; analizar la evolución temporal y espacial de la contaminación y aportar elementos para elaborar pautas de gestión destinadas a políticas de prevención y/o mitigación de los efectos negativos de la misma.

MATERIALES Y MÉTODOS

Dado los acotados recursos disponibles para la investigación fue necesario seleccionar cuidadosamente los sitios de muestreo, de modo de asegurar su representatividad para identificar -en cada uno de ellos y en la totalidad de la cuenca- el origen/causas de la contaminación (urbano-pluvial, agrícola o industrial). Se optó por dieciséis (16) sitios los que fueron debidamente georeferenciados e identificados: tres (3) sobre el río propiamente dicho; cinco (5) en la red de canales y ocho (8) en la red de drenaje (letras R, C y D, respectivamente, todas seguidas por números romanos). El muestreo responde a una frecuencia mensual y es acompañado con la medición de la temperatura a campo y la determinación del caudal pasante en cada sitio. Al respecto, los caudales correspondientes al

sitio R I fueron suministrados por el Departamento General de Irrigación (Subdelegación río Mendoza, Dique Cipolletti, Luján de Cuyo) y en los sitios restantes, obtenidos a partir de las curvas de gasto de los aforadores localizados en ellos. En el caso de los drenes, se usó el método de “sección y velocidad” con flotador. (Cabe aclarar que el muestreo se interrumpía en vacaciones de verano, corta de invierno para limpieza de canales y/o cortas no previstas).

Para la determinación en laboratorio de los siguientes parámetros se siguió en todos los casos la metodología del Standard Methods (AWWA, WPCF APHA, 1992). Si bien la base de datos comprende los parámetros que figuran a continuación, en el presente trabajo sólo se analizaron los que figuran con un asterisco (*).

- **físico-químicos:** temperatura*, sólidos en suspensión 2 hs y sólidos sedimentables compactados 10' (por cono de Imhoff) conductividad eléctrica a 25°C (CE)*, pH, relación de adsorción de sodio (RAS)*, cloruros, sodio, potasio, calcio, magnesio, carbonatos y bicarbonatos, nitratos*, fosfatos* y fósforo;
- **microbiológicos:** bacterias aerobias mesófilas (BAM)* y Coliformes totales y fecales* (NMP 100 mL-1);
- **DQO*** y oxígeno disuelto (OD)*: indicadores de contaminación microbiológica.

Los valores medios de los parámetros elegidos como representativos de la calidad del agua de riego -y sus estadígrafos- obtenidos para el período analizado (12 años), se presentan en un mapa de la cuenca (mediante el sistema de coordenadas Posgard 94 para Argentina del IGM), utilizando como software el programa QGIS, en el que cada sitio de muestreo está identificado con un punto rojo.

Los resultados fueron sometidos -además- a un análisis estadístico no paramétrico (Kruskal Wallis) debido a que no cumplen el supuesto de homocedasticidad que requiere

un análisis de varianzas. La hipótesis nula (H_0) establece que $\mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_a$, donde μ_i representa la esperanza del i -ésimo tratamiento, con $i=1, 2, \dots, a$. Se compararon entre sí los registros de los cuatro primeros y los cuatro últimos años de medición.

Un indicador de evolución temporal de la contaminación (Iev) definido como el cociente: valor medio de los últimos años / valor medio de los primeros años de cada parámetro permite profundizar el análisis y realizar comparaciones espaciales.

RESULTADOS

Los resultados de este trabajo se presentan en forma gráfica, de modo de visualizar la variación espacial de los valores medios de los diferentes parámetros analizados. En las distintas figuras (1 a 5) puede verse -georeferenciados por sitio de muestreo- el valor medio de la variable analizada y su desviación standard. Se evidencia así la evolución de la contaminación del agua en el sistema, desde el origen de la derivación y en el sentido aguas abajo de la red de riego y/o drenaje. Para facilitar la valoración de la calidad a través de sus diferentes parámetros la tabla 1 hace referencia a los valores máximos permitidos por la legislación vigente en Mendoza para el vertido de efluentes a sus cuerpos de agua (dado que la Reglamentación arriba mencionada no incluye al oxígeno disuelto, se tomó como valor límite al sugerido por la bibliografía: 5 mg L⁻¹).

Tabla 1: máximos permitidos para vertido a cuerpos de agua (DGI, Resolución 778/96)

Parámetro	Unidad	Valor límite elegido
Temperatura	°C	30
Conductividad eléctrica (CE)	$\mu\text{S cm}^{-1}$ a 25°C	900
Relación de Adsorción de Sodio (RAS)	-	6
Nitratos (NO_3)	mEq L^{-1}	45
Fosfatos (PO_4)	mEq L^{-1}	0,4
Coliformes fecales	u/100mL	200
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	$\text{mg L}^{-1} \text{O}_2$	75

La figura 1 presenta los valores medios de caudal y temperatura a campo. Estos parámetros están relacionados directa e indirectamente con todos los demás y pueden explicar algunas variaciones y/o valores puntuales. Como puede verse, las temperaturas medias oscilan entre 14,9 °C (C IV) y 18,8 °C (D VI). Respecto del parámetro salinidad (figura 2) los registros muestran diferencias importantes entre el punto de partida del sistema (río en el sitio R D), su punto medio (R II) y el límite norte del oasis (sitio R III) con valores medios de conductividad eléctrica (C.E.): 880, 2.302 y 1.881 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente, evidenciando un aumento de la salinidad aguas debajo de la derivación a la red de riego. Un mismo análisis, dentro de la red de canales de riego, muestra idéntica tendencia: la contaminación salina aumenta en relación a R I, en el siguiente orden: C I (1.090 $\mu\text{S cm}^{-1}$), C II (1.273 $\mu\text{S cm}^{-1}$), C V (1.432 $\mu\text{S cm}^{-1}$).

A su vez, este incremento permite separar las causas predominantes de la contaminación: urbano-pluviales en C I, ocasionales vertidos de la planta de tratamiento de efluentes domésticos Campo Espejo en C II y una suma de contaminación urbano-agrícola e industrial en C V. Los sitios C IV (canal Flores, margen derecha) y C III -el más alejado y

recientemente impermeabilizado en todo su recorrido- registran un valor muy similar al de R I (inferior a $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$). La sodicidad del agua, expresada como relación de adsorción de sodio (RAS), muestra valores muy pequeños (\approx de 1,5) tanto en la red de riego como en el río propiamente dicho y algo más elevados -sin que impliquen peligrosidad alguna- en la red de drenes. Uno de los valores más altos se registra en el sitio D VI (RAS = 7), dren situado en la salida del oasis que presenta un caudal muy pequeño ($0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$).

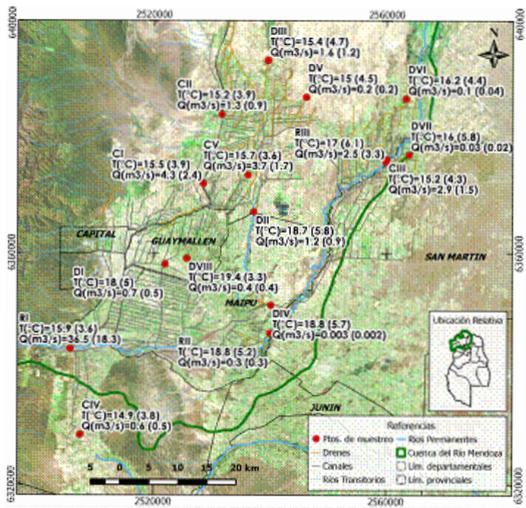


Figura 1: valores medios de temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y caudal ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)

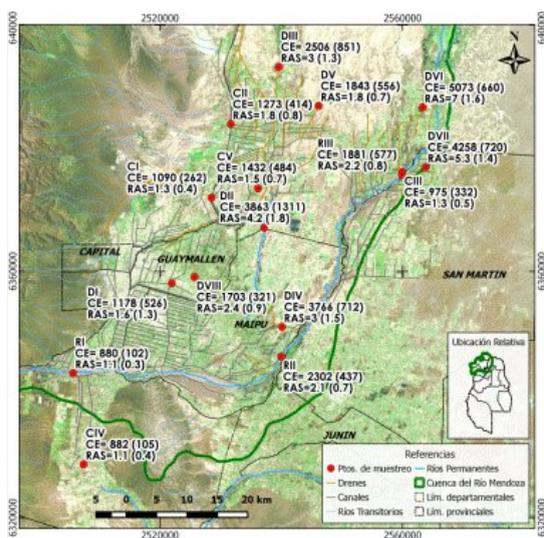


Figura 2: valores medios de conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y RAS

Del conjunto de aniones y cationes resulta interesante analizar el contenido de nitratos y fosfatos (figura 3), directamente asociados con la presencia de materia orgánica y contaminación de origen antrópica (prácticas de fertilización periódica de cultivos hortícolas como ajo, cebolla, tomate y de frutales y vid, en menor grado). En el río, los nitratos evidencian una tendencia creciente en el sentido aguas abajo: el sitio R III (4,83 mg L⁻¹) triplica el valor del origen del sistema (R I =1,52). En la red de canales de riego, en cambio, el valor más alto se registra en el sitio C II (4,81 mg L⁻¹) y es consecuencia de los ocasionales vuelcos recibidos de la planta de tratamiento de efluentes ya mencionada. Le sigue el sitio C IV (margen derecha del río) y probablemente su causa sea producto de las fertilizaciones agrícolas que se realizan en propiedades ubicadas al oeste del canal. En relación al contenido de fosfatos el río se comporta de igual

manera que para los nitratos pero en este caso el valor encontrado en R III fue mucho más alto que en los dos sitios restantes (8,13 mg L⁻¹ para R III vs 1,75 mg L⁻¹ para R II y 0,64 para R I). La causa de ello es el vuelco de aguas urbanas tratadas en la planta Paramillos. En la red de canales los valores más altos se encuentran en C II (2,3 mg L⁻¹) y su responsable es la planta Campo Espejo.

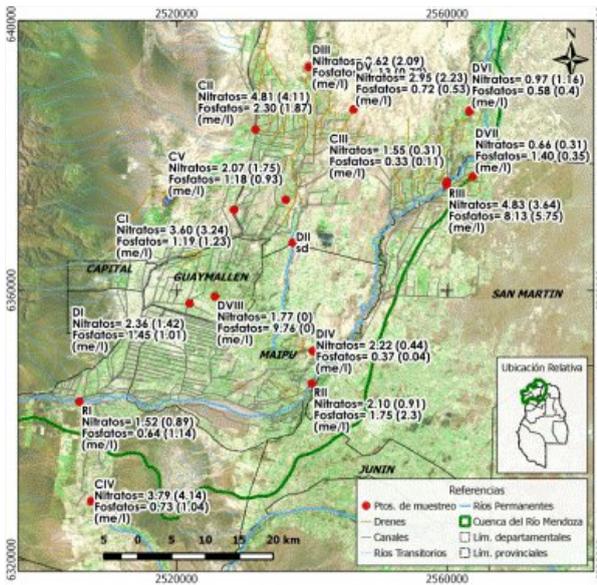


Figura 3: valores medios de nitratos y fosfatos (me L-1)

La figura 4 grafica la evolución espacial de los parámetros demanda química de oxígeno (DQO) y oxígeno disuelto (OD). Es interesante destacar aquí que si bien se trata de agua para uso agrícola, en los sitios más alejados de los núcleos urbanos, los pobladores la utilizan en sus casas (lavado de ropa y enseres) y como bebida para el ganado/mascotas familiares. Respecto del DQO puede verse que los sitios R I (origen del sistema) y RII (punto medio del devenir del

curso que marca el cambio de aductor a colector de desagües agrícolas) presentan valores muy similares (22,8 y 26,5 mg L⁻¹, respectivamente) mientras el sitio R III, el más distal, triplica este valor (DQO = 60 mg L⁻¹). Esto puede explicarse porque el sitio recibe vertidos de la antes mencionada planta de tratamientos “Paramillos”. En la red de canales de riego se repite la tendencia general de presencia de contaminación y el valor más alto (90 mg L⁻¹), casi cuatro veces mayor que el resto, se encuentra en el sitio C V. En referencia al oxígeno disuelto (OD), el parámetro sigue -en el río- la misma tendencia (R I 8,3, R II 8,8 y R III 7,3 mg L⁻¹). En la red de canales la mejor calidad se encuentra en los sitios C III y C IV (ambos con OD = 9 mg L⁻¹) y el sitio más contaminado es C V (3,7 mg L⁻¹).

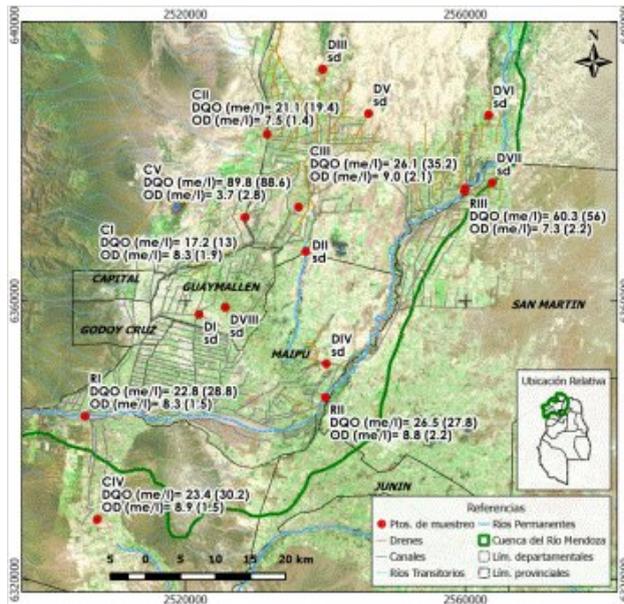


Figura 4: valores medios de DQO y OD (me L-1)

Por último, en relación a los parámetros representativos de la contaminación de origen microbiológica: bacterias aerobias mesófilas (BAM) y Coliformes fecales, los mismos indican altos contenidos y muy alta variabilidad (figura 5). Los valores más altos de BAM en el río se ubican en los sitios medio (R II = 22.360 ufc.mL⁻¹) y terminal (R III = 91.600 ufc.mL⁻¹), siendo el sitio de mayor recuento el correspondiente a C V (1.900.000 ufc.mL⁻¹), con un contenido que supera en más de 20 veces los valores del resto de los canales de la red de riego. Todo ello resulta bastante lógico y explicable en función de las causas de la contaminación que afectan a cada sitio de muestreo. A su vez la presencia de Coliformes fecales resultó mínima en el origen del sistema (R I = 72 NMP 100 mL⁻¹), y máxima (438.700 NMP mL⁻¹) también en el canal C V. Este valor resulta 100 veces más alto que el recuento obtenido en C II (4500 u/100 mL), el más alto de los sitios restantes de la red de canales. Resulta interesante destacar que –afortunadamente– en el sitio R I, ubicado en el Dique derivador Cipolletti no se registra contaminación bacteriana lo que debe llevar tranquilidad a los encargados de la distribución del agua a la red de riego ya que la misma abastece, también, a las plantas potabilizadoras del Gran Mendoza.

En un intento de análisis más detallado de la información disponible se dividió el período de registros considerando los primeros cuatro (2003 - 2006) y los últimos cuatro años del muestreo (2011 - 2014). Una vez realizada esta separación temporal se procedió a calcular -para cada uno de los parámetros seleccionados sólo en los sitios representativos de la calidad del agua del río y de la red de canales- un índice de evolución temporal (Iev), definido como el cociente: valor medio de los últimos años / valor medio de los primeros años (MORÁBITO *et al*, 2008).

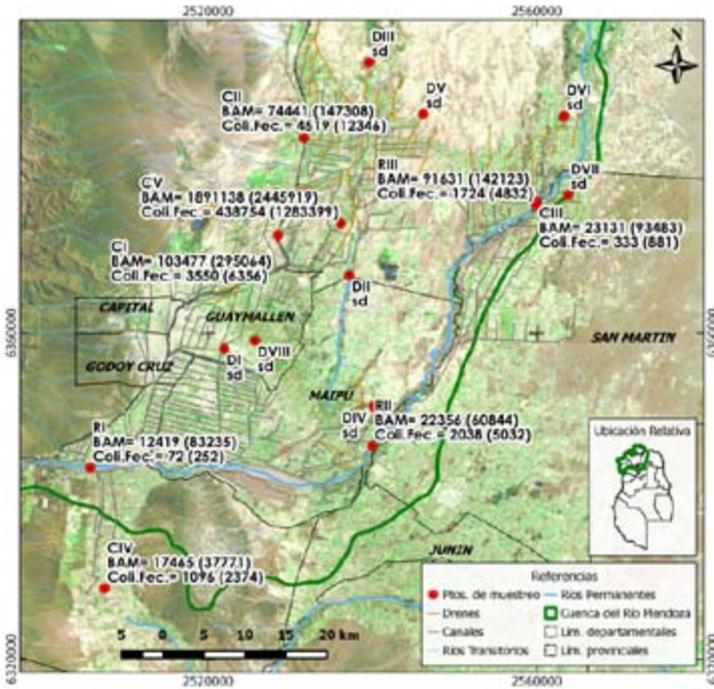


Figura 5: valores medios de BAM y Coliformes fecales (u/100mL)

La figura 6 grafica los índices Iev, de cada parámetro, en cada uno de los sitios de muestreo. En la misma puede verse una disminución de la conductividad eléctrica, el RAS, el oxígeno disuelto y los nitratos (este último, con la excepción de C IV). Sólo BAM muestra un aumento temporal, tanto en los canales de la red de riego como en el río propiamente dicho: el índice Iev para BAM estuvo comprendidos entre 1 y 2,5. Además casi todos los sitios presentan valores de DQO que se ubican entre 1 y 1,7 a excepción de R I que se dispara del resto (>3.0). Por último, los valores medios menores a 1 de OD acompañan a los de DQO.

Los resultados del análisis estadístico de la comparación para cada variable entre los primeros cuatro años de registros (2003-2006) y los últimos cuatro (2011-2014) y su grado de significancia figuran en la tabla 2 y confirman la valoración realizada mediante el indicador Iev.

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

El tratamiento dado a la base de datos permite suponer una suficiente coherencia de resultados a lo largo del tiempo y afirmar la credibilidad de los mismos. La cantidad de registros y mediciones disponibles –a campo y en laboratorio– resulta lo suficientemente grande como para compensar la gran variabilidad que se observa en muchos de los parámetros medidos (caudal, Coliformes fecales, etc.).

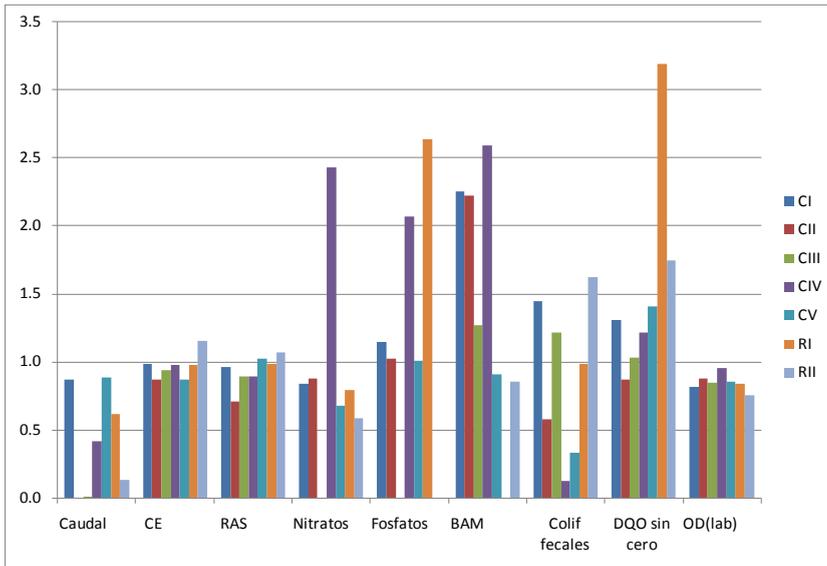


Figura 6: índice de variación temporal (Iev) por parámetro y sitio de muestreo

Tabla 2: comparación estadística de variables (años 2003/2006 vs 2011/2014)

Variable	Medias		Valor p
	Serie 2003-2006	Serie 2011-2014	
Temperatura (°C)	16.16	17.18	0.0009 *
CE (mS cm ⁻¹)	2242	1735	<0.0001 *
RAS	2.68	2.12	<0.0001 *
Caudal (m ³ s ⁻¹)	3.73	3.76	0.0014 *
Nitratos (mg L ⁻¹)	2.71	2.07	0.0051 *
Fosfatos (mg L ⁻¹)	2.29	1.24	0.0877 ns
DQO (mg L ⁻¹)	33.99	34.97	0.9062 ns
OD (mg L ⁻¹)	8.49	6.71	<0.0001 *
BAM (ufc.mL ⁻¹)	204479	339401	0.0423 *
Colif. Fec. (NPMcel % mL)	35865	15835	0.0061 *

Nota: (*) significativo $\alpha = 0.05$; (ns) no significativo

Los resultados del presente análisis temporal de la contaminación del agua del oasis, consecuencia de las actividades antrópicas que en él se desarrollan, resultan consistentes con los de análisis anteriores obtenidos por el mismo equipo de investigación. Así, MORÁBITO *et al* (2007 y 2009) refieren un aumento de las variables CE, fosfatos y bacteriología en el sentido aguas arriba-aguas abajo, a raíz del aumento de las actividades industriales y agrícolas y del crecimiento poblacional urbano concentrados en torno al conglomerado del Gran Mendoza. La presencia de los iones nitrato y fosfato, específicamente analizada por MORÁBITO *et al* (2009) y LAVIE *et al* (2009 y 2010), son la lógica resultante de los escurrimientos superficiales contaminados de la ciudad a los que se suma el vertido de efluentes -producto de la baja eficiencia de operación de las plantas de tratamiento existentes- a la red de riego. En cuanto a la presencia de

nitratos en los distintos sitios de muestreo se piensa también en el aporte de la fertilización (figura 3, R I vs C IV) de los principales cultivos aunque esto deba ser todavía debidamente comprobado. Los fosfatos, por su parte, aparecen extendidos en la superficie del oasis y superan siempre los $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ considerados como un límite aceptable.

CONCLUSIONES

A la luz de los resultados se puede concluir que los mismos permiten caracterizar las aguas de riego de este importante oasis productivo. Se comprueba asimismo la hipótesis de pérdida de la calidad del recurso en el sentido aguas arriba-aguas abajo, como consecuencia del crecimiento de las actividades de origen antrópico y se pueden separar las distintas causas de contaminación (agrícola, urbana e industrial) en la mayoría de los sectores de la cuenca.

La cuantificación de los contenidos de los diferentes parámetros seleccionados para su análisis a lo largo de doce años de muestreo permitió evidenciar la evolución temporal de la contaminación y su vinculación con la dinámica de la ocupación territorial del oasis (red de riego que atraviesa de suroeste a noreste el Gran Mendoza e impacta sobre la calidad del agua).

Afortunadamente, los resultados muestran que -hasta el momento- las áreas regadías todavía lo están siendo con aguas de calidad buena o aceptable (LAVIÉ *et al*, 2014). Tanto los indicadores de evolución temporal (Iev) como el análisis estadístico reflejan una reducción de la salinidad, sodicidad y nitratos en los últimos cuatro años de registros analizados. No obstante, el desmejoramiento de la calidad del agua del oasis se ha visto reflejado en los contenidos de OD y BAM.

Los parámetros de calidad más problemáticos de las aguas del río Mendoza: presencia de fosfatos, BAM, DQO y OD -y sus contenidos- están relacionados con la interacción

de la ocupación poblacional de las ciudades y la red de riego que las atraviesa en su camino desde el dique derivador hasta las unidades productivas (propiedades agrícolas). Las posibles acciones para mitigar o solucionar definitivamente estos problemas si bien no son conceptualmente demasiado complejas tampoco resultan demasiado fáciles de implementar en la práctica. Están relacionadas -básicamente- con concretar una mayor eficiencia en el manejo de las plantas de tratamiento de efluentes y aumentar su capacidad operativa (lo que exige importantes inversiones por parte de las arcas provinciales). Otras acciones de mitigación serían el insistir en una mayor efectividad de la actual “policía del agua” a cargo del DGI destinada a controlar los vertidos industriales y/o urbano-domésticos a la red de riego e intensificar campañas de concientización ciudadana -para la sociedad toda- en relación al cuidado del recurso hídrico, evitando fundamentalmente la contaminación de canales y acequias con los residuos sólidos que ella produce.

BIBLIOGRAFÍA

- APHA-AWWA-WPCF. (1992). “Métodos normalizados para el análisis de agua potables y residuales”. Ediciones Días de Santos, sa. XVII edición.
- DGI (Departamento General de Irrigación). (1996). “Reglamento general para el control de contaminación hídrica”– Resolución 778. Mendoza – Argentina.
- LAVIE E.; J. MORÁBITO; S. SALATINO; A. BERMEJILLO y M. FILIPPINI. (2010). “Contaminación por fosfatos en el oasis bajo riego del río Mendoza”. Rev. FCA UNCuyo. Tomo 42, n° 1, Pág. 169-184. Mendoza – Argentina.
- LAVIE, E. (2009) “Activités anthropiques et qualité de l’eau dans l’oasis de Mendoza (Argentine): diagnostic, enjeux et durabilité”. Tesis de doctorado en geografía .Universidad de Burdeos, 385 p.
- LAVIE, E.; J. MORÁBITO y S. SALATINO (2014). “Application of an Integrated Water Quality Index in the Argentine Andean Piedmont”. *Water Technology and Sciences*. Vol.V, No. 4, July-August, 2014, pp. 23-37.

- MORÁBITO, J. ; S. SALATINO, M. FILIPPINI y A. BERMEJILLO (2009). "Presencia de nitratos en agua en los oasis Norte y Centro de Mendoza, Argentina: áreas regadías de los ríos Mendoza y Tunuyán Superior". International Workshop: "Towards new method to manage nitrate pollution within the Water Framework Directive, UNESCO, Paris, France.10 - 11 Diciembre 2009.
- MORÁBITO, J.; SALATINO, S.; FILIPPINI, M.; BERMEJILLO, A.; VALDÉS, A. y ABAURRE, V. (2008). Indicadores físico químicos de desempeño ambiental: área regadía del río Mendoza, Argentina (Primera Parte) II Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento integral del Agua. Universidad Nacional de Córdoba y Fundación PRODTI. 5 al 7 de Noviembre. Córdoba, Argentina.
- MORÁBITO J.; S. SALATINO; R. MEDINA; M. ZIMMERMANN; M. FILIPPINI; A. BERMEJILLO; N. NACIF; S. CAMPOS; C. DEDIOL; P. PIZZUOLO; D. GENOVESE; L. MASTRANTONIO y A. VALDÉS. (2007) "Calidad del agua en el área regadía del río Mendoza: temperatura, pH, iones solubles y sólidos". Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias UNCuyo. Tomo XXXIX # 1. pp 9-20.

QGIS. <http://www.qgis.org>

DESEMPEÑO ACTUAL Y POTENCIAL DE
DIFERENTES MÉTODOS DE RIEGO EN MENDOZA.
RECOMENDACIONES PARA MEJORAR EL
APROVECHAMIENTO DEL AGUA DE RIEGO

CARLOS SCHILARDI,
Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias.
Almirante Brown (5507), Mendoza - Argentina.
cschilardi@fca.uncu.edu.ar

LEANDRO MARTÍN; EMILIO REARTE,
Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias.

JOSÉ MORÁBITO,
Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias.
Instituto Nacional del Agua. Centro Regional Andino.

RESUMEN

El manejo estratégico de los recursos hídricos a futuro en escenarios de escases crecientes, tanto de agua como de recursos energéticos, como así también del impacto que pueda generar, sobre estos recursos, el cambio climático; exige un manejo del riego agrícola responsable para poder alimentar a una población en constante crecimiento. El presente trabajo, resultado de 305 evaluaciones a campo, analiza el comportamiento de los principales indicadores de desempeño del riego agrícola a nivel de parcela por método de riego: gravedad, localizado y aspersión. Para la evaluación de los métodos de riego a campo se han utilizado metodologías según estándares internacionales (ASAE, ASCE), conjuntamente con modelos de simulación hidráulica (WinSRFR, SIRMOD III, DEVIPOVT, RIEGOLOC). Los métodos de riego por gravedad tienen un potencial de optimización de un 20 a 25% respecto a la eficiencia de aplicación, manteniendo

una adecuado uniformidad de distribución (superior al 80%). Para optimizar este método es necesario ajustar el caudal y tiempo de riego, conjuntamente con la nivelación del terreno y la incorporación de una infraestructura mínima para mejorar el manejo de caudales y láminas de reposición. Los métodos de riego presurizados si bien presentan una elevada eficiencia de aplicación (superior al 85%), presentan valores bajos en la uniformidad de distribución del 70 al 80%; respecto a los valores recomendados (iguales o superiores al 90%), ello demuestra la subutilización del potencial tecnológico del riego presurizado, presentando un potencial de optimización de entre un 10 a 20%. Este aspecto está íntimamente relacionado con la optimización consumo de energía, donde el adecuado diseño, regulación, y mantenimiento de las instalaciones permitirían alcanzar el potencial tecnológico de este método de riego. Las conclusiones señalan la necesidad de mejoras combinadas, tanto en el diseño, programación, operación y control de estos procesos. Se destaca la necesidad de ejecutar evaluaciones de desempeño a campo, como punto de partida para alcanzar el riego estratégico adecuado para cada propiedad agrícola en particular.

Palabras clave: métodos de riego, indicadores de desempeño, programación, operación.

INTRODUCCIÓN

El manejo estratégico de los recursos hídricos a futuro ante escenarios de escases crecientes, tanto de agua como de recursos energéticos; como así también el impacto que pueda generar, sobre estos recursos, el cambio climático y la creciente demanda del vital recurso por el medio ambiente, exige un manejo responsable del riego agrícola para poder alimentar a una población en constante crecimiento.

En Mendoza el 89% del agua disponible es utilizada para el riego agrícola (UNCUYO, 2004), donde predominan los

métodos de riego superficiales (INDEC, 2002). La programación del riego es el proceso de decisión relacionado a “cuándo” y “cuánta agua” se debe aplicar a un cultivo; y el método de riego se refiere a “cómo” es aplicada esa cantidad de agua a un campo (PEREIRA, 1999). Para optimizar el desempeño de los métodos de riego se requiere la consideración de variables que tengan relevancia en el proceso hidráulico, la infiltración y la uniformidad en la aplicación del agua (HLAVEK, 1992).

Las variables físicas que determinan el resultado de un evento de riego pueden agruparse en: (I) variables de manejo (parámetros físicos cuya magnitud puede cambiar en un amplio rango en función de la decisión del usuario) y (II) variables del sistema, son parámetros físicos propios del sistema y que tienen un margen de cambio mínimo o nulo (FEYEN y ZERIHUN 1999). Para un mejor entendimiento de las variables de manejo y de sistema es necesario analizarlas por método de riego.

Riego por Superficie

Es el método de riego más utilizado en el mundo. En Mendoza principalmente existen los métodos de riego por surcos o melgas, con o sin pendiente (con o sin desagüe), representan el 90% de la superficie bajo riego (INDEC, 2002). Como indicadores de desempeño principales, la uniformidad de distribución y la eficiencia de aplicación son el resultado de muchas variables de diseño y manejo del evento y método de riego, funcionalmente podemos expresarlas de la siguiente manera:

$$DU = f(q_{in}, L, n, S_o, I_c, F_a, t_{co}) \quad (1)$$

$$AE = f(q_{in}, L, n, S_o, I_c, F_a, t_{co}, SWD) \quad (2)$$

donde:

DU: uniformidad de distribución

AE: eficiencia de aplicación
 q_{in} : caudal unitario de surco o caudal unitario por ancho de melga
 L: longitud de la unidad de riego
 S_o : pendiente de la unidad de riego
 I_c : características de la infiltración del suelo
 F_a : sección de flujo del surco o melga
 T_{co} : tiempo de corte o riego = Tap (tiempo de aplicación)
 SWD: déficit de humedad del suelo al momento del riego

Como variables de manejo podemos considerar: caudal de manejo y/o caudal unitario (Q_m , q_u), tiempo de aplicación o corte (Tap), y en menor medida la longitud de la unidad de riego (L). Como variables del sistema podemos considerar a: lámina de riego a aplicar (d_r), velocidad máxima del agua admitida para evitar erosión, pendiente del terreno (S_o), coeficiente de rugosidad (n), parámetros de la ecuación de infiltración (A , B , f_o) y geometría de surcos.

Riego por goteo

Representa el 8% de la superficie cultivada (INDEC, 2002) en Mendoza, con un creciente aumento en la última década. Este método de riego se caracteriza por aplicar pequeñas láminas de agua con un intervalo frecuente, logrando un régimen de humedad alto en el suelo, generalmente con bajo déficit hídrico en todo el ciclo del cultivo. El desempeño de estos métodos de riego es muy dependiente de la calidad del diseño, de los materiales y equipos seleccionados, como sí también de la programación y mantenimiento de las instalaciones.

$$DU = f(P, \Delta P, x, E_c, C_v, FI) \quad (3)$$

$$AE = f(P, \Delta P, x, E_c, C_v, FI, K_s, t_i, \Delta t_i, SWD) \quad (4)$$

donde:

P: presión disponible del aspersor

ΔP : variación de presión en el set operativo o a lo largo del lateral desplazable

x: exponente de descarga de emisor

E_c : exponente de descarga del emisor

C_v : coeficiente de variación de fabricación del emisor

FI: capacidad de filtración del sistema

K_s : conductividad hidráulica del suelo

t_i : duración del evento de riego

Los agricultores que adoptan estos sistemas de riego tienen el control de: lámina de aplicación, tiempo de riego e intervalo de riego. La mayoría de los problemas detectados derivan de un inadecuado diseño y selección del equipamiento como consecuencia de que los agricultores son inducidos a adoptar este método de riego para ahorrar agua sin el adecuado soporte técnico. Los sistemas de riego pueden utilizar menos agua cuando se minimizan las pérdidas de aplicación, pero no deben ser diseñados o administrados para el ahorro de agua. Deben ser manejados, con alta frecuencia, para suministrar el agua en conformidad a la demanda de los cultivos (PEREIRA, 1999). En un sistema ya diseñado e instalado, como variables de manejo podemos considerar: lámina de riego a aplicar (d_r), tiempo de aplicación o corte (Tap), y el intervalo de riego (IR). Como variables del sistema podemos considerar: el caudal nominal del emisor y sus características de descarga (q_a , x, C_v), espaciamiento entre emisores (S_e), variación de presión dentro del sistema (ΔP), capacidad de filtración del sistema (FI) y conductividad hidráulica del suelo (K_s).

Riego por Aspersión

Representan un pequeña porción de los métodos de riego aproximadamente el 0,5% (INDEC, 2002). En la última década ese porcentaje se ha incrementado. Actualmente Mendoza posee 3.736 hectáreas de riego con pivote central; y el oasis Centro concentra el mayor porcentaje de las mismas (69 %); MORÁBITO *et al*, 2014.

$$DU = f(P, \Delta P, S_e, d_n, WDP, WS) \quad (5)$$

$$AE = f(P, \Delta P, S_e, d_n, WDP, WS, I_c, i_s, t_i, SWD) \quad (6)$$

donde:

P: presión disponible del aspersor

ΔP : variación de presión en el set operativo o a lo largo del lateral desplazable

S_e : espaciamiento de los emisores en el lateral

d_n : diámetro de la boquilla (para una determinada presión, tiene influencia en el caudal de descarga q_s y en el diámetro mojado D_w)

WS: velocidad y dirección del viento

WDP: representa el patrón de distribución de los aspersores

I_c : características de infiltración del suelo

i_s : lámina de aplicación de aspersor

t_i : duración del evento de riego

Igualmente que en riego por goteo; el desempeño de estos métodos de riego es muy dependiente de la calidad del diseño, de los materiales y equipos seleccionados, como así también de la programación y mantenimiento de las instalaciones. En un sistema ya diseñado e instalado, como

variables de manejo podemos considerar: lámina de riego a aplicar (dr), tiempo de aplicación o corte (T_{ap}) y el intervalo de riego (IR). Como variables del sistema podemos considerar: el caudal nominal del emisor y sus características de descarga (q_a , x , C_v), el espaciamiento entre emisores (Se), la presión de diseño del sistema (P), la variación de presión dentro del sistema (ΔP), el diámetro de la boquilla del emisor seleccionado (dn), el patrón de distribución o mojado de los aspersores (WDP) y a la dirección y velocidad del viento (WS).

Consideraciones generales para los métodos de riego:

Las funciones representadas en las ecuaciones 1 a 6; muestran que la eficiencia de aplicación es función tanto de la uniformidad de distribución como de la programación de los riegos (PEREIRA, 1999). En las últimas décadas ha habido un gran avance en la modernización de los sistemas de riego, sin embargo estas mejoras generalmente han controlado las variables que tienen efecto sobre la uniformidad de distribución (nivelación láser, sistemas que mejoran la conducción y entrega del agua - SOUSA *et al*, 1995; HUMPHERYS, 1997; TEOUT *et al*, 1990). Para la mejora de la eficiencia de aplicación es necesaria la aplicación de modernas técnicas de programación del riego. Las mismas se pueden ver limitadas por las características del sistema de entrega o distribución del agua a los usuarios, y por factores culturales de los propios regantes (BAUTISTA *et al*, 2009).

Las evaluaciones de desempeño de los sistemas de riego a campo, juegan un papel fundamental para la optimización de los mismos, brindando valiosa información a los agricultores y/o ingenieros proyectistas, para la mejora del diseño y prácticas de manejo, como así también brindan información básica a las instituciones responsables del

manejo y administración del recurso hídrico, para la gestión integrada del recurso (SCHILARDI, 2010).

El objetivo principal del presente trabajo es el de calificar el desempeño de los métodos de riego de la provincia de Mendoza; caracterizando los indicadores más relevantes. Se describen las principales características, limitaciones y los aspectos más notables para optimizar cada método de riego considerando de manera combinada mejoras en el método y en la programación de los riegos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para calificar el desempeño en métodos de riego por superficie se utilizaron las metodologías de campo definidas por WALKER & SKOGERBOE (1987) y los estándares de ASCE (1978); ASAE (2000). Para el cálculo de indicadores de desempeño, se utilizaron los modelos de simulación hidráulica SIRMOD III (WALKER, 1993) y WinSRFR (BAUTISTA *et al*, 2009a; 2009b). Para calificar el desempeño en métodos de riego por aspersión se utilizó la metodología de campo definida por ANSI/ASAE S436.1 (2001). Para el cálculo de indicadores de desempeño, se utilizó el modelo de diseño y evaluación DEPIVOT (PEREIRA *et al*, 2012). Para calificar el desempeño en métodos de riego por goteo, se utilizaron las metodologías de campo propuestas por MERRIAM y KELLER (1978), citada por FERNANDO PIZARRO (1996), la metodología propuesta por ASAE, a través de sus estándares ASAE EP-438 (2001), la metodología propuesta por FAO (1998, 1986) y las metodologías propuestas por KELLER y BLIESNER, (1990); RODRIGO LÓPEZ *et al*, (1992); y BURT, (2007). Para el cálculo de indicadores de desempeño de utilizaron planillas de cálculo Excel que se contrastaron con el modelo RIEGOLOC (RODRIGO LÓPEZ, J y CORDERO ORDOÑEZ, L; 2003).

Las evaluaciones de riego obtenidas a campo resultan de varios proyectos de investigación del grupo de trabajo de

los autores de la presente publicación. En riego por superficie se han realizado 101 evaluaciones en la cuenca del río Mendoza (MORÁBITO, 2007), 48 evaluaciones en la cuenca del río Tunuyán Superior (SCHILARDI, 2010), 108 evaluaciones en la cuenca del Río Tunuyán Inferior (TOZZI, 2012). En riego por aspersión se han realizado 6 evaluaciones, principalmente en la cuenca del río Tunuyán Superior (MORÁBITO *et al* 2015). En riego por goteo se han realizado 17 evaluaciones (FONTELA *et al*, 2009) y 25 evaluaciones más en una segunda etapa (SCHILARDI *et al*, 2012), en las cuencas del río Mendoza, Tunuyán Superior e Inferior. Sumando un total de 305 evaluaciones de desempeño en los diferentes métodos de riego en la provincia de Mendoza.

Para riego por superficie: las variables respuestas fueron: AE (eficiencia de aplicación); DU (uniformidad de distribución). Para riego por aspersión: las variables respuestas fueron CU_H (coeficiente de uniformidad de HEERMANN y HEIN, 1986), $UD_{1/4}$ (coeficiente de uniformidad del cuarto más perjudicado, BURT, 1997). Para riego por goteo: las variables respuesta bajo estudio para las distintas evaluaciones a campo fueron: coeficiente de uniformidad de caudales, UD (coeficiente de uniformidad del cuarto más perjudicado, BURT, 1997); uniformidad de distribución global o del sistema, $DUI_{qglobal}$ (BURT, 2004, 2007) y la uniformidad de distribución del sistema $DUI_{qsistema}$ (CLEMMENS y SOLOMON 1997). La eficiencia de aplicación potencial (PAE) y la uniformidad de aplicación potencial (PUD) por método de riego, fueron calculadas con los modelos de simulación mencionados anteriormente.

Para todos los análisis de las variables respuesta en función de sus variables explicativas se aplicó para cada caso, análisis de la varianza unifactorial, por lo cual el modelo general planteado fue:

$$\gamma_{ij} = \mu + \tau_j + \epsilon_{ij} \quad (7)$$

donde:

y_{ij} : es la respuesta de la i -ésima repetición del j -ésimo tratamiento

μ : es la media general

τ_j : es el efecto del j -ésimo tratamiento

ϵ_{ij} : es el error de la i -ésima repetición del j -ésimo tratamiento

Las hipótesis estadísticas para cada caso son:

Hipótesis nulas $H_0: \tau_j = 0$

Hipótesis alternativa $H_1: \tau_j \neq 0$

El análisis estadístico ejecutado fue análisis de la varianza unifactorial y prueba de comparaciones múltiples de Scheffé para un nivel de significancia del 5%. En caso de falta de normalidad de los datos analizados se procedió al análisis de los mismos mediante el test de KRUSKAL-WALLIS. Se utilizó el software STATGRAPHICS Plus 5.1 (Statistical Graphics Corp., 2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 1 detalla la eficiencia de aplicación por método de riego, donde se describe: N (números de eventos de riego analizados); % (porcentaje de eventos de riego analizados respecto al total de la muestra); AE (eficiencia de aplicación del método de riego), SD (desviación estándar de la variable) y E (error de muestreo para un $\alpha = 0,05$).

Tabla 1: Eficiencia de aplicación por método de riego

Método de Riego		N	% N	AE	SD	±E
Superficial	Sin Desagüe	185	60.7	64 b	27	6
	Con Desagüe					
		72	23.6	39 c	24	14
Goteo		42	13.8	90 a*	10*	3
				80		
Aspersión	Pivote Central	6	2	a*	12*	14
Total		305	100	62	-	-

* valores estimados por los autores, adaptado de Clemmens (2000)

La Tabla 1 muestra que existen diferencias significativas entre las diferentes eficiencias de aplicación según método de riego. Los métodos de riego presurizados logran las mayores eficiencias de aplicación. Dentro de los riegos por gravedad los métodos de riego por surcos o melgas sin desagüe presentan las mayores eficiencias de aplicación. Los métodos de riego gravitacionales con desagüe al pie producen las eficiencias más bajas de los métodos de riego analizadas.

Los datos obtenidos respecto a las evaluaciones de campo realizadas, representarían fielmente la distribución porcentual de los métodos de riego en la superficie bajo riego de la provincia de Mendoza, ya que se estima, existirían una 40.000 ha de riego por goteo; representando aproximadamente un 14% de la superficie bajo riego.

La Tabla 2 detalla la uniformidad de distribución por método de riego a través de diferentes indicadores los cuales se adaptan con mayor precisión según el método de riego analizado, se detalla: N (números de eventos de riego

analizados); DU (uniformidad de distribución del cuarto más perjudicado, BURT *et al* 1997, aplicable a todos los métodos de riego); DU_{global} (uniformidad de distribución global, BURT, 2004, 2007, aplicable a riego por goteo, integra todas las variables que influyen en la uniformidad); $DU_{sistema}$ (uniformidad del sistema, CLEMMENS y SOLOMON 1997, aplicable a riego por goteo, no considera todas las variables que afectan a la uniformidad); CU_H (coeficiente de uniformidad de HEERMANN y HEIN, 1986, aplicable a riego por aspersión), SD (desviación estándar de la variable) y E (error de muestreo para un $\alpha = 0,05$).

Tabla 2: Uniformidad de distribución por método de riego

Método de Riego	N	DU	SD	$\pm E$	DU_{global}	SD	$\pm E$	$DU_{sistema}$	SD	$\pm E$	CU_H	SD	$\pm E$
Superficial	Sin Desagüe	185	85 b	14	2	-	-	-	-	-	-	-	-
	Con Desagüe	72	93 a	6	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Goteo	42	86 b	7	2	78 c	12	5	85	11	5	-	-	-
Aspersión	Pivote Central	6	79 c	5	5	-	-	-	-	-	87	5	4.6
Total	305	87	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

La tabla 2 muestra que existen diferencias estadísticamente significativas en la uniformidad de distribución para los diferentes métodos de riego. Si comparamos la uniformidad de distribución con el mismo indicador para todos los métodos de riego según BURT, *et al* (1997), el método de riego que presenta menor uniformidad de distribución es el de riego por aspersión (Pivote Central) y el que presenta la mayor uniformidad de distribución en el método de riego superficial con desagüe al pie, como consecuencia de su baja eficiencia de aplicación.

Al realizar un análisis más criterioso sobre todo en los métodos de riego por goteo y considerando otras metodologías de cálculo en la uniformidad de distribución que consideran todos los factores que influyen en ella (DUGlobal), los métodos de riego por goteo y aspersion presentan las uniformidades de distribución más bajas. Ello demuestra la subutilización del potencial tecnológico del riego a presión, traduciéndose éstas bajas uniformidades de distribución en un mayor tiempo de riego (mayor volumen extraído desde las fuentes de abastecimiento), para poder aplicar las láminas de riego objetivos en las zonas más perjudicadas. Esto trae como consecuencia un mayor consumo de energía en la operación de estos métodos de riego.

En función de las evaluaciones realizadas a campo, respecto al análisis de los principales indicadores de desempeño de los métodos de riego (eficiencia de aplicación y uniformidad de distribución), la Tabla 3 resume las principales variables de manejo y sistema que tienen impacto directo sobre los indicadores mencionados.

Tabla 3: Variables de sistema y manejo que impactan en la performance del riego

Sistema de riego	Variables	Uniformidad de Distribución	Eficiencia de Aplicación
Riego por Superficie		Longitud de la unidad de riego Coeficiente de rugosidad Pendiente longitudinal Precisión de la Nivelación Características de infiltración del suelo	Longitud de la unidad de riego Coeficiente de rugosidad Pendiente longitudinal Precisión de la Nivelación Características de infiltración del suelo
	Variables de Manejo	Sacción del flujo del surco o melga Tiempo de Riego Caudal Unitario	Sacción del flujo del surco o melga Tiempo de Riego Déficit de humedad del suelo al momento del riego
	Variables de sistema	Presión nominal del aspersor Variación de presión en la unidad de riego Espaciamiento del aspersor Descarga o lámina del aspersor Diámetro Mojado Distribución del patrón de mojado Dirección y Velocidad del viento Uniformidad de diseño	Presión nominal del aspersor Variación de presión en la operación Espaciamiento del aspersor Descarga o lámina del aspersor Diámetro Mojado Distribución del patrón de mojado Dirección y Velocidad del viento Características de infiltración del suelo Intensidad de precipitación del aspersor
Riego por Aspersión		Mantenimiento de las instalaciones Tiempo de Riego	Mantenimiento de las instalaciones Tiempo e intervalo de riego Déficit de humedad del suelo al riego
	Variables de Manejo	Presión nominal del emisor Variación de presión en la unidad de riego Caudal nominal del emisor Coeficiente de variación de fabricación del emisor Capacidades del sistema de filtración Uniformidad de diseño	Presión nominal del emisor Variación de presión en la unidad de riego Caudal nominal del emisor Coeficiente de variación de fabricación del emisor Capacidades del sistema de filtración Conductividad hidráulica del suelo Características de infiltración del suelo
	Variables de sistema	Mantenimiento de las instalaciones Tiempo de Riego	Mantenimiento de las instalaciones Tiempo e intervalo de riego Déficit de humedad del suelo al riego
Riego por Goteo	Variables de Manejo	Mantenimiento de las instalaciones Tiempo de Riego	Mantenimiento de las instalaciones Tiempo e intervalo de riego Déficit de humedad del suelo al riego

La tabla 4 detalla los principales indicadores actuales y potenciales por métodos de riego, donde se detalla: AE (eficiencia de aplicación del método de riego), PAE (eficiencia de aplicación potencial de manejo), DU (uniformidad de distribución del cuarto más perjudicado, BURT *et al* 1997); PDU (uniformidad de distribución potencial del cuarto más perjudicado), Δ AE (variación de eficiencia de aplicación actual respecto a la potencial), Δ UD (variación de la uniformidad de distribución actual respecto a la potencial).

Tabla 4: Principales indicadores de desempeño actuales y potenciales por método de riego

Método de Riego		N	AE	PAE	Δ AE	DU	PDU	Δ UD
Superficial	Sin Desagüe	185	64	80	16	85	90	5
	Con Desagüe	72	39	60	21	93	90	-3
	Goteo	42	90	90	0	78	95	17
Aspersión	Pivote Central	6	80	85	5	79	90	11
	Total	305	62	77	-	87	91	-

Los métodos de riego por gravedad tienen un potencial de optimización de un 16 a 21% respecto a la eficiencia de aplicación, manteniendo una adecuado uniformidad de distribución (superior al 80%). Los métodos de riego presurizados si bien presentan una elevada eficiencia de aplicación (superior al 85%), presentan valores bajos en la uniformidad de distribución del 70 al 80%; respecto a los valores recomendados (iguales o superiores al 90%), presentando un potencial de optimización de entre un 11 a 17%. El análisis de los principales indicadores por método de riego muestra que el potencial de optimización tiene un pequeño margen del 10 al 20% aproximadamente, si bien las acciones

dirigidas para mejorar el desempeño están en mejorar el diseño, operación y mantenimiento de los métodos de riego, lograr una adecuada programación y control del plan riego se vuelve una estrategia fundamental para alcanzar el óptimo desempeño de los métodos de riego.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Riego por superficie

Métodos de riego con desagüe

La principal causa de la baja eficiencia de riego, es la excesiva pérdida por escurrimiento observada al pie de la parcela. Por lo tanto la estrategia recomendada para optimizar este método de riego sería: reducir el volumen del agua escurrida al pie, asegurando el mojado del suelo en la zona de la rizósfera del cultivo considerado. Para lograr esta estrategia en función de cada caso particular, podrían reducirse los caudales unitarios, regando una mayor cantidad de surcos en forma simultánea, incluso utilizar la técnica de riego con dos caudales (caudal de avance mayor y caudal de infiltración menor). Finalmente es muy importante el control de los tiempos de aplicación que aseguren el adecuado mojado de la zona radical. Para adecuar cada caso particular a campo, se recomienda ir ajustando la operación del riego con un adecuado control in situ, realizando calicatas y/o extrayendo muestras de humedad que permitan verificar el adecuado mojado de la zona radical. Ello permitirá definir con precisión el tiempo de riego y la lámina a reponer a lo largo del ciclo del cultivo que permita optimizar el uso del recurso agua y maximizar el potencial productivo del cultivo bajo riego. Se debe considerar para tal estrategia el ciclo hidrológico y climático del año bajo consideración (Morábito, 2003; Schilardi, 2010).

Métodos de riego sin desagüe

El mayor problema radica en la excesiva lámina percolada e inadecuada uniformidad de riego. Dicha uniformidad se debe a la pendiente en el sentido de riego, que determina que el agua se acumule al pie de la parcela, reduciendo las eficiencias de aplicación y distribución. La estrategia a seguir será: disminuir las láminas percoladas y asegurar una adecuada distribución del agua almacenada a lo largo de toda la unidad de riego. Se recomienda asegurar una adecuada nivelación de los suelos y ajustar los tiempos de aplicación en función del ciclo de cultivo, teniendo en consideración el ciclo hidrológico y climático del año en particular (MORÁBITO, 2003; SCHILARDI, 2010).

Riego Localizado (Goteo)

Para la zona bajo estudio la tecnología de riego por goteo presenta en promedio una uniformidad de distribución global o del sistema del 78% considerada baja, por lo que podemos afirmar que se evidencia una tendencia general al sub-uso del potencial tecnológico de la herramienta “riego por goteo”, conclusiones similares en la zona con otras metodologías de cálculo se han alcanzado por CHAMBOULEYRON y otros (1993) y FONTELLA *et al* (2009). Similar comportamiento se observó en los años 90 en las zonas de California (EE.UU.), estudios realizados por ITRC (2003, mencionado por Burt 2004) mostraron un avance positivo en los indicadores de desempeño ($DU_{lqglobal} = 86\%$) principalmente debido a mejoras en las técnicas de diseño, mejor calidad de emisores y equipos de filtrado conjuntamente con mejores técnicas de inyección de fertilizantes (BURT *et al*, 2004). La falta de uniformidad observada se debe a: causas de presión en un 44%, “otras causas” en un 50%, tasas de aplicación diferentes en un 4% y al diferente drenaje de los

emisores en un 2%, valores similares reporta BURT (2004) para California (USA).

Se observa que las propiedades evaluadas presentan problemas/defectos: 36% en el diseño agronómico, 40% en el diseño hidráulico (en gran parte problemas de diseño del sistema de filtrado e inyección de fertilizantes), 52% en la operación del método de riego (ausencia de un plan o calendarios de riego ajustado y control del mismo), 68% de mantenimiento en las instalaciones y el 84% falta de regulación de válvulas a campo.

Como recomendaciones fundamentales para la optimización del desempeño del riego localizado se mencionan: 1) Comenzar un adecuado mantenimiento de las instalaciones desde el diseño del mismo, para ello se deberá revisar (profesional idóneo en el tema el diseño) el diseño presentado por la empresa instaladora para su ajuste agronómico y/o hidráulico, como así también para su optimización desde el punto de vista del consumo de energía a largo plazo; 2) Luego de la instalación del equipo de riego, certificar el sistema mediante una adecuada evaluación a campo; 3) No descuidar la automatización del equipo de filtrado; 4) Definir, planificar y controlar los programas de operación, mantenimiento y control de los equipos de riego, debiendo adaptarlos a las particularidades de la propiedad agrícola y a sus objetivos productivos; 5) Asignar una persona responsable en finca del equipos de riego; capacitarla y entrenarla para ejecutar buenas prácticas de manejo de las mismas; 6) Tener la precaución y protocolos adecuados para realizar –en cada ciclo agrícola como mínimo– dos evaluaciones de desempeño del equipo de riego, la primera al inicio de la temporada de riego y la restante al momento de máxima demanda del cultivo, como así también cada vez que se sospeche de problemas en las instalaciones; 7) En equipos de riego con emisores autocompensados desde el inicio

del funcionamiento del mismo, se deberá elaborar un plan de reinversiones a largo plazo para el recambio de laterales de riego una vez concluida la vida útil de las mismas, para evitar tener impactos negativos sobre la producción y enfrentar procesos de reinversión inviables a corto plazo (SCHILARDI *et al*, 2012).

Riego por Aspersión

La uniformidad lograda en el 50% de los equipos analizados no resultó satisfactoria. Se deberá mejorar el mantenimiento de los equipos, el funcionamiento de los emisores (suelen trabarse), reducir o eliminar las pérdidas o fugas de agua en acoples de las cañerías y asegurar adecuada presión de trabajo en cabecera del sistema. De esta forma se estaría en condiciones de lograr el objetivo de mejorar la uniformidad, ahorrar agua, reducir el consumo energético y aumentar la productividad de los diferentes cultivos.

Un sistema que opere con un coeficiente de uniformidad menor que el valor de diseño puede estar indicando emisores desgastados o rotos, o un mal funcionamiento general. No obstante, con una buena uniformidad como con otra no tan buena se pueden alcanzar altas producciones; la diferencia está en la cantidad de agua necesaria para ello, siendo claramente menor cuanto mayor sea la uniformidad. También serán menores las zonas del cultivo con déficit de humedad y percolación.

En algunas situaciones se observó escurrimiento superficial en el área perimetral de los pivotes. Cuando estos problemas de esorrentía no puedan solucionarse aumentando la velocidad de avance, se puede disminuir la pluviometría del extremo, aumentando el ancho mojado por el emisor, ya sea cambiando el tipo de emisor o localizando los existentes sobre unos pequeños tubos horizontales (tipo “booms”) dispuestos perpendicularmente al pivote. Para evitar el

escurrimiento en terrenos con pendientes pronunciadas es conveniente sembrar los cultivos anuales en forma perpendicular al sentido de la pendiente.

Por último, resulta importante analizar la estrategia de riego a seguir: utilizar pequeñas láminas e intervalos de riego cortos o láminas e intervalos de riego mayores. En el primer caso, las pérdidas por evaporación y deriva podrían reducir la eficiencia de aplicación del sistema (MORÁBITO *et al.*, 2015).

Acciones políticas e institucionales

La implementación a futuro de sistemas de asesoramiento en riego a los agricultores de la zona (SIAR) mediante la coordinación y ejecución de los mismos por parte de todas las instituciones que administran el recurso hídrico a nivel provincial conjuntamente con el apoyo de agricultores líderes, sería de gran ayuda para adoptar nuevas técnicas y tecnologías que incrementen la productividad, ahorren agua, minimizando los riesgos ambientales, y contribuyan a la sustentabilidad del sector agropecuario. Las decisiones políticas que fomenten el uso eficiente del recurso, y desalienten al ineficiente y contaminador, darán un marco legal y preciso que ayude al sector agrario a incrementar el comercio nacional e internacional (CHAMBOULEYRON, 2005). Sería estratégico investigar el impacto que podría lograrse mediante la implementación a nivel de cuenca de: buenas prácticas de riego, establecimiento de cuotas máximas de entrega de agua a los agricultores, tarifa de riego en función de su eficiencia de uso, leyes que fomenten la tecnificación de los regadíos, etc. Si bien el canon o costo del agua puede ser un instrumento útil para promover nuevas tecnologías que ayuden a un uso más eficiente del uso del agua, presenta muchas limitaciones si se aplica en forma rígida en zonas rurales de bajos recursos (HUSSIAN *et al.*, 2007, mencionado por HSIAO *et al.*, 2007). Un adecuado y efectivo plan de implementación de

ajustes tarifarios en el canon del riego es complejo y requiere consideración de: la modernización física del sistema de distribución, de su implementación con estructura escalonada y debe considerar finalmente el nivel o sofisticación del sistema de entrega (BURT, 2007).

Optimización de los métodos de riego

Los métodos de riego por gravedad tienen un potencial de optimización de un 16 a 21% respecto a la eficiencia de aplicación, manteniendo una adecuada uniformidad de distribución (superior al 80%). Para optimizar este método es necesario ajustar el caudal y tiempo de riego, conjuntamente con la nivelación del terreno y la incorporación de una infraestructura mínima para mejorar el manejo de caudales y láminas de reposición. Los métodos de riego presurizados si bien presentan una elevada eficiencia de aplicación (superior al 85%), presentan valores bajos en la uniformidad de distribución del 70 al 80%; respecto a los valores recomendados (iguales o superiores al 90%), ello demuestra la subutilización del potencial tecnológico del riego presurizado, presentando un potencial de optimización de entre un 10 a 20%. Este aspecto está íntimamente relacionado con la optimización consumo de energía, donde el adecuado diseño, regulación, y mantenimiento de las instalaciones permitirían alcanzar el potencial tecnológico de este método de riego. Las conclusiones señalan la necesidad de mejoras combinadas, tanto en el diseño, programación, operación y control de estos procesos. Se destaca la necesidad de ejecutar evaluaciones de desempeño a campo, como punto de partida para alcanzar el riego estratégico adecuado para cada propiedad agrícola en particular.

NOMENCLATURA

DU: uniformidad de distribución

AE: eficiencia de aplicación

q_{in} : caudal unitario de surco o caudal unitario por ancho de melga

L: longitud de la unidad de riego

S_o : pendiente de la unidad de riego

I_c : características de la infiltración del suelo

F_a : sección de flujo del surco o melga

T_{co} : tiempo de corte o riego

P: presión disponible del aspersor

AP: variación de presión en el set operativo o a lo largo del lateral desplazable

S: espaciamiento de los laterales en el lateral

d_n : diámetro de la boquilla (para una determinada presión, tiene influencia en el caudal de descarga q_s y en el diámetro mojado D_w)

WDP: representa el patrón de distribución de los aspersores

WS: velocidad y dirección del viento

I_c : características de infiltración del suelo

i_s : lámina de aplicación de aspersor

AP: variación de presión dentro del sistema

E_c : exponente de descarga del emisor

C_v : coeficiente de variación de fabricación del emisor

FI: capacidad de filtración del sistema

K_s : conductividad hidráulica del suelo

t_i : duración del evento de riego

SWD: déficit de humedad del suelo al momento del riego

BIBLIOGRAFÍA

ANSI/ASAE S436.1. 2001. Test procedure for determining the uniformity of water distribution of center pivot and lateral move irrigation machines equipped with spray or sprinkler nozzles. American Society of Agricultural Engineers. USA.

- ASAE, Standars 2000. Evaluation of irrigation furrows. America Society of Agricultural Engineering EP419.1. USA, p893 – 898.
- ASCE, Standars 1978. Describing irrigation efficiency and uniformity. J. Irrig. And Drain. Engrg., ASCE, 104(1),35-41.
- BAUTISTA, E.; CLEMMENS, A.; STRELKOFF, T.; SCHLEGEL J. 2009a. Modern analysis of surface irrigation with WinSRFR. Agricultural Water Management 96 (2009) 1146–1154.
- BAUTISTA, E.; CLEMMENS, A.; STRELKOFF, T.; NIBLACK M. 2009b. Análisis de surface irrigation with WinSRFR-example application. Agricultural Water Management 96 (2009) 1162–1169.
- FEYEN, JAN y ZERIHUM, DAWIT 1999. Assessment of the performance of border and furrow irrigation systems and the relations between performance indicators and system variables. Agricultural Water Management 40 (1999) 353-362.
- FONTELA C., J. MORABITO, J. MAFFEL, S. SALATINO, C. MIRABILE y L. MASTRANTONIO. 2009. Riego por goteo en Mendoza, Argentina: evaluación de la uniformidad del riego y del incremento de salinidad, sodicidad e iones cloruro en el suelo. Rev. FCA UNCuyo. Tomo XLI, n° 1, 2009. Pp. 135-154. Mendoza – Argentina.
- HALVEK, R 1992. Selection Criteria for Irrigation Systems. ICID, New Delhi.
- INDEC. 2002. Censo Nacional Agropecuario 2002. Resultados para el total del país por provincia [en línea]. Buenos Aires, Argentina, Instituto Nacional de Estadísticas y Censos de la República Argentina. [<http://www.indec.mecon.gov.ar>], [Consulta: 10 de febrero de 2006]
- MORÁBITO J. 2003. Desempeño del riego por superficie en el área de riego del río Mendoza. Eficiencia actual y potencial. Parámetros de riego y recomendaciones para un mejor aprovechamiento agrícola en un marco sustentable. Tesis para optar a Magister Scientiae en Riego Y Drenaje. FCA-UNCu, Mendoza, Argentina.
- MORÁBITO J., C. MIRÁBILE y S. SALATINO. 2007. Eficiencia de riego superficial, actual y potencial en el área de regadío del río Mendoza (Argentina). Revista Ingeniería del Agua de la Universidad de Córdoba, España, Vol. 14, No 3. pp. 199-213. ISSN: 1134–2196.
- MORÁBITO J., REARTE E., SCHILARDI C., MARTIN L. y SALATINO S. 2015. Desempeño del riego de equipos de pivote central en la provincia de Mendoza, Argentina. CONAGUA 2015. Paraná, Entre Ríos, Argentina.

- MORÁBITO J., SALATINO S. y G. IBÁÑEZ. 2014. Los equipos de pivote central ya riegan casi 4000 hectáreas en Mendoza. Revista campo Andino y Agroindustria. Año VI n° 25, julio-agosto, Mendoza, Argentina.
- PEREIRA, L. 1999. "Higher performance through combined improvements in irrigation methods and scheduling: a discussion". *Agricultural Water Management* 40 (1999) 153-169.
- SCHILARDI C, 2010. Desempeño del riego por superficie en el área de regadío de la cuenca del río Tunuyán Superior, Mendoza. Argentina. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Cuyo. 138 pag. [<http://bdigital.uncu.edu.ar/3639>]
- UNCUYO, 2004. Marco estratégico para la provincia de Mendoza. Parte I – Diagnóstico Físico y Ambiental. Febrero 2004. 104 páginas. Mendoza, Argentina.
- WALKER, R. and SKOGERBOE.1987. *Surface Irrigation Theory and Practice*. Utah State University, Prentice – Hall.

CALIDAD DEL AGUA EN ZONAS BAJO RIEGO. EL CASO DEL CINTURÓN VERDE DE MENDOZA

JOSÉ ZULUAGA;

Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias. Instituto Nacional del Agua. Centro Regional Andino. jzuluaga@ina.gov.ar

ADRIANA BERMEJILLO; DANIELA CÓNSOLI;

MARÍA FLAVIA FILIPPINI; EMILIO REARTE; ANALÍA VALDÉS; Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias.

ALEJANDRO DROVANDI;

Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias. Instituto Nacional del Agua. Centro Regional Andino.

ALDO MORSUCCI;

Instituto Nacional del Agua. Centro Regional Andino.

PEREYRA, MARCELO;

Inspección Desaguantes Industriales Colector Pescara. Belgrano 210 Oeste (5500) Mendoza.

RESUMEN

En las últimas décadas, el Oasis Norte de Mendoza ha soportado un gran crecimiento urbano-industrial; como consecuencia de lo cual no siempre se depuran correctamente los efluentes. A ello se suman los efectos de un tipo de agricultura intensiva desarrollada en la zona. En este oasis se encuentra el denominado “Cinturón Verde”, en el que se demandan grandes cantidades de agua para el riego, así como plaguicidas y fertilizantes, cuyos excesos se lixivian hacia los acuíferos, y superficialmente provocan un impacto negativo aguas abajo, donde el recurso se usa para riego y consumo humano. En esta zona se vienen realizando monitoreos por este grupo de investigación desde el año 1999. En el caso del presente trabajo se evaluaron parámetros de calidad del

agua de riego superficial y subterránea, así como de drenaje, a lo largo del ciclo agrícola. Con financiamiento del INACRA y de la SECTYP-UNCuyo para el bienio diciembre 2013 - diciembre 2015, se han realizado en total 7 muestreos en 11 sitios diferentes, a fin de evaluar en ellos los contenidos de nitratos, fosfatos, midiéndose además los valores de pH y de CEA. Se analizaron las relaciones existentes entre diversos parámetros que determinan la calidad del agua, permitiendo ello dar recomendaciones para un manejo más sustentable del área. Para una mejor interpretación de los resultados, en el presente trabajo se han analizado las tendencias desde agosto de 2012. En general, puede decirse que los valores de pH están comprendidos entre 7 y 8, siendo los mismos característicos de las aguas de Mendoza. Las aguas analizadas se pueden agrupar en tres de las categorías de Riverside. Las subterráneas, con los menores valores de salinidad, pertenecerían a la categoría C3 (categoría 1 según FAO). Las de drenaje corresponden a la categoría C4 (categoría 2 de FAO), excluyendo al Arroyo Leyes, que alcanza los mayores valores de salinidad (categoría C5 o categoría 3 según FAO) Analizando RAS y CEA, a este punto le corresponde la categoría C5S1, de “baja peligrosidad sódica y muy alta salinidad”. El resto de las aguas, en general, se encuentran en la categoría C3S1, de “salinidad media a alta y baja peligrosidad sódica”, cuyo uso para el riego debería restringirse a suelos de moderada a buena permeabilidad y en cultivos de mediana tolerancia a la salinidad.

Palabras clave: cinturón verde, Mendoza, calidad del agua.

INTRODUCCIÓN

La expansión del área urbana sobre sectores cultivados es un fenómeno que afecta al entorno agrícola de las ciudades más pobladas de la provincia, aunque alcanza mayor

magnitud en el sector cultivado que rodea el área metropolitana de Mendoza.

Sin ir más lejos, puede mencionarse que en los años transcurridos entre 1960 y 2001 el número de habitantes del Gran Mendoza prácticamente se duplicó. De acuerdo al censo 2001 la población alcanzó los 846.904 habitantes, cifra que representaba entonces el 54% del total de la provincia. En el año 2010, el Gran Mendoza contaba con 937.154 habitantes.

El crecimiento poblacional se ha visto acompañado, lógicamente, por un incremento de la superficie del área urbanizada.

El área agrícola periurbana, localizada alrededor del área urbana de Mendoza, es conocida como el “Cinturón Verde” de la ciudad, y se trata de un espacio amenazado por el crecimiento urbano, en donde la presión que ejerce la ciudad se traduce en una fuerte competencia y en conflictos por los usos del suelo.

En las últimas décadas se ha observado en el sector agropecuario un aumento de la productividad acompañada de una reducción de la superficie cultivada, debido al ya mencionado avance de los centros urbanos (PIZZI *et al.*, 1997).

Al mismo tiempo, en función de los requerimientos del consumidor, se presenta la necesidad de ofrecer al mercado productos de elevada calidad, de bajo costo y en cantidad suficiente. Este uso intensivo de los suelos, la tendencia al monocultivo, los grandes aportes de nutrimentos, la lixiviación de éstos hacia los acuíferos, la aplicación masiva de fitoquímicos, y los importantes volúmenes de agua empleados, hacen de la agricultura moderna una actividad de alto impacto ambiental.

Durante los últimos tiempos, el Oasis Norte de Mendoza viene soportado un gran crecimiento urbano-industrial, con

el que no siempre se depuran correctamente los efluentes, a lo que deben sumarse los efectos de un tipo de agricultura intensiva como es la que se practica allí.

Dentro de este oasis se encuentra una zona especializada en la producción de hortalizas, que constituye el llamado “Cinturón Verde”, ubicado alrededor de la Ciudad, y que demanda grandes cantidades de agua para riego, como así también importantes aportes de plaguicidas y fertilizantes (PIZZI *et al*, 1997) cuyos excesos se lixivian hacia los acuíferos, provocando un impacto negativo en las zonas ubicadas aguas abajo, las cuales usan este recurso para riego y para consumo humano.

A partir del año 2003, la puesta en funcionamiento de la presa Embalse Potrerillos ha producido un sustancial cambio en el manejo del riego. Por un lado se modificaron las entregas de agua en los meses de primavera, lográndose así paliar los habituales déficit de ese periodo, pero se ha modificado la recarga del acuífero, que constituye la fuente más importante de abastecimiento del sector Este del mencionado Cinturón Verde.

Además, se ha modificado la calidad del recurso, al desaparecer casi en su totalidad los sólidos en suspensión, provocando un aumento en la infiltración en gran parte de los canales, modificándose así el drenaje de las tierras agrícolas y aumentando la contaminación salina de los suelos (ZULUAGA *et al*, 2007)

La hipótesis general de esta investigación se basa en que desde las actividades agrícolas y urbano-industriales se generan efluentes y residuos contaminantes que provocan efectos negativos sobre el agroecosistema de la zona.

OBJETIVOS

El objetivo general del trabajo fue evaluar la calidad del agua de riego superficial, subterránea y de drenaje a

través del estudio de la variación de los distintos contaminantes de este agroecosistema a lo largo del ciclo agrícola en el Cinturón Verde de Mendoza, mediante el monitoreo periódico de los parámetros salinidad, pH, nitratos y fosfatos.

Como objetivos específicos se ha planteado monitorear periódicamente los contaminantes más importantes, como nitratos, fosfatos, pH, CEA y RAS, analizar las relaciones existentes entre los diversos parámetros que definen la calidad de agua de uso agrícola y dar recomendaciones para un manejo más sustentable del agua.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio pertenece al área administrada por la Asociación de Inspectores de la 3ra Zona de Riego del Río Mendoza, en donde se ubica el Cinturón Verde del área metropolitana, caracterizado por la producción intensiva de hortalizas.

El mismo comprende los distritos: Los Corralitos, La Primavera, Kilómetro 8, Mundo Nuevo y Las Violetas. La ubicación de los puntos de muestreo puede apreciarse en la Figura 1 a continuación.



Figura 1: Área de estudio y puntos de muestreo

El área recibe en forma permanente los aportes de vertientes y, eventualmente, desagües industriales, pluviales y de drenaje. Hay un gran aporte de agua subterránea en el período comprendido entre mayo y octubre, y se reciben refuerzos de dotación desde el Río Mendoza.

El aporte de aguas de vertientes se realiza a través del canal Vertiente Corralitos, del Arroyo Fernández y del Canal Tulumaya, sistema que se une al canal Chachingo por el canal Lechería. El área recibe en forma permanente los aportes de vertientes y eventualmente desagües industriales, pluviales y de drenaje.

A nivel de propiedades, el muestreo usado fue estadístico aleatorio, teniendo en cuenta aquellas propiedades que emplean agua superficial y subterránea.

Se han tomado muestras de agua en puntos fijos correspondientes a cuatro sectores que se analizarán en forma independiente y luego en conjunto: Canal Pescara, Canal

Chachingo, aguas de drenaje y aguas de origen subterráneo. Los puntos de muestreo determinados fueron los siguientes:

Sobre el Canal Pescara

- R: al ingreso en la intersección con la Ruta N°60. Este punto se incluyó desde el año 2003 y permite evaluar la calidad inicial del agua proveniente del Río Mendoza en el ingreso a los canales Chachingo y Pescara (unos pocos kilómetros más arriba).
- P: en la entrada del canal Pescara a la zona, en la intersección con Carril Nacional.
- M: a la salida de la planta de tratamiento de residuos industriales del DGI. Desde junio de 2013.
- B: al final del área de estudio, en el punto llamado Becasés.

Sobre el Canal Chachingo o Canal Vertientes Corralitos

- R: al ingreso en la intersección con la Ruta N°60. Este punto se incluyó a partir del año 2003 y permite evaluar la calidad inicial del agua proveniente del Río Mendoza en el ingreso a los canales Chachingo y Pescara (unos pocos kilómetros más arriba).
- PB: en la intersección del carril Nacional, donde ingresa al cinturón verde.
- CH: en el tramo medio, frente a la villa de Corralitos.
- M: al final de su recorrido, donde nace la Hijueta Montenegro.

En aguas de drenaje

- F: en el dren ubicado al inicio del sistema, donde se encuentra la finca de Fuster y cuyas aguas son de reuso agrícola.
- L: en el Arroyo Leyes, a la altura de la Escuela Las Violetas.
- D: en el dren ubicado en la finca El Monte Negro, donde se encuentra una red de drenaje subterráneo en la que se

puede medir la calidad del agua que egresa de los drenes parcelarios antes de ingresar al Arroyo Leyes.

En aguas de origen subterráneo

- P1: perforación ubicada en la finca El Monte Negro, que se abastece del 1er nivel del acuífero semiconfinado, a unos 40 metros de profundidad.
- S1: surgente ubicado en el primer nivel de explotación, ubicado en la finca García, que extrae agua del acuífero confinado. Si bien está en el mismo nivel de explotación que el pozo P1, al tener diferente tipo de confinamiento y al haberse observado algunas diferencias en los análisis químicos de ambos se decidió proseguir monitoreándolos.
- P2: pozo para riego ubicado en la finca El Monte Negro, el cual posee 160 metros de profundidad, extrayendo agua del mismo acuífero que la perforación del D.G.I., construida en el año 2001 al inicio del Canal Montenegro, para refuerzo de la dotación en años secos.

Cabe aclarar que en el caso de este punto se dispone de pocos datos, debido a su escaso uso debido a la abundancia de agua superficial en los últimos diez años. Sin embargo, en los tres últimos ciclos agrícolas, debido a la escasez de nevadas en la cordillera, el mismo fue más utilizado.

A campo, en cada muestreo, se midió conductividad eléctrica (CEA), pH, temperatura y oxígeno disuelto, dejándose asentando el horario de la toma de muestra, y otras observaciones.

Además se tomaron muestras de agua en cada punto, una para precisar el análisis de pH y CEA en laboratorio, mientras que la otra muestra se utilizó para determinar en laboratorio salinidad total a través de la CEA, pH, RAS, NO₃⁻ (método colorimétrico por HACH) y PO₄⁻³ (método colorimétrico con sulfo-vanado molíbdico)

RESULTADOS Y ANÁLISIS

pH

Prácticamente la totalidad de los valores de pH, tanto en aguas de origen superficial como subterráneas y de drenajes, estuvieron comprendidos entre 6 y 8,5. Dichos valores son característicos de las aguas naturales de Mendoza.

Una excepción a lo dicho anteriormente se presentó en la muestra de marzo de 2014 en el sitio “Puente Blanco” (ver Figura 2) el que corresponde al inicio del Canal Chachingo. El mismo recibe los vertidos de varias industrias agroalimentarias. Este valor se ubica por debajo del valor de 6, tenor mínimo de pH establecido por el Departamento General de Irrigación para el vertido de efluentes en canales de riego (Resolución N° 778/96 del DGI).

Otra excepción se produjo en marzo de 2013 en el sitio Matus y Pescara (ver Figura 3) que corresponde al punto de monitoreo ubicado aguas abajo de la planta de tratamiento de efluentes industriales.

Las aguas de perforaciones, tanto surgentes como subterráneas, presentaron una baja variación del pH en el tiempo, con valores que oscilaron entre 7 y 8. Puede mencionarse que en el período analizado, a partir de marzo de 2009, los valores registrados de pH no mostraron picos extremos, tal como se observara en períodos anteriores, especialmente en la etapa previa a la regulación del Embalse Potrerillos (ZULUAGA *et al.*, 2007).

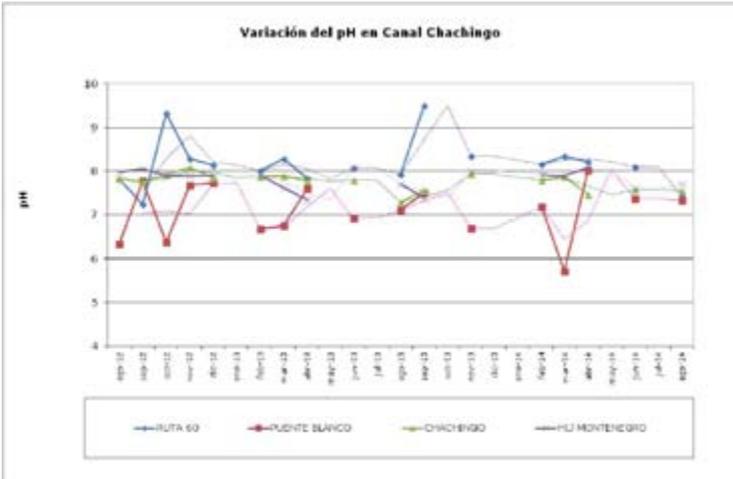


Figura 2: Variación de los valores de pH en el Canal Chachingo

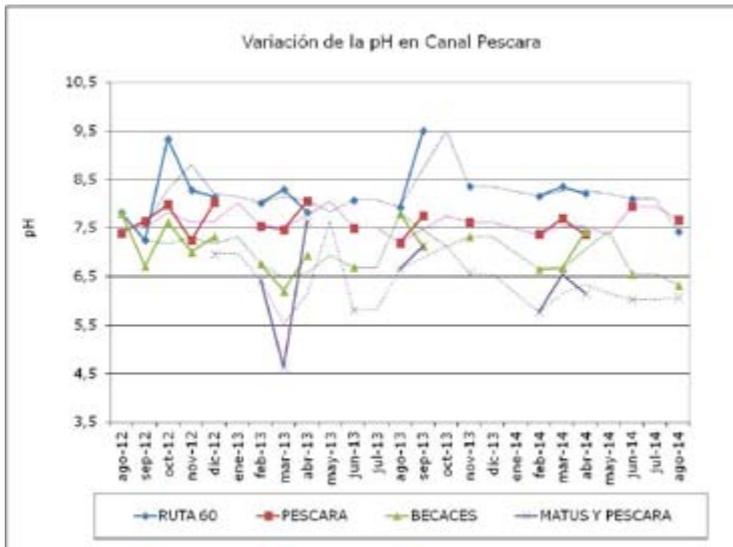


Figura 3: Variación de los valores de pH en el Canal Pescara

Conductividad Eléctrica Actual (C.E.A.)

Analizando los contenidos salinos en los canales de riego se destaca el Canal Chachingo (ver Figura 4), en el que en su recorrido desde la Ruta 60 hasta el nacimiento de la Higuera Montenegro, solamente los valores correspondientes a la Higuera Montenegro superaron los $1800 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Resolución 778/DGI), lo cual indica un desmejoramiento de la calidad de este cauce, si se considera que en el bienio 2009-2011 nunca se había superado dicho valor (ZULUAGA *et al*, 2013).

La particularidad del actual ciclo agrícola es que la Higuera Montenegro ha recibido escasos caudales debido a la emergencia hídrica que rige en la provincia desde 2010. Dentro de los muestreos del canal Pescara (ver Figura 5) en su tramo final (Becases) también se superó el máximo tolerable de $1800 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ establecido por la Resolución 778/96 del Departamento General de Irrigación (D.G.I., 1996) para el vertido de efluentes.

Las determinaciones en el punto denominado Matus y Pescara, aguas abajo de la planta de tratamiento de efluentes industriales, indica que en general no se supera la normativa mencionada, y que la planta cumple con su objetivo de calidad para el agua de uso para el riego.

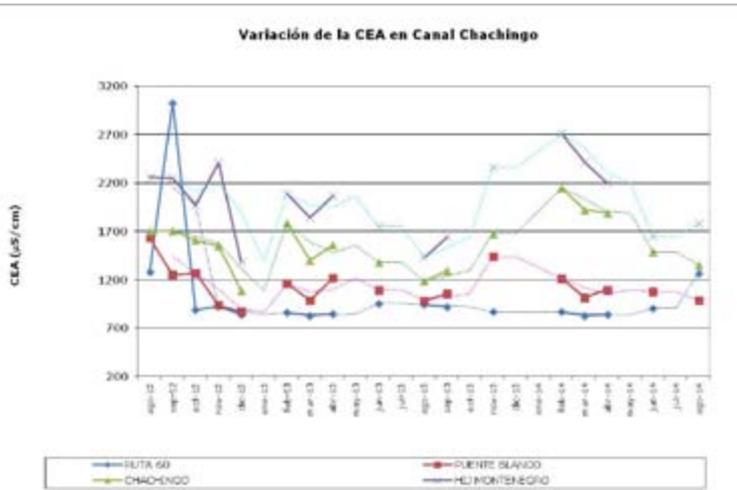


Figura 4: Variación de los valores de CEA en el Canal Chachingo.

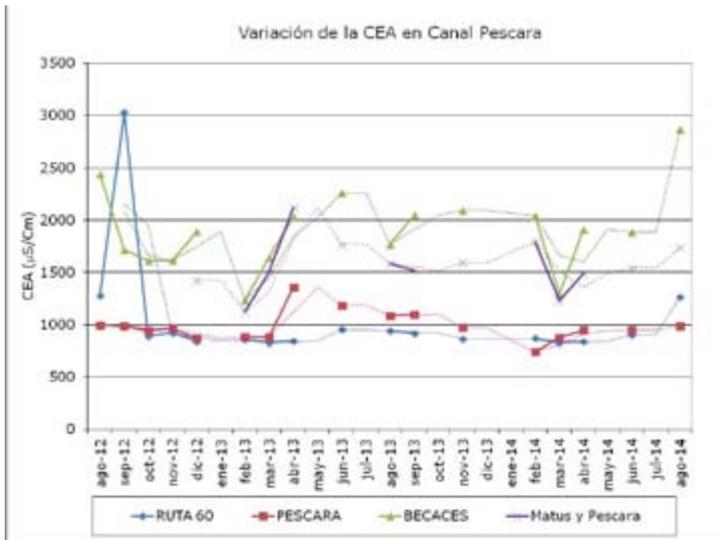


Figura 5: Variación de los valores de CEA en el Canal Pescara

Respecto a las aguas de drenaje, en la Figura 6 se pueden observar los valores registrados en el sitio “Fuster”, correspondientes a este dren parcelario, en donde se vierten sus aguas en el inicio del sistema a un canal de riego para su reutilización en fincas aguas abajo.

Allí los valores se han mantenido durante todo el período de muestreo por encima de los valores de normativa. Lamentablemente, el agua de dicho dren constituye la única fuente de agua superficial para su uso en la agricultura en la zona.

Un párrafo aparte merece el Arroyo Leyes (ver Figura 6) el que si bien actúa como colector zonal del área, sus aguas constituyen la principal fuente para riego de muchas fincas del Departamento de Lavalle; en él los valores máximos llegaron a algo más de $6000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en noviembre de 2012, mayor que el pico máximo anteriormente registrado, de $5000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ocurrido en abril de 2010 (ZULUAGA *et al.*, 2013) y registrando, en general, valores elevados y por encima de lo normado, constituyendo ello una seria limitación a la productividad de los cultivos regados con este recurso.

La otra particularidad es que en algunos meses el Arroyo Leyes estaba totalmente seco (en febrero, marzo y diciembre de 2012, así como en julio y noviembre de 2013) situación que prácticamente se ha repetido durante los últimos 10 años, lo cual corrobora que la Provincia de Mendoza transitaba a través del cuarto año consecutivo de emergencia hídrica, por lo que los drenes parcelarios y secundarios no aportaban agua a los colectores zonales.

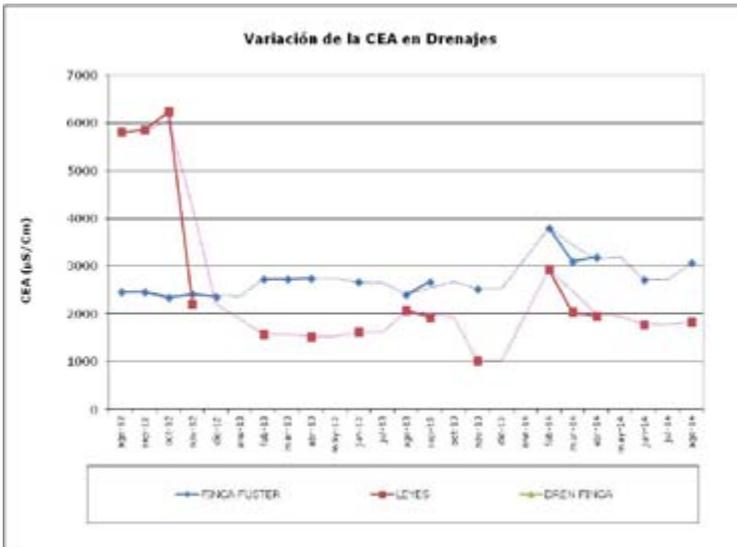


Figura 6: Variación de los valores de CEA en aguas de drenaje

Las aguas de origen subterráneo se presentaron como de buena calidad (CEA entre 800 y 1000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) sin presentar grandes oscilaciones a lo largo del tiempo.

Los muestreos correspondientes al acuífero confinado del primer nivel de explotación, denominado Pozo Finca 1 (nivel estático a 40 m de profundidad) y el del segundo nivel de la finca El Monte Negro (Pozo 2 Nivel), mostraron aguas de mejor calidad para este parámetro que los correspondientes a Surgente García.

En general, las aguas en estudio se pueden agrupar en dos de las categorías de la clasificación de Riverside modificado por THORNE y PETERSON. El Arroyo Leyes presenta los valores más altos en sales totales, ubicándose en la categoría C5 “salinidad muy alta”.

En cuanto a la peligrosidad sódica, medida a través del RAS, en general las aguas corresponden a la categoría S1 de la clasificación de Riverside modificado por Thorne y Peterson (baja peligrosidad sódica). Sin embargo, se debe destacar el Arroyo Leyes, que posee los tenores más elevados con referencia a los demás cauces de riego y drenaje, pero pertenece a la Clase S1 “Baja peligrosidad sódica” ya que su RAS es de alrededor de 6 (ver Figura 7).

Un dato interesante se puede marcar en abril de 2010 (ZULUAGA *et al*, 2011) ya que el RAS alcanzó el valor máximo histórico de 22 (categoría S3, de “alta peligrosidad sódica”) superando a los máximos anteriormente registrados (RAS 10, en las primaveras de 2008 y de 2009) en este punto de muestreo; este valor hizo prácticamente inutilizable el agua para el riego durante dicho período.

Analizando el RAS y la CEA en forma conjunta, el Arroyo Leyes quedaría categorizado como C5S1, con “muy alta salinidad y baja sodicidad”. Las aguas subterráneas provenientes del acuífero del primer nivel son levemente más sódicas que las de Surgente García, pero nunca llegan a superar el valor 2,5 de RAS.

Nitratos

De acuerdo a la Resolución 461/1998 del Departamento General de Irrigación, el valor máximo tolerado en los vertidos a canales de riego no debe superar los 45 mg.l-1 de nitratos. Solamente en febrero de 2014 se registraron valores muy superiores a dicho tenor, de casi 700 mg.l-1 (puntos “Ruta 60” y “Matus y Pescara”).

Aguas arriba de la Ruta 60 se ubica una villa inestable que vuelca residuos domiciliarios a dicho canal, mientras que en el otro punto se trata de un sitio ubicado aguas abajo de la planta de tratamiento de efluentes industriales, la que mantiene bajo control los niveles de salinidad mediante dilución

con aguas de buena calidad, de manera de bajar los valores de salinidad del recurso hídrico.

Los tenores en aguas surgentes apenas superaban los 6 mg.l-1 en un muestro, descendiendo a valores de 3 mg.l-1 ó menos en las perforaciones del primer nivel de explotación, que extraen agua subterránea de mejor calidad y que están menos expuestas a la contaminación por la actividad agrícola.

Los mayores valores en canales de riego (10 mg.l-1) se presentaron en el tramo medio del Canal Pescara, por los aportes de lixiviados de los agroquímicos usados en los cultivos hortícolas.

Fosfatos

Los mayores valores de fosfatos, que superan el límite de 0,7 mg.l-1 dado por la resolución 778 del DGI, se presentaron en noviembre de 2013 sobre el Canal Pescara en su tramo final (Becases) con valores que superaron los 11 mg.l-1.

Le sigue en carga contaminante para este parámetro el Canal Chachingo, aunque en este caso a la inversa de lo explicado anteriormente, ya que los mayores tenores de fosfatos se registraron en los primeros tramos del canal, a la altura del Puente Blanco, debido probablemente a la contaminación de origen industrial que se produce aguas arriba.

En Surgente García las aguas de origen subterráneo presentaron escasa presencia de fosfatos, aunque a diferencia de lo ocurrido en el bienio 2011-2013 (ZULUAGA *et al*, 2013) en que ningún muestreo mostró valores que superaran el límite de la normativa, en el primer nivel de explotación de la Finca Monte Negro se han presentado en más de 8 oportunidades valores superiores a 0,7 mg.l-1. Afortunadamente, el segundo nivel de explotación no ha recibido contaminación hasta el presente.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Del análisis de los resultados, se aprecia una clara distinción entre la calidad del agua de origen subterráneo, superior a la de origen superficial y con menores variaciones estacionales. Además, los acuíferos libres y confinados cercanos a la superficie aparecen como más contaminados que los profundos.

En cuanto a pH, casi la totalidad de los valores, tanto en aguas de origen superficial como subterráneas y de drenajes, estuvieron comprendidos entre 6 y 8,5. Dichos valores son característicos de las aguas naturales de Mendoza. Las únicas excepciones a lo dicho se presentaron en la muestra de marzo de 2014 en el sitio “Puente Blanco”, el que corresponde al inicio del Canal Chachingo. El mismo recibe los vertidos de varias industrias agroalimentarias. Este valor se ubica por debajo de 6, tenor mínimo de pH establecido por el DGI para el vertido de efluentes en canales de riego.

El otro caso particular se produjo en marzo de 2013 en el sitio Matus y Pescara, que corresponde al punto de monitoreo ubicado aguas abajo de la planta de tratamiento de efluentes industriales.

Las aguas de perforaciones, tanto surgentes como subterráneas, presentaron una baja variación del pH, con valores entre 7 y 8.

En cuanto a los nutrientes, de acuerdo al DGI, el valor máximo tolerado en los vertidos a canales de riego no debe superar los 45 mg.l-1 de nitratos. Solamente en febrero de 2014 se registraron valores muy superiores a dicho tenor, de casi 700 mg.l-1 (puntos “Ruta 60” y “Matus y Pescara”). Los tenores en aguas surgentes apenas superaron los 6 mg.l-1 en un muestreo, descendiendo a valores de 3 mg.l-1 ó menos en las perforaciones del primer nivel de explotación.

Los mayores valores en canales de riego (10 mg.l-1) se presentaron en el tramo medio del Canal Pescara.

Con respecto a los fosfatos, los mayores valores, que superan el límite de 0,7 mg.l-1, se dieron en noviembre de 2013 sobre el Canal Pescara en su tramo final (Becases) con 11 mg.l-1. Le sigue en carga contaminante el Canal Chachingo, pero en este caso a la inversa de lo explicado antes, los mayores tenores de fosfatos se registraron en los primeros tramos del canal.

Las aguas de origen subterráneo (Surgente García) presentaron escasa presencia de fosfatos, pero a diferencia de lo ocurrido en el bienio 2011-2013 (ZULUAGA *et al*, 2013) en que en ningún muestreo se presentaron valores que superaran el límite de la normativa, en el primer nivel de explotación de la Finca Monte Negro se han registrado en más de 8 oportunidades valores superiores a 0,7 mg.l-1. Afortunadamente, el segundo nivel de explotación no ha recibido contaminación hasta el presente.

Analizando los contenidos salinos en los canales de riego se destaca el Canal Chachingo, en el que en su recorrido desde la Ruta 60 hasta el nacimiento de la Hijueta Montenegro, solamente en el caso de los valores correspondientes a la Hijueta Montenegro se superaron los 1800 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ (resolución 778/DGI) lo cual indica un desmejoramiento de la calidad de este cauce, ya que en el bienio 2009-2011 nunca se había superado dicho valor (ZULUAGA *et al*, 2013).

La particularidad del actual ciclo agrícola es que la Hijueta Montenegro ha recibido escasos caudales debido a la emergencia hídrica que rige en la provincia desde 2010.

Dentro de los muestreos del canal Pescara en su tramo final (Becases) también se superó el máximo tolerable de 1800 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ establecido por la resolución 778/96 del Departamento General de Irrigación (D.G.I., 1996) para el vertido de efluentes.

Las determinaciones en el punto denominado Matus y Pescara, aguas abajo de la planta de tratamiento de efluentes industriales, indica que en general no se superaba la normativa mencionada, y que la planta cumple con su objetivo de calidad para el empleo del agua para el riego.

Respecto a las aguas de drenaje, los valores registrados en el sitio “Fuster”, correspondientes a la desembocadura de un dren parcelario en el inicio de un canal de riego para su reutilización en fincas aguas abajo, los valores se han mantenido durante todo el período de muestreo por encima de la normativa. Lamentablemente, el agua de dicho dren constituye la única fuente de agua superficial para su uso en la agricultura en la zona.

Un párrafo aparte merece el Arroyo Leyes, que si bien actúa como colector zonal del área, sus aguas constituyen la principal fuente para riego de muchas fincas del Departamento de Lavalle; en él los valores máximos llegaron a algo más de 6000 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ en noviembre de 2012, mayores que el pico máximo anteriormente registrado, de 5000 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ en abril de 2010 (ZULUAGA *et al*, 2013), y registrando en general valores elevados, por encima de lo normado, significando ello una seria limitación a la productividad de los cultivos regados con este recurso.

La otra particularidad es que en algunos meses el Arroyo estaba totalmente seco (en febrero, marzo y diciembre de 2012, así como en julio y noviembre de 2013) situación que prácticamente se registra durante los últimos 10 años, lo cual corrobora que la Provincia de Mendoza transitaba su cuarto año consecutivo de emergencia hídrica, ya que los drenes parcelarios y secundarios no aportaban agua a los colectores zonales.

En general, las aguas en estudio se pueden agrupar en tres de las categorías de la clasificación de Riverside modificado por Thorne y Peterson. El Arroyo Leyes presenta los

valores más altos en sales totales, ubicándose en la categoría C5 “salinidad muy alta”.

La gran mayoría de las aguas superficiales pueden clasificarse como C3 de “salinidad media“, cuyo uso debería hacerse en suelos de moderada a buena permeabilidad y con cultivos de mediana tolerancia a la salinidad.

El agua de los drenes corresponde a la categoría C4 (“salinidad alta”) Las aguas de origen subterráneo se presentaron como de buena calidad (CEA entre 800 y 1000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) y no presentaron grandes oscilaciones a lo largo del tiempo.

Los muestreos correspondientes al acuífero confinado del primer nivel de explotación (nivel estático a 40 m de profundidad) y del segundo nivel (nivel estático a 120 m) de la finca “El Monte Negro”, mostraron aguas de mejor calidad para este parámetro que los correspondientes a Surgente García. Las aguas de perforaciones, si bien presentan los valores más bajos de CEA, aún se clasificarían en la categoría C3.

En cuanto a la peligrosidad sódica, medida a través del RAS, en general las aguas corresponden a la categoría S1 de la clasificación de Riverside modificado por Thorne y Peterson (baja peligrosidad sódica). Sin embargo, se destacó el Arroyo Leyes, por poseer los tenores más elevados con referencia a los demás cauces de riego y drenaje, lo cual hace prácticamente inutilizables sus aguas para el riego durante dicho período.

Analizando el RAS y la CEA en forma conjunta, el Arroyo Leyes quedaría categorizado como C5S1, con “muy alta salinidad y baja sodicidad”. Las aguas subterráneas provenientes del acuífero del primer nivel de explotación son levemente más sódicas que las de Surgente García, pero nunca llegan a superar el valor 2,5 de RAS.

Como recomendación para optimizar el manejo del agua de riego, tanto las Asociaciones de Usuarios de esta 3ª Zona, como las del Departamento de Lavalle, deberían monitorear la calidad del agua durante los meses de primavera, que es cuando se concentran la mayoría de los contaminantes, tratando de emplear en esa época aguas de origen subterráneo, ó bien mezclar a estas con las de origen superficial, a fin de diluirlas.

Una particularidad se apreció en el muestreo de diciembre de 2010, cuando por primera vez en 10 años el Arroyo Leyes, que actúa como dren zonal, no cumplía con esa misión debido a las restricciones hídricas impuestas por la escasa disponibilidad de caudales en todo el Oasis Norte.

Para el Departamento General de Irrigación, ese año fue considerado como “año seco” para el Oasis del Río Mendoza (55% respecto al año medio) (ZULUAGA *et al*, 2011). El ciclo 2011/2012, si bien mejoró algo, llegando a la categoría de “pobre” (70% respecto del año medio) las restricciones hídricas fueron de todas formas considerables.

Cabe aclarar que en febrero/marzo de 2012 los muestreos del Arroyo Leyes no se pudieron realizar por encontrarse totalmente seco el cauce (ZULUAGA *et al*, 2011).

BIBLIOGRAFÍA

- APHA - AWWA - WPCF. (1992). “*Métodos Normalizados para el Análisis de aguas potables y residuales*”; Ediciones Díaz de Santos, S.A.; 17 Ed.
- AYERS, R.S. y WESTCOT, D.W. (1976) “*Calidad del agua para la agricultura*”. *Estudio FAO: Riego y Drenaje 29*.
- Departamento General de Irrigación (DGI) (1996). “*Descripción preliminar de la cuenca del río Mendoza*”. Departamento General de Irrigación. Mendoza.
- Departamento General de Irrigación (DGI). (1996). “*Reglamento General para el Control de Contaminación Hídrica*”. Resolución N° 778 (Public: BOP.30-31/12/96 y 2/1/97) Mendoza.

- Ente Provincial del Agua y Saneamiento (EPAS) (1995). *“Normas de calidad de aguas”*. Documento Preliminar. Mendoza, República Argentina.
- PIZZI, D.; E. BARDOSSY; E. ANTONIOLLI; K. HIRAMATSU (1997). *“Identificación económica y distribución geográfica de los oasis irrigados de Mendoza”*. Tucumán, setiembre de 1997.
- ZULUAGA, J. et al (2007) *“Monitoreo de los contaminantes del agua en la 3ra zona de riego del Río Mendoza con el nuevo escenario de operación del Embalse Potrerillos”*. Congreso Nacional del Agua. Tucumán.
- ZULUAGA, J. et al (2010) *“Calidad del agua de riego superficial y subterránea en el Cinturón Verde de Mendoza”*. III Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua. Córdoba, Argentina. 6 al 8 de Octubre de 2010.
- ZULUAGA, J. et al (2011) *“Evolución de la contaminación del recurso hídrico en el Cinturón Verde de Mendoza. Congreso Nacional del Agua “CONAGUA 2011”*. Resistencia, Chaco. 22 al 25 de junio de 2011.
- ZULUAGA, J. et al (2013) *“Evolución de la contaminación del recurso hídrico en el cinturón verde de Mendoza”*. Presentado en el Congreso Nacional del Agua CONAGUA 2013. San Juan, Argentina, del 14 al 18 de octubre de 2013.

UTILIDAD DE UN TEST DE TOXICIDAD COMO HERRAMIENTA PARA EVALUAR LA CALIDAD DE AGUA DE BEBIDA ANIMAL

CRISTINA V. ALVAREZ GONÇALVEZ,
ALICIA FERNÁNDEZ CIRELLI,
ALEJO L. PÉREZ CARRERA,

Instituto de Investigaciones en Producción Animal (INPA, UBA-
CONICET), Centro de Estudios Transdisciplinarios del Agua (CETA,
UBA), Facultad de Cs. Veterinarias, Universidad de Buenos Aires.
alvarezgonc@fvvet.uba.ar, ceta@fvvet.uba.ar

RESUMEN

La provisión de agua de bebida de buena calidad es un factor decisivo para el adecuado desarrollo de los sistemas ganaderos. Sin embargo, en algunos casos, las especies de producción pecuaria se encuentran expuestas a través del agua de bebida, a numerosas sustancias presentes en ella, muchas de las cuales pueden tener un efecto nocivo en su salud y el desarrollo productivo. En Argentina generalmente se analiza la calidad de agua a través del análisis físico-químico y microbiológico comparando los valores obtenidos con los límites propuestos en la Ley Nacional de Residuos Peligrosos (Ley 24.051), o con los valores que aparecen mencionados en diferentes guías de calidad de agua de bebida animal. Sin embargo, en estos ensayos suele evaluarse solo un conjunto pequeño de parámetros, siendo común ponderar el riesgo de su presencia en la muestra a partir de su concentración individual sin valorar, en la mayoría de los casos, la interacción con otras sustancias presentes en la misma. En el análisis de su aptitud para consumo se hace imprescindible contar con una herramienta que nos

brinde información global y que tenga en cuenta el conjunto de interacciones entre las sustancias presentes, incluso la de aquellas no detectadas a través del análisis fisicoquímico de rutina. En este contexto, los test de toxicidad se presentan como una alternativa posible para aportar información en este sentido. En este trabajo se analiza la utilidad de la información de distintos ensayos de toxicidad para evaluar la aptitud del agua destinada a consumo animal. Se analizaron muestras de agua de bebida animal procedentes de establecimientos productivos de la provincia de Buenos Aires. Comparando los resultados obtenidos a partir del análisis fisicoquímico rutinario con los resultados del ensayo toxicológico, se observó que el 47% de las muestras evaluadas como aptas para el consumo animal presentaban evidencia de efectos citostáticos, clastógenos o ambos, evidenciando riesgo potencial para la salud animal. Los resultados del presente trabajo demuestran la necesidad de abordar el estudio de los bioensayos en el contexto de la producción animal con el fin de contar con mejores herramientas que permitan garantizar no solo la productividad y la salud del ganado, sino también asegurar la inocuidad de los agroalimentos.

Palabras clave: producción animal, agua de bebida animal, toxicidad, bioensayos.

INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso finito cuya demanda, tanto en cantidad como en calidad, es creciente. La actividad agropecuaria es la principal usuaria de los recursos hídricos en la mayoría de los países del mundo. El cambio climático y la expansión de la frontera agropecuaria hacia tierras menos favorables para la producción, sumado al crecimiento de la población y al aumento en la demanda de alimentos, han incrementado la superficie bajo riego y por consiguiente se

encuentra en constante aumento la demanda de volúmenes de agua con calidad adecuada para la producción. Esto implica desafíos particulares a la hora de plantear la gestión sustentable del recurso hídrico, al tiempo que se busca garantizar la alimentación de la población.

Siguiendo la tendencia mundial de las últimas décadas, en Argentina la expansión de la frontera agropecuaria ha implicado el uso creciente de tierras de baja aptitud para el desarrollo de la actividad pecuaria, donde las aguas utilizadas para el consumo animal poseen naturalmente concentraciones elevadas de elementos perjudiciales para el ganado tales como arsénico (As) y flúor (F) (NICOLLI *et al.*, 1989; PÉREZ CARRERA *et al.*, 2007; 2014). Además, se ha incrementado la utilización de agroquímicos lo que ha impactado negativamente sobre la calidad del recurso hídrico disponible. Como consecuencia, los animales de producción pueden encontrarse expuestos a un número creciente de sustancias, tanto de origen natural como antrópico, que pueden tener un impacto negativo sobre el estado sanitario de los rodeos y sobre el desarrollo productivo. El número creciente de dichas sustancias hace que la composición del agua de bebida animal sea altamente variable en cuanto a las sustancias presentes como a los niveles en que se encuentran.

En el caso de la República Argentina, la metodología propuesta por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación para el establecimiento de niveles guía de calidad de agua ambiente para bebida de especies de producción animal tiene en cuenta tanto las especies animales y las variantes de las prácticas productivas como la ocurrencia real o potencial en el territorio nacional y su efecto sobre la producción animal terrestre, analizando la información toxicológica disponible (SRHN, 2007). El decreto 831/93 que reglamenta la Ley de Residuos Peligrosos (Ley 24.051), recomienda las concentraciones máximas de algunas sustancias que podrían estar

presentes en el agua para que la misma se destine a su uso en ganadería como agua de bebida. Algunos otros parámetros importantes referidos a la calidad del agua de bebida animal no están incluidos en esta reglamentación. Entre los parámetros no contemplados en el decreto 831/93 encontramos pH, sólidos totales disueltos (STD), dureza total, dureza de Ca y dureza de Mg, sulfatos y nitratos, pero pueden encontrarse recomendaciones sobre los niveles adecuados de cada uno de estos parámetros en la bibliografía especializada. En la Tabla 1 se indican el peso promedio y el consumo promedio de agua, considerados para las evaluaciones toxicológicas, y los niveles guía y niveles recomendados de distintos parámetros físico-químicos para agua de consumo animal. (Tabla 1).

Respecto del pH del agua que debe ser consumida por los animales, se considera que debe encontrarse en un rango de 6,5 a 8,5 (ANZECC, 2000). Otros autores mencionan un rango de pH más acotado de 6,1 a 7,5 (BAVERA *et al.*, 2001), aunque algunas guías proponen que el rango de pH tolerable por los animales es entre 5 y 9 (Higgins, 2008). Se ha informado que valores bajos de pH pueden producir acidosis en los animales, mientras que valores de pH altos pueden tener un impacto negativo en los animales, produciendo diarrea y una disminución en la eficiencia de conversión del alimento y reducción del consumo de agua y alimentos (ANZECC, 2000).

Se denomina salinidad a la suma de todas las sales minerales presentes en el agua. La principal forma de evaluar la salinidad de las aguas es a través de la conductividad eléctrica de las mismas. Algunas guías sólo contemplan límites superiores en cuanto a salinidad (ANZECC, 2000), sin embargo algunos autores (Pérez Carrera, 2006) señalan que aguas con valores de conductividad eléctrica por debajo de 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ serían deficientes en salinidad, no alcanzando a cubrir los requerimientos minerales de los animales. Los límites superiores en cuanto a salinidad, son variables

dependiendo de la especie y del estado fisiológico del animal entre otros parámetros (consumo de agua en relación con la humedad, temperatura ambiente, etc.). Se considera que un alto contenido salino podría producir en el animal un desbalance mineral provocando distintas alteraciones fisiológicas entre las que podemos mencionar la pérdida de apetito, diarreas, disminución en el peso corporal y producción de leche, hasta alteraciones a nivel del sistema nervioso. A pesar de ser uno de los parámetros más importantes a la hora de evaluar la aptitud del agua para bebida animal, los valores superiores recomendados en las guías de referencia suelen ser significativamente diferentes. La FAO recomienda valores menores a 8000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ como agua de buena calidad para el ganado bovino, considerando las aguas con valores entre 8000 y 11000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ como regulares y las que tienen valores de conductividad mayores a 11000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ como no aceptables para el consumo del ganado (FAO, 1985). En el caso de la producción avícola, considera aguas con buena aptitud a aquellas cuyo valor de conductividad eléctrica se encuentra por debajo de los 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y como no apta aquella que supera los 8000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, considerando como regular la que se haya entre dichos valores (FAO, 1985). Las directrices propuestas en Australia y Nueva Zelanda (ANZECC, 2000) consideran límites diferenciales y más estrictos para cada especie. En el caso del ganado bovino de producción de leche se consideran aguas con buena aptitud (sin efectos adversos esperados) a las que presentan valores de conductividad menores a 3900 $\mu\text{S}/\text{cm}$, aptitud regular a las que presentan valores entre 3900 y 6300 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y malas aquellas con valores superiores a 6300 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Para el ganado bovino de producción de carne, los rangos van de 0 a 6300 $\mu\text{S}/\text{cm}$, de 6300 a 7800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y mayores a 7800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, para aguas de buena, regular y mala aptitud para su uso como agua de bebida respectivamente. Para porcinos y equinos, esta

guía indica valores de hasta 6300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para el agua de buena aptitud, de 6300 a 9400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para el agua de aptitud regular y recién indica como valores inaceptables para el consumo a los superiores a 9400 $\mu\text{S}/\text{cm}$. El ganado ovino presenta una tolerancia mayor al contenido salino, considerándose con buena aptitud para el consumo animal a las que presentan una conductividad menor a 7800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y como de aptitud regular a las que presentan entre 7000 a 15600 $\mu\text{S}/\text{cm}$, siendo consideradas no aptas las de conductividad mayor a 15600 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En el caso del ganado caprino, ANZECC, no especifica valor alguno. Para las aves, son consideradas buenas, las que presentan entre 0 y 3100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, regulares si la conductividad se encuentra entre 3100 y 4700 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y malas si supera dicho valor. La salinidad suele evaluarse también mediante otro parámetro: sólidos totales disueltos (STD). Estos suelen estimarse a partir de los valores de conductividad eléctrica siguiendo la siguiente aproximación: 1 dS/m = 1 mS/cm = 1 mmho/cm = 640 ppm = 640 mg/L = 0.64 g/L = 0.064%.

La presencia de elevados niveles de cloruros es perjudicial para los animales. El exceso puede provocar no solo deshidratación sino falla renal, disfunción del sistema nervioso e incluso la muerte (CURRAN *et al*, 2007). Además, el cloruro tiene un especial impacto negativo en los rumiantes debido a que disminuye la actividad de la microbiota ruminal, reduciendo el aprovechamiento del alimento ingerido (CURRAN *et al*, 2007). ANZECC (2000), sugiere niveles máximos de 1600 mg/L y 4000 mg/L para bovinos de producción de leche y carne, de 1200 mg/L para ganado equino y de 2400 mg/L para ganado ovino. No se informan valores límite para ganado porcino, caprino o aves.

La dureza del agua se relaciona con los niveles de sales de calcio (Ca) y magnesio (Mg) que se encuentran presentes. La dureza se expresa normalmente como la cantidad

equivalente de carbonato de calcio, calculándose como la suma de las concentraciones de Ca y Mg presentes en el agua, denominándose como “duras” a aquellas que presentan niveles superiores a 120 mg CaCO₃/L (DURFOR & BECKER, 1964). Para la producción animal Grant (1996) indica como valores máximos aceptables para agua de bebida animal Ca²⁺: 500 mg/L y Mg²⁺: 250 mg/L. Las recomendaciones propuestas por la FAO consideran valores más elevados como límite para el consumo de Mg en el caso de los bovinos de carne (hasta 400 mg/L) y el ganado ovino (hasta 500 mg/L).

El nivel máximo de sulfatos en agua de bebida animal sugeridos por la NRC (2001) es de 1000 mg/L para animales adultos. La concentración de sulfatos es una característica importante a evaluar, ya que tienen un efecto sobre la concentración sérica de calcio y fósforo, lo que puede afectar la fertilidad, además de poseer un efecto laxante que altera el aprovechamiento de nutrientes, pudiendo afectar a la producción (ROMERO *et al.*, 2004).

Los niveles de nitratos y de nitritos son un parámetro muy importante a tener en cuenta. Los rumiantes son los más sensibles, dado que en el rumen el nitrato es reducido a nitrito, aumentando así su toxicidad (MARTINEZ MARIN & SANCHEZ CÁRDENAZ, 2007). Los nitratos tienen un impacto negativo en la oxigenación sanguínea (MARTINEZ MARIN & SANCHEZ CÁRDENAZ, 2007). La FAO (2000) en sus guías de calidad de agua considera que una concentración superior a 100 mg/L en el agua de bebida animal representa un riesgo potencial para el ganado.

En el agua de bebida animal también pueden encontrarse presentes elementos traza inorgánicos de origen natural o antrópico tales como As, F y V (PÉREZ CARRERA *et al.*, 2010; 2014). Los valores recomendados para agua de bebida

animal se encuentran en el Anexo VI del Decreto 831/93 (Ley 24.051). (PÉREZ CARRERA *et al.* 2007; 2010).

El As es un contaminante, presente naturalmente en aguas subterráneas de nuestro país en zonas de producción agropecuaria+. Los estudios sobre los efectos por exposición crónica al As por parte del ganado son escasos. Los elevados niveles que se encuentran en agua de bebida animal (PÉREZ CARRERA *et al.* 2010) sugieren la posibilidad de un riesgo asociado a la transferencia de este elemento a alimentos de origen animal. Los niveles máximos recomendados de As en agua de bebida animal son 0,5 mg/L (Ley 24.051).

La presencia de As en agua subterránea está asociada a la de F, ya que tienen el mismo origen geológico. El F ocasiona problemas sanitarios en animales jóvenes, que aparecen principalmente luego del destete (BAVERA *et al.*, 1979). El nivel máximo recomendado para agua de bebida animal en nuestro país es de 1mg/L (Ley 24.051).

El V es un elemento que se encuentra, en algunas regiones de nuestro país, en elevadas concentraciones en agua de bebida animal (FIORENTINO *et al.*, 2007; PÉREZ CARRERA *et al.*, 2014). El nivel máximo recomendado para la presencia de V en agua de bebida animal es 0,1 mg/L. En ganado bovino, se observó que la exposición crónica al V se encuentra asociada a emaciación, diarrea crónica, trastornos en la absorción intestinal, inmunosupresión, rinitis y conjuntivitis, pudiendo resultar incluso en la muerte de los animales (GUMMOW *et al.*, 1994). Se ha informado que el V es responsable de estrés oxidativo (VALKO *et al.*, 2005) y apoptosis (MARKOPOULOU *et al.*, 2009; RAY *et al.*, 2006; WANG *et al.*, 2003). Sin embargo, su rol metabólico y los efectos en la salud y la producción no han sido estudiados en profundidad.

Tabla 1: Peso y consumo promedio de agua considerado para las evaluaciones toxicológicas, y los niveles guía y niveles recomendados de distintos parámetros fisicoquímicos en agua de consumo animal. *Tomado de: Ley 24.051; BAVERA et al, 2001; FAO 1985; ANZECC, 2000; Grant, 1996; NRC, 2001.*

Ganado	Bovino (leche)	Bovino (carne)	Caprino (mantenimiento)	Ovino	Equino	Porcino (adulto)	Aviar (gallina)
Peso promedio (kg)	540-862	780	59-68	120	500-600	136-159	1,6-2,3
Consumo de agua (L/día)	38-137	80	11-14'	15	3,52'	15-42	0,12-0,61
Niveles guía y recomendados para agua de consumo animal							
pH ³	6,5 - 7,5 bueno						
	5,5- 6,5 y 7,5-8,5 regular otros: malo						
Cloruro ⁴ (µg/L)	1600	4000	----	2400	1200	----	----
Sulfatos (mg/L) ⁷	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000
Calcio ⁶ (µg/L)	500	500	500	500	500	500	500
Magnesio ² (mg/L)	250	400	----	500	250	< 250	<250

Ganado	Bovino (leche)	Bovino (carne)	Caprino (mantenimiento)	Ovino	Equino	Porcino (adulto)	Aviar (gallina)
Cromo ¹ (mg/L)	1	1	1	1	1	1	1
Fluor (mg/L)	1 ¹ 2 ²						
Molibdeno ¹ (µg/L)	500	500	500	500	500	500	500
Mercurio ¹ (µg/L)	3 ¹ 10 ²						
Niquel ¹ (mg/L)	1	1	1	1	1	1	1
Vanadio ^{1,2} (µg/L)	100	100	100	100	100	100	100

1 Decreto 831/93. Decreto reglamentario de la Ley Nacional 24.051, República Argentina.

2 Water Quality for Livestock and Poultry, FAO 1985

3 A los fines del presente estudio se consideraron los valores de pH más conservadores, tomándose como límite inferior un valor de pH=6,5 (propuesto por ANZECC, 2000) y como límite superior un valor pH=7,5 (propuesto por BAVERA et al., 2001)

4 National Water Quality Management Strategy Paper No. 4 ANZECC, 2000

5 Para el presente trabajo se consideraron los valores de conductividad más conservadores, tomándose como límite inferior el propuesto por Pérez Carrera (2006) y como superior para cada categoría el menor valor propuesto por ANZECC, 2000 o FAO 1985 En el caso del ganado caprino se consideraron los valores sugeridos por FAO para ganado en general.

6 Grant, 1996. 7NRC, 2001.

La evaluación de parámetros fisicoquímicos individuales en relación con los niveles guía establecidos es la forma más habitualmente empleada para recomendar o rechazar el empleo de una fuente de agua para su uso como agua de bebida animal. Sin embargo esta forma de evaluación no tienen en cuenta la existencia de sinergismos y antagonismos entre los componentes, considerándose sólo los niveles de los parámetros analizados de modo aislado, y no el posible efecto conjunto, que puede ser superior, inferior o igual a la suma de los efectos de los elementos tóxicos presentes. Para tener en cuenta la composición total y no sólo los valores individuales, la EPA propone evaluar la presencia simultánea de diferentes sustancias a través de índices como el Hazard Index (HI):

$$HI = \sum_{i=1}^n \frac{I_i}{RfD_i}$$

I_i = ingesta del elemento *i*

RfD = Dosis de referencia, dosis máxima recomendada.

Para el cálculo de este índice, se tiene en cuenta la exposición a los distintos elementos de la muestra. El riesgo es tolerable cuando el valor es menor a 1. No obstante, esta fórmula considera sólo los efectos aditivos de sustancias tóxicas, no incluyendo posibles sinergismos o antagonismos; tampoco tiene en cuenta a las sustancias o elementos (o contaminantes) que no hayan sido detectados en la muestra mediante los análisis que habitualmente se realiza para determinar la aptitud del agua para ser destinada a su uso como agua de bebida. Por ende, los ensayos fisicoquímicos, si bien son necesarios, en algunas ocasiones pueden no ser suficientes para la valoración de los efectos potenciales sobre los organismos.

En ese contexto, los ensayos de toxicidad que permiten evaluar la acción combinada de todas las sustancias presentes en el agua, y también de aquellas que, si bien no son tóxicas, afectan las propiedades químicas o físicas del agua, se presentan como una herramienta posible para aportar información en este sentido. Estos ensayos se basan en exponer a los organismos al medio (en este caso el agua de bebida animal) evaluando los efectos en los parámetros de supervivencia, crecimiento, comportamiento y en marcadores morfológicos y moleculares entre otros. Las pruebas de toxicidad permiten detectar efectos nocivos de sustancias que son tóxicas en niveles inferiores a los límites de detección química o cuando no existen métodos de detección, o estos son de un costo elevado. Entre otras ventajas, debemos mencionar que los resultados de estos test tienen una relevancia biológica directa, permiten analizar la toxicidad de sustancias en las muestra de las que se desconoce su presencia, a la vez que evalúan la interacción entre sustancias (EPA, 1994). A pesar de lo mencionado anteriormente, estos test presentan dos grandes desventajas: son incapaces de identificar y cuantificar el o las sustancias responsables de dicha toxicidad. (EPA, 1994). Sin embargo, la información que proporcionan los resultados de los diferentes ensayos toxicológicos es valiosa, y por eso instituciones de diversos países, como la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), y la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD) proponen el uso de varios bioensayos, para la detección, evaluación y/o control de sustancias tóxicas en agua.

Existen numerosos bioensayos normalizados y estandarizados a nivel mundial que permiten evaluar la contaminación química del agua en ambientes naturales (CASTILLO MORALES, 2004). En 1997, una red de laboratorios de varios países del mundo creó el Proyecto Water Tox, con el fin de desarrollar y

estandarizar un conjunto de bioensayos de toxicidad que permita la evaluación de la contaminación química del agua en ambientes naturales; y se trabajó para establecer la sensibilidad de los organismos de prueba frente a distintas sustancias para poder generar criterios preliminares sobre la reproducibilidad de la metodología utilizada (Castillo Morales, 2004). Diversos organismos son utilizados en los bioensayos, entre los que se encuentran varias especies de plantas vasculares, debido a su bajo costo y fácil operatividad. Uno de ellos es el ensayo de toxicidad aguda y genotoxicidad en bulbos de cebolla (*Allium cepa* L., CASTILLO MORALES, 2004). Este bioensayo fue desarrollado en 1938 por Levan quien demostró que se observaban alteraciones en el huso mitótico por la aplicación de sustancias (LEVAN, 1938). FISKEJO *et al.* (1985) adaptó la técnica para su uso en el monitoreo ambiental. El test fue modificado luego para adaptarse a la evaluación de mezclas complejas y de agentes en soluciones acuosas (RANK & NIELSEN, 1993; MA *et al.* 1995; LEME *et al.*, 2009). El test ha sido ampliamente utilizado para la evaluación de distintas sustancias, entre las que podemos mencionar pesticidas (GOUJON *et al.*, 2014; KUCHY *et al.* 2015, ÖZKARA *et al.*, 2015; RODRIGUEZ *et al.*, 2015, BIANCHI *et al.*, 2016), metales (SOUZA PAHREN *et al.*, 2013; PRAKASHI *et al.*, 2014; KUMAR *et al.*, 2015; QUIN *et al.*, 2015; RAJESHWARI *et al.*, 2015), hidrocarburos (LEME *et al.*, 2008), mezclas complejas (RANK & NIELSEN, 1993), medicamentos (ANTOSIEWICZ, 1989; ANDRIOLI *et al.*, 2006; 2012), muestras de agua de ríos y lagunas (PAIVA *et al.*, 2008; SANTOS *et al.*, 2009; FIRBAS *et al.*, 2013; GOMES *et al.*, 2015), etc.

El estudio del impacto de la exposición del ganado a diversas sustancias y la transferencia dentro de la cadena agroalimentaria; así como el riesgo derivado para la salud humana, se torna de vital importancia. Por tal motivo, es importante contar con herramientas económicas y de fácil implementación, que nos permitan evaluar la presencia de sustancias

tóxicas que afecten la calidad del agua destinada al consumo animal. El objetivo de este trabajo es mostrar la utilidad de contar con información toxicológica adicional a la hora de evaluar la aptitud del agua destinada a consumo animal.



Figura 1: Mapa de la provincia de Buenos Aires que muestra la ubicación de los sitios de recolección de las muestras de agua (puntos grises).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron muestras de agua de bebida animal (n=20) provenientes de establecimientos productivos de la Provincia de Buenos Aires. Todas se correspondían con agua de consumo para bovinos. Las localidades de procedencia de las muestras analizadas puede observarse en la Figura 1. Todas las muestras fueron obtenidas directamente de la

fuelle de aprovisionamiento de los animales. En todos los casos se trata de agua subterránea. Las muestras fueron tomadas por duplicado en envases de polipropileno de 500 cm³, cuidándolos de cerrarlos sin dejar aire en los mismos. Las muestras se mantuvieron en oscuridad y refrigeradas hasta su llegada al laboratorio. Para la cuantificación de elementos traza, una alícuota de 100cm³ fue acidificada con ácido nítrico y conservada también refrigerada y en oscuridad.

A partir del análisis fisicoquímico de las mismas (pH, conductividad, sólidos totales disueltos – STD-, dureza total, nitratos, cloruros, As y F). Estos dos últimos elementos fueron considerados debido al riesgo para la salud de animales de producción y seres humanos que significa su presencia, y se encuentran en el agua subterránea de extensas regiones de Argentina.

El análisis fisicoquímico se realizó según lo descripto en APHA, (1998); y el US Geological Survey (BROWN *et al.* 1970). La determinación de pH y conductividad se realizó *in situ*. La dureza total, dureza de Ca y Mg y cloruros se determinaron mediante titulación. Los sulfatos fueron determinados por espectrofotometría, y nitratos por colorimetría (colorímetro Hanna). La determinación de la concentración de F se realizó mediante la técnica de ión selectivo. La determinación de As se llevó a cabo por espectrofotometría de emisión atómica por plasma de acoplamiento inductivo (ICP-OES). A partir de los resultados obtenidos, se evaluó la calidad del agua, clasificando las muestras como buenas, malas y regulares para destinarse al consumo animal según los criterios expuestos en la Tabla 2.

Tabla 2: Criterios utilizados en el presente trabajo para la clasificación de la aptitud del agua para consumo animal. Criterios modificados a partir de Bonel & Ayub, 1983.

Aptitud buena	Aptitud regular	Aptitud mala
En todos los parámetros fisicoquímicos evaluados los valores obtenidos se encuentran por debajo de los límites máximos y por sobre los límite inferiores sugeridos para agua de buena calidad, según los criterios expuestos en la Tabla 1.	En los parámetros fisicoquímicos evaluados los valores obtenidos se encuentran por debajo de los límites máximos y por sobre los límites inferiores sugeridos para agua de buena calidad, y al menos uno se encuentra en el rango considerado de aptitud regular, según los criterios expuestos en la Tabla 1.	Los valores obtenidos, en al menos un parámetro fisicoquímico evaluado, se encuentran por encima de los límites máximos o por debajo los límite inferiores sugeridos para agua de buena calidad o regular, según los criterios expuestos en la Tabla 1.

Para la evaluación toxicológica se empleó el análisis de toxicidad aguda y genotoxicidad en bulbos de cebolla (*Allium cepa*) según la metodología publicada por Fiskjeo, 1979. Para ello se utilizaron bulbos que presentaban un diámetro uniforme ($4,18 \pm 0,11$ cm) y que no evidenciaban presencia de hongos, señales de daño o necrosis foliar. Las catáfilas marrones fueron quitadas y se limpió cuidadosamente el primordio foliar. Previo a la experimentación, todos los bulbos se sumergieron en una solución de hipoclorito de sodio 10% y se enjuagaron luego con agua corriente. De cada muestra de agua se ensayaron 5 réplicas. Como control negativo se utilizó agua destilada. También se realizó un control positivo (con dicromato de potasio 2%). Los bulbos se colocaron en vasos de precipitado de 100 ml de modo tal que solo la zona del primordio foliar quedase en contacto con las distintas muestras de agua. Cada uno de los bulbos fue colocado en un recipiente independiente y ubicados en una bandeja de manera aleatoria. Los primordios

se expusieron durante 72 hs, recambiándose el agua para evitar falta de oxigenación. Se colocaron en condiciones controladas de luz y temperatura. Al cabo de 72 hs se midieron las raíces de cada bulbo para cada una de las concentraciones y se obtuvo el promedio de longitudes. Con cinco raíces por bulbo se realizaron preparados histológicos, utilizando carmín acético como colorante para tinción del material genético. Los mismos fueron fijados antes de su observación. Para ello se utilizaron los objetivos de 400X y 1000X en un microscopio de campo claro. Se cuantificó el número de células en división cada 1000 células, y la fase de la mitosis en que se encontraba cada una de ellas, utilizando un sistema de doble ciego. A partir de allí se calculó el índice mitótico y el índice de fases. Además se registró la presencia o ausencia de figuras anormales (puentes, fragmentos, anafases anormales, etc.)

Para analizar el aporte de la información brindada por el ensayo toxicológico en cuanto a la aptitud de las aguas para el consumo animal, se utilizó la prueba de McNeamer. Para ello se consideraron como aguas aptas, según el test fisicoquímico a aquellas clasificadas como buenas y regulares, en tanto que se clasificó como no aptas a las clasificadas como malas. Respecto de los bioensayos toxicológicos, se consideraron como aptas aquellas que no presentan diferencias significativas con el control en los biomarcadores analizados en el presente estudio; así mismo, se consideraron como no aptas aquellas que presentaron diferencias estadísticamente significativas con el control.

Los datos fueron analizados estadísticamente mediante el uso del software estadístico InfoStat® (v.2013e).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo con los resultados obtenidos, las muestras se clasificaron, para cada parámetro, en buenas (B)

regulares (R) y malas (M), según si los valores recomendados para cada uno de ellos, teniendo en cuenta que todas las muestras provenían de fuentes destinadas a consumo de ganado bovino. Los resultados pueden observarse en la Tabla 3.

La mitad (50%) de las aguas analizadas superaron el rango óptimo de pH (ver Tabla 1) propuesto para agua de bebida de bovinos, sin embargo todas las muestras se encontraron dentro del rango 5 a 9 (HIGGINS, 2008). Las muestras que presentaron valores de pH entre 5 y 6,5 y entre 7,5 y 9 fueron clasificados en la categoría *regular* (R) para este parámetro. Las que se encontraban dentro del rango 6,5 – 7,5 fueron clasificadas como *buena* (B). Respecto de la conductividad sólo el 40% de las muestras presentaba valores entre 1,5 y 6,3 mS/cm. Estos fueron clasificados como *buena* (B). El 60% restante presentaba valores de conductividad bajos (menor a 1,5), por lo que el valor del parámetro fue clasificado como *regular* (R). Ninguna muestra presentó niveles de conductividad superiores a 7,8 mS/cm. Para ambos parámetros el promedio de las muestras se encontró dentro del rango recomendado en el cual no se presentarían problemas en la producción y en la salud animal.

Los niveles de STD, así como de calcio y magnesio, presentes estuvieron en todos los casos por debajo de los límites máximos recomendados para agua de bebida animal. Así mismo, al calcular la dureza total de las muestras de agua, se observó que ninguna de ellas presentaba una dureza superior a los valores recomendados (ver Tabla 1). En todos los casos y para los tres parámetros, los valores fueron clasificados como *buenas* (B).

La concentración de sulfatos (SO_4^{2-}) en las muestras de aguas analizadas fue en todos los casos menor a 1000 mg/L, por lo que fueron clasificados como *buenas* (B) respecto de este parámetro. En cuanto a los elementos traza, ninguna de las muestras presentó niveles de As superiores a los recomendados (0,5 mg/L) por la ley 24.051 para agua de bebida animal, aunque el 40% presentó valores por encima de lo recomendado por guías internacionales (0,2 mg/L, FAO1985) por la ley 24.051. La totalidad de las muestras presentaron niveles de As que no afectan la producción animal y fueron considerados como *buenas* (B). En el caso del F, el 25% de las muestras presentó niveles elevados ($>$ a 1 mg/L) mientras que en un 10% de las muestras los valores superaron los 2mg/L.

A partir de estos resultados, y siguiendo los criterios presentados en la Tabla 2, se clasificó a cada una de las muestras en “aptas” y en “no aptas” para destinarse al consumo del ganado bovino (Tabla 1). Según este criterio, de las muestras analizadas, el 75% de las mismas se consideraría como “apta”, mientras que el 25% restante serían “no aptas” para consumo bovino, debido a la presencia de niveles elevados de flúor.

Por otra parte se realizó en el ensayo de toxicidad aguda y genotoxicidad en bulbos de cebolla. Los resultados obtenidos mostraron que la mayoría presentaron inhibición de la elongación radicular. En el 60% de las muestras se observaron diferencias significativas ($p > 0,05$) en la longitud radicular respecto del control. Todas las muestras que contenían valores elevados de F ($>$ a 1 mg/L) mostraron diferencias significativas en la longitud de la raíz (Figura 2). Esto era de esperarse ya que el límite de F recomendado en la ley 24,051 para agua de irrigación es también de 1mg/L. Los niveles encontrados en el agua de bebida indican un factor de riesgo principalmente para los animales y la producción.

Respecto a efectos genotóxicos, se observó que la mayoría de las muestras (60%) producían disminución del índice mitótico en las células del meristema radicular, respecto del control negativo (Figura 3 y 4).

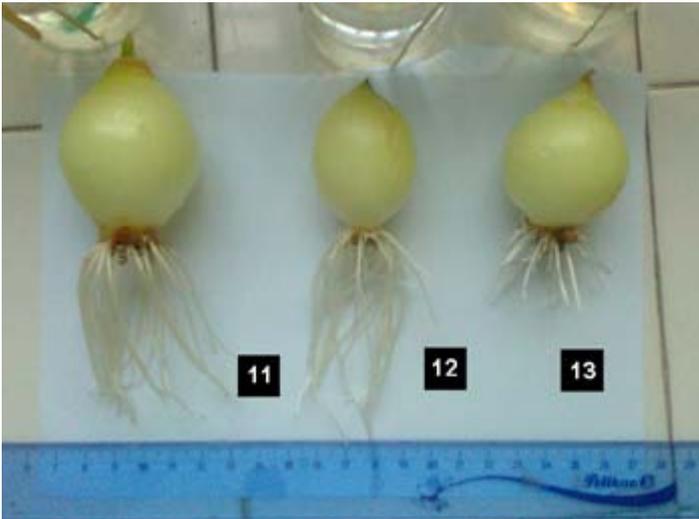


Figura 2: *Bulbos de cebolla expuestos a distintas muestras de agua de bebida animal., muestras 11, 12 y 13.*

Los efectos citostáticos y genotóxicos se observaron en las muestras: 1, 3, 5, 7, 8, 9, 13, 15, 16, 17, 18 y 19. En algunas se evidenciaron efectos clastogénicos sobre las células meristemáticas de cebollas. No obstante, los impactos negativos observados en la especie vegetal modelo no implica necesariamente que se produzcan efectos no deseados en los animales, o en las personas, pero evidencian la necesidad de profundizar el estudio de la aplicación de los bioensayos en la determinación de la aptitud de agua para consumo animal.

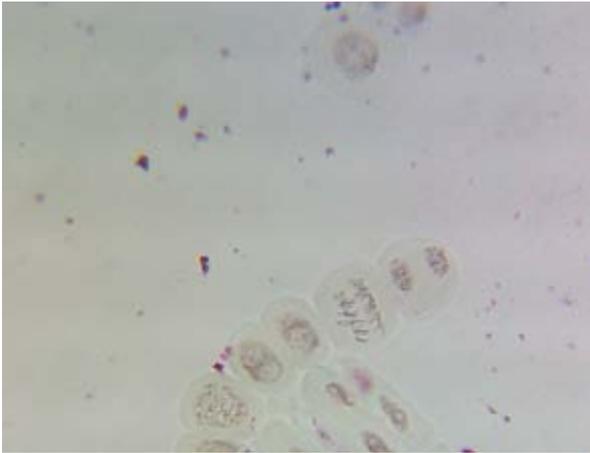


Figura 3: *Células del meristema radicular. Microscopio de capo claro. Aumento 1000X. Tinción carmín acético*
En la fotografía se observan células en diferentes fases de división mitótica.

Para analizar la relevancia del uso de los datos toxicológicos como aporte en la clasificación del agua como “apta” o “no apta” para el consumo animal, se realizó el test estadístico de McNemar. Este test nos permite analizar si existe una asociación entre los resultados de la clasificación en apta o no apta valiéndose de los criterios fisicoquímicos versus los toxicológicos. El test dió como resultado que existen diferencias estadísticamente significativas ($p = 0,0233$, $X^2 = 5,143$). El valor p se calculó aplicando la corrección de continuidad. Si se comparan los resultados obtenidos a través del análisis fisicoquímico y del toxicológico se puede observar que el 47% de las muestras de agua clasificadas como “aptas” por el análisis fisicoquímico, no cumplían los requisitos para considerarse aguas aptas para el consumo animal según el ensayo toxicológico.

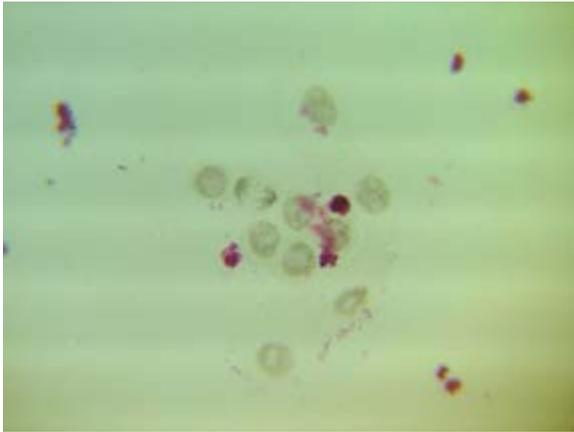


Figura 4: *Células del meristema radicular de cebolla expuesta a una muestra de agua de bebida animal. Microscopio de capo claro. Aumento 1000X. Tinción carmín acético En la fotografía se observa una célula y un fragmento cromosómico (flecha).*

CONCLUSIÓN

La calidad de agua para bebida animal es altamente variable y en su composición se encuentran numerosas sustancias. Este estudio sugiere que los parámetros de calidad usados actualmente podrían ser insuficientes para evaluar la aptitud del agua para su uso como bebida animal. En ese contexto, los ensayos de toxicidad se presentan como alternativas posible para aportar información en este sentido. Es necesario continuar definiendo y ajustando los niveles guía de los distintos parámetros en función de la modalidad de producción y la especie en cuestión, teniendo en cuenta las características particulares de cada agroecosistema, con el fin de poder asegurar tanto la inocuidad alimentaria y un alto rendimiento productivo. Es preciso, así mismo, profundizar los estudios del

impacto de la presencia de sustancias que se encuentran a nivel de traza, sobre la salud, la producción animal y la calidad de los productos derivados garantizando su aptitud para el consumo humano y animal.

BIBLIOGRAFÍA

- ANDRIOLI, N., WULFF, A., & MUDRY, M. (2006). *Allium cepa* como bio-monitor de toxicidad y genotoxicidad de metronidazol. *Theoría*, 15, 9-16p.
- ANDRIOLI, N., SABATINI, S. E., MUDRY, M. D., & RÍOS DE MOLINA, M. D. C. (2012). Oxidative damage and antioxidant response of *Allium cepa* meristematic and elongation cells exposed to metronidazole. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(5), 968-972
- ANTOSIEWICZ, D. (1989). Analysis of the cell cycle in the root meristem of *Allium cepa* under the influence of ledakrin. *Folia histochemica et cytobiologica/Polish Academy of Sciences, Polish Histochemical and Cytochemical Society*, 28(1-2), 79-95.
- ANZECC, A. (2000). National Water Quality Management Strategy Paper No. 4. Australian Govt. Publisher.
- APHA (1993) Standard Methods for the Examination of Water and Wastes, American Public Health Association, Washington DC, 874pp.
- BAVERA, G.; RODRIGUEZ, E.; BEGUET, H.; BOCCO, O. Y SANCHEZ, J. Aguas y aguadas. Ed Hemisferio Sur, Buenos Aires, 1979
- BIANCHI, J., FERNANDES, T. C. C., & MARIN-MORALES, M. A. (2016). Induction of mitotic and chromosomal abnormalities on *Allium cepa* cells by pesticides imidacloprid and sulfentrazone and the mixture of them. *Chemosphere*, 144, 475-483.
- BONEL, J & AYUB, G (1983). Método para determinar la calidad de agua para bebida de bovinos y recomendaciones para el ganadero. *Revista Argentina de Producción Animal*, 4:3, 45-48.
- BROWN *et al* (1970) U. S. geological Survey, Techniques of Water Resources Investigations, 5 (A1). 160pp.
- CASTILLO MORALES, G. (2004). Centro internacional de investigaciones para el desarrollo. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México: IMTA, 2004. ISBN 968-5536- 33-3.
- CURRAN, G., & ROBSON, S. (2007). Water for livestock: interpreting water quality tests. *Prime facts*, 533.

- DURFOR C. & BECKER E. (1964) Public water supplies of the 100 largest cities in the United States. US Geological Survey, Water Supply paper 1812.
- EPA, Environmental Protection Agency (1994). Using Toxicity Test in Ecological Risk Assessment. Vol: 2, Number 1
- FAO - Food and Agriculture Organization. (1985) Water quality for agriculture. By Ayers RS & Westcot DW. Rome 1985. Reimpreso en 1994.
- FIORANTINO, CE.; PAOLINI, JD.; SEQUEIRA, ME.; AROSTEGUY, P. The presence of vanadium in groundwater of southeastern extreme the Pampean region Argentina. Relationship with other chemical elements. J Contam Hydrol. 2007; 93:122-129.
- FIRBAS, P., & AMON, T. (2013). Allium chromosome aberration test for evaluation effect of cleaning municipal water with Constructed Wetland (CW) in Sveti Tomaž, Slovenia. J Bioremed Biodegrad, 4(4), 189-193.
- FISKEJÓ, G. (1985). The Allium test as a standard in environmental monitoring. Hereditas, 102(1), 99-112.
- GOMES, J. V., TEIXEIRA, J. T. D. S., LIMA, V. M. D., & BORBA, H. R. (2015). Induction of cytotoxic and genotoxic effects of Guandu River waters in the *Allium cepa* system. Revista Ambiente & Água, 10(1), 48-58.
- GOUJON, E., STA, C., TRIVELLA, A., GOUPIL, P., RICHARD, C., & LEDOIGT, G. (2014). Genotoxicity of sulcotrione pesticide and photoproducts on *Allium cepa* root meristem. Pesticide biochemistry and physiology, 113, 47-54.
- GRANT, R. (1996). Water quality and requirements for dairy cattle. University of Nebraska
- GUMMOW, B.; BASTIANELLO, SS.; BOTHA, CJ.; SMITH, HJC.; BASSON, AJ.; WELLS, B. Vanadium air pollution: a cause of malabsortion and immunosuppression in cattle. Onderstepoort J Vet. 1994; 61: 303-316
- HIGGINS SF, AGOURIDIS CT, GUMBERT AA (2008). Drinking Water Quality Guidelines for Cattle. University of Kentucky-College of Agriculture. Cooperative Extension Service. ID-70.
- KUCHY, A. H., WANI, A. A., & KAMILI, A. N. (2015). Cytogenetic effects of three commercially formulated pesticides on somatic and germ cells of *Allium cepa*. Environmental Science and Pollution Research, 1-12.
- KUMAR, D., RAJESHWARI, A., JADON, P. S., CHAUDHURI, G., MUKHERJEE, A., CHANDRASEKARAN, N., & MUKHERJEE, A. (2015). Cytogenetic

- studies of chromium (III) oxide nanoparticles on *Allium cepa* root tip cells. *Journal of Environmental Sciences*, 38, 150-157.
- LEME, D. M., & MARIN-MORALES, M. A. (2008). Chromosome aberration and micronucleus frequencies in *Allium cepa* cells exposed to petroleum polluted water—a case study. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 650(1), 80-86.
- LEVAN, A. (1938) The effect of colchicine on root mitosis in *Allium*. *Hereditas*, 24, 471-486
- Ley 24.051. Ley Nacional de Residuos Peligrosos. Argentina
- MA TH, XU Z, XU C, MCCONELL H, RABAGO EV, ARREOLA H, ZHANG H (1995). An improved *Allium/Vicia* root tip micronucleus assay for clastogenicity of environmental pollutants. *Mutat. Res.* 334, 185e195.
- MARKOPOULOU, S.; KONTARGIRIS, E.; BATSIS, C.; *et al.* (2009) Vanadium-induced apoptosis of HaCaT cells is mediated by c-fos and involves nuclear accumulation of clusterin. *FEBS J.* 2009; 276:3784–3799.
- MARTÍNEZ MARÍN AL, & SÁNCHEZ CÁRDENAS JF (2001). Efectos del nitrato en la alimentación de rumiantes. *MG Mundo ganadero*, (131), 58-63.
- NICOLLI H, SMEADLEY, P, y TTULIO J (1997) Aguas subterráneas con altos contenidos de F, As y Se y otros oligoelementos en el norte de la Provincia de La Pampa. Congreso Internacional de Aguas, Buenos Aires, Argentina.
- NRC, National Research Council (2001) Nutrients requirements of dairy cattle. *7th Revised Edition*, National Academy Press, Washington DC, 2001.
- ÖZKARA, A., AKYIL, D., EREN, Y., & ERDOĞMUŞ, S. F. (2015). Potential cytotoxic effect of Anilofos by using *Allium cepa* assay. *Cytotechnology*, 67(5), 783-791.
- PAIVA, T. S., GARCÍAS, G. L., & MARTINO-ROTH, M. G. (2008). Increasing mutagenicity of São Gonçalo Channel waters based on the *Allium cepa* test. *Genetics and Molecular Research*, 8(1), 299-309.
- PAKRASHI, S., JAIN, N., DALAI, S., JAYAKUMAR, J., CHANDRASEKARAN, P. T., RAICHUR, A. M., ... & MUKHERJEE, A. (2014). In vivo genotoxicity assessment of titanium dioxide nanoparticles by *Allium cepa* root tip assay at high exposure concentrations. *PloS one*, 9(2), e87789.
- PÉREZ CARRERA, A.; FERNÁNDEZ CIRELLI, A (2007). Problemática del arsénico en la llanura sudeste de la provincia de Córdoba. Biotransferencia a leche bovina. *InVet.* 9:132-135.

- PÉREZ CARRERA, A.; PÉREZ GARDINER, ML.; FERNÁNDEZ CIRELLI, A.(2010) Presencia de arsénico en tejidos de origen bovino en el sudeste de la provincia de Córdoba, Argentina. InVet, 12, 59-67.
- PÉREZ CARRERA, A., ALVAREZ GONÇALVEZ, C., & FERNÁNDEZ CIRELLI, A.. (2014). Vanadio en agua de bebida animal de tambos del sudeste de Córdoba, Argentina. InVet, 16(1), 39-47.
- QIN, R., WANG, C., CHEN, D., BJÖRN, L. O., & LI, S. (2015). Copper-induced root growth inhibition of *Allium cepa* var. *agrogarum* L. involves disturbances in cell division and DNA damage. Environmental Toxicology and Chemistry, 34(5), 1045-1055.
- RAJESHWARI, A., KAVITHA, S., ALEX, S. A., KUMAR, D., MUKHERJEE, A., CHANDRASEKARAN, N., & MUKHERJEE, A. (2015). Cytotoxicity of aluminum oxide nanoparticles on *Allium cepa* root tip effects of oxidative stress generation and biouptake. Environmental Science and Pollution Research, 22(14), 11057-11066.
- RANK, J., & NIELSEN, M. H. (1993). A modified *Allium* test as a tool in the screening of the genotoxicity of complex mixtures. Hereditas, 118(1), 49-53.
- RAY, RS.; RANAB, B.; SWANAMIA, B.; VENUA, V.; CHATTERJEEA, M. Vanadium mediated apoptosis and cell cycle arrest in MCF7 cell line. Chem Biol Interac. 2006; 163:239-247
- RODRÍGUEZ, Y. A., CHRISTOFOLETTI, C. A., PEDRO, J., BUENO, O. C., MALASPINA, O., FERREIRA, R. A. C., & FONTANETTI, C. S. (2015). *Allium cepa* and *Tradescantia pallida* bioassays to evaluate effects of the insecticide imidacloprid. Chemosphere, 120, 438-442.
- ROMERO, C. G. (2004). El agua en ganadería ecológica (II): patologías asociadas al consumo y recomendaciones. Ganadería, (29), 24-29.
- SANTOS, T. C. O., MACIEL, L. F., LEAL, K. S., BENDER, A. E. N., PAIVA, T. S., GARCÍAS, G. L., & MARTINO-ROTH, M. G. (2009). Mutagenic potential of water from Pelotas Creek in Rio Grande do Sul, Brazil. Genetics and Molecular Research, 8(3), 1057-1066.
- SOUZA POHREN, R. (de), DA COSTA, T. C., & VARGAS, V. M. F. (2013). Investigation of sensitivity of the *Allium cepa* test as an alert system to evaluate the genotoxic potential of soil contaminated by heavy metals. Water, Air, & Soil Pollution, 224(3), 1-10.
- S. R. H. N. DE ARGENTINA (2007), Subsecretaría de Recursos Hídricos. República Argentina. Metodología para el establecimiento de niveles guía de calidad de agua ambiente para bebida de especies

de producción animal En: Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente.

Valko, M.; Morris, H.; Cronin, MTD. Metals, toxicity and oxidative stress. *Curr Med Chem.* 2005; 12:1161-1208.

WANG, L.; MEDAN, D.; MERCER, R.; *et al.* Vanadium-induced apoptosis and pulmonary inflammation in mice: Role of reactive oxygen species. *J Cell Physiol.* 2003; 195:99–107.

LOGROS Y PERSPECTIVAS DEL RÉGIMEN DE FOMENTO A LA EFICIENCIA HÍDRICA EN LA AGRICULTURA CHILENA

GUILLERMO DONOSO

Profesor Titular Departamento de Economía
Agraria, y Centro de Derecho y Gestión de las Aguas,
Pontificia Universidad Católica de Chile.

RESUMEN

Este capítulo describe el Programa de Bonificación por Inversiones de Riego y Drenaje (Ley 18.450), analiza sus logros y sus actuales desafíos. El Programa consiste en un subsidio directo a la inversión privada en proyectos de riego y drenaje tanto para obras comunitarias (obras civiles extraprediales para conducción y distribución de agua y para drenaje), como para obras individuales (tecnificación, puesta en riego y drenaje al interior del predio). El programa asigna montos de bonificaciones para proyectos a través de concursos. A los proyectos que se adjudican los concursos se les entregan Certificados de Bonificación que pueden ser cobrados en la Tesorería General de la República una vez que la obra se ejecutó y recepcionó satisfactoriamente. A través de los años, se ha evidenciado que existe una relación causa efecto entre el propósito de aumentar la superficie regada y mejorar la seguridad y eficiencia del riego, y el cumplimiento del fin de mejorar la competitividad y desarrollo del sector agrícola. La superficie acumulada de nuevo riego gracias al programa alcanza el 5% de la superficie regada total del país respecto a la señalada en el Censo Agropecuario de 1997, mientras que la superficie tecnificada acumulada

aumentó en un 70% de la superficie total nacional en el mismo año. Del estudio del Programa, se concluye que el subsidio a las inversiones en riego y drenaje es una herramienta que contribuye en forma eficaz al logro de un desarrollo agrícola competitivo y sustentable.

Palabras Clave: Chile, competitividad agrícola, eficiencia de riego, fomento adopción tecnologías conservación agua, sustentabilidad.

INTRODUCCIÓN

Chile posee gran disponibilidad de suelos aptos para la agricultura, los que al ser correctamente utilizados podrían duplicar la superficie actualmente explotada. Una de las principales razones por las que actualmente dichos suelos no están siendo utilizados productivamente es el déficit del recurso hídrico. Déficit que en muchas ocasiones se produce no por la inexistencia del recurso, sino por la falta de infraestructura que permita el uso eficiente del agua. De hecho, se estima que el país almacena menos de un 4% del recurso hídrico superficial disponible.

Existe un consenso tanto en el sector agrícola, como en los distintos sectores de la sociedad que el riego es uno de los principales instrumentos de desarrollo de la agricultura nacional. Cabe destacar que el sector agrícola es el principal sector económico en términos de utilización del recurso hídrico, consumiendo un setenta y ocho por ciento del total del agua que se dispone a nivel nacional. Por ello, es primordial que este sector, que produce un doce por ciento del Producto Interno Bruto si se consideran algunos encadenamientos productivos (FOSTER & VALDÉS, 2013), se incorpore plenamente al concepto de sustentabilidad hídrica.

Por otra parte, la agricultura se concentra la segunda mayor proporción de trabajadores jefes de hogar en situación de pobreza, con un 17,7% del total a nivel país (MDS,

2013). En este sentido, el impulso productivo que conlleva el cambio de una zona de secano o falta de seguridad de riego a una regada o con seguridad de riego, genera un aumento en la cantidad y estabilidad de los empleos locales, lo que contribuye a la disminución de la pobreza. Asimismo, el desarrollo agrícola desincentiva la migración de la población rural hacia las ciudades, fenómeno demográfico que no pocas veces genera situaciones de marginalidad, hacinamiento y pobreza en las grandes urbes.

Es así como en los países con mayor desarrollo agrícola como Estados Unidos, España, y Australia, el Estado ha desarrollado y potenciado fuertemente la inversión en infraestructura de riego. En estos países, además de otros como Canadá, India, y Perú, entre otros, el Estado ha asumido un rol relevante en la construcción de obras de regulación e infraestructura de riego, dada su importancia económica y social y su impacto en el desarrollo integral de los territorios.

En Chile, a principios del siglo XX, el Estado asume el liderazgo en la construcción de las grandes obras, sobre todo a partir de la Ley General de Riego dictada en 1929, que creó el Departamento de Riego de la Dirección General de Obras Públicas, hoy Dirección de Obras Hidráulicas (DOH), acción que se prolongó hasta 1970. En los inicios de la década de los ochenta, el gobierno de la época decidió que las obras de regadío serían responsabilidad del sector privado. (PEREIRA & GROSS, 2004) señalan que la reducción de la participación del Estado condujo a un deterioro de las obras de riego extraprediales a lo largo del país y a la paralización de nuevas obras grandes y medianas.

En 1990, el nuevo gobierno reconoce esta situación y decide apoyar la construcción, rehabilitación y reparación de la infraestructura de riego, bajo el concepto que los agricultores interesados se comprometieran en su financiamiento. Con este fin dicta, entre otros instrumentos, la Ley

18.450 sobre Fomento a la Inversión Privada en Obras de Riego y Drenaje, que se publicó en el Diario Oficial en octubre de 1985.

El objetivo de esta ley fue

1. Promover el desarrollo productivo de pequeños y medianos agricultores que cuentan con capacidades comerciales, técnicas y de gestión como para emprender proyectos rentables, pero que no cuentan con los recursos propios ni el acceso al crédito necesario para financiar las elevadas inversiones que demandan los proyectos de riego y drenaje.
2. Promover la construcción de obras comunitarias de riego, drenaje y saneamiento de aguas, que actualmente presentan déficit a nivel nacional. El déficit de obras comunitarias menores limita el aprovechamiento de las elevadas inversiones que se han realizado en grandes obras y perjudica el adecuado uso de los recursos hídricos.
3. Promover temas estratégicos, como exigencias crecientes respecto de la calidad del agua, problemas que requieren solución a nivel de cuencas, competencia por el uso del recurso hídrico en minería y como agua potable, y nuevos temas que puedan surgir en aspectos tecnológicos, comerciales, de medio ambiente, etc. Como antes se indicó, la CNR ha incorporado los temas estratégicos de agricultura limpia y el apoyo a agricultores que tengan convenios con agroindustrias, con el objeto de apoyar a la agricultura de exportación. Dichos temas probablemente van a aumentar su importancia en el futuro.

En noviembre del 2013, la ley 18.450 es modificada con el objetivo de poder abordar obras de riego y drenaje, integrales y de uso múltiple, cuyo costo supere las 30.000 UF con un tope máximo de 250.000 UF¹. Se definen 2 tramos

¹ La unidad de fomento (UF) es una unidad de cuenta usada en Chile, reajutable de acuerdo con la inflación.

de postulación acotados para diferenciar la envergadura de los proyectos (Comisión De Agricultura, 2013).

A continuación, se describe el Programa de Bonificación por Inversiones de Riego y Drenaje (ley 18.450), y se analiza sus logros y sus actuales desafíos. En la siguiente sección se describe el programa de fomento al riego. La tercera sección presenta una evaluación del desempeño de la ley 18.450. Por último, se presentan las conclusiones en la sección 4.

DESCRIPCIÓN PROGRAMA

El Programa de Fomento a la Inversión Privada en Obras de Riego y Drenaje, vigente desde fines del año 1985, consiste en un fomento directo a la inversión privada en proyectos de riego y drenaje tanto para obras comunitarias (obras civiles extraprediales para conducción y distribución de agua y para drenaje), como para obras individuales (tecnificación, puesta en riego y drenaje al interior del predio). El fomento se otorga al amparo de la ley 18.450 (MINAGRI, 2013), para inversiones que tengan el objeto de "... incrementar el área de riego, mejorar el abastecimiento de agua en superficies regadas en forma deficitaria, mejorar la eficiencia de la aplicación del agua de riego o habilitar suelos agrícolas de mal drenaje y, en general, toda obra de puesta en riego, habilitación y conexión..."²

La ley 18.450 es una herramienta de fomento a la inversión privada en obras de riego y drenaje, basada en la demanda y cuya operatividad solo gatilla el desembolso fiscal una vez construida la obra y, por consiguiente, una vez generados los efectos a los que propende el instrumento.

Las principales características de la Ley 18.450 son:

² Artículo 1° de la Ley 18.450

1. Fomenta la inversión privada, incentivando el emprendimiento;
2. Potencia la participación y asociatividad entre agricultores;
3. El Estado no asume riesgos porque el desembolso opera una vez construidas y recibidas las obras; y,
4. Se enfoca en la demanda y no en la oferta.

El objetivo del instrumento de fomento es que los “agricultores y organizaciones de usuarios de agua, con énfasis en los pequeños y medianos agricultores, aumenten la superficie regada y/o mejoren la seguridad y eficiencia del riego”. Sus objetivos específicos son (CNR, 2016b):

1. Bonificar el costo de estudios, construcción, y rehabilitación de obras de riego y drenaje y de proyectos integrales de riego y drenaje que incorporen el concepto de uso multipropósito.
2. Bonificar inversiones en equipos y elementos de riego mecánico o de generación, y en general toda obra de puesta en riego u otros usos, asociados directamente a las obras bonificadas por la ley 18.450.

El programa asigna montos de bonificaciones para proyectos a través de concursos. La bonificación máxima oscila entre 70% para el caso de proyectos grandes (>40 ha. ponderadas beneficiadas) y 90% para pequeños agricultores (según definición establecida en la ley orgánica de INDAP). A los proyectos que se adjudican los concursos se les entregan Certificados de Bonificación que pueden ser cobrados en la Tesorería General de la República una vez que la obra se ejecutó y recepcionó satisfactoriamente. Entre la entrega de los Certificados a los beneficiarios (Bonificación Comprometida) y el pago efectivo (Bonificación pagada), transcurren normalmente entre dos y tres años. Una parte de los proyectos con Certificados de Bonificación no se ejecutan, con lo cual las bonificaciones que finalmente se pagan son menores que las que se comprometen.

En noviembre del 2013, la ley 18.450 es modificada con el objetivo de poder abordar obras de riego y drenaje, integrales y de uso múltiple, cuyo costo supere las 30.000 UF con un tope máximo de 250.000 UF³. Se definen 2 tramos de postulación acotados para diferenciar la envergadura de los proyectos (Comisión De Agricultura, 2013).

1. Tramo 1: Obras Menores de Riego y Drenaje, cuyo costo total es menor a 15.000 UF.
2. Tramo 2: Obras Medianas integrales multipropósito de Riego y Drenaje N°18.450, cuyo costo total es superior a 15.000 UF.

En el caso de proyectos intraprediales, los montos máximos de los proyectos han sido aumentados, desde UF 12.000 hasta UF 50.000. Para proyectos presentados por organizaciones de usuarios, en cambio, los montos máximos se aumentaron desde UF 30.000 hasta UF 250.000. Para estos efectos se consideran organizaciones aquellas definidas por el Código de Aguas o comunidades de aguas y de obras de drenaje.

Proyectos con costos totales de hasta UF 30.000 mantiene los porcentajes de bonificación máximos existentes hasta ahora. Estas se presentan en la Tabla 21.

³ La unidad de fomento (**UF**) es una unidad de cuenta usada en Chile, reajutable de acuerdo con la inflación.

Tabla 21: *Porcentajes de bonificación máximos*

Beneficiario	Superficie Predial Ponderada	Bonificación Máxima (%)
Pequeños Agricultores	Usuarios INDAP	90
	Hasta 40 hectáreas	80
Productores Medianos	Más de 40 y hasta 200 hectáreas	70
Organización Usuarios de Agua		80
Organización de Pequeños Usuarios		90

Fuente: (CNR, 2016a)

La ley introduce el concepto de proyectos integrales y multipropósito, que se definen como:

1. Proyectos Integrales de Riego: como el conjunto de obras de riego, de infraestructura hidráulica, puesta en riego y desarrollo agrícola, desde su estudio hasta su terminación, de modo que permitan la utilización agrícola óptima de los terrenos a regar.
2. Proyectos de Riego de uso Multipropósito: proyectos de riego que consideren formas complementarias de aprovechamiento de las obras de riego y sus aguas, tales como agua potable, hidrogenación, control de crecidas, ecoturismo, infiltración, entre otros.

Esto permite presentar proyectos de riego con obras complementarias asociadas que no son propiamente de riego, o en colaboración con entidades que no tienen fines agrícolas, pero que pueden aportar recursos para realizar una gran obra de riego. Los proyectos admisibles se presentan en la Tabla 22.

Tabla 22: Tipología de Proyectos

Tipología de Proyectos	Ejemplos de Infraestructura según Tipología
Acumulación	Embalses o Tranques de regulación
Conducción	Canales, revestimiento, entubamiento
Mejoramiento Eficiencia de gestión	Calidad de aguas, Medidores, Telemetría
Drenaje	Obras de drenaje
Infiltración	Acuíferos
Energía renovable no convencional	Hidrogenación, generación eólica y solar

Fuente: (CNR, 2016a)

PROCEDIMIENTO

La entrega de la bonificación definida por la Ley de Riego se realiza a través de un procedimiento que se puede dividir en cuatro etapas: I) Convocatoria a los Concursos; II) Proceso de Selección de proyectos y Asignación de bonos; III) Construcción de Obras; y IV) Pago de Bonificación; las que son descritas a continuación y diagramadas posteriormente en un Flujograma.

Convocatoria a los Concursos

A comienzos de cada año, la Secretaría Ejecutiva de la CNR define el Calendario de Concursos en base a las demandas realizadas por cada una de las Comisiones Regionales de Riego (CRR), las que se originan de las demandas específicas de las organizaciones de riego, de la percepción de necesidades que tienen cada una de las instituciones representadas en la CRR y de las necesidades estratégicas que en algunos casos ha definido el gobierno regional. Las demandas regionales son sistematizadas por la CNR y se

confecciona el calendario de concursos a partir de criterios generales y específicos definidos para cada año.

Los llamados a concurso se realizan acompañados de Bases de concurso específicas para cada uno de ellos, las cuales normalmente contiene una parte general que tiene relación con las estipulaciones indicadas por la Ley de Riego y su reglamento, y una parte específica que tiene relación con el tipo de concurso al que se convoca.

Proceso de Selección de proyectos y Asignación de bonos

A partir de los proyectos presentados por parte de los usuarios, la CNR realiza un proceso de revisión para determinar si los proyectos incluyen todos los requerimientos legales y técnicos, revisión que determina la condición de proyecto inadmisibles o admisibles. La CNR define un periodo de solicitud de antecedentes faltantes cuando el proyecto es declarado inadmisibles, si esto no se cumple a cabalidad, el proyecto es rechazado definitivamente.

Los proyectos admitidos son revisados en detalle en sus aspectos de diseño y posteriormente son calificados de acuerdo con los criterios técnicos, los que ponderan los factores de costo de ejecución del proyecto, superficie de nuevo riego incorporado por el proyecto, superficie de suelos improductivos por mal drenaje que incorpora el proyecto, costo total del proyecto por hectárea beneficiada e incremento de la potencialidad de los suelos que se regarán o drenarán. Estos factores dan origen a las variables de aporte, superficie, números de beneficiarios y costo con las cuales se define el puntaje con el cual se concursa al beneficio que entrega la Ley de Riego:

- a) Porcentaje del costo de ejecución del proyecto que será de cargo del interesado.
- b) Superficie de nuevo riego que incorpora el proyecto o su equivalente cuando el proyecto consulte mejoramiento de la seguridad de riego.

- c) Superficie de suelos improductivos por su mal drenaje que incorpora el proyecto a un uso agrícola sin restricciones de drenaje o su equivalente cuando sólo se trate de un mejoramiento de la capacidad de uso de ellos.
- d) Costo total de ejecución del proyecto por hectárea beneficiada.
- e) Incremento de la potencialidad de los suelos que se regarán o drenarán, según la comuna en que se encuentren ubicados.

A partir de los puntajes obtenidos por cada proyecto postulante, se confecciona un ranking de mayor a menor puntaje y se consideran proyectos bonificables a todos los proyectos que puedan ser financiados con el monto de recursos asignados al concurso en cuestión. La CNR emite una resolución de proyectos bonificados, permitiendo un período de apelación de parte de los postulantes, lo que puede resultar en una modificación del puntaje o del ranking de proyectos.

Completado el período de apelación, la CNR dicta una resolución definitiva de los proyectos bonificados, emitiendo los Certificados de Bonificación que, una vez ejecutada la obra, puede ser cobrada en la Tesorería General de la República.

Construcción de Obras

Una vez otorgado el certificado de bonificación, el beneficiario construye la obra en un plazo máximo de dos años. En general, el beneficiario contrata una empresa constructora. El financiamiento de la construcción se realiza con recursos propios o financiamiento de la banca comercial. En muchos casos el usuario que solicita los recursos al banco endosa el certificado de bonificación a favor del banco, como garantía. Los pequeños productores beneficiarios de INDAP cuentan con una línea de crédito de enlace a tasas preferenciales.

Pago de Bonificación

La CNR verifica la acreditación de inversiones por el 100% de los costos del proyecto, sin hacer diferencia entre el aporte de beneficiario y del Bono, debiendo estar la totalidad de los gastos documentados. La acreditación de las inversiones se realiza de acuerdo a lo establecido en el Manual de Acreditación de Inversiones. Si no existe ninguna observación, la CNR aprueba las inversiones y emite una resolución de recepción definitiva.

Con la recepción definitiva, el Secretario Ejecutivo de la CNR autoriza el cobro del certificado de bonificación e informa a la Tesorería General de la República. Así, el usuario puede hacerlo efectivo y pagar al constructor o a la banca comercial.

FOCALIZACIÓN

La Ley de Riego expresamente indica que sus beneficios pueden ser entregados a todo tipo de productor (pequeño, mediano o grande) que tenga derechos sobre las aguas y la tierra donde se desarrollará el proyecto de riego o drenaje. No obstante, lo anterior, en la última década se ha priorizado la asignación de más recursos a los pequeños y medianos productores, dejando un menor monto para asignar a concursos destinados a grandes productores. Con este fin, la CNR llama a concursos por segmentos, de acuerdo con los tipos de proyectos, beneficiarios, zonas, etc., abarcando una amplia gama de tipologías que obedecen a distintos objetivos. También existe focalización para sectores de comunidades indígenas.

Adicionalmente, según las necesidades y prioridades establecidas, se aplican otros tipos de focalizaciones; por ejemplo, concursos que se focalizan en regiones o territorios específicos donde se quiere dar un impulso a la

infraestructura de riego, como zonas de secano, comunas pobres o zonas de catástrofes.

DESEMPEÑO

En primer lugar, se evalúa el desempeño del programa a nivel de resultados tales como número de proyectos, número beneficiarios, monto inversión e indicadores de focalización. En segundo lugar, se evalúa el impacto del programa en términos del logro de sus objetivos de aumentar la superficie regada y la eficiencia en la aplicación del agua.

Resultados

En el período 2000-2014, se han beneficiado 13.134 proyectos de riego a través de la Ley 18.450, para una inversión total cercana a \$500 mil millones de pesos, de los que el Estado ha bonificado más de 323 miles de millones de pesos (64,6% bonificado por el Estado).

Los recursos para la inversión han crecido sostenidamente desde el año 2000, llegando a máximos históricos en los recursos que la ley 18.450 le entrega a la CNR (MINAGRI, 2016). Esto ha permitido incrementar las inversiones públicas y privadas en obras menores y medianas en riego, a nivel predial y extra predial, generando una mayor eficiencia en la acumulación de agua aumentando la disponibilidad del recurso frente a la cada vez mayor escasez hídrica. Entre los años 2000 y 2007, la bonificación sube a una tasa anual de \$1.294, mientras que en los últimos 6 años, la tasa de aumento anual se incrementó a \$3.290.

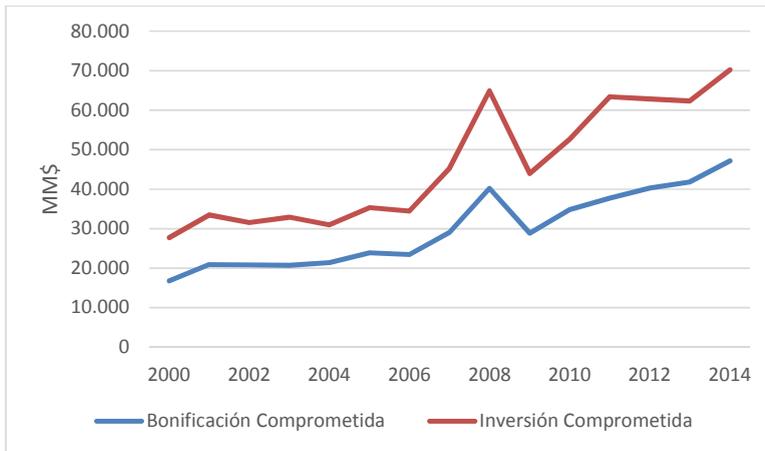


Figura 31: *Bonificación e Inversión Comprometida (MM\$)* (CNR, 2015)

La inversión total en proyectos en obras menores y medianas en riego, a nivel predial y extra predial, considerando el aporte de los privados en 2014 es un 153% mayor que el año 2000 (Figura 31). Además, la bonificación de la Ley 18.450 ha aumentado en un 181% en 2014 respecto de los montos disponibles en el año 2000. Es decir, el monto invertido por el Estado para financiar la bonificación ha crecido más que la inversión total.

La asignación regional de la inversión total durante el período 2006-2014 se presenta en la Figura 32. De esta se desprende que la mayor inversión se presenta en las regiones del centro-sur del país, concentrando un 54% de la inversión. Las regiones con mayor participación son Maule recibe la mayor proporción (30%) seguido por Bío-Bío (13%) y O'Higgins (11%).

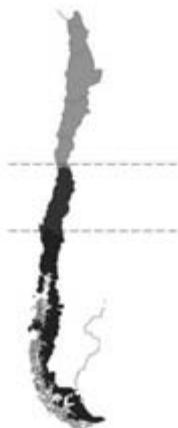
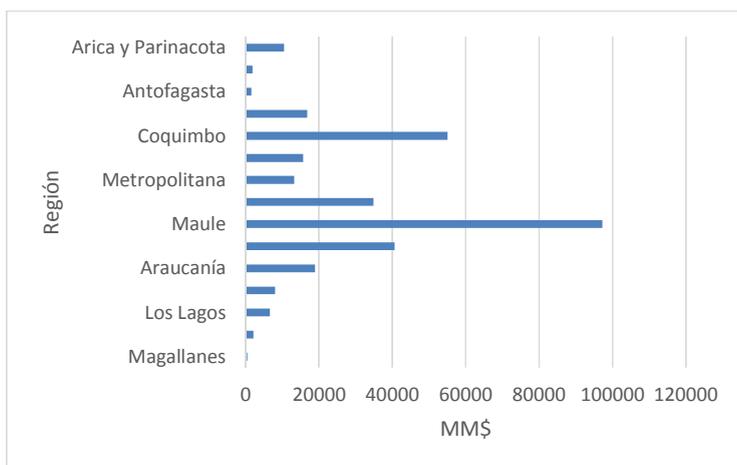


Figura 32: *Inversión por Región (2006-2014) y Escorrentía Agua (MMm³/año) (CNR, 2015; DGA, 2014)*

Por otro lado, en la Figura 33 se observa que entre el 2000 y 2014 se incrementan los proyectos financiados (32%) y el número de beneficiarios (34%), pasando de 700 y 15.000 el año 2000 a 927 y 30.000 el año 2014, respectivamente (CNR, 2015). Además, queda de manifiesto una tendencia

a que aumenten los beneficiarios por proyecto; en el mismo período, los beneficiarios por proyecto aumentan en un 46%.

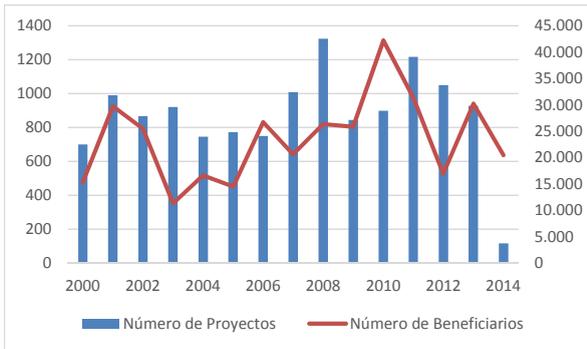


Figura 33: *Número Proyectos y Beneficiarios (CNR, 2015)*

Respecto a la bonificación, se observa que esta ha fluctuado entre un 60% y 70% (Figura 34), presentando un promedio de 65%. Esta bonificación equivale a un aporte promedio de MM\$ 30.000 (US\$ 46.000.000⁴) por año.

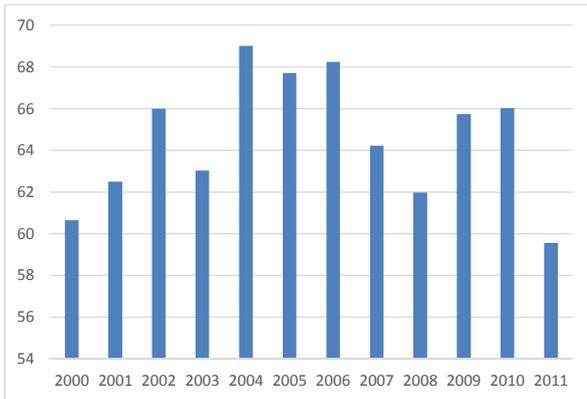


Figura 34: *Porcentaje Promedio de Bonificación (CNR, 2015)*

⁴ Valor dólar 1 de agosto de 2016: \$655,55/ Dólar.

Los mayores beneficiarios en términos del monto de bonificación son las Organizaciones de Pequeños Agricultores (41%), seguido por los medianos empresarios (31%) y Pequeños Agricultores (19%). Producto de la focalización del Programa, sólo un 2% de la bonificación se ha asignado a los grandes empresarios.



Figura 35: Bonificación por tipo de Beneficiario (CNR, 2015)

Impacto del Programa

Esta Ley ha tenido como finalidad incrementar la superficie regada del país e incentivar un uso más eficiente de la aplicación del agua. En la Figura 36 se observa que el programa ha contribuido significativamente al logro del primer objetivo de aumentar la superficie regada. Entre los años 2000 y 2014 aumenta la superficie regada en un 12%, con la incorporación de 124.954 nuevas hectáreas de riego, lo que equivale a un aumento anual de 214 ha en promedio.

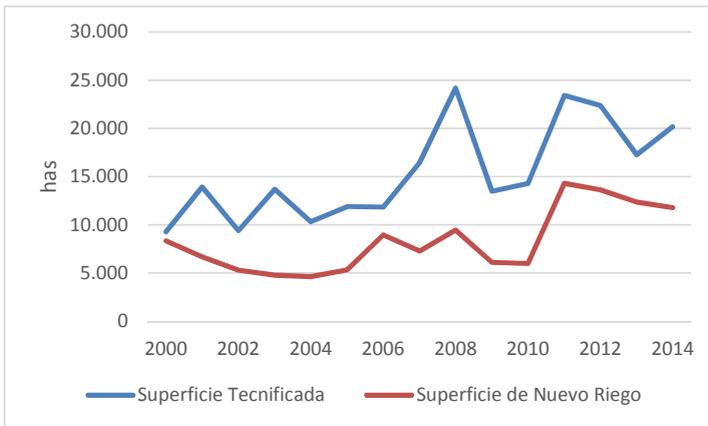


Figura 36: Nueva superficie regada y tecnificada (CNR, 2015)

Similarmente, la nueva superficie con riego tecnificado producto de la ley 18.450 presenta el mismo comportamiento, 231.965 has. Es así como se observa un significativo impacto sobre los diferentes métodos de riego, aumentando aquellos con mayor eficiencia. Es así como se observa que en la década intercensal (1997-2007) el microriego pasa de representar un 6% de la superficie de riego a un 26%, cayendo el riego gravitacional desde un 91% a un 72% de la superficie de riego.

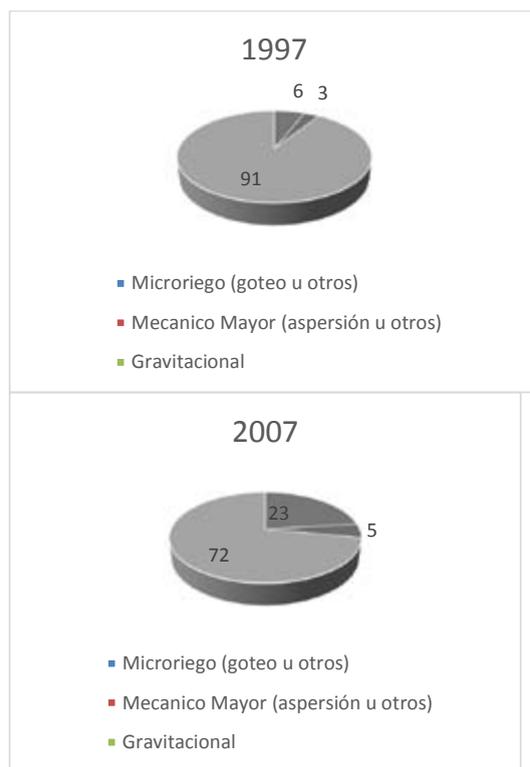


Figura 37: Cambio en la participación de los diferentes métodos de riego (Elaborado en base a datos censales (INE, 2007; INE., 1997))

Producto de lo anterior, se evidencia un importante aumento en la eficiencia en la aplicación del agua para riego en un 26% entre 1997 y 2007, subiendo desde un 39% en 1997 a 50% en 2007. Sin embargo, existen importantes diferencias regionales como se aprecia de la Figura 38. Los mayores aumentos en el microriego y disminuciones en riego gravitacional se presentan en el Centro y Centro Sur del

País. Esto se debe principalmente a la mayor participación de estas regiones en la bonificación.

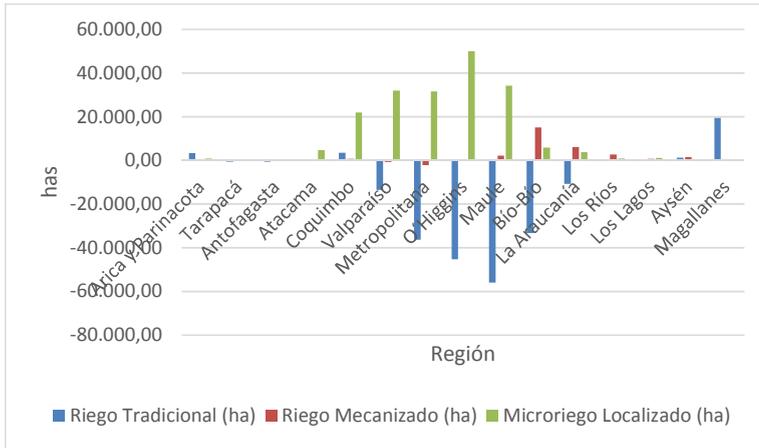


Figura 38: Cambio en la participación de los diferentes métodos de riego por Región (Elaborado en base a datos censales (INE, 2007; INE., 1997))

CONCLUSIONES

La experiencia indica que la aplicación de la ley 18.450 ha sido un elemento dinamizador de la agricultura chilena y ha tenido una amplia aceptación y demanda por parte de los productores de los diversos estratos de tamaño de propiedad. Sin perjuicio de lo anterior, hay una serie de elementos estratégicos en la aplicación de este programa que deben ser considerados para maximizar su efectividad y el valor agregado de los recursos hídricos. Existe una clara relación causa efecto entre el Propósito de aumentar la superficie regada y mejorar la seguridad y eficiencia del riego.

La evaluación de esta ley muestran buenos resultados e impactos económicos sobre la eficiencia en la aplicación del agua y en la superficie regada. Como se analizó en la

sección anterior, el programa ha significado un incremento significativo en la superficie de nuevo riego del país, así como en las superficies de hectáreas tecnificadas, lo cual significa el cumplimiento de su propósito de mejorar la superficie regada del país.

Es positivo, además, la focalización en los pequeños y medianos productores, con buenos resultados (especialmente en los medianos), cumpliendo el objetivo del Ministerio de Agricultura de priorizar estos sectores por medio de las políticas públicas sectoriales.

Durante los últimos años la CNR ha iniciado un proceso de intervención sobre territorios definidos, buscando articular el riego a las restantes iniciativas de desarrollo productivo impulsado por los productores y por otras instituciones públicas y privadas. Esta nueva lógica que está emergiendo, puede potenciar el desarrollo de los territorios dinamizando las actividades económicas y comerciales de la región donde se impulsen estas iniciativas.

Externamente a la institucionalidad de riego, se observa que tanto actores sociales (organizaciones gremiales del agro) como políticos, concuerdan que la Ley es un instrumento de fomento que ha permitido desarrollar y modernizar la agricultura nacional y que frente a los desafíos de los acuerdos comerciales firmados por Chile, se requiere prolongar el esfuerzo que esta haciendo el Estado en materia de riego⁶⁸.

Es importante señalar, sin embargo, que no es evidente cuanto del aumento en la eficiencia de riego se debe realmente al programa ya que es probable que algunos proyectos se ejecutarían aún sin ser subsidiados, especialmente en el caso de los productores grandes y medianos. Cabe señalar que en un estudio que abarcó hasta 1996, el 75% de los que recibieron la bonificación declararon que sin el subsidio no hubiesen desarrollado los proyectos. Se requiere de más

investigación en este tema para obtener una evaluación más precisa del impacto de la Ley de Fomento al Riego (Ley 18.450).

REFERENCIAS

- CNR. (2015). *Resultados Ley N° 18.450*. Santiago, Chile: Comisión Nacional de Riego Retrieved from <http://www.cnr.cl/FomentoAlRiego/Resultado%20y%20Aplicacin%20Ley%2018450%20por%20ao/Resultados%202014.pdf>.
- CNR. (2016a). Concursos Obras Medianas Ley N° 18.450. Retrieved from <http://www.cnr.gob.cl/Home/Paginas/Modificaci%C3%B3n%20a%20Ley%20N%C2%B0%2018-450.aspx>
- CNR. (2016b). Curso Autoinstruccional sobre la Ley N° 18.450 de Fomento a la Inversión Privada en Obras de Riego y Drenaje. Retrieved from www.cnr.gob.cl/CNR/Comun/laley18450/Agricultores/home_agricultor.swf
- Comisión De Agricultura, S. (2013). *Primer Informe de la Comisión De Agricultura que modifica la ley N° 18.450*. Valparaíso, Chile: Camara Senado Retrieved from http://www.senado.cl/appsenado/index.php?mo=comisiones&ac=sesiones_celebradas&idcomision=192&tipo=3&legi=0&ano=2013&desde=0&hasta=0&comi_nombre=de+Agricultura&idsesion=7697&idpunto=&fecha=22%2F01%2F2013&inicio=15%3A00&termino=16%3A00&lugar=Sala+N%C2%B0+9+de+Comisiones+del+Senado%2C+Valpara%C3%ADso&listado=2.
- DGA. (2014). *Boletines Hidrológicos*. Retrieved from: <http://www.dga.cl/productosyservicios/informacionhidrologica/Paginas/default.aspx>
- Foster, W., & Valdés, A. (2013). ¿Cuál es el Tamaño Económico del Sector Silvoagropecuario en Chile?: Cálculo para el Año 2008 Considerando sus Encadenamientos. Ministerio de Agricultura, Chile Retrieved from <http://www.minagri.gob.cl/wp-content/uploads/2013/11/Cu%C3%A1l-es-el-tama%C3%B1o-econ%C3%B3mico-del-sector-silvoagropecuario-en-Chile-1.pdf>.
- INE. (2007). Censo Agropecuario 2007. Retrieved from http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/censos_agropecuarios/censo_agropecuario_07.php.
- INE. (1997). Censo Agropecuario. Retrieved from http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/censos_agropecuarios/pdf/300311/Vicensonacionalagropecuario1997.pdf.

- MDS. (2013). *Encuesta Caracterización Socio-Económica Nacional (CASEN)*. Retrieved from
- Fomento de la Inversión Privada en Obras de Riego y Drenaje, (2013).
- Minagri. (2016). *Cuenta Pública Ministro Agricultura*. Santiago, Chile: Ministerio de Agricultura de Chile Retrieved from http://www.gob.cl/cuenta-publica/2016/sectorial/2016_sectorial_ministerio-agricultura.pdf.
- Pereira, N., & Gross, M. (2004). *Fomento a la Inversión Privada en Obras Menores de Riego y Drenaje: El Caso de Chile*. Retrieved from <http://www.cepal.org/cgi-bin/getProd.asp?xml=/samtac/noticias/documentosdetrabajo/3/23343/P23343.xml&xsl=/samtac/tpl/p38f.xsl&base=/samtac/tpl/top-bottom.xslt>

PROHÍBASE... PERO AUTORÍCESE. LA GESTIÓN INSOSTENIBLE DEL ACUÍFERO DE ICA-VILLACURÍ (PERÚ)

ARMANDO GUEVARA GIL*

Pontificia Universidad Católica del Perú. aguevarag@pucp.edu.pe

Based on the information provided in the World Bank study the rate of decline has reached extremes-as much as 8-10 meters a year in Villacurí and 5 meters a year in Pachacutec, mid way down the Ica Valley. These upper rates of decline are the fastest rates of aquifer depletion reported anywhere in the world.¹

Volumen asignable en pampas de Villacurí: -24.8 hm³/año.
Plan de Gestión del Acuífero de Ica... (ANA, 2012).

RESUMEN

El valle y el desierto de Ica, Perú, son el escenario de un impresionante *boom* agroexportador. El problema es que este auge se sustenta en la creciente extracción de agua

* Agradezco a José Luis Aguilar Huertas y Francisco Revilla por compartir conmigo su insondable conocimiento sobre el Derecho de Aguas y el régimen de veda en Ica, y a Diego Geng Montoya por enviarme su valioso trabajo sobre el caso de Ocucaje (ver Geng y Oré, 2016). También expreso mi gratitud a la Universidad Nacional de Cuyo-Mendoza, en las personas de Alejandro Gennari, Líber Martín y, en especial, Mauricio Pinto, por invitarme a participar en sus Jornadas por el Día Mundial del Agua (2015 y 2016) y a publicar en esta importante obra. Por último, gracias a Patricia Urteaga Crovetto por su compañía y comentarios críticos. Todos los posibles errores de interpretación son de mi exclusiva responsabilidad.

¹ Progressio, CEPES and Water Witness International, 2010, p. 32.

del acuífero de Ica-Villacurí, periódicamente declarado en veda desde 1966. Luego de analizar los dispositivos legales de los últimos cincuenta años, concluyo que el régimen de veda encubre un recurrente e insostenible proceso de legalización de usos y pozos de agua. Esto se debe a que, por un lado, estamos ante un territorio hidrosocial definido por los intereses de las empresas agroexportadoras y, por el otro, ante una autoridad de aguas débil y muy permeable a sus demandas. Este trabajo se encuentra dividido en cuatro partes. En la primera presento una descripción de Ica, el acuífero protegido por la veda y el *boom* agroexportador. En la segunda ofrezco un panorama de la normativa dictada entre 1966 y 2008, un año antes de la vigencia de la nueva Ley de Recursos Hídricos. En la tercera analizo los dispositivos emitidos entre los años 2009 y 2015, período en el cual solo la Autoridad Nacional del Agua (ANA) tenía la competencia formal de declarar o levantar las vedas. Sin embargo, un episodio del año 2015 grafica la interferencia del gobierno y del sector privado en las decisiones de la ANA, el denominado ente rector y máxima autoridad técnica y normativa del Sistema Nacional de Gestión de los Recursos Hídricos. Finalmente, ensayo algunas conclusiones sobre las declaratorias de veda y los procesos encubiertos de legalización, el poder agroexportador y la necesidad de fortalecer la autoridad de aguas para garantizar el manejo sostenible de un acuífero que se encuentra camino al colapso.

Palabras clave: aguas subterráneas, veda, legalización de usos.

ICA, EL ACUÍFERO DE ICA-VILLACURÍ Y EL BOOM AGROEXPORTADOR

La ciudad de Ica se ubica a 300 kilómetros al sur de Lima, en la árida franja costera de 2,000 km que recorre al Perú de norte a sur. Tiene una población de unos 300,000 habitantes

y en las últimas décadas ha sido el epicentro de uno de los *booms* agroexportadores más impresionantes de la historia del agro peruano, al punto de haber alcanzado, al menos estadísticamente, el pleno empleo y el incremento de los salarios rurales. Gracias a una serie de factores, entre ellos un régimen laboral y tributario especial para la agroexportación; el bajo costo comparativo y la disponibilidad de mano de obra; un acentuado proceso de concentración de la propiedad agraria y de los derechos de agua; las mejoras en la infraestructura de transporte y sistemas logísticos para la exportación; un clima estable y soleado todo el año; y una tierra que debidamente tratada permite el cultivo de productos muy cotizados en el mercado mundial como los espárragos, páprika, alcachofas, paltas, cítricos y uvas; el valle de Ica se ha convertido en un polo agroexportador de gravitación nacional e internacional (DAMONTE, 2015; ORÉ, 2011; PROGRESSIO *et al.*, 2010; RENDÓN, 2009). No es casual que la mitad de las 50 principales empresas agrícolas del Perú se haya asentado en el valle y en el desierto que lo rodea (RENDÓN, 2009, p. 70).

El resultado es que en los últimos años, el Perú ha pasado a dominar el mercado mundial de espárrago verde. La exportación de espárrago fresco y envasado genera un ingreso de superior a los 450 millones de dólares americanos al año y solo el café le genera más divisas al país. El crecimiento del área de cultivo y de la producción ha sido exponencial. En 1990 se sembraban 411 hectáreas que produjeron 3,168 TM; el año 2000 se plantaron 4,997 hectáreas y se cosecharon 49,292 TM; y el 2011 se cultivaron 12,782 hectáreas que arrojaron una producción de 144,419 TM (PROGRESSIO *et al.*, 2010, p. 18; RENDÓN, 2009, p. 67; SALAZAR, 2012, p. 139).

De ahí que Ica presente unos indicadores económicos notables, que la han transformado en el ejemplo estelar del modelo de desarrollo agroexportador para el resto del

país (Poder 2012). Por ejemplo, la demanda insatisfecha de mano de obra atrae a trabajadores de regiones pobres, elevando su nivel de vida, aunque algunos críticos anoten que el “empleo decente” sea todavía una quimera. En cualquier caso, se estima que el 80% de la Población Económicamente Activa de la región trabaja en actividades agrícolas y agroexportadoras (por mitades); que éste ha creado sostenidamente más de 10,000 puestos de trabajo en los últimos años; y que en 15 años el salario agrario subió de US\$ 1.00 a US\$ 10.00 por día (PROGRESSIO *et al.*, 2010, p. 18; RENDÓN, 2009, p. 76, 78).

El escenario de este milagro económico es un oasis creado por el río Tambo-Ica. Este nace en las lagunas y bofedales situados a más de 4,000 msnm en la vecina región serrana de Huancavelica y desciende por la franja occidental de los Andes hasta el piso de valle costeño que oscila entre los 480 y los 320 msnm (ORÉ, 2011). El valle de Ica es feraz, tiene un clima templado y todo el año recibe una radiación solar óptima para diversos cultivos. Pero el contraste con su entorno de dunas y vastos arenales es dramático, al punto que es “uno de los lugares más desérticos del planeta” porque “recibe, en promedio, una precipitación anual de unos exiguos 0.6 mm/año” (PROGRESSIO *et al.*, 2010, p. 19).

En la actualidad, el valle cuenta con tres fuentes de agua: el agua superficial (“de avenida”) que desciende de los Andes entre los meses de enero y abril y aporta el 29% de la disponibilidad del recurso; el agua regulada que proviene del sistema de lagunas embalsadas de Choclococha (Huancavelica) que se suelta entre septiembre y diciembre, y contribuye con el 5%; y el agua subterránea que se extrae todo el año y aporta el 66% del recurso usado en la cuenca baja (565 MM³) (CÁRDENAS, 2012, 5; ver ORÉ, 2011, p. 431).

Tradicionalmente, el principal sistema de riego del valle ha sido el canal de La Achirana, derivado del río Tambo-Ica,

el que conduce tanto las aguas de avenida como las reguladas. Pero la historia de Ica, sobre todo en períodos de auge agroexportador como en la era del algodón o el espárrago, está signada por la búsqueda constante de nuevas fuentes de agua, sean estas superficiales o subterráneas.

Es por eso que además de las obras de embalsamiento y canalización del sistema de lagunas de Choclococha en la cuenca alta, la disponibilidad de agua en la cuenca baja ha sido incrementada recurriendo a la explotación del acuífero de Ica-Villacurí, el reservorio de agua subterránea más importante del país por su extensión y reservas (31% del total nacional; ver CÁRDENAS, 2012, p. 19). El gran problema es que el acuífero está siendo sobreexplotado, al punto que su nivel ha descendido, en algunas zonas, a un ritmo de 8-10 metros por año. En términos comparativos, los expertos estiman que “ese ritmo de agotamiento es el más rápido reportado en todo el mundo” (PROGRESSIO *et al.*, 2010, p. 32).

Resalta, para los propósitos de este trabajo, el doble proceso de concentración de la tierra y del agua que ha caracterizado al *boom* y a la explotación insostenible del acuífero que lo ha hecho posible (DAMONTE, PACHECO Y GRADOS, 2014). Una vez copadas las tierras del valle, mediante la adquisición o arrendamiento de toda el área arable posible, las grandes empresas extendieron sus dominios al desierto conocido como las Pampas de Villacurí y Lanchas para transformarlo en un vergel. Como el agua superficial es a todas luces insuficiente para irrigar los campos del propio valle, apelaron a su capital y tecnología para extraer agua del acuífero de Ica-Villacurí e irrigar su nueva frontera agrícola (DAMONTE, 2015, p. 121; MARSHALL, 2014, p. 32). El resultado, en términos económicos, es impresionante (RENDÓN, 2009, p. 76; PODER 2012). Pero, en términos ambientales, insostenible porque el ritmo de extracción es frenético e impide la recarga del acuífero.

Como indica CÁRDENAS (2012, p. 23), “la sobreexplotación del acuífero se debe principalmente a la actividad agrícola que usa el 90% del agua subterránea”. Pese a la gravedad del asunto, las autoridades no cuentan con estudios rigurosos y longitudinales (Damonte, 2015, p. 123; Aguilar, comunicación personal, 29-08-2016). Sin embargo, los estimados más serios coinciden en que el bombeo descontrolado impide la recarga de la fuente. PROGRESSIO *et al.* (2010, p. 29-30), por ejemplo, señalan que la sobreexplotación oscila entre los 64 MM³/año y los 244 MM³/año; mientras que CÁRDENAS, citando un estudio de la Autoridad Nacional del Agua del año 2009, precisa que el déficit es de 199 MM³/año (2012, p. 23); y SALAZAR, también con cálculos oficiales, sitúa el déficit de recarga en 290.16 MM³/año (2012, p. 140).

La incapacidad de la autoridad de aguas y de los propios usuarios para detener el bombeo excesivo, sea mediante la imposición de una veda efectiva o la autorregulación, ha desatado una “carrera hacia el fondo.” Esta ha colocado al acuífero de Ica-Villacurí “en un nivel de 'estrés importante' con tendencia a un 'desarrollo inestable” (CÁRDENAS, 2012, p. 24-25). Por eso, la producción de algunos pozos ha descendido de 80 a 20 l/s, el costo de extracción ha subido entre 25 y 30%, y los pozos se profundizan entre 80 y 300 metros (PROGRESSIO *et al.*, 2010, p. 34; ver CÁRDENAS, 2012, p. 32 y siguientes). Como se puede intuir, solo los productores dotados con suficiente tecnología y capital pueden seguir en esta competencia que conduce a un “oportunismo de la colusión”. Este se produce cuando la recarga natural, el nivel del agua subterránea y su calidad (e.g., salinización) disminuyen consistentemente. Ante esta situación, “la visión común de los usuarios está en la carrera oportunista hacia el fondo del acuífero, en donde los grandes agricultores son capaces de sobrevivir a este juego de 'destrucción

creativa', con una marginación progresiva de los pobres” (CÁRDENAS, 2012, p. 12).

En el caso de Ica, esta tragedia anunciada se traduce en el incremento de la conflictividad entre los usuarios, sean estos agrarios, industriales o poblacionales (Cancino, 2012); en la acumulación de derechos y de volúmenes de extracción no autorizados por parte de las empresas agroexportadoras; en la violación de las vedas o de las medidas de control (e.g., no instalar caudalímetros en los pozos) impuestas por la autoridad oficial de aguas para frenar la sobreexplotación; y en el impulso a grandes proyectos de infraestructura hidráulica destinados a importar agua de otras cuencas con el fin de infiltrar el acuífero o incrementar la oferta de agua superficial (e.g., expandir el esquema de Choclococha con un canal colector y una presa o trasvasar aguas de la cuenca atlántica a la costa pacífica) (CÁRDENAS, 2012, p. 12, 25-26; JAMES, 2015; MARSHALL, 2014, p. 301 y siguientes; PROGRESSIO *et al.*, 2010; RENDÓN, 2009).

La imposición del modelo agroexportador y sus consecuencias han generado un nuevo “territorio hidrosocial”, definido por los intereses de las empresas agroexportadoras y administrado por una autoridad de aguas complaciente, ineficiente y hasta corrupta, aunque con honrosísimas excepciones (DAMONTE, 2015, p. 115; GENG y ORÉ 2016; PROGRESSIO *et al.*, 2010). Este nuevo dominio se caracteriza por la acumulación de la propiedad de la tierra y de los derechos de agua en el “valle viejo” y en los nuevos fundos emplazados en el desierto que lo rodea. Ambos procesos se sustentan en la sobreexplotación y acaparamiento del acuífero Ica-Villacurí por los agroexportadores, al punto que “el porcentaje de agua subterránea destinada a la exportación es casi el 95%” (RENDÓN, 2009, p. 119). El resultado es una polarización social marcada y un acceso cada vez más diferenciado al agua, incluso para usos poblacionales, los

que según la ley deberían ser prioritarios (CANCINO, 2012; PROGRESSIO *et al.*, 2010, JAMES, 2015).

Pero aun así, gracias a la elaboración de un discurso hegemónico que presenta a la agroexportación como la única alternativa de desarrollo para Ica, los intereses de las empresas acaban socialmente legitimados y adquieren la condición de incuestionables. Como bien señala DAMONTE (2015, p. 116), “el proyecto político económico agroexportador ha logrado redefinir” el territorio hidrosocial de Ica. Y la clave en esta dinámica territorial es el control del agua subterránea.

LAS DECLARATORIAS DE VEDA: UNA HISTORIA SIN FIN

La explotación del acuífero de Ica se inició en los años 1930. Fue promovida por la Dirección de Aguas del Ministerio de Fomento, sobre todo para enfrentar la sequía de 1937, pero al final de la década solo se habían instalado 49 pozos (CÁRDENAS, 2012, p. 20; ORÉ 2011). Claro que de esos años al día de hoy, tanto los volúmenes como el número de pozos han crecido geométricamente y ninguna veda ha logrado detener el ritmo creciente de extracción del acuífero de Ica-Villacurí.

Como grafica Rendón utilizando fuentes oficiales, el número de pozos en el valle de Ica ascendió a 500 en 1958; a 800 en 1972; a 1059 en 1985; a 1,421 en 1996; y a 1,550 en 2007 (2009, p. 92). Y si observamos los volúmenes y número de pozos registrados en el *Plan de Gestión del Acuífero del valle de Ica y pampas de Villacurí y Lanchas* preparado por la Autoridad Nacional del Agua el año 2012, comprobaremos que la presión sobre las aguas subterráneas solo ha ido en ascenso y se halla fuera de control. En el acuífero de Ica, por ejemplo, la autoridad censó 864 pozos utilizados, de los cuales el 71% (615) no tenía licencia de derecho de uso de agua, mientras que en el de Villacurí-Lanchas

se contabilizaron 896 pozos utilizados y de éstos el 77.45% (694) operaba sin licencia (ANA, 2012, lámina 15).

La ineficacia de las vedas de agua en Ica también se observa al comparar las reservas explotables, la sobreexplotación y los volúmenes otorgados por la propia autoridad de aguas, sobre todo en el caso de las pampas de Villacurí (ANA, 2012, lámina 15). Así, al 2012 la ANA estimó que la explotación del acuífero de Ica ascendía a 335 hm³/año, la reserva explotable a 189 hm³/año y la sobreexplotación a -146 hm³/año. En términos del otorgamiento de derechos de agua, se habían concedido derechos por un volumen de 134.14 hm³/año, por lo que en teoría el volumen asignable era de 54.86 hm³/año. A ese mismo año, la explotación del acuífero de Villacurí era de 228 hm³/año, la reserva explotable era calculada en 63 hm³/año y la sobreexplotación en -165 hm³/año. El volumen otorgado fue estimado en 87.8 hm³/año y el volumen asignable en -24.8 hm³/año. Es decir, ya se habían concedido derechos *de papel* más allá de lo que se podía otorgar bajo un régimen de licencias basadas en la sostenibilidad de la fuente. Por último, en la pampa de Lanchas la reserva explotable era de 17 hm³/año, la explotación de 34 hm³/año y la sobreexplotación de -17 hm³/año. El volumen otorgado se calculó en 3.5 hm³/año, por lo que se consideró que el volumen asignable era de 13.5 hm³/año.

Lo más preocupante es que al año 2015, a tres años de la implementación del plan de gestión preparado por la ANA, el deterioro tanto del acuífero como de las medidas legales para protegerlo continuaban. Según el ingeniero Carrasco, ex-jefe de la Autoridad Nacional del Agua, el incremento del número de pozos es tan significativo como el alto índice de ilegalidad o informalidad: “de 2881 pozos existentes en Río Seco-Villacurí, solo 127 tienen Licencia de Derecho de Uso de Agua. En Lanchas [sección oeste de Villacurí], de

1,087 pozos, únicamente 78 son formales. Y en el valle de Ica, de 2,051 pozos, solo 405 tienen licencia” (2015, p. 1-2).

La reacción oficial ante este colapso hidráulico y regulatorio ha sido flemática y tiene la forma de un rizo no solo conceptual sino también normativo. La única forma de explicarla es concluyendo que su objetivo no ha sido la conservación del acuífero y el manejo sostenible del territorio hidrosocial iqueño, sino la entrega de nuevos derechos de agua y la formalización de los pozos y usos proscritos. En esta perversión del sentido del régimen de veda, la influencia de las empresas agroexportadoras sobre la autoridad oficial de aguas ha sido determinante para convertirlo en un continuo proceso de legalización de la extracción de agua subterránea. Más allá del signo ideológico o político de los gobiernos de turno, la gestión oficial del acuífero en Ica ha estado orientada a fortalecer el modelo agroexportador, aunque este se base en un extractivismo hídrico insostenible.

De este modo, en la serie legal analizada se aprecia que la prohibición se vuelve reiterativa, que el ofrecimiento de legalización de los pozos infractores se renueva, que las amenazas de sanción escalan pero no son disuasivas, y que el único cambio notorio es el aumento del área de la veda. Si al inicio las medidas de exclusión estaban limitadas a la extensión del “valle viejo” de Ica, hoy estas incluyen al desierto debajo del cual yace el acuífero de Villacurí, el espacio donde precisamente se han establecido los nuevos fundos agroexportadores. Por ejemplo, la Resolución Ministerial 061-2008-AG señalaba que el área protegida del acuífero de Ica-Villacurí tenía una extensión de 1,373.04 km², mientras que la Resolución Jefatural 763-2009-ANA, que incluyó a la

pampa de Lanchas, al oeste de las de Villacurí, precisó que esta ascendía a 5,099.99 Km² (artículo 2.1).²

Las vedas se iniciaron en 1966, con la promulgación de la ley 15.921, promovida por FERNANDO LEÓN DE VIVERO, diputado por Ica del Partido Aprista Peruano. Esta prohibió “toda clase de perforaciones destinadas a la obtención de aguas subterráneas [...] mientras se realicen los estudios [...] integrales de hidrogeología del valle de Ica, con el fin de reglamentar la explotación” del acuífero. Irónicamente, reasignó un millón de soles del presupuesto “para la perforación de pozos” al pago de esos estudios. Dicho sea de paso, la ley no fue promulgada por el Poder Ejecutivo, como corresponde, sino por el Poder Legislativo, en ese entonces controlado por una coalición opositora al gobierno que se resistía a la implementación de la veda.

Los estudios que ordenó la ley fueron ejecutados por la consultora israelí TAHAL³ en 1967. Identificó que en Ica se utilizaban 605 pozos tubulares para bombear 286 MM³ y otros 131 en Villacurí para extraer 60 MM³. También aclaró que la pampa de Villacurí formaba “parte del mismo acuífero del valle de Ica debido a que la principal fuente de

² Compárese, por ejemplo, la enorme diferencia entre el área delimitada en la figura 8, “Zonas de restricciones para la perforación de pozos en 1970, región de Ica” del libro de Marshall (2014, p. 318), que solo cubre al “valle viejo”, con la graficada en la lámina 13, “Localización de los acuíferos de Ica, Villacurí y Lanchas,” del Plan de Gestión del Acuífero del valle de Ica y pampas de Villacurí y Lanchas” de la Autoridad Nacional del Agua (2012) (<http://www.ana.gob.pe/media/528051/ica%20-%20plan%20de%20gesti%C3%B3n.pdf>) [Revisado: 1-8-2016].

³ TAHAL fue establecida por el gobierno de Israel en 1952. En la actualidad emplea a más de mil profesionales y ha sido incorporada a un grupo empresarial con sede en Ámsterdam (<http://tahal.com/>) [Revisado: 1-8-2016]. Se especializa en formular proyectos en infraestructura hidráulica y sanitaria, gas natural y manejo de residuos sólidos y líquidos en países en vías de desarrollo.

recarga es el río Ica” (CÁRDENAS, 2012, p. 20; RENDÓN, 2009, p. 126).

La evidencia científica presentada por TAHAL era concluyente: “el incremento en la explotación de los recursos hídricos ha sobrepasado el límite técnicamente aceptable, poniendo en peligro la factibilidad de las napas acuíferas existentes y, en consecuencia, los usos especialmente agrícolas a que son destinadas dichas aguas” (Resolución Suprema 468-70-AG, segundo considerando). Por eso el gobierno procedió en 1970 a renovar la prohibición de perforación de pozos y alumbramiento de aguas subterráneas, “dentro del valle de Ica, [...] mientras no mejoren las condiciones actuales de los acuíferos”. La veda impuesta por el gobierno reformista militar de Juan Velasco Alvarado (1968-1975) excluyó a los pozos “destinados al uso doméstico o al abastecimiento de poblaciones”, autorizó el uso de los pozos empadronados y concedió un plazo de 60 días, contado desde la emisión de otra norma, para “regularizar los aprovechamientos de agua subterránea” (Resolución Suprema 468-70-AG, artículos 1, 2 y 3; ver Decreto Supremo 42-70-AG). Se observa que la decisión de renovar la veda no tomó en cuenta todas las conclusiones del estudio mencionado pues no incluyó al acuífero de Villacurí pese a que la consultora había determinado su conexidad con el de Ica.

Pese al ritmo creciente de bombeo, la promulgación de una nueva veda, esta vez ampliada por la expansión de las agroexportadoras a las pampas de Villacurí, recién se produjo el 29 de enero de 2008, durante el segundo gobierno del presidente ALAN GARCÍA (2006-2011), de clara tendencia pro-empresarial. El monitoreo iniciado en 1999 había arrojado que el nivel del agua descendía en forma continua, “debido a la sobreexplotación del acuífero”, por lo que era recomendable “reducir el caudal de explotación actual en 1.26 m³/seg. (39.7 MM³/[año])”. Por eso dispuso la conservación

“del acuífero del Valle del río Ica-Villacurí, que tiene una extensión de 1,373.04 km²”; la “veda para el otorgamiento de nuevos usos de aguas subterráneas por el plazo de dos años”; y la prohibición de ejecutar todo tipo de obras hidráulicas en el área mencionada, bajo las sanciones de multas, revocación de licencias, y clausura de los pozos ilegales. También ordenó que mientras durase la veda los volúmenes de explotación “no podrán ser superiores a 276.25 MM³ anuales, que equivalen a un caudal de explotación de 8.76 m³/seg.” (Resolución Ministerial 061-2008-AG, cuarto considerando y artículos 1, 2, 3 y 6).

El Ejecutivo también apeló a otras tres medidas, dos técnicas y una social, para apuntalar la prohibición que esta vez incluyó al bombeo de agua con fines poblacionales y domésticos. Primero, declaró prioritario afianzar el acuífero a través de la ejecución de obras de captación de aguas subterráneas y superficiales. Segundo, estableció un mecanismo que obligaba a los operadores de pozos que utilizaban energía eléctrica a presentar sus licencias de uso de agua a las empresas distribuidoras antes de recibir el suministro. Si la empresa eléctrica no exigía la licencia o no colaboraba con la autoridad de aguas era pasible de sanción por su respectivo organismo regulador. Por último, el gobierno llamó, de manera un poco ingenua porque ya se había desatado “la carrera hacia el fondo” (CÁRDENAS, 2012), a la participación ciudadana. En adelante, las organizaciones de usuarios podían “participar en las acciones de control y vigilancia” a cargo de la Administración Técnica del Distrito de Riego y monitorear “los niveles de la napa freática dentro de sus respectivos ámbitos de acción” (Resolución Ministerial 061-2008-AG, artículos 4, 5 y 6).⁴

⁴ La Resolución Ministerial 554-2008-AG también empleará la misma fórmula participativa (artículo cuarto).

Solo después de seis meses el Ministerio de Agricultura modificó un régimen tan estricto sobre el bombeo de agua para uso poblacional y doméstico. Pero también introdujo una serie de cambios normativos que abrieron las compuertas para una nueva oleada de regularizaciones o francas legalizaciones de la extracción de agua subterránea. Lo hizo a través de la Resolución Ministerial 554-2008-AG, suscrita el 12 de julio de 2008 por el mismo ministro que había emitido la de enero de ese año. Esta forma de regular, en dos tiempos y de manera contradictoria en tan solo cinco meses y medio, solo contribuyó a restar credibilidad a la autoridad estatal y a la propia prohibición. Y también a resaltar el papel de las empresas agroexportadoras en las decisiones del gobierno.

Por eso no debería llamar la atención que el primer artículo de esta norma no se haya dedicado a levantar la veda para los usos poblacionales o domésticos, sino a excluir al distrito de Ocucaje de los alcances de la Resolución Ministerial 061-2008-AG. Se trata de un distrito que encierra algún encanto (empresarial), tal como veremos en la siguiente sección. Solo en el segundo artículo precisa que la veda no comprendía a las obras y licencias de uso de agua con fines poblacionales.

El dispositivo también aprobó un inventario hecho por la Administración Técnica del Distrito de Riego Ica. Este clasificó a los pozos en “utilizados”, “utilizables” (sin equipo de bombeo pero aptos) y “no utilizables” (colapsados e irrecuperables). A partir de esta clasificación, solo autorizó la regularización de las obras y licencias de los “pozos utilizados”. Como veremos en la siguiente sección, esta decisión desataría una ola de prodigiosas transformaciones del estado de los pozos, de utilizables o francamente inutilizables a utilizados gracias a prácticas corruptas como la

falsificación de documentos (e.g., facturas de combustible o consumo eléctrico adulteradas).

Además, la resolución autorizó la ejecución de obras y el otorgamiento de licencias de uso de agua para los llamados “pozos de reemplazo.” Estos podían sustituir a los “pozos utilizados” inventariados que habían perdido verticalidad o cumplido su vida útil. Pese a todas las restricciones impuestas, por ejemplo que las aguas fueran destinadas al mismo uso y lugar, que el caudal sea el mismo, “que la ubicación no exceda los cien metros de distancia, que no se afecte las zonas críticas [...] y que no exista interferencia con otros pozos”, bien se sabe que los “pozos de reemplazo” no han cumplido el papel compensatorio que la norma determinó. Al contrario, han sido sistemática e indebidamente perforados para aumentar el volumen de extracción y evadir la veda (Resolución Ministerial 554-2008-AG, artículos 1, 2.1, 2.2, 2.3, 2.4, 2.5, 5 y 7).

También es curioso, por decir lo menos, que la resolución de julio de 2008 suspendiera el límite de extracción (276.25 MM³/año) que la de enero de ese mismo año había fijado, “hasta que se realicen los estudios relacionados a la determinación del volumen explotable del acuífero Ica-Villacurí” (Resolución Ministerial 554-2008-AG, artículo 3).⁵ Y lo es porque el cuarto considerando de la Resolución Ministerial 061-2008-AG sustentó ese límite precisamente en “los resultados del estudio hidrogeológico [y] monitoreos efectuados desde 1999” por la propia Intendencia de

⁵ El Ministerio de Agricultura ordenó que, en un plazo de dos años, el Instituto Nacional de Recursos Naturales y las Administraciones Técnicas de los Distritos de Riego de Ica y Río Seco completen los estudios para “establecer el volumen explotable del acuífero Ica-Villacurí, a partir del cual se definirá la situación de los actuales pozos utilizados e inventariados” y las medidas de conservación del acuífero (Resolución Ministerial 554-2008-AG, artículo 3).

Recursos Hídricos del Instituto de Recursos Naturales, la autoridad nacional de aguas en ese entonces. Es decir, ya se contaba con información hidrológica oficial y confiable, por lo que no había necesidad de encargar nuevos estudios.

Como en ese entonces el ente rector de la gestión del agua también se encontraba adscrito al sector Agricultura, se puede deducir que la decisión “política”, destinada a promover el modelo agroexportador a todo vapor y aun a costa del acuífero, se impuso a las evidencias y criterios científicos generados por la burocracia especializada. Pero si alguien pensó que el ingreso de la Autoridad Nacional del Agua a la escena tecno-política de la gestión del agua iba a neutralizar este tipo de demostraciones tan abiertas del poder agroexportador, sencillamente se equivocó.

LA AUTORIDAD NACIONAL DEL AGUA: PROHÍBASE... PERO AUTORÍCESE

La Autoridad Nacional del Agua, establecida el año 2008 en reemplazo de la Intendencia de Recursos Hídricos del Instituto Nacional de Recursos Naturales (IRH-INRENA) es el ente rector y máxima autoridad técnica y normativa del Sistema Nacional de Gestión de los Recursos Hídricos. Por eso tiene asignada la competencia de declarar o levantar las vedas de extracción de agua desde el año 2009. Así lo establece el artículo 15 de la Ley de Recursos Hídricos No. 29338, promulgada en marzo de ese año. En la primera Resolución Jefatural que emitió al respecto, ratificó la declaratoria de veda sobre siete acuíferos de la costa peruana, entre ellos el de Ica-Villacurí, para aclarar que las vedas establecidas bajo el régimen de la Ley General de Aguas del año 1969 (Decreto Ley 17.752) se mantenían vigentes.

Aquí se observa parte del desorden normativo que padece el Derecho de Aguas peruano y que contribuye a que los intereses privados encuentren diferentes canales para

imponerse a los públicos. Las vedas se han impuesto utilizando todo tipo de normas legales y administrativas, desde la ley 15.921 de 1966 hasta decretos y resoluciones del Poder Ejecutivo (ver Resolución Jefatural 327-2009-ANA, tercer considerando). Como el antiguo Código de Aguas (1902) no regulaba la figura, se entiende que se haya recurrido al formato de una ley. Pero la Ley General de Aguas de 1969 sí la disciplinó y uno de sus reglamentos fijó el procedimiento para disponerla (Decreto Supremo 261-69-AP, artículo 52). Aun así, entre 1969 y 2008 se emitieron, indistintamente, Decretos Supremos, Resoluciones Supremas y Resoluciones Ministeriales para declarar en veda varios acuíferos de la costa peruana (e.g., Chilca, Zapallal, valle de Caplina, Motupe). A partir de 2009, solo una Resolución Jefatural de la ANA podía establecerlas o levantarlas. Pero veremos que el año 2015 se promulgó un Decreto Supremo del Ministerio de Agricultura que transgredió la competencia funcional de la ANA para lanzar un masivo proceso de legalización de usos e infraestructura, inclusive en los acuíferos protegidos.

En todo caso, lo cuestionable en la primera resolución de la ANA que ratificó las vedas, incluida la que recaía sobre Ica-Villacurí, es que esa revalidación mantuvo la exclusión del distrito de Ocucaje y los gravosos términos ambientales establecidos por la RM 554-2008-AG (Resolución Jefatural 327-2009-ANA, artículos 1 y 2.2).⁶

Al año siguiente, la ANA volvió a ocuparse del acuífero de Ica-Villacurí, esta vez para ampliar el área de exclusión. Emitió la Resolución Jefatural 763-2009-ANA que incorporó a la pampa de Lanchas, por lo que “el área total de

⁶ También reprodujo el ingenuo esquema de participación de los usuarios en la vigilancia del acuífero y en el monitoreo del nivel de la napa freática en sus ámbitos de trabajo, así como la fiscalización a través del suministro eléctrico (RJ 327-2009-ANA, artículo 3.5, 3.1. y 3.2).

la zona de veda qued[ó] conformada por una extensión superficial de 5,099.99 Km²” a cargo de las Administraciones Locales de Agua de Ica, Río Seco y Chincha Pisco (artículos 2.1 y 3). Pero, empleando la misma lógica de prohibir para luego sanear, el nuevo territorio hidrosocial fue sometido a otra decisión que causaría un daño considerable al acuífero y al propio marco regulatorio que debería gestionarlo de manera sostenible.

Esta se plasmó en la Resolución Jefatural 81-2010-ANA de febrero de 2010 que produjo una nueva tanda de legalizaciones de pozos y usos indebidos. En primer lugar, autorizó a su Dirección de Conservación y Planeamiento de Recursos Hídricos a modificar el inventario oficial de pozos del año 2008 (Resolución Ministerial 554-2008-AG). En segundo lugar, permitió que, a petición de parte, los “pozos no utilizables” y “utilizables” pudieran pasar a la condición de “utilizados”, siempre y cuando se cumplieran algunos requisitos. Los más importantes fueron que los titulares de los pozos pudiesen acreditar “que al momento de su incorporación al inventario, los pozos [no utilizables y utilizables] se encontraban operando”, toda una contradicción de términos,⁷ y que antes de la resolución hubiesen presentado sus solicitudes de “regularización y/o reemplazo de pozo u otorgamiento de licencia de uso de agua subterránea” (Resolución Jefatural 81-2010-ANA, artículo 1, 1.1 y 1.2).

En tercer lugar, flexibilizó los medios probatorios que los peticionarios podían presentar para respaldar sus solicitudes de cambio de condición de sus pozos. Dependiendo del tipo de energía que usaban, bien podían exhibir “los recibos de consumo de fluido eléctrico, facturados durante el año

⁷ Sobre todo si tenemos en cuenta la definición de “pozos no utilizables” como “aquellos que han colapsado sin capacidad de rehabilitación” (Resolución Ministerial 554-2008-AG, artículo 5.3).

2007 y/o anteriores” o las “facturas de compra de combustibles durante el año 2007 y/o anteriores”. También debían adjuntar su plan de cultivo y riego o su declaración de intención de siembra correspondiente al terreno “en el que ha sido utilizada el agua del pozo” y cualquier otra evidencia “que contribuya a acreditar la preexistencia del pozo y su estado [de] utilizado” (e.g., contratos de perforación o reprofundización) (Resolución Jefatural 81-2010-ANA, artículos 2, 1.1.a, b, c, d).

En cuarto y último lugar, la RJ 81-2010-ANA (artículo 4, segunda disposición final) abrió todo un abanico de posibilidades para que, en la práctica, cualquier titular de un pozo no autorizado pudiera legalizar su situación. Ordenó que, de oficio, la autoridad de aguas pudiese “reencausar los procedimientos en trámite [...] como uno de regularización de perforación y/o reemplazo de pozo u otorgamiento de la licencia de uso de agua subterránea”; permitió que los pedidos de regularización de derechos o de pozos ubicados en la pampa de Lanchas, iniciados antes de su inclusión en la veda (RJ 763-2009-ANA), se acojan al trámite que estableció para incluir o excluir a un pozo en el inventario; y, finalmente, dispuso una “excepción”:

Los procedimientos en trámite, referidos a pozos que no se encuentran dentro del inventario, pero que acrediten su preexistencia y su estado “utilizado” [...] también serán incluidos dentro del inventario si y solo si el Informe de la Dirección de Conservación y Planeamiento de Recursos Hídricos indique que su preexistencia no afecta el balance hídrico en la zona de veda (Resolución Jefatural 81-2010-ANA, primera disposición final).

Se trata, sin duda, de una extraña excepción, que en lugar de restringir el ámbito de aplicación de la norma lo ampliaba exponencialmente pues habilitaba a todo tipo de

extractores de agua subterránea a solicitar la inscripción de sus pozos en el registro oficial y el libramiento de sus licencias. Por cierto que la exigencia de contar con el informe de la dirección especializada para determinar si la *prexistencia* de un pozo no afectaba el balance hídrico del área bajo veda parece un mero formalismo. Ello porque el impacto sobre el acuífero se determina evaluando el conjunto de pozos y volúmenes de extracción y no cada pozo individualmente.

Es más, esta excepcionalidad también se reprodujo en la Resolución Jefatural 201-2010-ANA de marzo de 2010. Esta reiteró, por un lado, la vigencia de las vedas establecidas para siete acuíferos de la costa (Resolución Jefatural 327-2009-ANA) y la ampliación de la veda del acuífero de Ica-Villacurí a la pampa de Lanchas (Resolución Jefatural 763-2009-ANA). Pero, por el otro, en el artículo seis precisó “que en los acuíferos del valle del río Ica-Villacurí y Pampa de Lanchas se mantendrá vigente la Resolución Jefatural No. 081-2010-ANA por la cual se establecieron disposiciones para la modificación del 'Inventario de Pozos de Ica’”.⁸ Es decir, ratificó formalmente la protección del acuífero, pero lo mantuvo sometido a un creciente deterioro debido a la continua transformación de los pozos “utilizables” y “no utilizables” en “utilizados” (e inventariados).

A la ANA le tomó dieciséis meses derogar la nefasta Resolución Jefatural 81-2010-ANA.⁹ Lo hizo a través de la Resolución Jefatural 330-2011-ANA de junio de 2011, la que ofreció un marco regulatorio más razonable e integrado. En

⁸ La ANA decidió universalizar la exigencia de obtener la opinión técnica de su Dirección de Conservación y Planeamiento de Recursos Hídricos en todos los procedimientos referidos a los acuíferos declarados en veda (Resolución Jefatural 201-2010-ANA, artículo 1).

⁹ También derogó la RJ 763-2009-ANA que incluyó a la pampa de Lanchas en la zona de prohibición para uniformar el tratamiento normativo de toda el área (disposición derogatoria única).

principio, ratificó “la condición de veda de los acuíferos de Ica, Villacurí y Lanchas” y restituyó al distrito de Ocucaje a su ámbito de aplicación. Luego, planteó un esquema de participación mucho más institucionalizado. Encomendó a las Juntas de Usuarios de Aguas Subterráneas de Ica y Río Seco prestar “el servicio de lecturas periódicas de niveles freáticos, operación y mantenimiento de los sistemas de medición y otros [...] para que la Autoridad Nacional del Agua ejerza las funciones de supervisión, control, vigilancia y fiscalización” de la explotación del acuífero (artículos 1, 2.a, 4.1).

En esta línea, estableció una serie de obligaciones para los titulares de los pozos. Por ejemplo, prescribió “la instalación de medidores que señalen el caudal instantáneo en litros por segundo y el volumen acumulado en metros cúbicos” en un plazo de 180 días; y la obligatoriedad de remitir a la Junta de Usuarios respectiva una declaración jurada en la que conste “el reporte del volumen trimestral explotado”. Esta debía enviar los consolidados a la Administración Local de Agua y la ALA, a su vez, a sus instancias superiores (Resolución Jefatural 330-2011-AG, artículos 6.1, 6.2, 6.3, 6.4, segunda disposición complementaria transitoria).

También ordenó el inicio de procedimientos administrativos sancionadores (PAS) a los transgresores de la veda y los hizo pasibles de sanciones correspondientes a las infracciones de tipo muy grave. Con el mismo criterio, en el caso de los operadores de pozos que funcionaban con energía eléctrica, pidió a su Autoridad Administrativa del Agua de la zona (Chaparra Chincha) que solicite al organismo regulador de los proveedores de energía eléctrica que sancionara a los que no exigían licencia de uso de agua para suministrarla (Resolución Jefatural 330-2011-AG, artículos 4.2, 5.1, 5.2).

La prohibición general solo contempló dos excepciones. La primera, para obras hidráulicas y licencias de uso de agua subterránea con fines poblacionales. La segunda, para los pozos de reemplazo, los que debían ser autorizados “únicamente por pérdida de verticalidad y/o alineamiento, deterioro de la estructura del pozo y por haber finalizado la vida útil del pozo primigenio”. Los requisitos que estableció fueron rigurosos: que el pozo primigenio cuente con licencia de uso de agua; que no haya estado inoperativo por más de seis meses; que el volumen asignado al de reemplazo no sea mayor al que tenía el declarado inoperativo; que este sea sellado y su licencia extinguida; que la distancia entre ambos no exceda los cien metros; y que la licencia del nuevo pozo sea utilizada en el mismo lugar y con el mismo fin que tenía la fuente reemplazada (Resolución Jefatural 330-2011-AG, artículo 7).

Antes que detenerme en el azaroso proceso de implementación de la RJ 330-2011-ANA, lo que me interesa destacar es que en menos de tres años esta acabó perforada por la propia Autoridad Nacional del Agua. Así, la Resolución Jefatural 152-2014-ANA de mayo de 2014 ordenó el levantamiento parcial de la veda en un área de 50.93 Km² para “permitir la explotación de aguas subterráneas hasta por un volumen anual de 1.9 Hm³ en la zona de Ocucaje” (artículo 1, memoria descriptiva anexa). Si recordamos que el área total de la veda es de 5,099.99 Km²,¹⁰ advertiremos que la suspensión decretada solo recayó en el 0.99% de ese territorio. Se trata, sin duda, de una clara demostración del poder de los agroexportadores ubicados en el distrito de Ocucaje el que, recordemos, ya había sido exceptuado de la veda en un par de ocasiones (2008 y 2009; ver GENG Y ORÉ, 2016).

¹⁰ Resolución Jefatural 763-2009-ANA, artículo 2.1.

Para tomar esta singular medida, la ANA invocó un informe de su Dirección de Conservación y Planeamiento de Recursos Hídricos. Este señalaba que “los monitoreos realizados en el acuífero de la zona de Ocucaje demuestran un incremento en los niveles de agua subterránea desde el año 2001 a la fecha [2014], siendo posible explotar dicho acuífero hasta por 1.5 Hm³ anuales adicionales a los 332 002 Hm³ [anuales] que se vienen explotando”. Como las tierras del distrito de Ocucaje presentaban un grave problema de salinización debido a “las condiciones naturales de un drenaje [horizontal] inadecuado”, el informe concluía que se podía “explotar hasta un volumen anual total de 1.9 Hm³” para inducir un drenaje vertical y contribuir a la desalinización de las chacras. Concurrentemente, la resolución consideró “prioritaria la construcción de drenes horizontales para disminuir el problema de drenaje en la zona [causado por] el riego ineficiente con agua superficial” (Resolución Jefatural 152-2014-ANA, quinto y sexto considerandos, artículos 1 y 3).¹¹ Obsérvese, dicho sea de paso, que en la misma resolución la salinización se atribuye a dos causas diferentes (riego ineficiente y condiciones naturales), lo que de por sí revela un diagnóstico impreciso.

Resulta impresionante que la ANA haya autorizado un incremento del 472% en el volumen de explotación del acuífero. Se trata de una decisión sorprendente bajo la lógica de la Resolución Jefatural 330-2011-ANA y de todo el sistema de vedas impuesto en los acuíferos de la costa peruana.¹² Por cierto que semejante “excedente” (1.5 Hm³)

¹¹ También dispuso “establecer alianzas estratégicas con el Gobierno Regional de Ica a través de la Dirección Regional Agraria y el Proyecto Especial Tambo Ccaracocha-PETACC como ejecutores de obras de drenaje” (Resolución Jefatural 152-2014-ANA, artículo 3).

¹² La diferencia entre el nuevo volumen autorizado y el extraído es de 1,567,998 y no de 1,500,000 Hm³. El incremento del volumen

habría significado que Ocucaje fue el único paraje en el que se produjo una recuperación tan milagrosa del acuífero de Ica-Villacurí durante el período 2001-2014. Todas las fuentes consultadas, más bien, son consistentes al advertir el descenso constante del nivel de las aguas subterráneas en el área declarada en veda (ANA, 2012, PROGRESSIO *et al.*, 2010, CÁRDENAS, 2012, RENDÓN, 2009).

La autoridad ordenó que los solicitantes de derechos sobre el nuevo volumen asignable se obligaran a instalar caudalímetros en sus pozos y a presentar reportes mensuales de sus consumos a la Administración Local de Agua. A su vez, la autoridad local debía responder ante la Dirección de Conservación y Planeamiento por los derechos y volúmenes de agua entregados y se encargó a la Autoridad Administrativa del Agua Chaparra Chincha la supervisión y control de la explotación ampliada. Se observa que el modelo de fiscalización no incluyó a las organizaciones sociales de agua de la zona. En teoría, los resultados del monitoreo podían llegar a modificar el volumen anual de explotación, pero bien sabemos que es muy difícil ejercer el poder de policía en contextos de competencia desenfrenada (Resolución Jefatural 152-2014-ANA, artículos 1.2, 1.3, 2.1, 2.2; CÁRDENAS, 2012, PROGRESSIO *et al.*, 2010).

El revuelo que esta resolución causó en el distrito afectado y en la región Ica fue enorme. En un gesto que los dignifica, un ingeniero que ejercía el cargo de Autoridad Administrativa del Agua Chaparra Chincha fue cesado y el siguiente renunció. Ambos tuvieron el coraje y los argumentos técnicos para enfrentarse al poder de una gran agroexportadora ubicada en Ocucaje y, sobre todo, a las presiones de la oficina central de Lima para que apliquen

autorizado (1.5 Hm³) equivale a 4.72 veces el volumen que en ese momento se bombeaba en Ocucaje.

irreflexivamente la resolución. Consideraron que el informe preparado por la Dirección de Conservación y Planeamiento de Recursos Hídricos no reflejaba la situación del acuífero y que la RJ 152-2014-ANA echaba por tierra la implementación del *Plan de Gestión del Acuífero del valle de Ica y pampas de Villacurí y Lanchas* lanzado por la propia ANA el 2012. Además, sostuvieron que su implementación solo iba a generar más conflictos sociales y un mayor deterioro del acuífero porque el problema de la salinización de las tierras de Ocucaje requería obras de drenaje horizontal y no mayor volumen de bombeo (GENG Y ORÉ, 2016).

Debido a las protestas en Ica y a la evidente parcialización de la sede central con los intereses de la agroexportadora, la resolución fue modificada solo dos meses y medio después de haber sido publicada, en julio de 2014 (Resolución Jefatural 224-2014-ANA). Que haya sido el mismo jefe de la institución el que haya firmado ambas resoluciones y que las dos se basen en sustentos endebles y contradictorios, parece significar un simple daño colateral manejable para la burocracia hídrica limeña. Pero, en realidad, solo contribuye a deslegitimar a la ANA y a profundizar la crisis de gobernabilidad del acuífero Ica-Villacurí.

En efecto, los considerandos que sustentan “la suspensión de la aplicación de los artículos 1 y 2 de la RJ 152-2014-ANA que dispuso el levantamiento parcial de la veda” en el distrito de Ocucaje son tan enrevesados como la sumilla oficial de la Resolución Jefatural 224-2014-ANA. Por eso es difícil discernir la seriedad de la argumentación técnica y legal que la sustenta. Se limita a indicar que la gestión sostenible del acuífero exige que primero “se ejecuten las medidas previas que permitan la explotación del volumen” asignable (1.9 Hm³) y que la salinización de las tierras de Ocucaje se producía por “las condiciones naturales de un drenaje inadecuado y riego por inundación, requiriéndose la

construcción de drenes horizontales” (Resolución Jefatural 224-2014-ANA). La pregunta, por supuesto, cae por su propio peso: ¿acaso la ANA y su Dirección de Conservación y Planeamiento de Recursos Hídricos no lo sabían dos meses y medio antes, cuando aumentaron el volumen explotable en 472%?¹³

Para justificar *la suspensión del levantamiento de la veda* en los 50.93 Km² del distrito de Ocucaje, la resolución dispuso la implementación de un plan integral para “el aprovechamiento sostenible de los recursos hídricos y el desarrollo agrícola en la zona de Ocucaje; la ejecución de obras de drenaje; la instalación de caudalímetros en los pozos; y, ahora sí, la creación de un Comité de Vigilancia, integrado por las organizaciones de usuarios interesadas, para supervisar la operación de los pozos (Resolución Jefatural 224-2014-ANA, artículo 1.1.a, b, c, d).

Lo que resalta en este ejemplo de inconsistencia regulatoria es que mientras las nuevas disposiciones se implementaban y la veda se restituía, la agroexportadora más importante de Ocucaje, entre otros, logró legalizar sus pozos y derechos de extracción de agua subterránea. Y lo hizo, *curiosamente*, durante la corta vigencia de la Resolución Jefatural 152-2014-ANA (GENG Y ORÉ, 2016).

Sí este caso es llamativo, más lo es la última suspensión de la veda, esta vez embozada en un procedimiento de formalización y regularización de derechos de agua de alcance nacional (Decreto Supremo 007-2015-MINAGRI,

¹³ El Informe Técnico que sustentó la Resolución Jefatural 152-2014-ANA del 6 de mayo de 2014 fue el No. 023-2014-ANA-DCPRH-ERH-SUB/CCB. El que sustentó la Resolución Jefatural 224-2014-ANA del 25 de julio del mismo año fue el No. 032-2014-ANA-DCPRH-ERH-SUB/CCB.

publicado el 4 de junio de 2015).¹⁴ Si bien se trata de un objetivo laudable porque se estima “que de los usos de agua existentes en el país solo alrededor del 30% son usos formales” (Resolución Jefatural 484-2012-ANA, anexo, punto 1), la inclusión de las zonas de veda resulta cuestionable porque deteriora aún más la situación de los acuíferos.

El artificio para permitir la legalización de derechos en áreas vedadas tiene dos componentes. En primer lugar, se declara que el decreto “es aplicable, sin excepción, a todas las zonas del territorio nacional, así como a todos los usos del agua”. En segundo lugar, se precisa que “las zonas declaradas en veda mantienen su condición, procediéndose de manera excepcional y por única vez, a formalizar o regularizar licencias de uso de agua” (Decreto Supremo 007-2015-MINAGRI, artículo dos y segunda disposición complementaria final). Pocas expresiones tan cabales de la fórmula *prohíbese pero autorícese*, inventada para legalizar usos y pozos de agua en acuíferos formalmente protegidos por un régimen de veda estricto.

Si bien la formalización o regularización de derechos de uso de agua subterránea se limitaba al universo de solicitantes que contaban “con un sistema de medición instalado”, por otro lado se generaba una especie de derecho transitorio cuando “no se cuente con toda la información técnica para cuantificar la asignación de agua en la licencia”. Esa “constancia temporal” debía ser canjeada por una licencia

¹⁴ Las normas peruanas distinguen entre dos procesos de legalización de usos de agua. El primero, la formalización, permite otorgar derechos de agua a quienes la usaban pública, pacífica y continuamente durante no menos de cinco años al 31 de marzo de 2009, fecha de promulgación de la nueva Ley de Recursos Hídricos. El segundo, la regularización, se aplica a quienes al 31 de diciembre de 2014 también usaban el agua de esa manera (Decreto Supremo 007-2015-MINAGRI, artículo 3).

definitiva al concluir el procedimiento, lo que obligaba a su titular a “reportar mensualmente a su junta de usuarios los volúmenes de explotación de agua subterránea”, pero a la vez le aseguraba su derecho. Como la información hidrológica es muy limitada en la mayor parte del país, esta modalidad amplificó las opciones de asignación o reconocimiento de usos de agua, incluso en los acuíferos. (Decreto Supremo 007-2015-MINAGRI, artículos 6.f, 10.2, 10.2.b).

El plazo para presentar las solicitudes de formalización y regularización se fijó en casi cinco meses (del 4 de junio al 31 de octubre de 2015). A su vencimiento, se restablecía el carácter excluyente de las zonas de veda, por lo que se prohibía cualquier nueva legalización de derechos de agua y hasta se ordenaba el sellado de pozos. Para apuntalar los esfuerzos de la autoridad local de aguas, las juntas de usuarios de aguas subterráneas debían contribuir a la identificación de los infractores y participar en la ejecución de un “plan de vigilancia” para evitar el “uso ilegal” del recurso (Decreto Supremo 007-2015-MINAGRI, artículo 4, primera disposición complementaria final, segunda disposición complementaria final y única disposición complementaria modificatoria).

En términos institucionales, este decreto resulta cuestionable pues debilitó a la ANA. Por un lado, creó un Equipo de Evaluación y un procedimiento que “están fuera del marco institucional previsto en el Reglamento de Organización y Funciones del ANA”, desplazando, por ejemplo, a la Dirección de Administración de Recursos Hídricos. Además, el “nuevo procedimiento no solo es burocrático, sino también poco práctico o engorroso” (Carrasco, 2015, p. 2; ver artículos 7 al 10 del Decreto Supremo 007-2015-MINAGRI). Por otro, autorizó a la ANA a formar Salas Transitorias del Tribunal Nacional de Resolución de Controversias Hídricas (TNRCH) para “conocer y resolver como última instancia

administrativa las reclamaciones y recursos administrativos contra las resoluciones” que denegaban los pedidos de formalización o regularización (Decreto Supremo 007-2015-MINAGRI, tercera disposición complementaria final).

La magnitud del estropicio jurídico solo puede comprenderse si se tiene en cuenta que el TNRCH fue creado por la Ley de Recursos Hídricos 29.338 y que solo una norma de igual jerarquía puede cambiar su estructura. Ordenar por un simple decreto administrativo la creación de Salas Transitorias viola el principio de reserva legal y también implica, por cierto, que el ministro de Agricultura y Riego cometió el delito de usurpación de la función legislativa (exclusiva del Poder Legislativo, salvo delegación expresa).

Si bien es cierto que los pedidos para (re)iniciar campañas masivas de legalización de usos indebidos del agua son constantes y polifónicos, fuentes confidenciales de la ANA y abogados especializados en la materia señalan que el Decreto Supremo 007-2015-ANA tenía nombre propio. Se promulgó para atender las demandas del sector agroexportador, en particular del que explota el acuífero Ica-Villacurí. Es más, anotan que una de las principales causas que motivó la emisión del decreto fue la línea jurisprudencial que el Tribunal Nacional de Resolución de Controversias Hídricas trazó en sus decisiones sobre la veda en Ica. Esta confirmó una y otra vez la vigencia irrestricta de la Resolución Jefatural 330-2011-ANA y ratificó que la veda en Ica se encontraba en vigor.¹⁵ De ahí que el Ministerio de Agricultura y Riego dispusiera, *contra legem*, la creación de esas Salas

¹⁵ Las decisiones del TNRCH entre enero de 2014, cuando entró en funciones, y junio de 2015, cuando se emitió el DS 007-2015-MINAGRI, se pueden consultar en línea: <http://www.ana.gob.pe/normatividad/resoluciones-ana/del-tribunal-de-controversias-hidricas> [Revisado: 1-8-16].

Transitorias. Y, para vencer cualquier posible resistencia de las Administraciones Locales de Agua involucradas o de la Autoridad Administrativa del Agua Chaparra Chíncha, ordenó la creación de esos Equipos de Evaluación, extraños a la organización de la ANA.

Más allá de mi propia reacción personal, que consistió en renunciar al cargo de vocal del TNRCH que ejercía entonces,¹⁶ me interesa resaltar que diversos sectores protestaron contra el decreto. La crítica más articulada fue planteada por la poderosa Sociedad Nacional de Minería y Petróleo. En un comunicado titulado “Para una buena gestión del agua hay que comenzar por fortalecer su institucionalidad”, señaló que “la emisión del Decreto Supremo 007-2015-MINAGRI, que de manera jurídicamente cuestionable crea órganos de evaluación y de segunda instancia paralelos a los contemplados en la Ley de Recursos Hídricos”, erosionaba el papel rector y el carácter autónomo de la ANA¹⁷.

La ANA, como todo organismo técnico especializado, debe poder actuar con total independencia, más allá de su adscripción sectorial o consideraciones

¹⁶ Presenté mi renuncia ante el Jefe de la ANA al día siguiente de la publicación del decreto mencionado porque consideré que “afectaba seriamente la gobernabilidad del recurso hídrico que la ANA lidera y las propias labores del TNRCH” (CUT-ANA 72425, 5 de junio de 2015). Mi cargo tenía una duración de tres años (2014-2016).

¹⁷ Fuentes confidenciales refieren que el lobby para lograr la promulgación del decreto fue liderado por un abogado que fungía de asesor de la Alta Dirección del MINAGRI y de la Junta Nacional de los Distritos de Riego del Perú, a la par que trabajaba para un importante estudio de abogados de Lima, todo a la vez. Si el fenómeno de la puerta giratoria (*revolving door*) ya ha sido estudiado para graficar cómo algunos funcionarios transitan del sector público al privado, he aquí otra modalidad mucho más descarada de utilizar la función pública para promover intereses privados.

*políticas, y garantizar el correcto funcionamiento del sistema [nacional de gestión de los recursos hídricos] que lidera. De no ser así, esta institución se debilitará y habremos fracasado en el afán de dar un enfoque integral y multisectorial a la gestión del agua.*¹⁸

Tal vez como resultado de este tipo de cuestionamientos, al mes la ANA emitió la Resolución Jefatural 177-2015-ANA (del 9 de julio de 2015). Utilizó la retórica típica del paradigma de la gestión integrada del agua y de su rol rector para afirmar, por ejemplo, que “solo se podrá otorgar licencias de uso de agua en los ámbitos donde existan estudios que acrediten la disponibilidad hídrica para atender las demandas de los solicitantes y hasta el volumen de agua que los estudios determinen” (artículo 5.1). Pero contradictoriamente con la situación de las zonas de veda (e.g., Ica-Villacurí), amplió el universo de solicitantes a los usuarios que en ese momento utilizaban “volúmenes de agua mayores a los autorizados en sus respectivas licencias” (artículo 1.2).

Con respecto a las constancias temporales creadas por el Decreto Supremo 007-2015-MINAGRI, la resolución introdujo algunos cambios sutiles que solo contribuyen a prolongar la ingobernabilidad y la informalidad o abierta ilegalidad de los usos de agua en las cuencas y acuíferos del país. Primero, restringió el otorgamiento de las constancias a los casos de regularización, excluyendo a los de formalización (ver diferencia en nota 15), una decisión hasta legalmente cuestionable por la jerarquía de las normas involucradas. Segundo, precisó que estas se mantenían vigentes “hasta la conclusión de los estudios para acreditar

¹⁸ En serie de comunicados “Los Puntos sobre las Íes”, publicado el 25 de junio de 2015 (ver: <http://www.snmpc.org.pe/prensa/los-puntos-sobre-las-ies.html> [consultado: 20-7-2016]).

la disponibilidad hídrica” o hasta la conclusión de las obras hidráulicas necesarias para ampliar los volúmenes disponibles. Tercero, sujetó el canje de las constancias por las licencias a la aprobación de los planes de vigilancia que la ANA debía ejecutar en coordinación con los gobiernos regionales y las organizaciones de usuarios “para [asegurar] la sostenibilidad del acuífero”; a la ejecución de los estudios y obras mencionados; y a la aprobación de un régimen especial de uso de agua “que contenga los volúmenes máximos anuales de explotación del acuífero declarado en veda” (Resolución Jefatural 177-2015-ANA, artículos 7.1, 7.2, 7.3, 7.4).

El problema es que la implementación de estas medidas, sin duda, tomará lustros o décadas, aun en las zonas declaradas en emergencia hídrica, por lo que las constancias temporales servirán para que sus titulares continúen explotando *ad perpetuam* el acuífero de manera insostenible.

Así, en lugar de aprovechar el proceso de formalización y regularización para restringir los usos informales o ilegales del agua en acuíferos declarados en emergencia como los de Ica-Villacurí, se aprecia que la ANA optó por continuar otorgando derechos de agua, en la forma de constancias temporales o licencias. Como he referido, el año 2012 la propia Autoridad Nacional del Agua determinó que en las pampas de Villacurí el volumen otorgado ascendía a 87.8 hm³/año y el asignable a -24.8 hm³/año, lo que significa que se habían otorgado derechos en exceso por esa cantidad (ANA, 2012, lámina 15). Se trata de un caso emblemático que grafica la forma en que se conceden derechos de agua en plena área de veda y en abierta contradicción con el discurso sobre el manejo sostenible de las aguas subterráneas. Es por eso que, en este contexto, el régimen de veda y los procesos de regularización y formalización adquieren un sentido diferente y confluyen en la formación de un mundo al revés, en donde hasta el sentido de las palabras se halla invertido.

CONCLUSIONES

Proteger y gestionar acuíferos que forman parte de los territorios hidrosociales definidos por los intereses de los agroexportadores resulta muy difícil sino imposible para una entidad tan debilitada y permeable a los intereses privados como la ANA (o la antigua Intendencia de Recursos Hídricos). Es más, en función del análisis de la legislación que decreta las vedas y los procesos de legalización, cabe preguntarse si la gestión sostenible de las aguas subterráneas es una meta que orienta las políticas *realmente existentes* de la ANA o del Ministerio de Agricultura y Riego (o de sus respectivos antecesores). Y la respuesta será no.

Más allá de las resistencias internas, expresadas en la jurisprudencia del Tribunal Nacional de Resolución de Controversias Hídricas o en la apropiada conducta funcional de algunos jefes de la Autoridad Administrativa del Agua Chaparra Chíncha, lo que se aprecia en el caso del acuífero Ica-Villacurí es que el esfuerzo por manejarlo sosteniblemente a través del régimen de veda cede ante la política de legalización de pozos y usos informales o abiertamente ilegales.

Esta contradicción solo se puede comprender cuando se sopesa el papel que las vedas y los procesos de legalización tienen en la gestión oficial del agua y, puntualmente, del acuífero Ica-Villacurí. Por un lado, son las dos caras de una misma moneda. Es por eso que se prohíbe para autorizar. Por el otro, forman parte de la infraestructura legal que el modelo y el *boom* agroexportador requieren para expandir sus fundos hacia el desierto, aumentar su producción y explotar las aguas subterráneas, aunque sea de manera insostenible.

Pese a que el nivel de las aguas subterráneas se encuentra en franco descenso, será muy difícil que los principales

extractores forjen un marco autorregulatorio. La “carrera hacia el fondo” genera una conducta oportunista e individualista que impide el desarrollo de una acción colectiva capaz de restringir derechos o usos de agua para garantizar la recuperación y manejo adecuado del acuífero. Las soluciones tecno-científicas basadas en la importación de agua de otras cuencas o de la parte alta de la cuenca del río Tambo-Ica solo serán pasajeras y cada vez más costosas mientras se mantenga la lógica y el ritmo de expansión del modelo agroexportador. Lo que se requiere es redimensionarlo en función de la sostenibilidad de su principal fuente de agua y que la ANA retome sus objetivos, recupere su autonomía, trace políticas claras y firmes para la gestión de los acuíferos, y abandone su nociva práctica del *prohíbese... pero autorícese*.

BIBLIOGRAFÍA

- Autoridad Nacional del Agua (2012). *Plan de Gestión del Acuífero del valle de Ica y pampas de Villacurí y Lanchas*. Lima: ANA. Recuperado de <http://www.ana.gob.pe/media/528051/ica%20-%20plan%20de%20gesti%C3%B3n.pdf>
- CANCINO, I. (2012). *La agroexportación y el acceso al agua para consumo humano en Ica*. Lima: RedGe-CEPES.
- CÁRDENAS, A. (2012). *La carrera hacia el fondo: La acumulación de agua subterránea por empresas agroexportadoras en el Valle de Ica, Perú* (Tesis de maestría). Wageningen University, The Netherlands.
- CARRASCO AGUILAR, J. (2015). *Formalización y regularización del derecho de uso de agua*. Recuperado de <http://apusdelagua.blogspot.pe/2015/08/formalizacion-y-regularizacion-del.html>
- DAMONTE, G. H. (2015). Redefiniendo territorios hidrosociales: control hídrico en el valle de Ica, Perú (1993-2013). En *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 12(76), 109-133.
- DAMONTE, G. H., E. PACHECO y C. GRADOS (2014). Dinámicas de concentración y escasez de agua: El *boom* agroexportador y los pequeños propietarios en las zonas alta y media del río Ica. En Oré M. T. y G. H. Damonte, ¿Escasez de agua: Retos para la gestión de la cuenca

- del río Ica (pp. 127-170). Lima: Pontificia Universidad Católica del Perú, Fondo Editorial.
- GENG, D. y M. T. ORÉ (2016). Un conflicto silencioso. Funcionarios, organismos públicos y gestión del agua en el distrito de Ocucaje (Ica, Perú). Manuscrito.
- JAMES, I. (2015). *The costs of Peru's farming boom*. Recuperado de <http://www.desertsun.com/story/news/environment/2015/12/10/costs-perus-farming-boom/76605530/>
- MARSHALL, A. (2014). *Apropiarse del desierto: agricultura globalizada y dinámicas socioambientales en la costa peruana: el caso de los oasis de Virú e Ica – Villacurí*. Lima-Marsella: IFEA-IRD.
- ORÉ, M. T. (2011). Las luchas por el agua en el desierto iqueño: el agua subterránea y la reconcentración de tierras y agua. En Boelens R., Cremers L. y Zwarteveen M., *Justicia hídrica: acumulación, conflicto y acción social* (pp. 423-434). Lima: Instituto de Estudios Peruanos : Pontificia Universidad Católica del Perú Fondo Editorial.
- PODER (2012). *La consolidación de Ica*. Recuperado de <https://lamula.pe/2012/05/26/la-consolidacion-de-ica/albertoniquen/>
- PROGRESSIO, CEPES, and Water Witness International. (2010). *Drop by drop: Understanding the impacts of the UK's water footprint through a case study of Peruvian asparagus*. Recuperado de http://www.progressio.org.uk/sites/default/files/Drop-by-drop_Progressio_Sept-2010.pdf
- RENDÓN SCHNEIR, E. (2009). *Agroexportación, desempeño ambiental y propuesta de manejo sostenible de los recursos hídricos en el valle de Ica, Perú: 1950-2006*. (Tesis doctoral). UNAM, México.
- SALAZAR, B. (2012). *El secreto del boom del espárrago: la sobreexplotación del agua*. Recuperado de <http://www.larevistaagraria.org/documentos139>

Compuesto, armado, impreso y encuadernado,
en los talleres de **LAJOUANE S.A.**,
México 1448 C1097ABD Ciudad Autónoma de Buenos Aires
Marzo de 2017

El agua es un recurso estratégico que resulta esencial para la vida, y por ello ampliar el conocimiento sobre el mismo debe ser un objetivo permanente en los ámbitos académicos. Acorde a ello, dentro de las actividades que realiza en el marco de la Asociación de Universidades Grupo Montevideo (AUGM), la Universidad Nacional de Cuyo ha compilado diversos aportes que –desde distintos enfoques disciplinares– realizan cuarenta y siete investigadores pertenecientes a distintas universidades de la región, sobre cuestiones diversas y complejas. Los dieciséis trabajos que se publican en esta obra incluyen contenidos que refieren a ecosistemas acuáticos, aguas subterráneas, calidad de las aguas, tratamiento de efluentes, cambio climático, recursos pesqueros, eficiencia en el uso, instrumentos económicos, ordenamiento territorial, y metodologías de evaluación.



LAJOUANE®

ISBN 978-950-9580-22-0



9 789509 580220