



Organización  
de las Naciones Unidas  
para la Educación,  
la Ciencia y la Cultura

United Nations  
Educational, Scientific and  
Cultural Organization



Programa Hidrológico Internacional  
International Hydrological Programme

# Aqua-LAC

ISSN 1688-2873

1

VOL. 8  
MAR. 2016

*Revista del Programa Hidrológico Internacional para América Latina y el Caribe*

*Journal of the International Hydrological Programme for Latin America and Caribbean*

## CONSEJO EDITORIAL

- Eric Alfaro - Clima  
Universidad de Costa Rica, Costa Rica
- Patricia Avila - Ciencias Sociales / Antropología Social  
Universidad Nacional Autónoma de México, México
- Walter Baethgen - Agua y Agricultura  
International Research Institute  
for Climate and Society, USA
- Gino Cassasa - Glaciología  
Centro de Estudios Científicos, Chile
- Henrique Chaves - Erosión / Sedimentos  
Universidade de Brasília, Brasil
- José Rafael Cordova - Ingeniería Hidráulica  
Universidad Simón Bolívar, Venezuela
- Evens Emmanuel - Calidad de Aguas  
University of Quisqueya, Haiti
- Michael Glantz - Riesgos/ Adaptación  
National Center for Atmospheric Research, USA
- Alfonso Gutierrez - Hidrología de Superficie  
Universidad Autónoma de Querétaro, México
- Lilián Laborde - Legislación  
Universidad de Buenos Aires, Argentina
- Michael McClain - Ecohidrología  
UNESCO - IHE Water Institute, Holanda
- Miguel Mariño - Aguas Subterráneas  
University of California Davis, USA
- Poliopetro Martínez - Ingeniería Hidráulica  
Universidad de Puebla, México
- Victor Pochat - Gestión Integrada  
Instituto Argentino de Recursos Hídricos, Argentina
- Vincent Sweeney - Recursos Hídricos en SIDS  
Programa de las Naciones Unidas  
para el Medio Ambiente

## STAFF EDITORIAL / EDITORIAL STAFF

### Editor en Jefe / Editor in Chief

Roberto Pizarro

### Editora Ejecutiva / Executive Editor

Zelmira May

UNESCO

### Coordinador de Edición / Editorial Coordinator

Matías Radünz

UNESCO

### Diseño Gráfico / Graphic Design

Ser Gráficos

### Diseño de Portada / Cover Design

Gabriel Soumis-Dugas

UNESCO

## CONTENIDO / CONTENTS

Medición de la evolución temporal de un cauce aluvial en canales de laboratorio con un sensor de movimiento

**Bupo, Matías; Weber, Juan F.**

Measuring of the temporal evolution of alluvial channels in laboratory with a motion sensor..... 1

Caracterización Experimental y Numérica de Eventos de Crecida Extraordinarios en la Cuenca del Río Carcarañá, Argentina.

**Díaz Lozada, José Manuel; García, C. Marcelo; Herrero, Horacio, Heredia Ligorria, Ana I.; Lopez, Fabián; Castelló, Edgar y Brarda, Juan P.**

Experimental and Numerical Characterization of Extraordinary Flood Events in Carcarañá River Basin, Argentina. .... 10

Efecto de Medidas de Adaptación Basada en Ecosistemas sobre Métricas Hidrológicas Considerando Cambio Climático: Río Nechí, Colombia

**Ruiz Luis, Miguel; Delgado, Juliana; Angarita, Héctor; Salas, Hernán D.; Sánchez, Joany; Cortés, Mónica; y Rueda, Oscar A.**

Effects of Ecosystem-based Adaptation Approaches for Hydrological Metrics Considering Climate Change: Nechí River, Colombia ..... 21

Modelación del curso alto del río Lerma (CARL), utilizando QUAL2Kw, considerando la distribución y variación de nitrógeno amoniacal y nitrógeno como nitratos

**Salinas Tapia, Humberto; Flores Gutiérrez, Leonarda; García Aragón, Juan Antonio; Tejeda, Samuel y López Rebolgar, Boris**

Modelling of course Lerma river high (CARL), using QUAL2Kw, considering the distribution and variation of ammonia nitrogen and nitrogen as nitrates ..... 34

Modelación distribuida del escurrimiento superficial en la cuenca del río Tercero-Carcaraña

**Stenta, Hernán R.; Riccardi, Gerardo A.; Basile, Pedro A.**

Distributed mathematical modeling of surface runoff in the Tercero - Carcaraña river basin ..... 44

Avances para el estudio del efecto de la viscosidad en el dimensionado de enrocado de protección de pilas de puentes

**Vilaseca, Federico; Chreties, Christian y Teixeira Luis**

Advances for studying the effect of viscosity in riprap sizing for bridge pier protection..... 58

Relaciones entre variables ambientales y la comunidad de peces en el Río Uruguay bajo (Uruguay).

**Stebniki, Samanta; González, Iván; D'Anatro, Alejandro y Teixeira de Mello, Franco**

Relationship between environmental variables and fish community in lower Uruguay River (Uruguay)..... 62

El Espacio Fluvial: Comparación del Marco Legal-Administrativo de Chile, Brasil, México, España e Italia y Criterios para Definir Corredores Fluviales

**Nardini, Andrea; Meier, Claudio; Gomes Miguez, Marcelo**

The Fluvial Space: Comparison of the Legal-Administrative Frameworks of Chile, Brazil, México, Spain and Italy and Criteria to Define Fluvial Corridors ..... 68

---

**CONSEJO DIRECTIVO / BOARD OF DIRECTORS**

**VIRGINIA GARCÍA ACOSTA**

Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS), México  
Center of Research and Higher in Studies of Social Anthropology (CIESAS), Mexico

**JUAN CARLOS BERTONI**

Universidad Nacional de Córdoba, Argentina  
Nacional University of Córdoba, Argentina

**LUCILA CANDELA**

Universidad de Cataluña-UPC, Barcelona, España  
Technical University of Catalonia-UPC, Barcelona, Spain

**MARÍA CONCEPCIÓN DONOSO**

Agua Global para la Sostenibilidad (GLOWS), USAID  
Global Water for Sustainability (GLOWS), USAID

**MIGUEL DORIA**

Hidrólogo Regional, PHI-LAC, UNESCO. Ex officio  
Regional Hydrologist, IHP-LAC, UNESCO. Ex officio

**EVENS EMMANUEL**

Université Quisqueya, Haití  
University of Quisqueya, Haití

**BLANCA JIMÉNEZ**

Directora de División Ciencias del Agua, UNESCO  
Director of Water Science Division, UNESCO

**ALFONSO GUTIÉRREZ**

Centro de Investigaciones del Agua (CIAQ), Universidad Autónoma de Querétaro, México  
Water Research Center (CIAQ), University of Queretaro, México

**WILL LOGAN**

Centro Internacional para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (ICIWarm), USA  
International Center for Integrated Water Resources Management (ICIWarm), USA

**EDUARDO PLANOS**

Instituto de Meteorología, Cuba  
Meteorological Institute, Cuba

**SUSCRIPCIONES**

Si desea recibir la revista Aqua – LAC en forma  
periódica en formato digital descargue el formulario  
de suscripción de nuestro sitio web:

[www.unesco.org/uy/phi/aqualac](http://www.unesco.org/uy/phi/aqualac)  
y envíelo a  
[aqualac@unesco.org.uy](mailto:aqualac@unesco.org.uy)

**SUSCRIPTIONS**

If you would like to periodically receive Aqua – LAC  
journal in digital format download the suscription  
form from our website:

[www.unesco.org/uy/phi/aqualac](http://www.unesco.org/uy/phi/aqualac)  
and send it to  
[aqualac@unesco.org.uy](mailto:aqualac@unesco.org.uy)

Desde el año 2003 y con frecuencia bianual se celebra de manera ininterrumpida el "Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos". Este evento, promovido inicialmente por un reducido grupo de destacados especialistas en ingeniería fluvial, fue consolidándose con el paso del tiempo, hasta transformarse en la reunión científica de mayor importancia en la temática de hidráulica fluvial a nivel regional. Su última edición, celebrada en Montevideo (Uruguay) entre el 4 y 6 de noviembre de 2015, fue la primera realizada fuera de Argentina y contó con más de 120 asistentes provenientes de 9 países de la región América Latina y el Caribe. Más de 60 trabajos fueron presentados durante el Simposio, abarcando temáticas tanto clásicas de la hidráulica fluvial como aspectos más recientes e innovadores vinculados a la gestión y manejo ecosistémico de los ríos.

Este nuevo número de la revista científica Aqua-LAC contiene 8 trabajos cuidadosamente seleccionados cuidadosamente entre todas las contribuciones presentadas durante el Simposio; que por su calidad, pertinencia e interés, sus autores fueron invitados por el Comité Editorial de Aqua-LAC a enviar su artículo ampliado para su evaluación. El conjunto de trabajos publicados en este número pone de manifiesto tres aspectos de singular importancia. En primer lugar se evidencia la diversidad y complejidad de los problemas asociados a la hidráulica de ríos inherentes a la región de América Latina y el Caribe; que exigen el desarrollo local de conocimiento científico-técnico para su abordaje. En segundo término resulta claro como el desarrollo y aplicación de herramientas basadas especialmente en el monitoreo de alta calidad y la modelación numérica y física, se utilizan como apoyo fundamental para la comprensión de los fenómenos complejos. Se destaca por último, el esfuerzo realizado por el abordaje multidisciplinario de los casos de estudio, propendiendo a la comprensión integral de los problemas, y tendiendo a soluciones más compatibles con el desarrollo sustentable de los ecosistemas fluviales.

Convencidos de la importancia de los aspectos recién destacados; descontamos que esta publicación será una valiosa contribución a la transferencia del conocimiento y la aplicación del mismo en el ámbito de la hidráulica fluvial latinoamericana y caribeña.

Dr. Ing. Christian Chreties, Dr. Ing. Mónica Fossati y  
Dr. Ing. Francisco Pedocchi.  
Instituto de Mecánica de los fluidos e Ingeniería  
Ambiental (IMFIA)  
Facultad de Ingeniería  
Universidad de la Republica - Uruguay

The "Regional Symposium on Hydraulics of Rivers" is being uninterruptedly celebrated since 2003 and in a biannual frequency. This event, initially promoted by a small group of leading experts in river engineering, was consolidated over time to become the most important scientific meeting on river hydraulics at the regional level. Its last edition, held in Montevideo (Uruguay) from 4 to 6 November 2015, was the first one to be held outside Argentina and convened over 120 participants from 9 countries of Latin America and the Caribbean. More than 60 papers were presented during the symposium, covering both classical themes of fluvial hydraulics, as well as more recent and innovative aspects related to the ecosystemic management of rivers.

This new issue of the Aqua-LAC scientific journal includes 8 works carefully selected from all contributions presented at the Symposium; for their quality, relevance and interest, their authors were invited by Aqua-LAC Editorial Board to submit their expanded article for consideration. The set of papers published in this issue highlights three aspects of particular importance. First, there is an evident diversity and complexity of problems associated to river hydraulics inherent to Latin America and the Caribbean region; which require local scientific and technical knowledge development to be addressed. Second, it is clear how the development and application of tools especially based on high quality monitoring and on numerical and physical modeling can support the understanding of complex phenomena. Finally, the effort on making a multidisciplinary approach of the case studies, focused on a comprehensive understanding of the problems, and tending to more compatible solutions with the sustainable development of river ecosystems.

Convinced of the importance of the aspects just highlighted, we trust that this publication will be a valuable contribution to the transfer of knowledge and its application in the field of fluvial hydraulics in Latin America and the Caribbean.

Dr. Ing. Christian Chreties, Dr. Ing. Mónica Fossati and  
Dr. Ing. Francisco Pedocchi.  
Institute of Fluid Mechanics and Environmental  
Engineering (IMFIA)  
Faculty of Engineering  
University of the Republic - Uruguay

---

## **POLÍTICA EDITORIAL**

### **Frecuencia de publicación**

La Revista Aqua-LAC será publicada cada seis meses o dos veces al año.

### **Contenido**

La revista Aqua-LAC es una publicación multidisciplinaria que contiene artículos, notas técnicas y reseñas en el campo de los recursos hídricos, tanto en su dimensión científica como en su dimensión económica y social. El contenido de la publicación buscará abarcar las necesidades de la comunidad científica, gestores de los recursos hídricos, tomadores de decisiones y el público en general.

### **Idioma**

La publicación Aqua-LAC aceptará manuscritos en inglés y español, y publicará el resumen en el idioma original del texto y un resumen en el otro idioma oficial de la revista.

### **Aceptación de los manuscritos**

Los manuscritos sometidos para publicación deberán ser originales, no habiéndose sometido con anterioridad para su publicación en otros medios, y serán sometidos a un proceso de revisión y dictamen previos a su aceptación. Artículos invitados, o artículos en ediciones temáticas especiales, no necesariamente serán sometidos a revisión. El Editor en Jefe, en consulta con el Consejo Directivo, se reserva el derecho de rechazar un manuscrito si se considera que su contenido en fondo y/o forma no se ajusta a la línea editorial de la revista Aqua-LAC.

### **Proceso de revisión**

Todos los manuscritos sometidos a publicación serán revisados por al menos dos revisores calificados, no necesariamente miembros del Comité Editorial. Un manuscrito puede ser aceptado, aceptado con condiciones, o rechazado con la debida justificación en todos los casos. En el caso de que haya comentarios, el manuscrito será devuelto al (a los) autor(es) para que respondan a los mismos. El (Los) autor(es) tendrán 60 días para devolver el manuscrito modificado al Editor en Jefe, claramente indicando los cambios realizados o enviando una declaración escrita solidamente fundamentada del motivo por el cual no han acogido los comentarios de los revisores.

### **Derechos de reproducción (Copyrights)**

Los autores de artículos aceptados para ser publicados, aceptarán de manera automática que los derechos de autor se transferirán a la revista.

### **Responsabilidad**

Debido a la naturaleza intergubernamental de la UNESCO, la Organización se reserva los derechos de notificar en todas las publicaciones de Aqua-LAC que *“Las denominaciones que se emplean en esta publicación y la presentación de los datos que en ella figuran no suponen por parte de la UNESCO la adopción de postura alguna en lo que se refiere al estatuto jurídico de los países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni en cuanto a sus fronteras o límites. Las ideas y opiniones expresadas en esta publicación son las de los autores y no representan, necesariamente, el punto de vista de la UNESCO, y no comprometen a la Organización”*.

---

## **EDITORIAL POLICY**

### **Frequency of publication**

The journal Aqua-LAC will be published every six months or twice a year.

### **Contents**

The journal Aqua-LAC contains scientific, policy-related, legislative, educational, social, and communication articles and revisions related to water sciences and water resources topics. The content of the journal is aimed to meet the requirement of the scientific community, water resources managers, decision-makers, and the public in general.

### **Languages**

The journal Aqua-LAC accepts manuscripts in English or Spanish and publishes abstracts in both languages.

### **Acceptance of manuscripts**

Manuscripts submitted for publication must be originals that have not been submitted for possible publication elsewhere. Submitted manuscripts will be undergoing a review process. Invited articles or articles in special topical editions, will not necessarily be submitted to review.

The Editor in Chief, in consultation with the Board of Directors, reserves the right to reject a manuscript if its contents is deemed substantially or formally inconsistent with the editorial line of AQUA-LAC magazine.

### **Review process**

All manuscripts submitted for publication will be reviewed by at least two qualified reviewers, not necessarily members of the Editorial Committee. A manuscript can be accepted with or without comments or it can be rejected with due justification. In the first case, the manuscript will be returned to the author(s) for him/her/them to address the comments. The author(s) will have 60 days to return the modified manuscript to the Editor in Chief, clearly indicating the changes made or providing a written statement with solid fundaments for not addressing comments by the reviewers.

### **Copyrights**

The authors of accepted papers automatically agree the author rights to be transferred to the Journal. The author(s) are expected to sign a copyright form available in the Aqua-LAC webpage.

### **Disclaimer**

Due to the intergovernmental nature of UNESCO, the organization reserves the right to state in all Aqua-LAC publications that *“The designations employed and the presentation of material throughout the journal do not imply the expression of any opinion whatsoever on the part of UNESCO concerning the legal status of any country, territory, city or of its authorities, or concerning the delimitation of its frontiers or boundaries. The authors are responsible for the facts and opinions expressed therein, which are not necessarily those of UNESCO and do not commit the Organization”*.

## MEDICIÓN DE LA EVOLUCIÓN TEMPORAL DE UN CAUCE ALUVIAL EN CANALES DE LABORATORIO CON UN SENSOR DE MOVIMIENTO

### MEASURING OF THE TEMPORAL EVOLUTION OF ALLUVIAL CHANNELS IN LABORATORY WITH A MOTION SENSOR

Bupo, Matías; Weber, Juan F.<sup>1</sup>

#### Resumen

Desde el lanzamiento en el mercado de los sensores de movimiento se han desarrollado novedosas aplicaciones de uso en diversas ramas de la ciencia. En trabajos anteriores se ha utilizado este equipo para realizar relevamientos topográficos en un canal de laboratorio, obteniendo resultados comparables en calidad con los métodos tradicionales de medición y un considerable incremento en el volumen de información. Se plantea como objetivo del presente trabajo mostrar el desarrollo de un procedimiento para medir la evolución temporal de un cauce en un canal de laboratorio. La aplicación de esta técnica permite obtener modelos digitales de elevación (DEM) de un sector del canal a tiempo real, con una frecuencia de hasta 30 Hz y más de 76000 puntos. Lo novedoso de esta técnica es que los relevamientos no son intrusivos, y que la calidad de los resultados es similar a la obtenida cuando se miden superficies que no se encuentran sumergidas. Se mostrarán los resultados obtenidos de un experimento de 48 hs de duración, con frecuencia variable de muestro.

**Palabras clave:** XtionPro Live, medición a través del agua, canales aluviales, procesos evolutivos

#### Abstract

Since the advent of motion sensors, innovative applications for use in various branches of science have been developed. In previous work we have used this device to survey a laboratory channel, obtaining comparable results as traditional methods of measurement and a considerable increase in volume information. The objective of this study to show the development of a procedure to measure the time evolution of a erodible bed laboratory channel. The application of this technique allows us to obtain a digital elevation model (DEM) of a region of the channel in real time, with a frequency up to 30 Hz and more than 76000 points. The novelty of this technique is that the surveys are not intrusive, and the quality of the results is similar to that obtained when surfaces are not submerged. The results of an 48 hours experiment, variable sampling frequency are displayed.

**Keywords:** Xtionpro live, water measurement, alluvial channel, evolution process

## 1. INTRODUCCIÓN

Los instrumentos de medición de laboratorio, están basados mayormente en dispositivos y métodos eléctricos, mecánicos y ópticos, y en los últimos años se han sumado, con muy buenos resultados, instrumentos de base acústica y térmica (Novak, 2010). El avance tecnológico, el desarrollo de micro chips, transistores, lasers, las nuevas técnicas de procesamiento de imágenes y video, el uso de computadoras, etc, han llevado a que los procedimientos de medición sean cada vez más eficaces, con instrumentos más precisos y exactos.

Entre diversas variables que son deseables de medir en un experimento o modelo físico (ya sea cuando estos son representaciones a escala de algún prototipo o cuando simplemente se desea estudiar algún fenómeno físico), y particularmente

en los modelos fluviales a fondo móvil, la topografía de lecho es una de las más importantes y a partir de la cual se estudian diversos parámetros hidráulicos y morfológicos. Las técnicas para realizar relevamientos en modelos físicos han ido evolucionando desde la utilización de cinta, nivel óptico y teodolito (Vergara Sanchez, 1995), a el uso de estación total, GPS, y más actualmente técnicas de mapeo tridimensional a través de instrumentos como Hokuyo UXM-30 LN lasser scanner (Hokuyo, 2009) y la Mesa Imaging SwissRanger SR400 depth camera (R400, 2011). Las técnicas e instrumentos mencionados son aplicables cuando el modelo se encuentra drenado. Es de particular interés en los experimentos fluviales a lecho móvil la medición de los procesos evolutivos del fondo, lo que conduce

<sup>1</sup> Laboratorio de Hidráulica, Facultad Regional Córdoba, Universidad Tecnológica Nacional. Maestro López Esq. Cruz Roja Argentina. mbupo@civil.frc.utn.edu.ar -jweber@civil.frc.utn.edu.ar, <http://www.frc.utn.edu.ar>

a realizar mediciones a través de un flujo de agua. Antiguamente, al igual que en la actualidad, uno de los métodos más utilizados para este tipo de tareas es la intrusión de algún elemento graduado (tipo regla) hasta hacer contacto con el lecho (Novak, op cit). Evidentemente esto genera una perturbación en los patrones de flujo, lo que podría generar un proceso de erosión local, y que dada la no linealidad de los procesos fluviales, podría modificar la evolución esperada del experimento.

Otra alternativa, para evitar los inconvenientes mencionados, es la de drenar el equipo experimental en el instante de tiempo donde se pretende relevar la topografía del lecho. Una vez realizadas las mediciones, se vuelve al caudal de ensayo y se repite el procedimiento en otro instante de tiempo (Pilán 2003). Si bien esta metodología sería de carácter no intrusivo, el flujo inestacionario que se genera al drenar y volver al régimen de ensayo, tampoco asegura la esperada evolución del experimento.

Una técnica no intrusiva es la propuesta por Wells et al (2013), donde a través del análisis de imágenes es posible obtener la evolución temporal del ancho superficial de un canal en laboratorio, la desventaja de este procedimiento es que no entrega información de la batimetría del cauce.

Actualmente no se conocen técnicas que permitan medir topografías en canales de laboratorio que sean no intrusivas, o al menos no a un costo razonable. Mankoff y Russo (2012) han visto que es posible medir a través del agua con un sensor de movimiento, y en su trabajo sugieren que sería posible realizar mediciones de calidad previa corrección de los resultados obtenidos. En vista de estos resultados es que se decide estudiar a los sensores de movimiento como potencial herramienta para realizar mediciones evolutivas en canales aluviales de laboratorio a través del agua.

Los sensores de movimiento son así denominados debido al origen de su desarrollo, la interacción natural en videos juegos (seguimiento y detección del cuerpo a través del análisis de imágenes RGB y de profundidad). Los dos equipos comercialmente más divulgados son el sensor Microsoft Kinect, lanzado al mercado en el año 2010 y la XtionPro Live de ASUS presentada un año más tarde. Si bien estos equipos son comercializados por dos empresas distintas, el hardware de ambos dispositivos es el mismo, y fue desarrollado por la compañía israelí PrimeSense Ltd (PrimeSense 2011). Estos sensores han capturado la atención de investigadores en diversos campos de la ciencia. Trabajos como los publicados por Andrew (2010), Chang (2011), Stowers (2011), Herbst (2011), Menna (2011), entre otros, son claros ejemplos de lo mencionado, y se encuentran entre los primeros desarrollos de aplicación de los sensores de movimiento.

Estos equipos son capaces de obtener imágenes de profundidad y de color (RGB) simultáneamente, con

una velocidad de captura de hasta 30 fps, con más de 300.000 puntos cada una de ellas. Los inventores (Freedman et al, 2010) describen la medición de la profundidad como un proceso de triangulación.

Los primeros en introducir los sensores de movimiento al estudio de la Ciencia de La Tierra, fueron Mankoff y Russo (2012) en donde presentan una serie de experimentos aplicados en el estudio de glaciares, mediciones batimétricas de corrientes naturales y geomorfología de un lecho de arena.

Dalla Mura (2012) presenta resultados preliminares en la utilización de la Microsoft Kinect aplicada a la geomorfología fluvial. El autor utiliza la información RGB y de profundidad (previamente calibradas) para la determinación de los tamaños de sedimentos y curvas granulométricas en cauces aluviales. Hammerle et al (2014) comparó las mediciones realizadas con un sensor de movimiento y un scanner laser terrestre (tecnología LIDAR) en una caverna ubicada en Alemania. Finalmente el último artículo consultado referente a la aplicación de los sensores de movimiento a la Geociencia es el publicado por Rincón et al (2015) donde utilizan el instrumento para la detección de deformaciones en modelos morfo-estructurales de volcanes.

Tal como se observa en la literatura consultada, la utilización de sensores de profundidad en investigaciones referidas a las ciencias de la tierra, ha ido tomado relevancia, y en base a los resultados obtenidos por otros autores, es posible decir que los mismos tienen un gran potencial para este tipo de aplicaciones dado su bajo costo, alta resolución 3D, velocidad de captura y facilidad de transporte, y calidad de la información recolectada.

En el presente trabajo se plantea como objetivo, exponer una novedosa técnica que permite realizar relevamientos topográficos de un cauce aluvial en un canal de laboratorio, la cual permite obtener información de la batimetría del cauce a tiempo real.

Se describirá en forma detallada el procedimiento, las consideraciones y finalmente los resultados obtenidos de la aplicación de la técnica en un experimento de 48 hs. de duración.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

El sensor de movimiento utilizado en este trabajo se conoce comercialmente como XtionPro Live de ASUS el cual fue montado sobre una base nivelante con el objetivo de lograr una perfecta horizontalidad del equipo. A su vez todo esto se encuentra sobre un carro capaz de deslizarse en toda la superficie del canal a fondo móvil del Laboratorio de Hidráulica de la Facultad Regional Córdoba, Universidad Tecnológica Nacional (Weber y Bupo 2013). Para la obtención y procesamiento de datos se utilizó la librería OpenCv para Python, en la cual se obtiene información de profundidad e imágenes RGB e infrarrojas. A partir de los valores de profundidad

( $Z_k$ ), se obtienen las coordenadas planimétricas  $x$  e  $y$  (Khoshelham y Elberink 2012).

En vista de las potencialidades del sensor de movimiento, y de la capacidad de realizar mediciones a través del agua (Bupo y Weber 2015a), se realizaron mediciones controladas en un recipiente de una superficie plana horizontal, y para diferentes niveles de agua, equivalentes a las profundidades habitualmente utilizadas en el canal a fondo móvil.

Se realizaron mediciones con 25, 50, 100, 150, 200 y 250 mm de profundidad. En la Figura 1 se presentan a modo de ejemplo las mediciones de la superficie sin agua (de control), con 25 y 50 mm. En todos los casos ensayados se logró medir la superficie, y tal como se observa en la gráfica anterior, las mediciones sufren una distorsión que varía en función de la profundidad del flujo.

Dicha distorsión es equivalente a decir que la medición se realiza sobre un fondo aparente con lo que se infiere que también existe una profundidad de agua aparente llamada  $h_p$  (Figura 2). Para poder calibrar las mediciones que se realizan bajo el agua es necesario determinar una ecuación que ajuste el error sistemático que se genera.

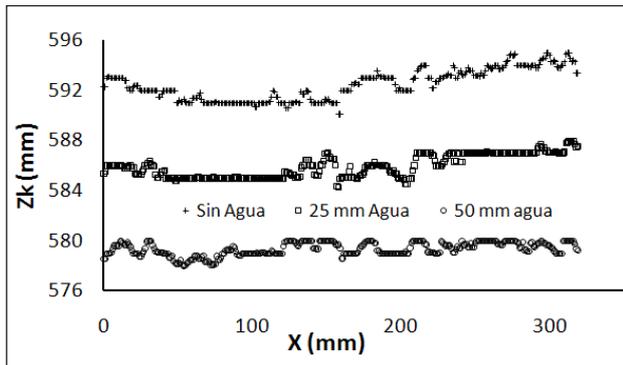


Figura 1.- Mediciones de una superficie plana horizontal con diferentes niveles de profundidad de agua

Llamando (Figura 2)  $Z_k$  a la medición de referencia (medición sin agua),  $Z_w$  a la medición con una determinada profundidad de agua,  $h$  a la profundidad del fluido y  $P$  a la distancia entre el plano del medición de la cámara infrarroja al pelo de agua, es posible determinar el error ( $e$ ) de la siguiente manera:

Debido a que  $Z_w$  es función de la profundidad  $h$ , se realizaron mediciones sobre el mismo mensurando (superficie plana horizontal) con diferentes niveles de agua, y a partir de estos resultados se ajustó una curva que representa la variación del error en función de la profundidad (Figura 3).

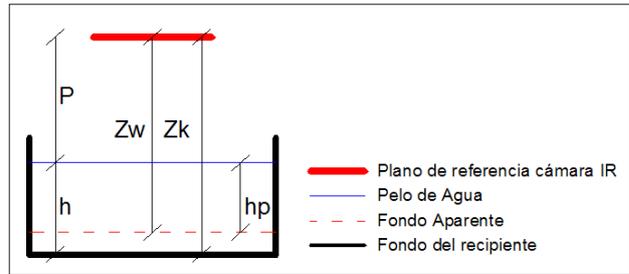


Figura 2.- Definición de las variables que intervienen en las mediciones a través del agua

También se determinó la relación que existe entre la profundidad real  $h$  y la aparente  $h_p$  (Figura 4), a partir de la cual se infiere en que es posible determinar un ajuste entre esta última profundidad y el error generado. De esta manera, conocido el valor de  $P$ , es posible independizarse de la superficie plana horizontal y calibrar mediciones realizadas en donde no se conoce la profundidad del flujo, situación que se ve reflejada cuando se pretende medir la evolución temporal del cauce.

Las mediciones en el recipiente prismático se realizaron a través de agua filtrada, situación que no se ve reflejada en el canal a fondo móvil. Por esta razón es que se decidió evaluar la capacidad de medición del equipo a través de agua con diferentes niveles de concentración de arcilla (indicador del nivel de turbidez) y profundidades.

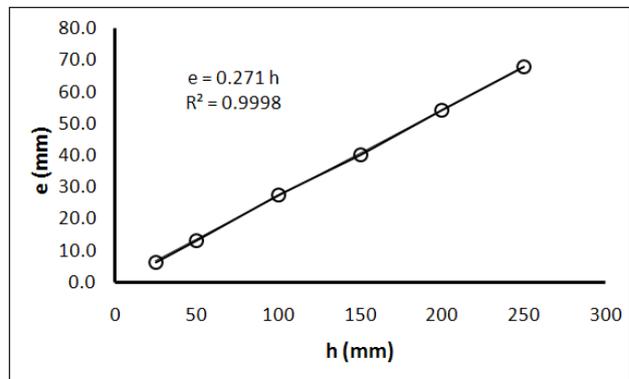


Figura 3.- Variación del error  $e$  en función de la profundidad de agua

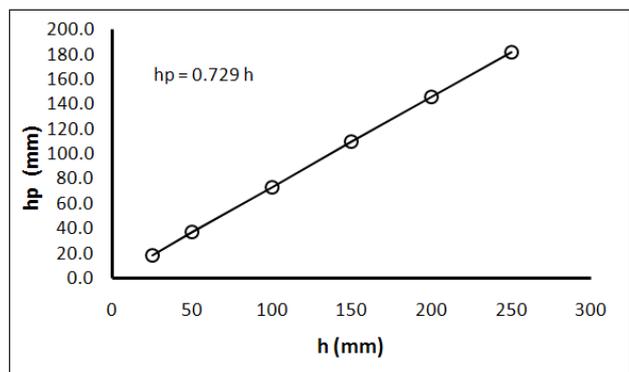


Figura 4.- Relación entre  $h$  y  $h_p$

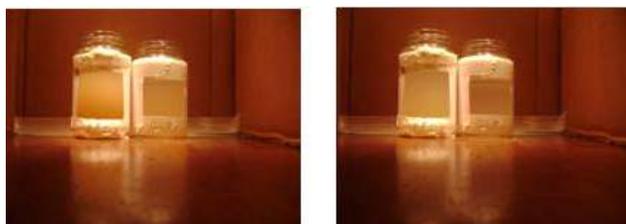
Para determinar el dominio de medición indicador de turbidez – profundidad del fluido, se establece un procedimiento, el cual se detalla a continuación:

- se llena el recipiente hasta una profundidad de agua conocida y se calcula el volumen.
- se coloca una cantidad conocida (en peso) de arcilla al volumen de agua conocido.
- se agita el agua con el objeto de que la distribución espacial de la concentración dentro del recipiente sea uniforme.
- se procede a realizar la medición
- se repiten los pasos b a d, hasta alcanzar una concentración a partir de la cual el sensor deja de registrar debido a la pérdida de señal.
- se aumenta la profundidad del flujo y se repiten los pasos a a e.

En el desarrollo de este procedimiento se detecta un inconveniente debido a que la turbidez del agua varía con el tiempo producto de la decantación de las partículas de arcilla. Para salvar este inconveniente se desarrolló una técnica que permite evaluar el tiempo a partir del cual la turbidez del agua se mantiene constante.

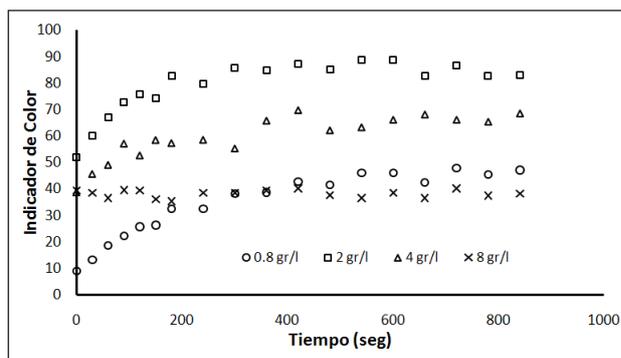
La técnica consiste en el análisis de imágenes y tiene como objetivo verificar la repetitividad del ensayo. Se coloca una caja dentro de la cual se diseña un sistema capaz de mantener constante la intensidad de luz (Figura 5) y dentro de ella se coloca un frasco con una concentración conocida de arcilla. Una vez el frasco dentro de la caja con intensidad de iluminación constante se procede a tomar fotografías cada 30 segundos durante un período de 15 minutos aproximadamente.

Se realizaron ensayos para concentraciones de 0,8, 2, 4 y 8 gr/l, en donde para cada una de ellas se tomaron 28 fotografías. La hipótesis del análisis es que al mantenerse constante el color del agua, la turbidez también lo hace.



**Figura 5.-** Fotografía tomada en  $t = 0$  a la izquierda y en  $t = 840$  seg a la derecha

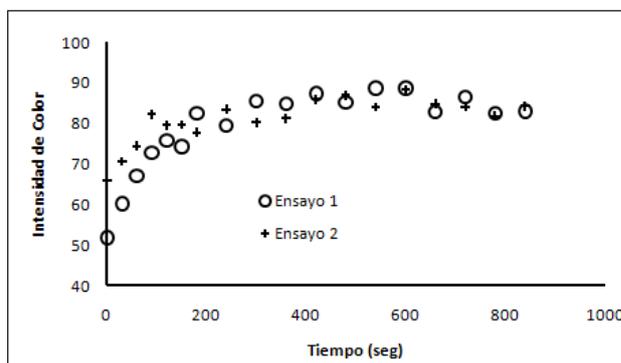
En la Figura 6 se observa la variación de la intensidad de color de la imagen en función del tiempo, y puede apreciarse que a partir de los 500 segundos, este valor permanece relativamente constante.



**Figura 6.-** Variación de la intensidad de color en función del tiempo (ensayo 1)

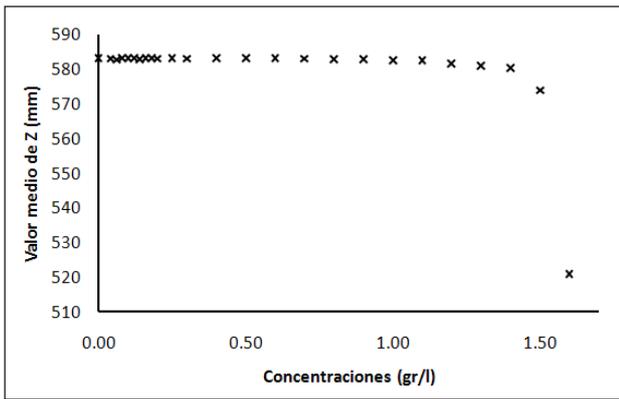
En base a los resultados obtenidos en estos ensayos, se infiere la necesidad de agregar un paso al procedimiento, el cual consiste en dejar transcurrir un periodo de 500 segundos para que la turbidez se mantenga constante y el ensayo sea repetible. En la Figura 7 se observa la variación de la intensidad de color en función del tiempo para una determinada concentración en dos ensayos diferentes. Este comportamiento se observa para todas las concentraciones estudiadas, concluyendo en que el experimento es repetible.

Una vez definido el intervalo de tiempo anteriormente descrito se procede a medir dentro del recipiente. Aquí se define una profundidad de flujo (25 mm por ejemplo) y se mide primero con agua filtrada (patrón), luego con una concentración de 0,04 gr/l, 0,06 gr/l, etc, hasta que finalmente se pierde la señal y no es posible seguir midiendo. Se comparan los resultados obtenidos para cada una de las concentraciones y se evalúa la calidad de la medición.



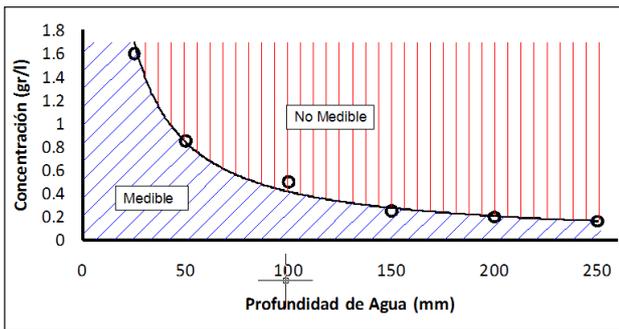
**Figura 7.-** Comparación de los valores obtenidos en los dos ensayos para la misma concentración de arcilla

En la Figura 8 se observa la variación del valor medio de  $Z_k$  en función de la concentración de arcilla para una profundidad de 25 mm. Tal como se esperaba, luego de un determinado valor de concentración (1.6 gr/l) la señal se pierde y el valor medido es erróneo.



**Figura 8.-** Variación del valor medio de la profundidad en función de la concentración de arcilla

Lo mismo se repitió para diferentes profundidades, y en todos los casos se estableció el valor límite a partir del cual el instrumento deja de medir. Se realizaron 80 ensayos, en donde finalmente lo que se logró es definir el dominio de combinaciones profundidad – concentración a partir del cual el sensor de movimiento logra medir (Figura 9).



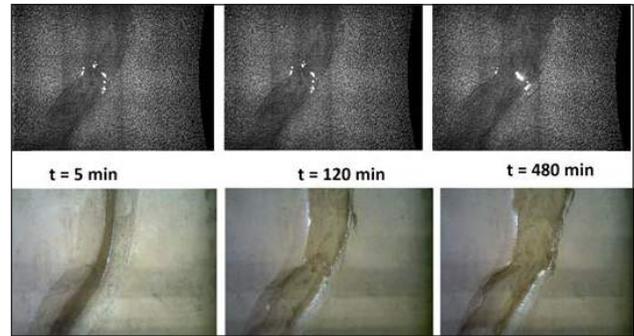
**Figura 9.-** Combinaciones límites de profundidad – concentración a partir de las cuales el sensor deja de medir

### 3. DESARROLLO DE LA METODOLOGÍA

Para realizar las mediciones a tiempo real es necesario poder realizar capturas cada un intervalo de tiempo determinado durante toda la duración del ensayo. Para ello se escribió un código en Python que permite capturar la profundidad, imágenes infrarrojas (IR) e imágenes RGB, con una frecuencia prefijada por el laboratorista (Figura 10). Como se demostró anteriormente, los valores de  $Z_w$  deben ser corregidos debido a la distorsión que se genera al medir a través del agua. Debido a que en los ensayos realizados en canales a fondo móvil no es conocida la profundidad del flujo, el valor de  $Z_w$  debe ser corregido a través de la siguiente expresión (Figura 2):

El valor de  $Z_w$  es conocido, y para determinar el valor de  $h_p$ , basta con conocer  $P$ , el cual no es más que el valor de profundidad correspondiente a

la intersección del pelo del agua con el borde del canal (supuesta una superficie libre plana), cuyas coordenadas planimétricas pueden determinarse a través del análisis de las imágenes infrarroja y RGB. Determinado  $P$ , se calcula  $h_p$  (ecuación 3) y con la relación de la Figura 4 se infiere el valor de  $h$ , calculando el valor de la profundidad real  $Z_k$  a través de la ecuación 2.



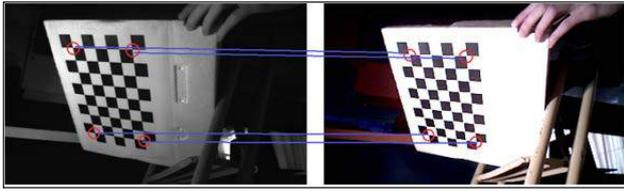
**Figura 10.-** Arriba imágenes capturadas con la cámara infrarroja, abajo con la cámara rgb

Dado que la cámara infrarroja (en conjunto con el emisor infrarrojo) es la que se utiliza para determinar la disparidad y a partir de allí los valores de profundidad (Freedman et al, 2010), el MDE se corresponde pixel a pixel con la imagen. Conforme a lo mencionado, es posible inferir el valor de  $P$ , determinando las coordenadas  $i-j$  de la IR correspondientes a la intersección del pelo de agua con el canal. El inconveniente que esto presenta, es que la IR no es lo suficientemente clara por lo que podría generarse un error en la determinación de mencionadas coordenadas, y por lo tanto en el valor de  $P$ . Para solucionar el problema mencionado se utilizará la imagen RGB, en la cual es posible hacer una detección más precisa. La utilización de esta información genera un nuevo inconveniente, ya que las cámaras RGB e IR se encuentran separadas por aproximadamente 2.5 cm, razón por la cual los píxeles no se corresponden.

Para salvar esta diferencia, lo que se debe realizar es una transformación geométrica en la imagen RGB, y de esta forma lograr correspondencia pixel a pixel con la IR, y por ende con el MDE. Para lograr la transformación mencionada, es necesario generar una matriz de traslación y otra de rotación, de manera que aplicada a la imagen RGB, genere una nueva que se corresponda con la IR. Conociendo las coordenadas de 4 puntos que se correspondan en las dos imágenes es posible generar las matrices mencionadas (Figura 11).

Se escribió un código en Python que permite realizar esta transformación en forma automática, y a su vez, en forma interactiva es posible determinar los puntos correspondientes al borde del pelo de agua (Figura 12). El programa entrega como salida una imagen

RGB rectificada y una lista donde se encuentran las coordenadas  $i-j$  de los puntos que se definieron ( $P_{ij}$ ) para determinar el valor de  $P$ .



**Figura 11.-** Transformación geométrica. A la izquierda imagen IR en escala de grises, a la derecha la RGB.

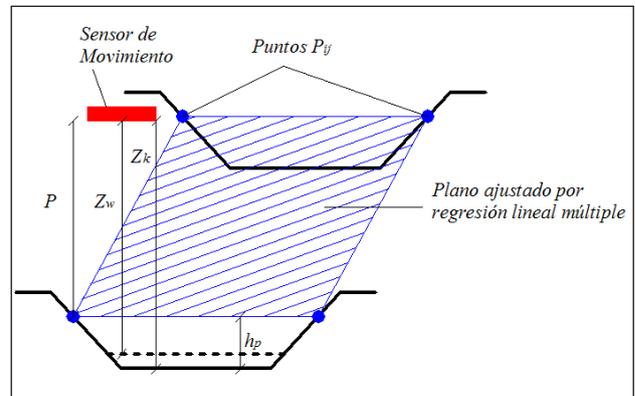


**Figura 12.-** Imagen RGB rectificada con los puntos para determinar  $P$

En el presente trabajo se determinaron 10  $P_{ij}$  por cada imagen. Con estas coordenadas y la correspondencia existente con el MDE, se buscan los valores de  $Z_k$  de la intersección del pelo de agua con el borde del canal (para esta situación  $Z_k$  es igual a  $P$ ), y asumiendo que esta superficie es plana (lo cual es válido en el dominio de trabajo), se ajusta un plano por regresión lineal múltiple, que modela la superficie del cuerpo de agua (Figura 13).

Cabe mencionar que la determinación de los 10 puntos en forma interactiva, para realizar el ajuste del plano que modela el cuerpo de agua, demandó para las 152 imágenes un tiempo de 45 minutos aproximadamente.

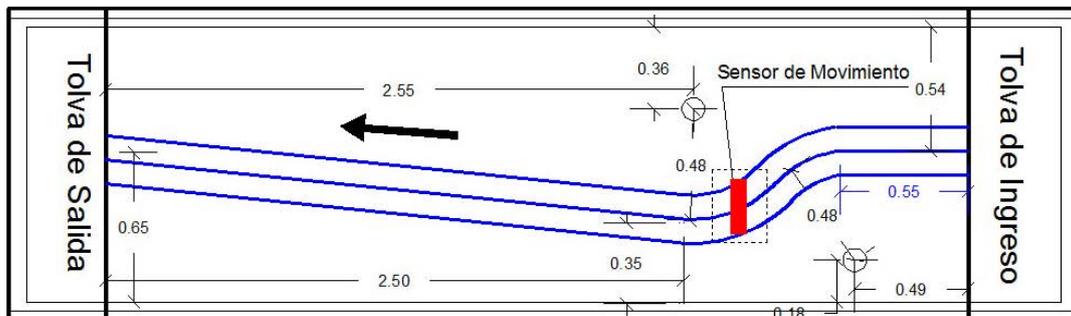
De esta manera, lo que hasta aquí era un valor  $P$ , ahora se transforma en un plano. Si a cada celda  $i-j$  del MDE se le resta el valor correspondiente de  $P_{ij}$ , tres resultados son posibles, el primero es que el valor sea negativo, lo que indica que esa celda no se encuentra sumergida, por lo que el valor de  $Z_w$  es igual a  $Z_k$ ; que esa diferencia sea igual a cero, en cuyo caso es la intersección del pelo de agua con el borde y el valor no debe ser corregido; y finalmente que el valor sea positivo, en tal caso el punto se encuentra sumergido y se debe corregir aplicando las ecuaciones 2, 3 y el gráfico de la Figura 4.



**Figura 13.-** Modelo de un plano que representa la superficie del cuerpo de agua

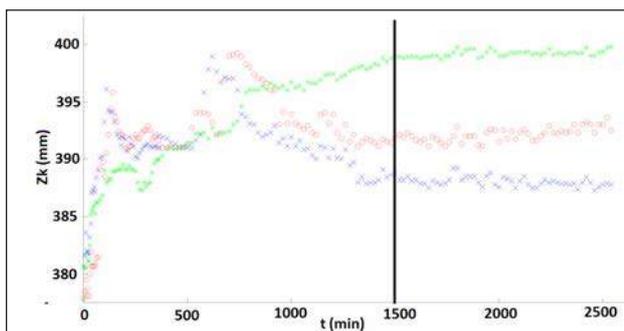
#### 4. RESULTADOS: APLICACIÓN A UN MODELO FÍSICO

Se mostrarán los resultados obtenidos producto de la aplicación de la técnica en un ensayo de 40 hs de duración, donde la geometría inicial trazada es la que se observa en la Figura 14, con un caudal de 0.15 l/s y una pendiente de 0.6 %.



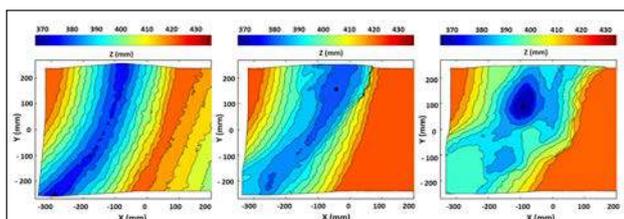
**Figura 14.-** Geometría de la sección inicial ensayada, las dimensiones se encuentran en metros. En línea de trazo el sector de captura

El sensor de movimiento se ubicó en la zona donde se trazó la curva (Figura 14) y se capturaron más de 1500 imágenes RGB, IR y MDE, ya que cada imagen resultante se conforma como promedio de 10. Durante la primer hora, las capturas se realizaron cada 5 minutos, en las siguientes 5 horas, cada 10 minutos y de ahí en más cada 20 minutos. De esta manera se logró obtener una historia evolutiva del MDE. En la Figura 15, se graficó la variación temporal de la coordenada Zk de tres puntos, y en la misma es posible observar que luego de los 1500 minutos (40 hs aprox.) los valores se mantienen relativamente constantes, lo que sería un indicativo de que se ha llegado a un equilibrio hidrosedimentológico.



**Figura 15.-** Evolución temporal de la coordenada Zk, de tres puntos que se encuentran dentro del canal

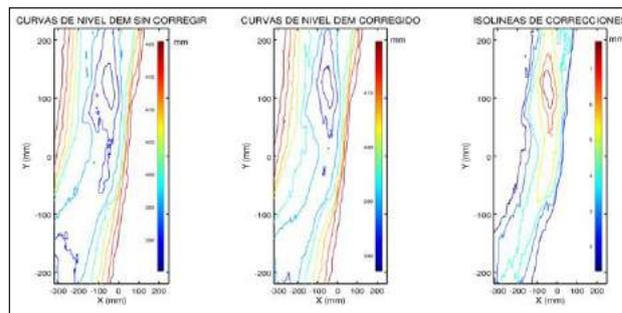
En la Figura 16 se observa la evolución del MDE para  $t = 5 \text{ min.}$ ,  $t = 6 \text{ hs}$  y  $t = 40 \text{ hs}$ . En cada una de las gráficas se ha trazado las curvas hipsométricas de la topografía relevada con la técnica propuesta.



**Figura 16.-** En la columna de la izquierda, la imagen RGB y los perfiles señalados a los 5 minutos de ensayo, en la central a las 6 hs y a la derecha a las 40 hs. En todos los casos los puntos azules son sin corregir y los rojos corregidos

En la Figura 17, se muestran las curvas de nivel correspondientes de la batimetría relevada a 6 hs de comenzado el ensayo. En la columna de la izquierda, el MDE producto de las mediciones sin corregir, en la central el corregido, y a la derecha se encuentran las isoclinas de las correcciones realizadas. Como era de esperar, en las zonas donde se producen las hoyas de erosión las correcciones alcanzan los máximos valores, de hasta 8 mm, para una profundidad de flujo de 30 mm aproximadamente.

En todos los casos, y según la pendiente de las rectas de la Figura 3, el error es el 27.1 % de la profundidad del flujo



**Figura 17.-** Valores medidos a las 6 hs y de ensayo

## 5. DISCUSIÓN

En las mediciones que se realizaron a tiempo real, es posible definir dos conjuntos de puntos, el primero compuesto por todos aquellos pixeles que no fueron corregidos (que no se encuentran bajo el agua) y el segundo por aquellos sumergidos.

Asumiendo la hipótesis de que se alcanzó el equilibrio hidrosedimentológico, es posible realizar una medición mientras fluye agua en el canal, drenarlo, volver a medir (ahora sin agua) y comparar los resultados.

En trabajos anteriores, se evaluó la calidad de las mediciones (Bupo y Weber 2015b), realizando un análisis estadístico detallado sobre los datos obtenidos en mediciones realizadas sobre una superficie de control (superficie plana horizontal). En aquel trabajo, se determinó que en mas del 80% de los puntos relevados el error de medición se encontraba por debajo de 1 mm. Con los resultados del trabajo mencionado, se calculó la curva de frecuencias acumuladas del valor absoluto del error relativo (ecuación 4), con lo que se logró describir el comportamiento del mismo en las mediciones de control o referencia (superficie plana horizontal)

Donde:

$Z_r$ : es el valor de referencia

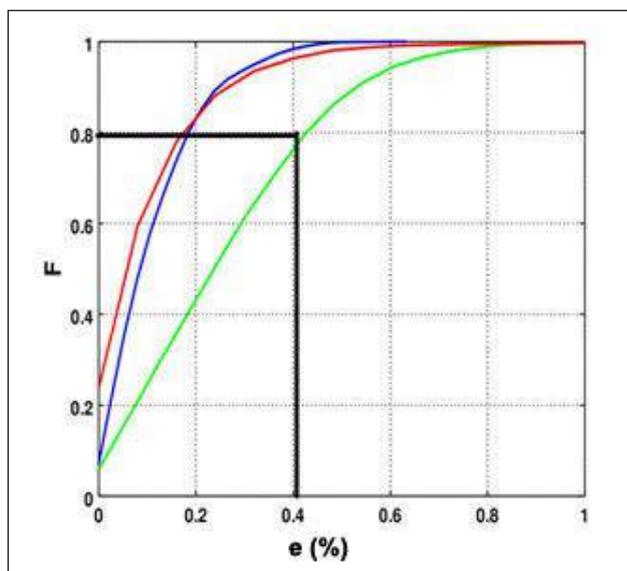
$Z_k$ : valor medido

Lo mismo se realizó para los dos conjuntos de puntos definidos anteriormente, con la salvedad que aquí el valor de referencia es el medido cuando se ha drenado el canal.

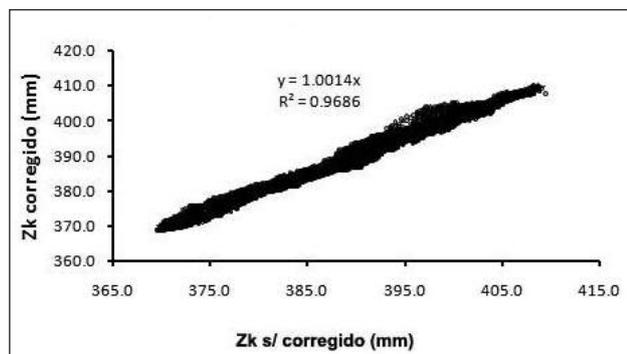
En la Figura 18, se observan las tres gráficas de frecuencias acumuladas. En la misma se puede observar que el comportamiento del error relativo es muy similar en el caso de las mediciones sobre la superficie de referencia y en arena seca, y que existe una diferencia en aquellos puntos que se midieron bajo el agua y posteriormente fueron corregidos.

Asimismo se aprecia que en todos los casos el 80 % de los puntos se encuentran por debajo de un 0.4 % de error relativo. Cabe destacar que el 0.4 % de error relativo se corresponde en las mediciones corregidas a un error absoluto de 1.5 mm aproximadamente.

En la Figura 19 se observa una gráfica de dispersión en donde se representan los valores de  $Z_k$  medidos vs los valores de  $Z_w$  corregidos. Superpuesta a la nube de puntos se encuentra representada la recta identidad, lo que permite de forma cualitativa estimar la calidad de los resultados obtenidos. Así mismo se calculó la una recta de tendencia forzada a pasar por cero, y en la misma se obtuvo una pendiente de 1.0 (redondeada al tercer decimal) con un  $R^2$  de 0.97 redondeado a la segunda cifra decimal.



**Figura 18.-** Curva de frecuencias acumuladas del error relativo para una superficie plana horizontal en azul, para las mediciones realizadas sobre arena seca en rojo y en verde la correspondiente a los puntos que fueron corregidos



**Figura 19.-** Valores de profundidad medidos sin agua Vs los valores corregidos. En rojo se superpone la recta identidad a la nube de puntos

## 6. CONCLUSIONES

En el presente trabajo se estudió en detalle la capacidad de medir a través del agua que poseen los

sensores de movimiento. En base a los resultados satisfactorios obtenidos, se desarrolló una novedosa técnica que permite realizar mediciones a tiempo real de la evolución temporal de un cauce aluvial en canales de laboratorio.

Este procedimiento permite obtener modelos digitales de elevación con una alta resolución temporal (capturas cada 1 segundo aproximadamente) durante el tiempo que el laboratorista defina. Cada MDE obtenido contiene más de 76000 puntos, lo que permite realizar estudios detallados de diferentes parámetros de interés en la hidráulica fluvial.

La gran ventaja de esta técnica, es el hecho de no ser intrusiva, característica que, según el estado actual del conocimiento, no se ha logrado hasta el momento, o no al menos con los costos aquí planteados (US\$ 250 aproximadamente).

Los MDE así obtenidos pueden ser el dato geométrico de entrada a modelos numéricos 1D, 2D o 3D, lo que permitiría realizar simulaciones y comparar resultados, todo sin interrumpir el experimento.

La aplicación del procedimiento planteado en canales de laboratorio, permite realizar estudios evolutivos de diferentes parámetros, tales como la pendiente general del cauce, el ancho superficial, la variación de profundidad de un sector, determinar volúmenes de sedimento erosionado o depositado, migración de márgenes, etc.

Por último, se concluye que la calidad de los resultados obtenidos es muy satisfactoria, siendo el comportamiento del error relativo de las mediciones bajo el agua del mismo orden de magnitud que para la superficie de referencia propuesta y compatible con la calidad requerida en estudios de hidráulica fluvial en laboratorio.

## BIBLIOGRAFÍA

Andrew, D.W. 2010. Using a depth camera as a touch sensor. Proceedings of the ACM International Conference on Interactive Tabletops and Surfaces, Saarbrücken, Germany, 7–10.

Bradski, G., & Kaehler, A. 2008. *Learning OpenCV: Computer vision with the OpenCV library*. O'Reilly Media, Inc.

Bupo, M., Weber, J. F., 2015 a. "Avances en el desarrollo de una técnica para medir la evolución del lecho en canales de laboratorio con un sensor de movimiento" *XXV Congreso Nacional del Agua*. XXV CONAGUA, Paraná, 15 al 19 de Junio.

Bupo M., Weber J.F., 2015 b. "Metodología para la medición de Microtopografías en canales de laboratorio con un sensor de movimiento", *IV Simposio de Métodos Experimentales en Hidráulica*, Buenos Aires, 18 al 20 de marzo 2015

Chang, Y. J., Chen, S. F., & Huang, J. D. 2011. A Kinect-based system for physical rehabilitation: A pilot study for young adults with motor disabilities.

- Research in developmental disabilities*, 32(6), 2566-2570.
- Dalla Mura, M., Aravecchia, M., & Zanin, M. 2012. Outdoor 3D with Kinect: preliminary results in the granulometry of fluvial sediments. [Online]. Available: [http://3dom.fbk.eu/files/lc3d/DallaMura\\_etal\\_lowcost3d-2012-Trento.pdf](http://3dom.fbk.eu/files/lc3d/DallaMura_etal_lowcost3d-2012-Trento.pdf). (última visita: 19-02-2014)
- Freedman, B., Shpunt, A., Machline, M., & Arieli, Y. 2010. U.S. Patent 2010/0118123. Depth Mapping Using Projected Patterns.
- Hammerle, M., Hofle, B., Fuchs, J., Schroder-Ritzrau, A., Vollweiler, N., & Frank, N. 2014. Comparison of kinect and terrestrial LiDAR capturing natural karst Cave 3-D objects. *Geoscience and Remote Sensing Letters, IEEE*, 11(11), 1896-1900.
- Herbst, E., Henry, P., Ren, X., & Fox, D. 2011. Toward object discovery and modeling via 3-d scene comparison. In *Robotics and Automation (ICRA)*, 2011 IEEE International Conference on (pp. 2623-2629). IEEE.
- Hokuyo UXM-30LN Scanning Laser Rangefinder Datasheet, Hokuyo, 2009. [Online]. Available: [http://www.hokuyo-aut.jp/02sensor/07scanner/uxm\\_30ln\\_p.html](http://www.hokuyo-aut.jp/02sensor/07scanner/uxm_30ln_p.html) (ultima visita 24/02/2012).
- Khoshelham, K., & Elberink, S. O. 2012. "Accuracy and resolution of kinect depth data for indoor mapping applications". *Sensors*, 12(2), 1437-1454.
- Mankoff, K. D., & Russo, T. A. 2012. "The Kinect: a low-cost, high-resolution, short-range 3D camera." *Earth Surface Processes and Landforms*, 38(9), 926-936.
- Menna, F., Remondino, F., Battisti, R., & Nocerino, E. 2011. Geometric investigation of a gaming active device. In *SPIE Optical Metrology* (pp. 80850G-80850G). International Society for Optics and Photonics.
- Novak, P., Guinot, V., Jeffrey, A., & Reeve, D. E. 2010. *Hydraulic Modelling—An Introduction: Principles, Methods and Applications*. CRC Press.
- Pilán, M. T., Azar, F. J. P., & Farias, H. D. 2003. "Estudio Experimental de la evolución y estabilidad de cauces fluviales con lecho de arena". *Memorias del Primer Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos, RIOS 2003*. Ezeiza, Buenos Aires, Argentina, Noviembre de 2003. [ISBN N° 987-20109-2-7, Libro + CD-ROM].
- PrimeSense Ltd 2011. <http://www.primesense.com> (última visita 05/09/2014)
- Rincón, M., Márquez, Á., de Vries, B. V. W., Espada, R. H., Bruña, J. L. G., & Estrada, P. L. 2015. Aplicación del sensor Kinect en modelos análogos para la identificación morfo-estructural de procesos de deformación en volcanes. *Geogaceta*, (57), 107-110.
- R400 Datasheet Rev. 5.1, Mesa Imaging, 2011. [Online]. Available: [http://www.mesa-imaging.ch/dlm.php?fname=pdf/SR4000\\_Data\\_Sheet.pdf](http://www.mesa-imaging.ch/dlm.php?fname=pdf/SR4000_Data_Sheet.pdf) (última visita febrero 2012)
- Stowers, J., Hayes, M., & Bainbridge-Smith, A. 2011, April. Altitude control of a quadrotor helicopter using depth map from Microsoft Kinect sensor. In *Mechatronics (ICM)*, 2011 IEEE International Conference on (pp. 358-362). IEEE.
- Vergara Sanchez, M. (1995). *Técnicas de modelación en Hidráulica*. Ed. Alfaomega Grupo. México, D.F. ISBN 970-15-0114-4.
- Weber, J. F., Bupo, M. 2013. "Canal a Fondo Móvil de pendiente variable en el Laboratorio de Hidráulica." *UTN-FRC. III Simposio sobre Métodos Experimentales en Hidráulica, MEHIII*. FICH-UNL, Santa Fe, 20 al 22 de marzo.
- Wells, R. R., Momm, H. G., Rigby, J. R., Bennett, S. J., Bingner, R. L., & Dabney, S. M. 2013. "An empirical investigation of gully widening rates in upland concentrated flows." *Catena*, 101, 114-121.
- Xtion pro: <http://www.asus.com> (última visita 01/06/2013)

## CARACTERIZACIÓN EXPERIMENTAL Y NUMÉRICA DE EVENTOS DE CRECIDA EXTRAORDINARIOS EN LA CUENCA DEL RÍO CARCARAÑÁ, ARGENTINA

### EXPERIMENTAL AND NUMERICAL CHARACTERIZATION OF EXTRAORDINARY FLOOD EVENTS IN CARCARAÑÁ RIVER BASIN, ARGENTINA

Díaz Lozada, José Manuel<sup>1</sup>; García, C. Marcelo<sup>12</sup>; Herrero, Horacio<sup>1</sup>, Heredia Ligorria, Ana I.<sup>12</sup>; Lopez, Fabián<sup>3</sup>; Castelló, Edgar<sup>3</sup> y Brarda, Juan P.<sup>3</sup>

#### Resumen

La cuenca del Río Carcarañá (subcuenca de la Cuenca del Plata), es un importante sistema fluvial ubicado en la región central de la República Argentina, que posee un área de más de 50.000 km<sup>2</sup>. La cuenca se extiende sobre el centro-sudeste de la provincia de Córdoba y el sur de la provincia de Santa Fe, siendo esta región unos de los sitios agrícolas más productivos del país y del mundo. El río Carcarañá posee tres importantes tributarios: (a) río Tercero o Ctalamochita, (b) río Saladillo y (c) arroyo Tortugas. Dichos tributarios contribuyen al escurrimiento total del río Carcarañá, con una gran variabilidad estacional de caudales. En los años 2014 y 2015 se registraron en la cuenca importantes crecidas que provocaron la inundación de numerosas ciudades y campos en el sudeste de la provincia de Córdoba y sur de la provincia de Santa Fe (más de un millón de hectáreas inundadas). Frente a esta problemática fue necesario generar un conocimiento más detallado del comportamiento de la cuenca frente a eventos de crecida, para brindar a los organismos de gestión la información necesaria para la toma de decisiones. Es por ello que el objetivo del presente trabajo es caracterizar, de forma experimental y numérica, el escurrimiento superficial de este sistema fluvial para los eventos de crecida de los años 2014 y 2015, con el fin de desarrollar herramientas que permitan a las autoridades de gestión tomar las medidas necesarias para mitigar los efectos de este tipo de eventos extraordinarios. Para cumplir con esto se realizó la cuantificación de caudales en diferentes puntos de la cuenca (que incluyó la evaluación del funcionamiento de los órganos de descarga de la presa de Embalse de Río Tercero), mediante el uso de un ADCP diseñado para aguas poco profundas. Con la información obtenida, se determinaron los parámetros hidráulicos del flujo y se realizó el ajuste de curvas Altura-Caudal para nueve secciones en toda la cuenca y se analizó la evolución de los hidrogramas en diferentes secciones en donde se refleja cómo impacta la operación de los órganos de evacuación del embalse en los caudales escurridos. Finalmente, utilizando la información obtenida de las mediciones de campo se implementaron y calibraron dos modelos hidráulicos unidimensionales del escurrimiento en el cauce del río Tercero en las localidades de Bell Ville y Villa María (ubicadas en la provincia de Córdoba-Argentina). Los resultados obtenidos fueron utilizados en el período 2015/2016 por los organismos de gestión para determinar medidas estructurales y no estructurales a implementar.

**Palabras clave:** Hidráulica Fluvial, Métodos experimentales, Trabajos de campo, ADCP, Simulaciones Numéricas

#### Abstract:

Carcarañá River basin (a sub-basin of La Plata River basin), is an important fluvial system in the central region of Argentina with area of over 50.000km<sup>2</sup>. The basin extends over the center-south-east region of the Santa Fe province and center of Cordoba province in one of the most productive agricultural sites of both, the country and the world. The Carcarañá River has three major tributaries: (a) Tercero (Ctalamochita) River, (b) Saladillo River and (c) Tortugas Creek. These tributaries contribute in a different way to the discharge of Carcarañá River with a great seasonal variability of the flows. Major flooding have occurred in the basin in 2014 and 2015 and caused important damages in many towns and farmlands in the southeast region of the Córdoba province and south of Santa Fe province, and about one million of hectares were flooded. Flooding management requires a detailed characterization of the behavior of the fluvial system during flood events. Thus, the objective of this work is to characterize experimentally and numerically the surface flows in the basin for 2014 and 2015 floods events. To achieve this objective, a quantification of flow discharge was performed in different tributaries of the basin (including the quantification of effluent flow discharge of the Río Tercero Dam valves) using an ADCP YSI/SonTek RiverSurveyor S5 designed for shallow waters. The information obtained from field measurements was used to calibrate one-dimensional hydraulic models for two Tercero River reaches at Bell Ville and Villa Maria cities (located in the province

<sup>1</sup> Centro de Estudios y Tecnología del Agua (CETA), Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba.

Av. Filloy s/n, Ciudad Universitaria, CP 5000, Córdoba, Argentina

<sup>2</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina

<sup>3</sup> Secretaría de Recursos Hídricos del Gobierno de la Provincia de Córdoba.

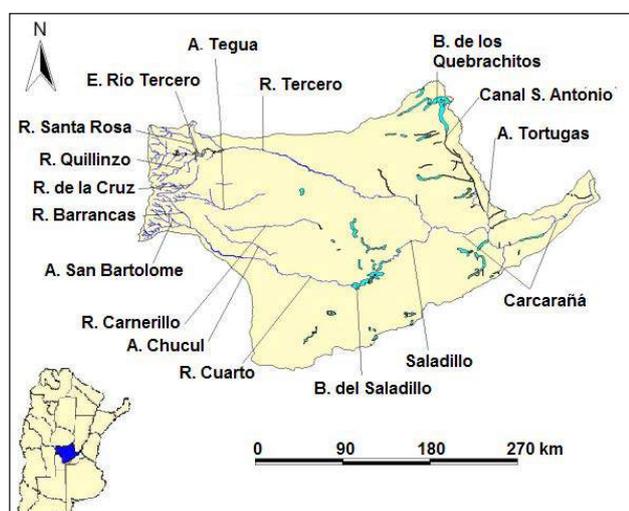
Email: [jmdiazlozada@gmail.com](mailto:jmdiazlozada@gmail.com)

of Córdoba, Argentina). In addition rating curves for nine river cross sections were calibrated for different tributaries in the basin. Using this information, the evolutions of the hydrographs in different cross sections were analyzed; thus it has been possible to evaluate how the early reservoir operation of the dams in the upstream basin impacts on the observed flow. The results obtained in this work were used by the government agencies for flood management regulating outflow from the dam and designing the infrastructure for flood mitigation, etc.

**Keywords:** Fluvial Hydraulics, Experimental Methods, Fieldwork, ADCP, Numerical Simulations.

## 1. INTRODUCCIÓN

La cuenca del río Carcarañá es una de las principales cuencas superficiales del centro de Argentina que abarca una superficie de más de 50.000 km<sup>2</sup>, la cual es compartida entre las provincias de Córdoba y Santa Fe. El río Carcarañá nace en la provincia de Córdoba por la confluencia de los ríos Tercero (Ctalamochita) y Saladillo (nombre del curso inferior del río Cuarto). Luego, este río ingresa en la provincia de Santa Fe, a la que cruza desembocando en la localidad de Gaboto en el río Coronda, que a su vez lo hace en el río Paraná (**Figura 1**).



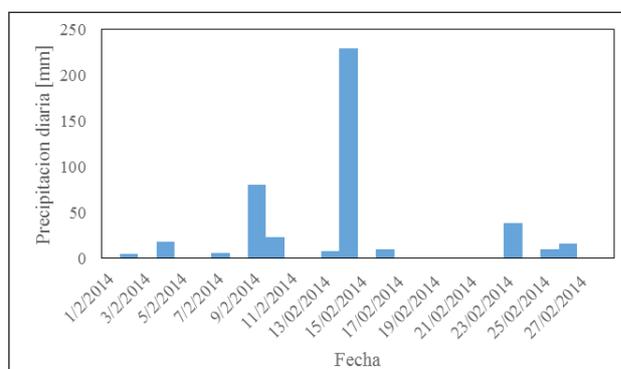
**Figura 1.-** Cuenca del río Carcarañá

La cuenca de estudio, posee tres importantes subcuencas: (a) subcuenca del río Tercero, (b) subcuenca del río Saladillo y (c) subcuenca del arroyo Tortugas. La subcuenca del río Tercero (Ctalamochita) constituye un sistema de alimentación pluvial con régimen permanente y es la cuenca más regulada de la Provincia de Córdoba (Saldaño, 2010) por seis embalses: (a) Embalse Cerro Pelado, (b) Embalse Arroyo Corto, (c) Embalse de Río Tercero (el cual es el que posee mayor capacidad de almacenamiento: 550 hm<sup>3</sup>), (d) Embalse Ingeniero Cassaffousth, (e) Embalse Ingeniero Benjamín Reolín y (d) Embalse Piedras Moras (Lenarduzzi, 2012).

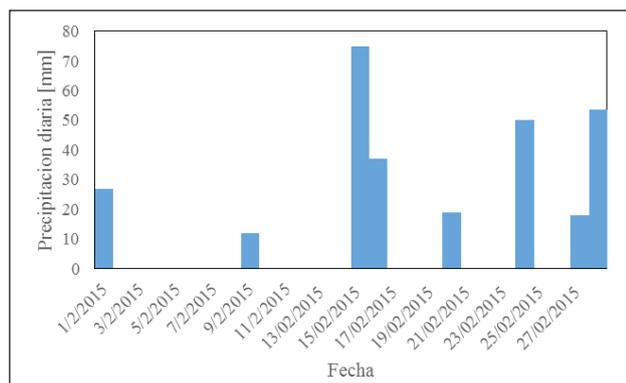
En el año 2014 se registró en la cuenca alta del río Tercero o Ctalamochita, una secuencia de precipitaciones, destacándose entre ellas la del día 14 de febrero superior a los 200 mm en 12 horas (**Figura 2**), que generaron una gran volumen

escurrido hacia los embalses y luego una crecida significativa de ese río aguas abajo, la cual inundó varias localidades del sudeste de la provincia de Córdoba, entre las que se encuentran las ciudades de Villa María, y Bell Ville. En el año 2015, los eventos de precipitaciones (**Figura 3**), con láminas de lluvia normales poco espaciadas en el tiempo, produjeron que el escurrimiento superficial fuera importante, lo que obligó a la erogación de grandes caudales, pero de menor magnitud que el año 2014 debido al trabajo de regulación llevado a cabo en los embalses con antelación.

La subcuenca del río Saladillo (nombre del curso inferior del río Cuarto o Chocancharava) es la segunda en importancia dentro de la cuenca del Carcarañá. En dicha cuenca, se encuentran los “Bañados del Río Saladillo”, los cuales fueron seriamente afectados debido a dos grandes canales, el canal del río Cuarto y el canal de La Brava realizados con el objeto de mitigar las inundaciones producidas en el año 2001. Dichas canalizaciones provocaron una disminución significativa del área original de los bañados (Brandolin et al., 2013), por lo cual el río Saladillo aporta en la actualidad mayores caudales al río Carcarañá. En el año 2015, las sustanciales precipitaciones registradas sobre la cuenca (especialmente cuenca baja), sumado a las numerosas canalizaciones produjeron grandes crecidas en el río Saladillo, que ocasionaron inundaciones en las zonas rurales del sudeste de la Provincia de Córdoba.



**Figura 2.-** Precipitación diaria en el mes de febrero de 2014 en la estación CERRO BLANCO (Lat. 32° 13' 60,00", Long 64° 46' 60,00") ubicada en la cuenca alta del río Tercero o Ctalamochita. Fuente: SSRH (2016)(<http://www.hidricosargentina.gov.ar/>)



**Figura 3.-** Precipitación diaria en el mes de febrero de 2015 en la estación CERRO BLANCO (Lat. 32° 13' 60,00", Long 64° 46' 60,00") ubicada en la cuenca alta del río Tercero o Ctlamochita. Fuente: SSRH (2016) (<http://www.hidricosargentina.gov.ar/>).

La subcuenca del arroyo Tortugas, que aporta a la cuenca baja del río Carcarañá, fue canalizada para transportar el agua proveniente de desagües pluviales urbanos y del escurrimiento superficial en campos de la región centro-este de la provincia de Córdoba y del oeste de la provincia de Santa Fe, por lo cual presenta en determinadas épocas del año caudales de sustancial magnitud.

A partir de los efectos generados por los eventos de crecida registrados en los años 2014 y 2015, se procedió a cuantificar y a caracterizar el escurrimiento superficial en los principales ríos que conforman la cuenca con el objeto de conocer más en detalle el comportamiento de los mismos y generar la información que los organismos de gestión requieren para la toma de decisiones.

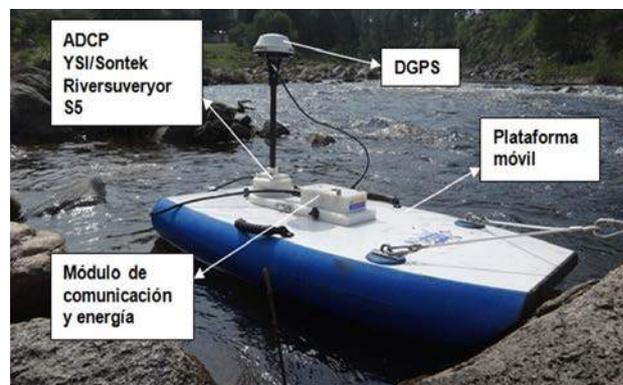
## 2. OBJETIVO

El objetivo del presente trabajo es cuantificar y caracterizar los caudales escurridos en diferentes puntos de la cuenca para los eventos de crecida de los años 2014 y 2015 y desarrollar herramientas que permitan a las autoridades de gestión tomar las medidas necesarias frente a este tipo de emergencias. Dichas herramientas consisten en la implementación y calibración (usando datos experimentales) de dos modelos hidráulicos para las localidades de Bell Ville y Villa María (ambas en la provincia de Córdoba, Argentina) y, la ejecución de curvas de Altura-Caudal en nueve secciones de la cuenca. Además se analiza el impacto de la regulación temprana del embalse en los caudales escurridos.

## 3. MATERIALES Y MÉTODOS

El instrumental utilizado para las mediciones de caudales superficiales escurridos en distintas secciones en el sistema fluvial analizado es el Perfilador de Corriente Acústico Doppler (ADCP, por sus siglas en inglés) "River Surveyor S5" (número de serie S501387) fabricado por la compañía YSI/Sontek para aguas poco profundas (medición de

velocidad hasta cinco metros de profundidad y profundidades de hasta a 15 m; SonTek, 2013) (Figura 4). El ADCP provee información batimétrica (profundidades) de la sección y de las velocidades del flujo en tres direcciones ortogonales, lo que permite definir el caudal generalmente con un error menor al 5% (Oberg and Mueller, 2007).



**Figura 4.-** ADCP y demás dispositivos montados en la plataforma móvil de medición.

En un comienzo los ADCPs fueron desarrollados para mediciones de caudales en ríos cuya profundidad mínima fuera de aproximadamente 1,5 metros, lo cual imposibilitaba el uso de esta técnica en ríos de baja profundidad. Gracias a los desarrollos efectuados en los últimos diez años, en la actualidad existen ADCPs (como el utilizado en este trabajo) que permiten realizar aforos en ríos de baja profundidad (profundidades mínimas mayores a 0,3m), típicos de la región central de la República Argentina.

En primer lugar el ADCP se utilizó para cuantificar los caudales erogados por los órganos de descarga del embalse de río Tercero, principal regulador de los caudales escurridos en el río Tercero. Para ello se operó el ADCP desde las márgenes del cauce del río Tercero aguas abajo de la presa. Por otra parte las mediciones de caudales escurridos durante los eventos extraordinarios en cada sección del sistema fluvial fueron efectuadas, por seguridad y accesibilidad, desde puente (Figura 5). La medición desde puente es posible, ya que, el ADCP al medir completamente el campo de velocidades, no requiere que el flujo sea uniforme para que se cumplan las suposiciones necesarias para efectuar las mediciones con molinetes, las que no se cumplen en las cercanías de puentes. En cada sitio de medición, se aseguró que el instrumento este a una distancia suficiente para evitar que la turbulencia generada por las pilas del puente afecten los resultados obtenidos en la medición, de este modo se cumple el principio de homogeneidad supuesto en las mediciones con ADCP. En las secciones de medición se efectuó un número par de transectas con un tiempo total de medición de 12 minutos, que es lo que recomienda el USGS (Mueller et al, 2013), lo que equivale, aproximadamente, a cuatro transectas en el sistema de estudio.



Figura 5.- Medición realizada con ADCP desde puente. Río Saladillo 09/03/2015

A partir de la información de caudal obtenida mediante el uso del ADCP, se elaboraron las curvas de Altura-Caudal (H-Q) que relacionan los valores de caudales superficiales escurridos en el sistema fluvial con la lectura de superficie libre obtenida a través de una escala. Los valores extremos de caudal medidos marcan el límite de capacidad de la sección, de este modo se evita la extrapolación de la curva altura caudal, que puede generar importante errores al momento de estimar el caudal en situaciones extremas. La metodología utilizada consistió en desarrollar interpoladores mediante el ajuste estadístico de esos valores utilizando la ecuación matemática (con fundamento hidráulico) presentada por el Servicio Geológico de los Estados Unidos –USGS- (Kennedy, 1984). Los interpoladores generados son del tipo:

$$Q = \alpha (H - H_{Q_0})^\beta = \alpha \Delta H^\beta \quad [1]$$

Donde  $\alpha$  y  $\beta$  son constantes de calibración,  $H$  es el nivel o altura de superficie libre respecto a un nivel de referencia y  $H_{Q_0}$  es un parámetro que representa la altura de superficie libre cuando no hay escurrimiento (caudal nulo) (Figura 6). El parámetro  $H_{Q_0}$  es hipotético y no puede ser medido in situ en cursos fluviales (donde la batimetría del lecho es irregular), pero si puede ser relevado en estructuras de control como vertederos.

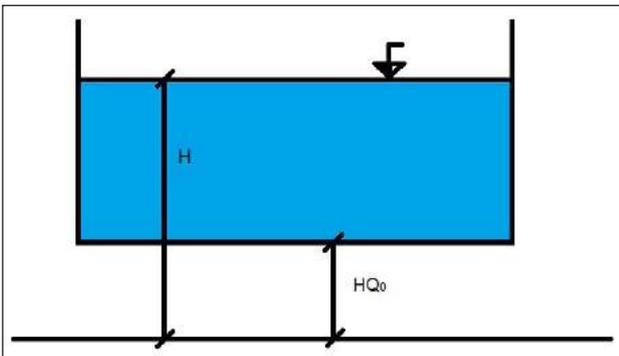


Figura 6.- Esquema de un canal rectangular donde se representa el nivel de superficie libre registrado respecto a un nivel de referencia arbitrario (H) y el nivel caudal nulo ( $H_{Q_0}$ )

Finalmente se procedió a la construcción de dos modelos hidráulicos unidimensionales mediante el programa HEC-Ras desarrollado por el Cuerpo de Ingenieros de los Estados Unidos (US Army Corps. por sus siglas en inglés). Los modelos creados fueron calibrados mediante la información experimental relevada en este estudio, visitas a campo y narraciones de los vecinos y autoridades. Para la construcción del modelo hidráulico de Villa María, se realizó un relevamiento topográfico de aproximadamente ocho kilómetros de longitud en el cauce del río desde el azud de dicha localidad hasta el puente de la ruta nacional 158. Posteriormente se generó un modelo digital del terreno mediante el uso del programa de sistema de información geográfica (GIS, por sus siglas en inglés) ArcGis® (Figura 7). El modelo digital de terreno (MDT) creado fue exportado al software HEC-Ras a través de la utilización del programa HEC-GeoRas.

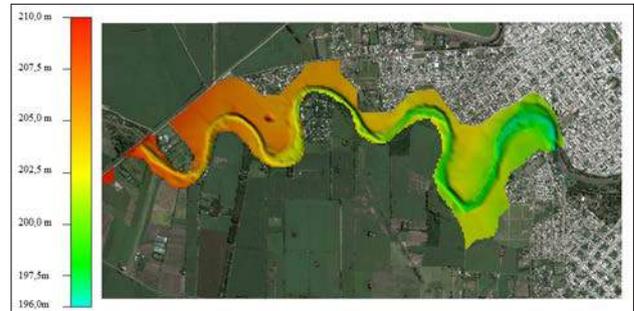


Figura 7.- Modelo digital de elevación del terreno del tramo aguas arriba del azud de la Ciudad de Villa María hasta el puente de la ruta Nacional 158.

En lo que respecta a los coeficientes de rugosidad utilizados para simular la resistencia al flujo del fondo y las márgenes, y debido a que durante los eventos de crecidas el río inunda las planicies de inundación, se tuvo en cuenta que la rugosidad de estas es la misma que la rugosidad del cauce. Por esta razón se adoptó (y luego se verificó con datos experimentales) un coeficiente de rugosidad  $n$  de Manning de 0,12 para las planicies de inundación debido a la gran densidad de vegetación existente en las mismas, mientras que para el cauce principal se utilizó un  $n$  de Manning de 0,025. Dicho valor se corresponde con el valor obtenido despejando de la ecuación de Manning el valor del coeficiente utilizando los datos relevados experimentalmente el 19/11/2013 (Tabla 1) cuando el flujo escurría totalmente por el cauce principal.

Para el caso del modelo hidráulico de la localidad de Bell Ville, el Gobierno de la provincia de Córdoba proveyó un modelo HEC-Ras ya construido con secciones relevadas cada 50 metros, el cual fue corregido y mejorado para representar adecuadamente las condiciones que se observaron en campo. Entre dichas correcciones se incluyeron: (a) Colocación de pilas en los puentes, (b) modificación de la condición de borde (la misma consistió en determinar, para

un caudal definido, el nivel de superficie libre que generaba en la sección donde se encontraba la curva altura-caudal, ubicada en el Puente Sturla, el nivel correspondiente al caudal definido) y (c) Definición del  $n$  de Manning, adoptándose un valor de 0,031 cercano al valor de 0,029 determinado por Herrero et al (2013) en la confluencia de los ríos Tercero y Saladillo ubicado varios kilómetros aguas abajo. Una vez implementados los modelos hidráulicos se procedió a realizar simulaciones para diferentes escenarios de caudales y determinar los niveles de superficie libre alcanzados.

**Tabla 1.-** Calibración del coeficiente  $n$  de Manning para el tramo del río Tercero en la Ciudad de Villa María utilizando datos experimentales relevados el 19/11/2013

Parámetro	Valor	Unidad
Caudal	9,6	m <sup>3</sup> /s
Velocidad media (U)	0,69	m/s
Área (A)	13,98	m <sup>2</sup>
Perímetro Mojado (P)	27,57	m
Radio Hidráulico (R)	0,51	m
Pendiente (S)	0,0562*	%
Coef. de rugosidad de Manning (n)	0,0228	

\*Pendiente media del cauce determinada por Riccardi et al (2013) utilizando imágenes satelitales SRTM

#### 4. LOCALIZACIÓN DE LOS SITIOS DE MEDICIÓN

Los datos necesarios para realizar este trabajo se obtuvieron de mediciones realizadas en diferentes ríos de la cuenca en las secciones Fitz Simon, Villa Ascasubi, Villa María, Bell Ville, Saladillo, Inrville, Cruz Alta, Tortugas, Carcarañá, Pueblo Andino y Gaboto. Dichas secciones son mostradas en la Figura 8. Las secciones mencionadas son monitoreadas periódicamente por los autores de este trabajo en condiciones normales (cuatro monitoreos estacionales por año) y las mismas fueron seleccionadas en virtud de su: (a) Accesibilidad (b) Existencia de puente e (c) Importancia para los organismos de gestión. Se realizaron campañas de monitoreo adicionales a los mencionados, durante los eventos extraordinarios de los años 2014 y 2015.



**Figura 8.-** Sitios de medición ubicados en la cuenca del río Carcarañá.

## 5. RESULTADOS

### 5.1 Cuantificación de los caudales erogados por los órganos de descarga del embalse de Río Tercero (Fitz Simon)

Se detallan aquí resultados de la cuantificación de los volúmenes que descargan las estructuras de evacuación de la presa Fitz Simon, que embalsa las aguas del río Tercero. Esta presa es la de mayor capacidad del sistema (550 hm<sup>3</sup>) y permite regulación para las grandes crecidas. Se realizaron cuatro campañas de medición en el canal de descarga de la presa. La primera se realizó con dos turbinas funcionando y el descargador de fondo prácticamente cerrado (el mismo no puede cerrarse totalmente), la segunda con el descargador de fondo abierto completamente y las dos turbinas funcionando, la tercera con el descargador de fondo abierto completamente, las dos turbinas funcionando y un bypass generado en el sector de una turbina fuera de funcionamiento y la última con todos los órganos de evacuación abiertos a su máxima capacidad, luego de una serie de obras efectuadas por las autoridades provinciales (tres turbinas funcionando, tres válvulas Howell-Bunger a máxima capacidad y el descargador de fondo completamente abierto). Los resultados de los aforos realizados se muestran en la **Tabla 2**.

**Tabla 2.-** Caudales aforados en la evaluación de los órganos de descarga de la presa Fitz Simon.

Fecha	Condición	Caudal aforado
12-11-14	2 generadores (10m <sup>3</sup> /s c/u) y descargador de fondo cerrado con perdidas	23,0 m <sup>3</sup> /s
06-02-15	2 generadores (10m <sup>3</sup> /s c/u) y descargador de fondo máxima apertura	39,8 m <sup>3</sup> /s
26-02-15	2 generadores (10m <sup>3</sup> /s c/u), bypass efectuado en la tercera turbina (fuera de servicio en ese momento) y descargador de fondo máxima apertura	37,8 m <sup>3</sup> /s
22-01-16	3 generadores (10m <sup>3</sup> /s c/u), 3 válvulas chorro Howell-Bunger (17m <sup>3</sup> /s c/u) y descargador de fondo máxima apertura	96,2 m <sup>3</sup> /s

En esta tabla se observa que las inversiones realizadas permiten tener una mayor capacidad de regulación del embalse (incremento de la capacidad de erogación mayor al 100%), de modo de poder generar un volumen de reserva para retener las crecidas e evitar las inundaciones aguas abajo.

### 5.2 Cuantificación de caudales máximos y caracterización hidrodinámica del flujo

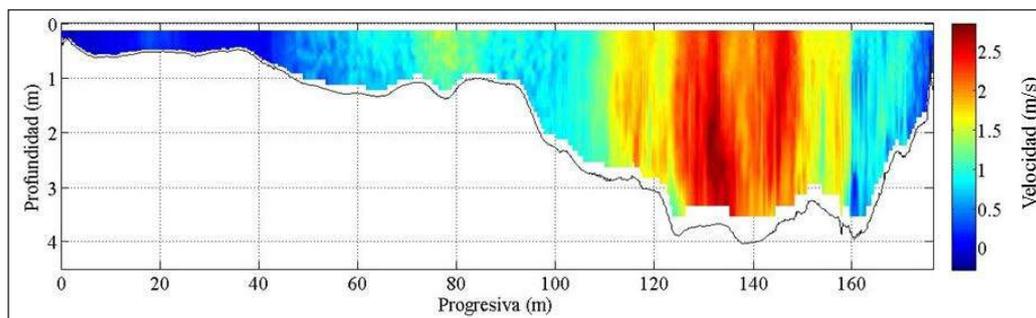
Desde el año 2012 hasta la actualidad el grupo de trabajo a cargo de este estudio realiza el monitoreo del sistema del río Carcarañá. Los máximos caudales

medidos en cada sección aforada del sistema fluvial ocurrieron en el periodo 2014 y 2015. En la Tabla 3 se muestran los resultados obtenidos del monitoreo de los máximos escurrimientos observados en cada una de las secciones de medición, junto a los principales parámetros hidráulicos que caracterizan hidrodinamicamente el flujo en esas condiciones.

Se puede observar que en algunas secciones la velocidad máxima relevada fue superior a 3 m/s, lo cual es muy difícil de medir con técnicas convencionales como molinetes. Al realizar estas mediciones se llegó al límite superior de aplicación del ADCP RiverSurveyor S5.

**Tabla 3.-** Caudales y parámetros hidráulicos medidos en los máximos eventos de la cuenca entre 2014/2015

Parámetro	Villa Ascasubi	Villa María	Villa María	Bell Ville	Saladillo	Saladillo
	27/02/2014	27/02/2014	04/03/2015	05/03/2014	09/03/2015	28/04/2015
Caudal [m <sup>3</sup> /s]	482,67	325,96	340,10	265,65	266,47	120,09
Veloc. Media [m/s]	1,31	1,26	1,14	1,13	1,42	1,47
Veloc. Máxima [m/s]	3,16	3,13	3,07	2,70	3,01	2,40
Prof. Media [m]	1,73	2,40	2,42	5,22	5,77	3,12
Prof. Máxima [m]	4,27	5,85	4,99	8,15	7,76	4,73
Ancho [m]	211,91	108,03	122,93	44,51	32,47	26,17
Parámetro	Inrville	Cruz Alta	Carcarañá	Pueblo Andino	Pueblo Andino	Gaboto
	09/03/2015	09/03/2015	18/11/2015	29/04/2015	18/11/2015	18/11/2015
Caudal [m <sup>3</sup> /s]	629,40	948,74	300,63	239,06	315,51	261,05
Veloc. Media [m/s]	1,34	1,51	0,72	1,10	1,18	0,99
Veloc. Máxima [m/s]	3,10	3,07	3,48	2,74	3,27	2,10
Prof. Media [m]	4,93	5,20	6,52	3,94	4,71	4,10
Prof. Máxima [m]	8,26	9,27	8,93	5,14	5,95	5,28
Ancho [m]	93,67	120,65	64,44	55,42	57,06	64,56



**Figura 9.-** Campo de velocidades longitudinales de la sección de Villa Ascasubi el día 27/02/2014. Se observa que el ancho no coincide con el descrito en la tabla 3, esto se debe a que la imagen no muestra las velocidades extrapoladas en los sectores no medidos en las cercanías de las márgenes.

En determinadas secciones (por ej. Villa Ascasubi, Villa María y Bell Ville), se observa que las mismas poseen grandes sectores de estancamiento o recirculación que producen que la sección efectiva del flujo sea menor que el área total inundada. En la **Figura 9** se muestra el campo de velocidades longitudinales de la sección de Villa Ascasubi el día 27/02/2014. Se puede observar que las máximas velocidades están concentradas en un pequeño sector del ancho total de la sección y que en las cercanías de la margen izquierda la velocidad del agua es casi nula.

En la sección de Villa María se observa una importante recirculación en la margen izquierda mientras que en la margen derecha el flujo se ve perturbado por una isla. En el caso de Bell Ville,

la gran cantidad de vegetación en las márgenes produce que el caudal se concentre en el área central de la sección. Debido a esta problemática, las autoridades están trabajando en eliminar algunos obstáculos que dificultan el escurrimiento del agua (árboles, escombros, islas, etc).

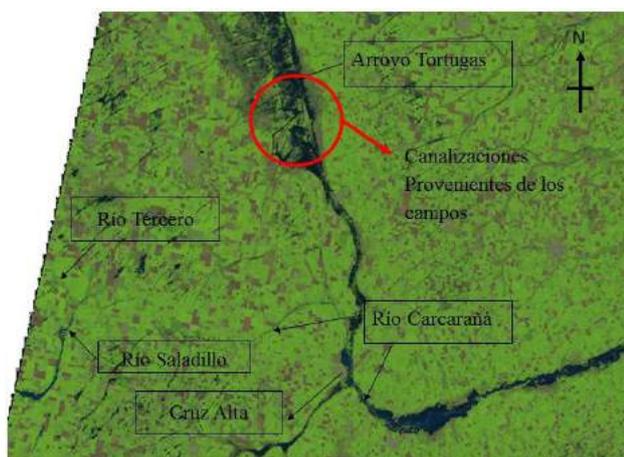
### 5.3 Determinación de la capacidad del cauce en diferentes secciones.

Mediante el uso de la información relevada durante los periodos de crecida, se pudo determinar la capacidad hidráulica del cauce en diferentes secciones de medición, ya que durante las campañas de aforo se midieron caudales que alcanzaban los niveles de desborde (**Tabla 4**).

**Tabla 4.-**Capacidad del cauce en las diferentes secciones de medición

Río	Sección	Capacidad del cauce (m³/s)
Tercero (Ctalamochita)	Villa María – Pte. Alberdi	350
Tercero (Ctalamochita)	Bell Ville – Puente Sarmiento	250
Saladillo	Saladillo – Ruta 6	260
Carcarañá	Inrville – Ruta 12	650
Carcarañá	Cruz Alta – Ruta 15	950

Sobre la base de esta información y las mejoras mencionadas anteriormente en los órganos de evacuación de las presas ubicadas aguas arriba, las autoridades realizan en la actualidad un manejo de embalse más eficiente para evitar que el caudal erogado de las presas no supere los 200 m³/s, para de ese modo evitar inundaciones aguas abajo en el río Tercero.



**Figura 10.-** Imagen Satelital Landsat 8 del día 9 de marzo de 2015 en donde se muestra los desbordes registrados en la cuenca en las cercanías de la localidad de Cruz Alta.

En lo que se refiere al río Carcarañá, a modo ilustrativo en la **Figura 10** se muestra una imagen satelital de las inundaciones registradas en las cercanías de la localidad de Cruz Alta (Córdoba) el día 9 de marzo de 2015, en donde se encontró la particularidad de que todos los principales tributarios del río Carcarañá presentaban importantes caudales con niveles de superficie libre que alcanzaban los tableros de los puentes. En esta campaña se registró que el caudal que el río Carcarañá entregaba a la provincia de Santa Fe era de 950 m³/s (mediante este valor la provincia de Córdoba emitió una alerta a la provincia de Santa Fe). Dicho caudal sumado a los aportes de los campos y arroyos aguas abajo provocaron graves daños y destrozos en las localidades santafesinas. Por ejemplo, el puente de la ruta 9 en la localidad de Carcarañá fue sobrepasado por el agua, esto generó

daños estructurales importantes y por tal motivo las autoridades locales decidieron prohibir la circulación vehicular.

#### 5.4 Ajustes y validación de Curvas Altura – Caudal

Durante el evento de crecida del año 2014 se aforaron caudales en un amplio rango incluyendo, en la mayoría de las secciones, el caudal máximo que podía escurrir (luego se producen desbordes). Dichos aforos proveyeron de valores extremos los cuales son muy importantes a la hora de ajustar una relación altura caudal. Con los caudales de crecidas aforados durante el evento de crecida registrado en el año 2015 (con valores menores a los registrados en 2014) se validaron dichas curvas y además esto permitió a los organismos de gestión tener una estimación rápida y confiable de caudal a través de la lectura de una variable sencilla como es el nivel de una escala. En la **Tabla 5** se encuentran todos los parámetros a utilizar en la ecuación 1 para obtener las curvas altura-caudal ajustadas.

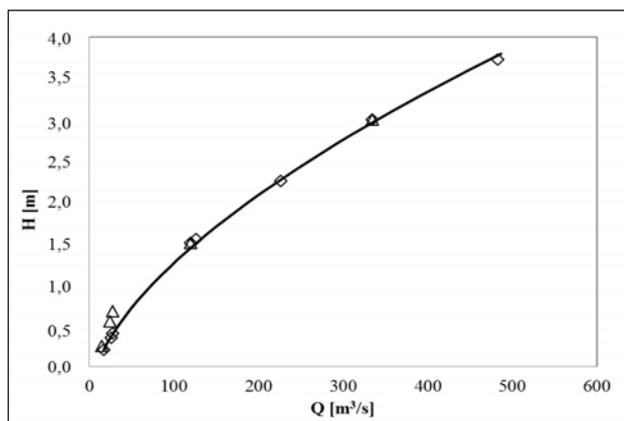
**Tabla 5.-** Parámetros de la ecuación 1 calibrados en diferentes secciones del sistema fluvial del río Carcarañá.

Sección	$\alpha$	$\beta$	$H_{00}$ (m)	Qmax (m³/s)	Qmin (m³/s)
Río Tercero (Ctalamochita) – Villa Ascasubi	45,3	1,67	-0,36	482	17
Río Tercero (Ctalamochita) – Puente Alberdi - Villa María	32,4	1,67	-0,69	326	10
Río Tercero (Ctalamochita) – Puente Sarmiento – Bell Ville	7,6	1,67	-0,14	233	20
Río Tercero (Ctalamochita) – Puente Sturla – Bell Ville	6,9	1,67	1,00	233	20
Azud San Marcos	59,7	1,50	-0,08	113	14
Río Carcarañá – Inrville*	31,3	1,67	-0,86	206	36
Río Carcarañá – Puente Ruta 15 – Cruz Alta	21,3	1,68	-0,60	276	34
Río Carcarañá – Pueblo Andino	23,4	1,67	-0,77	345	32
Arroyo Tortugas – Tortugas**	9,9	1,67	-0,22	56	3

\*Los niveles se encuentran referenciados a un nivel de 5,5 m por debajo del nivel inferior de la viga del puente.  
 \*\*Los niveles se encuentran referenciados a un nivel de 4,5 m por debajo del nivel inferior de la viga del puente.

En la **Figura 11** se muestra la curva altura-caudal de la sección de medición de Villa Ascasubi sobre el Río Tercero (Ctalamochita). Los rombos

corresponden a los datos con que fue ajustada la curva y los triángulos a los datos registrados en el año 2015. En campañas posteriores (junio de 2015, septiembre de 2015 y marzo de 2016), se observó que en algunas secciones, como por ej. las ubicadas en Villa Ascasubi y Villa María, la geometría de la sección transversal sufrió modificaciones debido a los procesos erosivos y de sedimentación producidos por el río. Esto produjo que la ley altura-caudal presente discrepancia entre los resultados medidos y los estimados mediante su uso. En el caso de la curva altura caudal de Villa Ascasubi, entre los años 2014 y 2015 (datos hasta julio de 2015) se observó una buena correspondencia entre los valores reportados por la curva altura-caudal y los medidos a partir de 126 m<sup>3</sup>/s. Actualmente el equipo de trabajo se encuentra evaluando y estudiando los procesos de transporte de sedimento que modifican las secciones donde se encuentran ajustadas las relaciones altura-caudal (principalmente Villa María y Villa Ascasubi), para de ese modo evaluar la validez de la ley y en cuyo caso actualizarla o buscar una sección más estable. También cabe destacar que se está trabajando para generar curvas altura-caudal en la cuenca alta del río Tercero para los ríos Quillinzo, La Cruz, Grande y Santa Rosa.

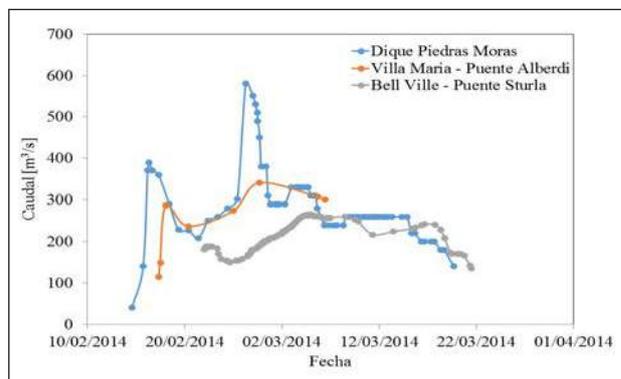


**Figura 11.-** Curva Altura-Caudal para la sección de Va. Ascasubi. Los rombos son los datos con que fue ajustada la curva mientras que los triángulos son los datos con que se validó la curva.

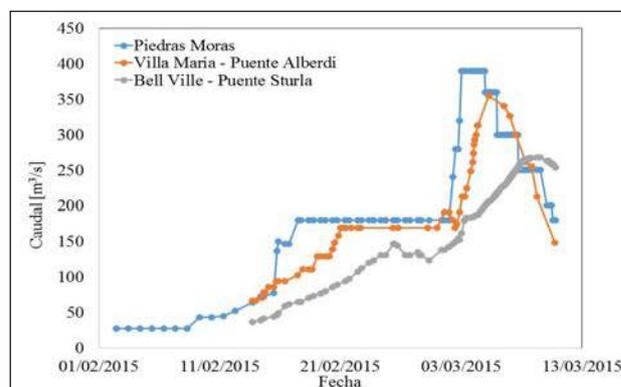
### 5.5 Reconstrucción de Hidrogramas

Mediante los datos de nivel relevados en las diferentes secciones por los organismos de bomberos y defensa civil se reconstruyeron los hidrogramas de crecida en ambos eventos. Se incluyen además los hidrogramas de erogación del Dique Piedras Moras (Figura 12 y Figura 13) donde se puede observar que el caudal pico del año 2015 (390 m<sup>3</sup>/s) es menor que el del año 2014 (580 m<sup>3</sup>/s). Esto se debe a la operación eficiente de los órganos de evacuación del embalse para atenuar la crecida que incluyó la evacuación previa al pico (Figura 13) de un caudal constante de 180 m<sup>3</sup>/s que se mantuvo por casi un mes. También se puede observar como a medida

que avanza el hidrograma a las diferentes secciones, el pico disminuye no solo debido a la regulación producida por el tránsito, si no también debido a los desbordes que sufre el río a lo largo de su recorrido.



**Figura 12.-** Hidrograma de crecida registrado en las secciones de Bell Ville (Puente Sturla), Villa María y Piedras Moras durante el evento del año 2014.



**Figura 13.-** Hidrograma de crecida registrado en las secciones de Bell Ville (P. Sturla), Villa María y Piedras Moras durante el evento del año 2015

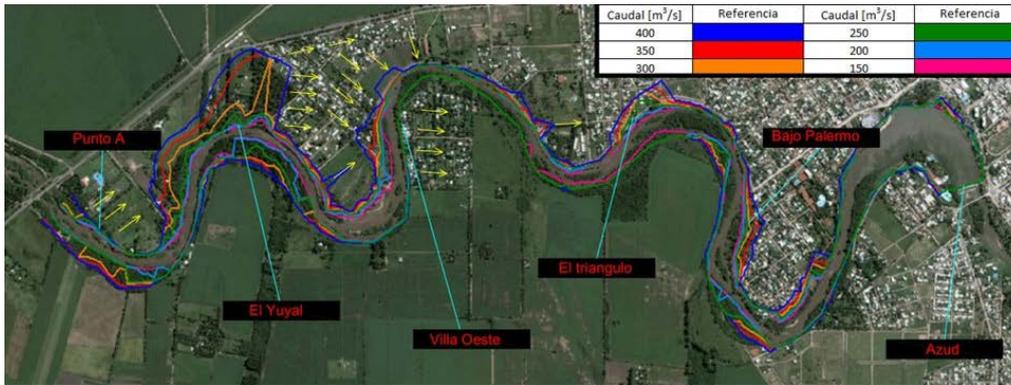
El manejo de embalse efectuado permitió que los daños ocasionados durante la emergencia del año 2015 fueran menores que en el año 2014.

### 5.6 Modelación Hidráulica unidimensional de un tramo del río Tercero en las localidades de Bell Ville y Villa María

En la Figura 14 se muestra el mapa de inundación para diferentes caudales generado mediante el modelo unidimensional HEC-Ras para el tramo del río Tercero que escurre en la localidad de Villa María (Córdoba), sin haber realizado ninguna obra de contención,. Se puede observar que una de las zonas más críticas es el sector cercano a "El Yuyal" en el Barrio Vista Verde de dicha localidad donde el nivel del agua alcanzó, entre las calles Río Limay y Ruta 158 (sector "El yuyal"), una cota de 206,86 msnm (para un caudal de 400m<sup>3</sup>/s) mientras que el nivel del eje de calzada es de 206,94 msnm. En la Figura 15 se muestra el nivel alcanzado por el agua en el sector mencionado el día 27 de febrero de 2014, que

es muy cercano a lo obtenido por la modelación. En esa fecha, se aforo en el Puente Alberdi (aprox. 9km aguas abajo), un caudal de 325 m<sup>3</sup>/s. Dicho caudal

es menor a 400 m<sup>3</sup>/s, debido a que el río presentaba importantes desbordes aguas arriba de la sección de aforo.



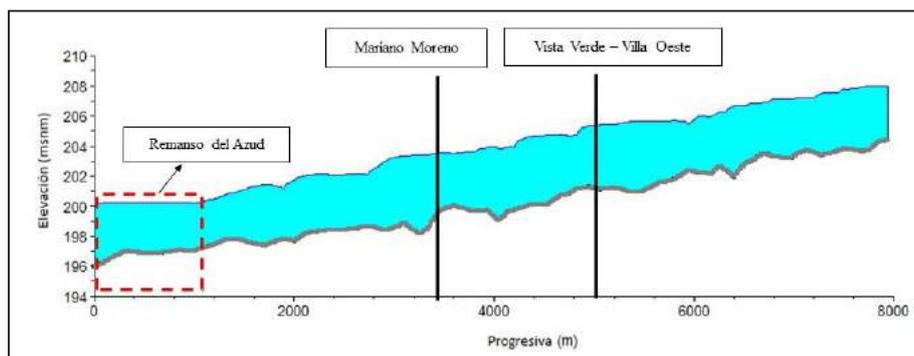
**Figura 14.-** Mapa de inundación de la Ciudad de Villa María para diferentes caudales utilizando el modelo HEC-Ras sin haber realizado ningún tipo de obra en el cauce del río.



**Figura 15.-** Foto del predio "El Yuyal" de Villa María tomada desde la ruta 158 el día 27 de febrero de 2014.



**Figura 16.-** Construcción de terraplenes en las cercanías del predio "El Yuyal" en el barrio Vista Verde de Villa María en el mes de Julio de 2015.



**Figura 17.-** Perfil longitudinal de superficie libre generado por un caudal de 400 m<sup>3</sup>/s y una cota de azud de 200 msnm con la topografía existente en diciembre del año 2014. Se observa que el remanso generado por el azud no afecta a los barrios Mariano Moreno, Vista Verde y Villa Oeste

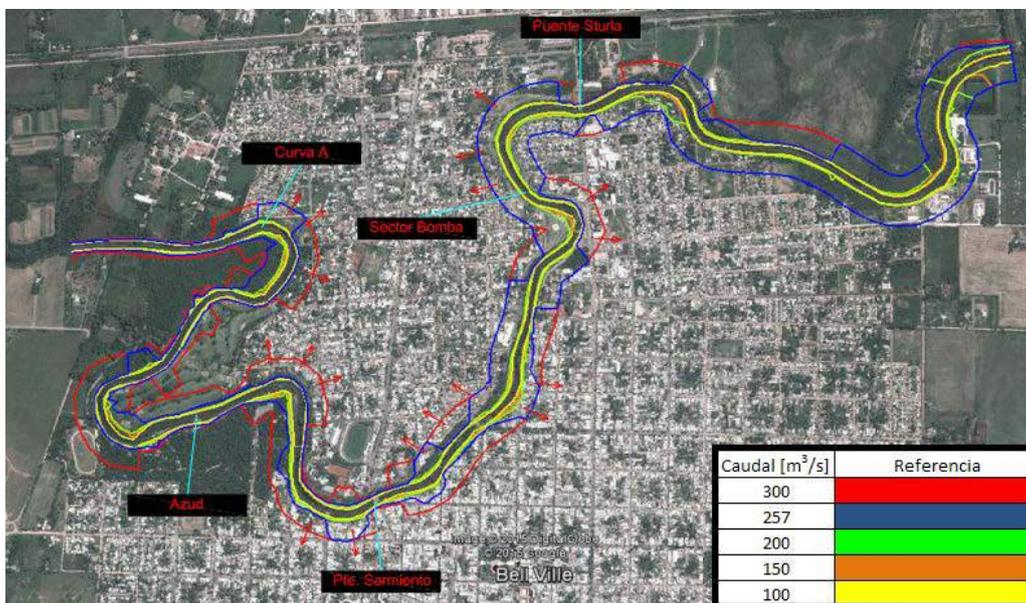
La utilización del modelo sirvió de apoyo para determinar las cotas y sectores donde deben efectuarse terraplenes para contener el río (medida estructural) (**Figura 16**) y para definir los caudales máximos a erogar para evitar problemas de inundación (medida no estructural). Además, a través de la modelación se determinó que el remanso

generado por embalse de Villa María no afectó a los niveles de superficie libre de los barrios Mariano Moreno y Vista Verde, motivo que preocupaba a los vecinos y autoridades (ver **Figura 17**).

En la Figura 18 se muestra el mapa de inundación generado para la localidad de Bell Ville (Córdoba) sin realizar ninguna obra. Dicha localidad se encuentra a

100 km aguas abajo de Villa María. En esta sección el caudal máximo modelado fue de 300 m<sup>3</sup>/s. El día 5 de marzo de 2014 se realizó una campaña de medición donde se aforó un caudal de 257 m<sup>3</sup>/s en el puente Sarmiento de dicha localidad. Para dicho caudal se puede observar, en la Figura 19, la

inundación producida por el desborde del río en la primera curva aguas arriba del puente Sturla (126,85 msnm cota de agua modelada 126,01 msnm cota de calzada). Se puede notar en la imagen que el agua no inunda la margen derecha debido a las defensas realizadas poco antes de que arribara la crecida.



**Figura 18.-** Superficies de inundación determinadas con HEC-RAS  
(a) Villa María – Córdoba (B) Bell Ville – Córdoba



**Figura 19.-** Curva ubicada aguas arriba del puente Sturla en el mes de marzo de 2014.

Finalmente, al igual que la modelación hidráulica de Villa María, los resultados obtenidos de la modelación sirvieron de apoyo a las autoridades para definir las cotas de los terraplenes a efectuar (medida estructural) y la definición de los caudales máximos que pueden escurrir sin generar problemas (medida no estructural).

## 6. CONCLUSIONES

Del trabajo experimental realizado, se extraen las siguientes conclusiones: (a) A través de la cuantificación y caracterización experimental y numérica de los eventos de crecida del año 2014 y 2015 se desarrollaron herramientas que sirven

de apoyo para la toma de decisiones por parte de las autoridades de gestión. (b) El gobierno provincial realizó obras para ampliar la capacidad de evacuación del embalse de Río Tercero (Fitz Simon), alcanzándose una evacuación máxima de 96,20 m<sup>3</sup>/s (aplicación de más del 100% de la capacidad de evacuación), lo que permite tener una buena capacidad de erogación controlada para regular el embalse y laminar las crecidas. (c) Se relevaron durante los eventos de crecidas en el sistema fluvial velocidades de flujo superiores a 3 m/s lo cual es riesgoso y difícil de realizar con técnicas convencionales. Además se observa en algunas secciones que el área efectiva de flujo es significativamente menor que el área inundada, y es por ello que las autoridades están trabajando en eliminar aquellas obstrucciones que impiden el rápido escurrimiento del agua. (d) Las condiciones de flujo durante los eventos de crecida llegaron al extremo superior de aplicación del ADCP RiverSurveyor S5 utilizado. (e) Las mediciones efectuadas permitieron determinar la capacidad máxima del cauce en las diferentes secciones y de este modo, junto a los resultados de la modelación hidráulica, definir un caudal de evacuación máximo para evitar inundaciones. (f) Las curvas Altura-Caudal generadas en este trabajo permitieron obtener una estimación rápida del caudal en las diferentes secciones del río. Esta herramienta fue muy utilizada durante la emergencia para determinar

la altura que alcanzaría el río con los caudales erogados, y generar las defensas y evacuaciones de las viviendas correspondientes. Actualmente debido a procesos erosivos y de sedimentación en el río (principalmente en las secciones de Villa Ascasubi y Villa María) que producen modificaciones en algunas secciones del cauce donde se encuentran ajustadas las curvas, se está estudiando el transporte de sedimentos en dichos sitios y se está analizando, en algunos casos, la posibilidad de generar una nuevas curvas altura-caudal en otras secciones más estables. (g) De la comparación de los hidrogramas de las diferentes secciones durante los años 2014 y 2015, puede observarse que en el año 2015 se ha realizado un manejo de embalse por un mes que permitió que los caudales erogados fueran menores y por lo tanto los daños aguas abajo menores. (h) Mediante la modelación hidráulica unidimensional se logró establecer el mapa de inundación para las localidades de Villa María y Bell Ville. Dichos resultados ayudaron a determinar los sectores críticos que requieren medidas estructurales para mitigar el efecto de las inundaciones. (i) Los resultados del modelo hidráulico para la ciudad de Villa María mostraron que el remanso generado por la estructura de control de dicha localidad no afecta los niveles de superficie libre de los barrios Mariano Moreno y Vista Verde.

## BIBLIOGRAFÍA

Brandolin, P.G., Ávalos, M.A. De Angelo, C. 2013. "The impact of flood control on the loss of wet lands in Argentina" *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 23: 291– 300.

Herrero, H.; Szupiany, R.; García, C.M.; Blettler, M.; Espinola, L.; y Amsler M. 2013. "Evaluación Experimental de la Hidrodinámica y Procesos

de Mezcla en la Confluencia de los ríos Tercero y Saladillo". VI Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos. Santa Fe, Argentina.

Kennedy, E. J. 1984. "Discharge ratings at gaging stations". U.S. Geological Survey - US Government Printing Office.

Lenarduzzi, M. G. 2012. "Caracterización hidrodinámica experimental de un tramo del Río Tercero (Ctalamochita) con fines hidroambientales". Práctica Supervisada de la carrera Ingeniería Civil de la FCEfYn UNC. Córdoba, Argentina.

Mueller, D.S., Wagner, C. R., Rehmel, M.S., Oberg, K.A, and Rainville, Francois, 2013, "Measuring discharge with acoustic Doppler current profilers from a moving boat" (ver. 2.0, December 2013): U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 3, chap. A22, 95 p., <http://dx.doi.org/10.3133/tm3A22>.

Oberg, K. and Mueller, D. S. 2007. "Validation of streamflow measurements made with acoustic Doppler current profilers". *Journal of Hydraulic Engineering*, 2007, vol. 133, no 12, p. 1421-1432.

Riccardi, Gerardo.; Basile, Pedro; Zimmermann, Erik; Stenta, Hernán; Bussi, Pablo; Mangiameli, Pablo y Pesci, María. 2013. "Diseño de presas de navegación en el estudio de prefactibilidad para el aprovechamiento del Río Carcarañá como vía fluvial navegable". VI Simposio Regional sobre Hidráulica de Ríos. Santa Fe, Argentina.

Saldaño, V. 2010. "Modelación Hidrológica y de Calidad de Agua del Río Tercero (Ctalamochita)". Trabajo final de la carrera Ingeniería Civil de la FCEfYn UNC. Córdoba, Argentina.

Sontek. 2013. "RiverSuveyor S5/M9 System Manual" – Manual del usuario provisto por SonTek para la operacion de ADCP S5/M9.

## EFFECTO DE MEDIDAS DE ADAPTACIÓN BASADA EN ECOSISTEMAS SOBRE MÉTRICAS HIDROLÓGICAS CONSIDERANDO CAMBIO CLIMÁTICO: RÍO NECHÍ, COLOMBIA

### EFFECTS OF ECOSYSTEM-BASED ADAPTATION APPROACHES FOR HYDROLOGICAL METRICS CONSIDERING CLIMATE CHANGE: NECHÍ RIVER, COLOMBIA

Ruiz Luis, Miguel<sup>(2)</sup>; Delgado, Juliana<sup>(1)</sup>; Angarita, Héctor<sup>(1)</sup>; Salas, Hernán D.<sup>(2)</sup>; Sánchez, Joany<sup>(2)</sup>; Cortés, Mónica<sup>(2)</sup>; y Rueda, Oscar A.<sup>(2)</sup>

#### Resumen

Se presenta un ejercicio de modelación hidrológica en WEAP, basada en escenarios bio-físicos en la cuenca hidrográfica del río Nechí, departamento de Antioquia (Colombia), con el objetivo de contribuir a la gestión integral de los recursos hídricos. Este trabajo incluye: (i) modelación hidrológica de alta montaña, (ii) modelación hidrológica de planicies inundables, (iii) validación del modelo con información de campo, (iv) simulación de escenarios de cambio climático (ECC), (v) análisis de cambio de coberturas vegetales, y (vi) análisis dinámico de cuerpos de agua a partir de interpretación de imágenes LANDSAT. Se usaron estrategias de Adaptación Basada en Ecosistemas (ABE) que mejoran coberturas de bosque en la zona, conectividad en las ciénagas y capacidad de almacenamiento del suelo, evaluando respuesta hidrológica en planicies inundables, mediante métricas que incluyen caudales con probabilidad de excedencia de 10%, 97.5%, y Volumen Medio de Inundación (VMI) en el periodo de simulación 1996-2070 para ECC de temperatura y precipitación. Adicionalmente, se analiza la respuesta hidrológica debida a cambios que generarían las ABE en combinación con los ECC antes mencionados. Los resultados sugieren: (i) aumento en caudales mínimos si aumenta la deforestación y pérdida de conectividad, (ii) aumento del caudal Q97.5 para ECC y aumento de deforestación hasta 40%, y (iii) aumento del VMI cuando se presentan pérdidas de coberturas y aumento de los caudales de aguas altas hacia aguas abajo de la región de estudio cuando se presenta pérdida de conectividad entre las ciénagas y el río.

**Palabras clave:** Modelación hidrológica, Medidas de Adaptación basadas en Ecosistemas, WEAP, Cambio climático.

#### ABSTRACT

We realize the hydrological modeling using WEAP based on scenarios and integrating bio-physical aspects Nechí river basin which is located in Antioquia (Colombia) to contribute to the integrated management of water resources. This work includes: (i) hydrological modeling for high mountains, (ii) hydrological modeling in flood plains, (iii) validation of the model with information in-situ, (iv) climate change scenarios (ECC), (v) analysis of vegetable covers, and (vi) analysis of the dynamic in flood plains using LANDSAT images. strategies Ecosystem-Based-Adaptation (ABE) was used, and analyzing the hydrologic response in Nechí flood plains using metrics such as probability of exceedance of the streamflows 10%, 97.5%, and average volume of flood (VMI) for the simulation period 1996-2070 for ECC with temperature and precipitation. In addition, we analyze the hydrologic response due changes in vegetation covers, swamps connectivity, and storage capacity of the soil in combination with the ECC aforementioned. The results suggest: (i) increase in flows compared with actual tendency assuming increasing deforestation and loss of connectivity, (ii) increase in the Q97.5% considering ECC and deforestation and, (iii) increase in VMI with loss of vegetation and increasing high water flows downstream of the study area when loss of connectivity between the swamps and the river is presented.

**Key words:** Hydrological modelling, Ecosystem-based Adaptation Approaches, WEAP, Climate Change

#### INTRODUCCIÓN

En Colombia, The Nature Conservancy (TNC), promueve una visión y manejo integral para la conservación de la naturaleza y los servicios ecosistémicos que benefician a cerca del 80% de los colombianos. La herramienta utilizada por TNC para generar conocimiento en torno al manejo integral del

recurso hídrico se basa en la implementación de un modelo de oferta y demanda hídrica que permite estimar las alteraciones acumulativas, implementado en el sistema WEAP (Water Evaluation and Planning) desarrollado por el Stockholm Environment Institute (SEI) (Yates et al., 2005a; Yates et al, 2005b).

<sup>1</sup> The Nature Conservancy  
Tel.: 574-4482502  
[oscar.rueda@gottaingenieria.com](mailto:oscar.rueda@gottaingenieria.com)

<sup>2</sup> GOTTA INGENIERIA SAS

En el marco de manejo integral de cuencas hidrográficas se realiza un ejercicio de modelación hidrológica de la cuenca del río Nechí con el fin de avanzar en la gestión sostenible de los recursos naturales, dada su importancia para el sector ambiental, social y económico. Además porque las entidades gubernamentales tienen el deber y la necesidad de desarrollar estrategias de gestión para el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales por parte de la comunidad, las entidades públicas y el sector privado.

Por tal razón, este estudio incluye el acoplamiento del modelo hidrológico para la cuenca del río Porce (afluente al río Nechí) y la incorporación de escenarios de cambio climático (ECC) para evaluar posibles impactos, medias de adaptación y vulnerabilidad de los ecosistemas en un entorno de cambio ambiental global, cuyos efectos son fundamentales para la adecuada gestión gubernamental y la previsión de los impactos sociales (IPCC-WGII-AR5, 2014).

En el numeral 3 se describe la información hidrológica, cartográfica y mediciones de campo, en el numeral 4 se describe la metodología considerando las características del modelo WEAP, el análisis de imágenes satelitales y los escenarios de modelación, en el numeral 5 se presentan los resultados y análisis. Finalmente, las conclusiones están consignadas en el numeral 6.

## 2. ZONA DE ESTUDIO

La cuenca hidrográfica de los ríos Porce-Nechí, se encuentra geográficamente en el departamento

de Antioquia (Colombia), en el rango de Latitud 6.0°N-8.0°N; Longitud 75.8°W-74.5°W, con un área aproximada de 14.600 km<sup>2</sup>, y rango altitudinal entre 30 y 3.300 m.s.n.m. La zona de estudio es de particular interés para el entendimiento de alteraciones hidrológicas en Colombia debido a que incluye factores que inducen variabilidad natural y componentes que contribuyen a la modificación en el régimen de caudales debido a actividades antrópicas, entre estos: (i) La variabilidad natural debido a fenómenos macro-climáticos sobre la hidroclimatología colombiana (Poveda, 2004), (ii) la influencia de las montañas de los Andes sobre la dinámica espacio-temporal de las variables hidrológicas en la región andina de Colombia (Poveda, 2011), (iii) las actividades antrópicas de alto impacto en el régimen natural de los caudales, y (iv) la dinámica hidrológica en planicies inundables.

La actividad que más presión ejerce sobre el uso de los recursos hídricos en la zona de estudio es la generación hidroeléctrica, aparte de actividades pecuarias, el uso doméstico y la minería que cada vez cobra mayor importancia. La parte alta y media-alta de la cuenca, recibe un impacto significativo de centros poblados del Valle de Aburrá, que incluye la ciudad de Medellín, la segunda en importancia en el país, mientras la zona media de la cuenca está afectada principalmente por la utilización del recurso hídrico para generación hidroeléctrica y la zona baja por las actividades de la minería (CORANTIOQUIA y TNC, 2014). La localización de la zona de estudio se puede apreciar en la Figura 1.

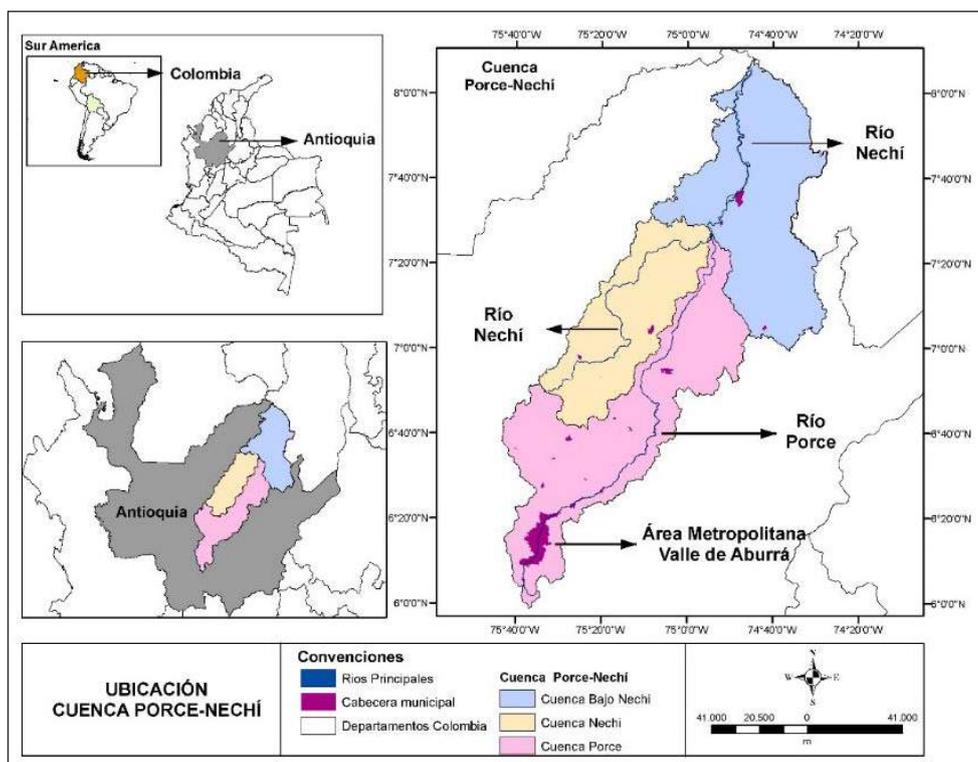


Figura 1.- Localización de la zona de estudio a diferentes escalas espaciales. (a) Continental, (b) Regional, y (c) Local.

### 3. DATOS

En este numeral se mencionan las diferentes fuentes de información utilizadas en este trabajo. Los registros de variables hidroclimáticas y mediciones de campo están disponibles dentro de la zona de estudio. Por su parte, la información cartográfica incluye productos oficiales de la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA) además de productos de libre acceso en internet.

#### 3.1 Información hidroclimática

La información de registros históricos de variables hidro-climáticas pertenece al Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM) y a las Empresas Públicas de Medellín (EPM). La información presenta resolución diaria, contiene registros en una ventana temporal variable en el periodo de 1980-2014, y consiste en un paquete con 90 estaciones de precipitación (79 estaciones de IDEAM, 11 estaciones de EPM), 12 estaciones con información de humedad relativa, 24 estaciones de registros de temperatura superficial, y 6 estaciones de registros de caudal (4 estaciones de IDEAM, 2 estaciones de EPM).

#### 3.2 Información cartográfica

La información cartográfica incluye mapas de la red hídrica, mapa de cuencas hidrográficas, coberturas de tierra, embalses y centros poblados, el modelo de elevación digital SRTM de 1 segundo de arco que equivale a aproximadamente 30 metros, obtenido del USGS, además del modelo de elevación digital ASTER de 30 metros. Se trabajó también con información de tres tipos de sensores que actualmente están activos (Landsat 7 TM, Landsat 7 ETM + y Landsat 8) que fue utilizada para el análisis de coberturas vegetales y cuerpos de agua.

#### 3.3 Información de campo

Se realizó una campaña de campo en la zona de la ciénaga El Sapo y el complejo Corrales, ubicados en la parte baja del río Nechí, para recolectar información suficiente y realizar verificaciones sobre las consideraciones de modelación hidrológica en WEAP. Esta campaña se ejecutó en mayo de 2015. En ella se realizaron levantamientos topográficos que permitieron identificar secciones de banca llena en el cauce del río Nechí; además de aforos de caudal en el mismo. Adicionalmente, se hizo un levantamiento batimétrico aproximado en los sectores navegables de las ciénagas para identificar su estructura geométrica aproximada, establecer una elevación media y por último, se tomaron fotografías aéreas para identificar las interconexiones de la ciénaga y la conexión ciénaga - río.

La información batimétrica y de aforos que se realizó en la zona de la ciénaga El Sapo y el complejo

Corrales sobre el río Nechí, se ubica en las unidades hidrológicas C23 y C24 que se presentan en la Figura 3, donde además, se realizaron fotografías aéreas con el fin de determinar puntos y caños de conectividad entre estas dos ciénagas y el canal principal del río.

### 4. MÉTODOS

Este numeral contiene la descripción general de la metodología del estudio realizado. En algunos casos se mencionan resultados de procesamiento que son utilizados como insumo para la modelación. Esta sección está organizada de la siguiente manera: En el numeral 4.1., se describen aspectos generales de la modelación hidrológica en WEAP, en el numeral 4.2., se describe el procesamiento e interpretación de imágenes satelitales (identificación de cuerpos de agua y áreas de coberturas vegetales), en el numeral 4.3., se describen los escenarios de modelación incluyendo cambio climático y medidas ABE. Finalmente, se presentan aspectos de calibración y validación del modelo WEAP.

#### 4.1 Modelación hidrológica en WEAP

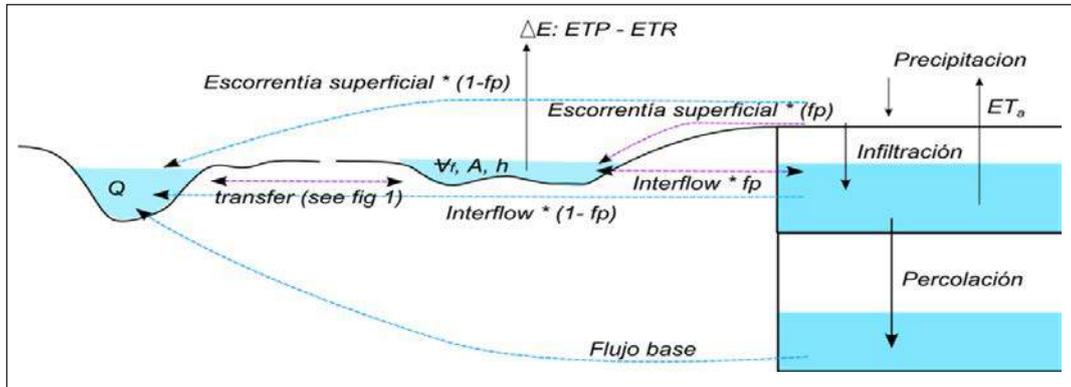
El modelo WEAP, consta de módulos interconectados, tanto para la hidrología como para el balance de masa en cada paso de tiempo del modelo; este modelo se ha descrito en detalle previamente (Sieber et al., 2002; Yates et al., 2005a, 2005b, 2009; Young et al., 2009). El balance hidrológico y físico en WEAP consta de componentes diseñados para representar la variabilidad en las suposiciones claves en la escala espacio-temporal; cuenta con funciones empíricas que describen la evapotranspiración, la escorrentía superficial, el escurrimiento sub-superficial, la percolación profunda (Kiparsky et al., 2014) y en este caso, la conectividad entre sistemas de llanuras inundables.

El modelo WEAP, permite dentro de cada unidad hidrológica denominada *catchment*, calcular balances de agua de acuerdo a las características de dicha unidad. Para el cálculo de la evapotranspiración se usa la ecuación de *Penman – Montith*. La escorrentía superficial se representa a partir de parámetros de resistencia al flujo, inclinación, porosidad, entre otras; a partir de ecuaciones empíricas. El flujo vertical entre diferentes capas de suelo se ajusta usando un parámetro de conductividad, y parámetro de ajuste que permite estimar que fracción pertenece a flujo horizontal. Los embalses se simulan en función de sus características físicas, así como los parámetros de operación que reflejan las decisiones basadas en el equilibrio de control de inundaciones, suministro de agua, y el almacenamiento remanente y su operatividad se incluye como condición de entrada para las simulaciones.

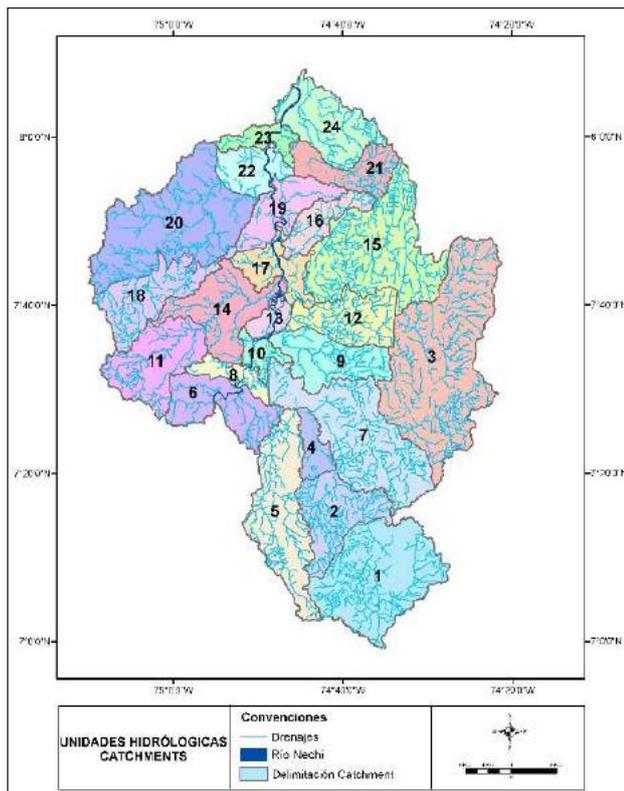
La versión actual de WEAP, incluye un modelo conceptual de almacenamiento de humedales y

llanuras de inundación, con interacciones laterales entre el río y las planicies adyacentes. Incluyendo un nuevo tanque de almacenamiento como se observa en la Figura 2 es posible representar la inundación de una llanura por la creciente en el caudal de un río a través de factores de conectividad lateral y parámetros que indican el flujo de intercambio entre la llanura de inundación y el canal del río. En la Figura

3, se presentan los 24 catchments que representan la zona baja de la cuenca del río Nechí, de los cuales 10 están relacionados con zonas inundables. Los factores de conectividad fueron calibrados para los catchment C23 y C24, en los cuales se realizó una campaña de campo para determinar la conectividad entre el río y las planicies ubicadas en estos catchments.



**Figura 2.-** Modelo esquemático de humedad en el suelo que incluye componente de entradas y salidas para el almacenamiento superficial (Angarita et. al, 2015).



**Figura 3.-** Esquema del área de estudio en WEAP con las 24 unidades hidrologicas (catchments).

#### 4.2 Interpretación de imágenes satelitales

La interpretación y análisis de imágenes satelitales, es un procedimiento fundamental para la adecuada construcción del modelo hidrológico en WEAP, por tal razón, se realizó una clasificación supervisada de 28 imágenes Landsat para el periodo comprendido entre

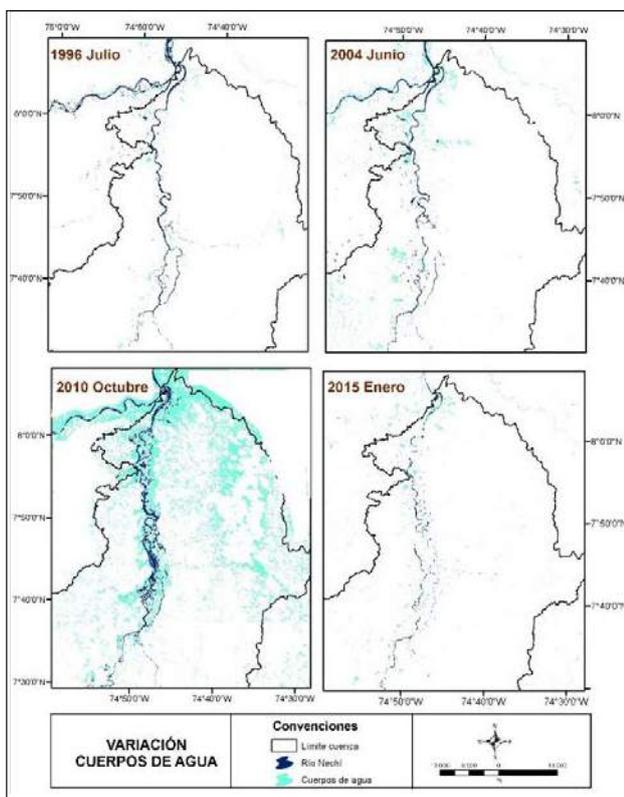
1996-2015. En cada una de las imágenes se identifica el río principal, los cuerpos de agua asociados, lo cual permitió identificar áreas inundables en diferentes periodos climáticos y bajo la influencia de diferentes fenómenos macroclimáticos como el ENSO. Para los años 1999, 2006 y 2012, se realiza la clasificación las coberturas vegetales de la zona mediante la interpretación de imágenes Landsat, siguiendo la metodología *Corine Land Cover*. Esta metodología utiliza niveles de jerarquía según el grado de detalle, siendo su objetivo el de unificar criterios, conceptos y métodos de las coberturas de un territorio (IDEAM, 2010).

##### 4.2.1 Interpretación de cuerpos de agua

La dinámica de los cuerpos de agua a partir de las imágenes Landsat, para una muestra de 4 imágenes distribuidas a lo largo del periodo estudiado, se puede apreciar en la Figura 4. Es posible observar el cambio en los espejos de agua del río principal y las ciénagas. En las imágenes, es posible apreciar la influencia del fenómeno de El Niño Oscilación del Sur (ENSO) en sus dos fases en la zona de estudio. Como se aprecia en la Figura 4, en octubre del año 2010 el área de estudio se encontraba completamente anegada a causa de la ocurrencia del fenómeno de La Niña, del mismo modo la influencia del fenómeno de El Niño muestra una disminución importante en las áreas de las ciénagas en diferentes periodos de tiempo (ver Figura 4, junio de 2004 y enero de 2015). En la Tabla 1, se muestran diferentes periodos de tiempos, de acuerdo a la fase del ENSO en la que se encuentran, así como las áreas de los cuerpos de agua en estos periodos.

**Tabla 1.-** Área de los cuerpos de agua en la zona de estudio para diferentes fases del ENSO

Catchment	07/1996	05/1998	02/2003	10/2010	08/2012	01/2015
	Neutro	Neutro en transición	El Niño	La Niña	Neutro	El Niño
Área (km <sup>2</sup> )						
6	1,48	0,96	5,79	13,73	4,04	2,14
8	1,29	0,79	2,57	5,23	2,15	1,23
10	2,26	1,33	4,45	9,69	4,04	2,38
13	4,20	2,42	5,49	17,37	6,88	3,61
14	2,06	0,74	7,65	34,34	9,55	2,97
17	6,77	4,15	8,67	37,82	11,68	4,91
19	4,10	2,84	9,56	42,55	8,26	5,51
22	6,42	3,22	20,55	51,03	20,77	6,06
23	3,51	1,69	7,31	31,48	9,79	2,59
24	8,96	2,90	17,56	113,31	14,40	8,42

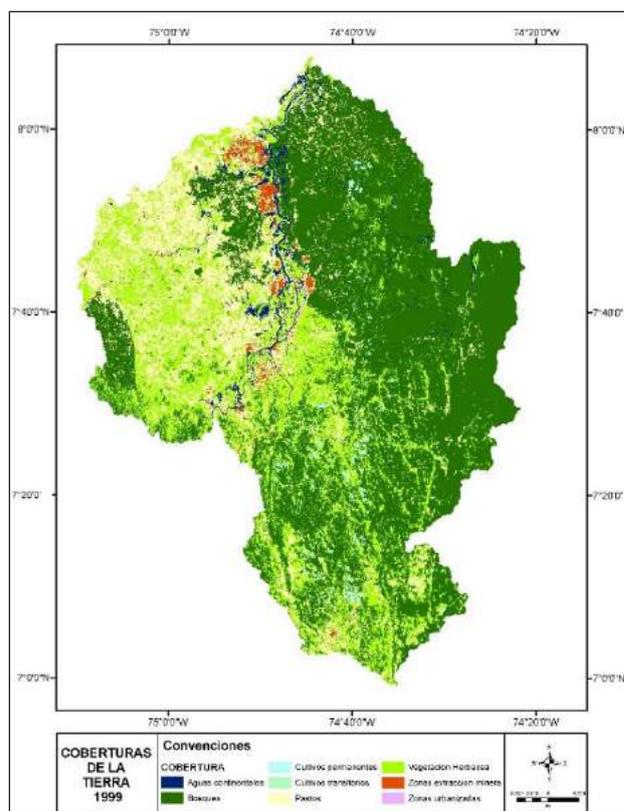


**Figura 4.-** Interpretación de los cuerpos de agua para varias imágenes Landsat en el periodo 1996-2015.

#### 4.2.3 Interpretación de coberturas de la tierra

Se realiza un análisis espacio-temporal de coberturas de tierra en la zona de estudio para los años 1999, 2006 y 2012 (ver Figura 5). En la Tabla 2, se presenta el cambio de coberturas de tierra entre los años 1999 y 2012, se puede observar que las principales coberturas vegetales identificadas en la cuenca hidrográfica son vegetación herbácea, bosques y los pastos, respectivamente. La vegetación herbácea hace referencia a rastrojos en sus diferentes estados sucesionales, producto de la regeneración natural del bosque debido a potreros abandonados o en

descanso. Esta cobertura se encuentra distribuida en toda la zona de estudio, pero principalmente hacia la parte baja de la cuenca en los costados Noroeste y Noreste. Los análisis muestran un aumento porcentual de 86.1 % para este tipo de coberturas en el periodo 1999-2012. Por su parte, los bosques también son una cobertura importante en la zona, siendo la segunda con mayor proporción de área, con una gran franja en el sector Este de la cuenca, especialmente en las divisorias. Este tipo de cobertura presenta una fuerte reducción porcentual en el área de 37% entre 1999-2012. Finalmente, los pastos muestran una reducción en área del 22% para el año 2012 con respecto al año 1999.



**Figura 5.-** Coberturas vegetales para la zona de estudio del año 1999.

**Tabla 2.-** Participación en área de cada cobertura para los tres años analizados

Cobertura	Área (km <sup>2</sup> )		
	1999	2006	2012
Aguas continentales	165,74	81,41	141,40
Bosques	3.255,41	3.167,65	2.054,70
Cultivos permanentes	62,80	63,14	63,14
Cultivos transitorios	3,54	3,56	3,56
Pastos	1.227,19	820,66	958,72
Vegetación Herbácea	1.573,21	2.056,12	2.927,06
Zonas extracción minera	87,21	182,56	226,54
Zonas urbanizadas	3,19	3,19	3,19
<b>TOTAL</b>	<b>6.378,30</b>	<b>6.378,30</b>	<b>6.378,30</b>

### 4.3 Descripción de los Escenarios de modelación

Para la simulación de escenarios, se tuvo en cuenta los cambios en las condiciones del suelo y las dinámicas entre las ciénagas y el río Nechí, teniendo en cuenta los procesos identificados del análisis de imágenes Landsat, incluyendo pérdidas de conectividad y escenarios de cambio climático para Colombia hacia el año 2070. Se realizaron 960 simulaciones, evaluándose la respuesta con las siguientes métricas: *i)* evapotranspiración real promedio en mm, *ii)* evapotranspiración potencial promedio en mm, *iii)* Caudal máximo de la serie promedio diaria en m<sup>3</sup>/s, *iv)* caudal mínimo de la serie promedio diaria m<sup>3</sup>/s, *v)* caudal medio de largo plazo en m<sup>3</sup>/s, *vi)* caudal del 10% de excedencia (Q10%) en m<sup>3</sup>/s, *vii)* Caudal del 97.5% de excedencia (Q97.5%) en m<sup>3</sup>/s, *viii)* volumen media de inundación en C23 (Sapo) en Mm<sup>3</sup>, *ix)* Volumen máximo de inundación en C23 (Sapo) en Mm<sup>3</sup>, *x)* volumen media de inundación en C24 (Corrales) en Mm<sup>3</sup>, y *xi)* volumen máximo de inundación en C24 (Corrales) en Mm<sup>3</sup>.

Las consideraciones generales de simulación de escenarios se mencionan a continuación:

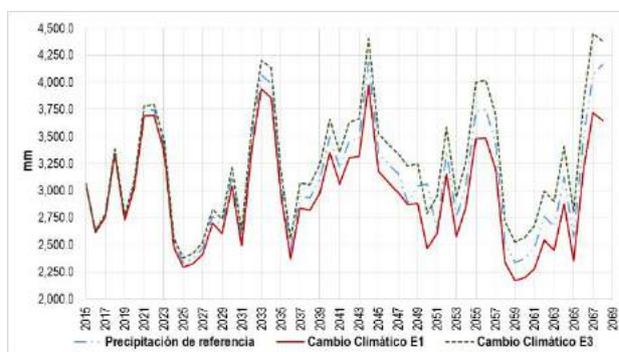
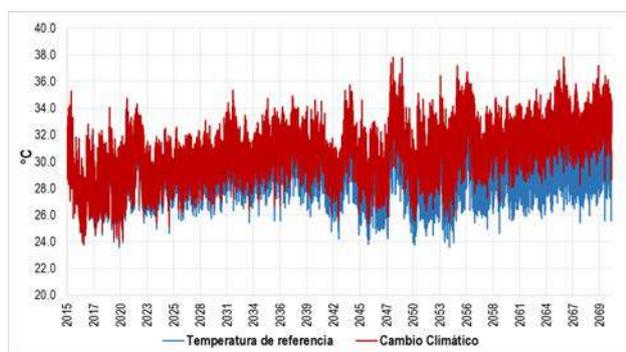
- En el cambio de bosque se simula tanto su disminución como su aumento en cada uno de los catchments, de acuerdo con la tendencia de transformación de los últimos 15 años a través de la interpretación de las imágenes Landsat; esta conversión se limita a un rango (-40% hasta 30%).
- El cambio en las condiciones de capacidad de almacenamiento superficial, simulado mediante la realización de cambios del 15% en cada escenario y su rango va desde -30% hasta 30%, que se convierte en un indicador del cambio del uso del suelo hacia coberturas de mayor desgaste a la capa superficial, tales como minería y suelo agrícola.
- El cambio en las condiciones de conectividad entre las ciénagas y el río va desde -30%

hasta 30% en los factores de conexión como son el *Floodreturn* y el *Floodfraction* los cuales representan el porcentaje de transferencia que va de la planicie al río y viceversa, respectivamente. Adicionalmente, se analiza una condición extrema de pérdida de la conectividad del 90 %, considerando intervención antrópica.

- Para cambio climático, se consideran escenarios tendenciales de precipitación y temperatura, teniendo en cuenta el informe de Nuevos Escenarios de Cambio Climático para Colombia 2011-2100 (IDEAM, et al., 2015). En la Tabla 3, se plantean cuatro (4) escenarios de posible cambio en la tendencia de las variables hidroclimáticas mencionadas. El estudio mencionado pronostica un aumento en la temperatura media cercana a los 2.5°C en el período de simulación, por lo cual se considera una tendencia creciente hasta los 2.5°C en el año 2070 (E1, E2 y E3). Por otra parte, la precipitación presenta un grado de incertidumbre mayor. El mismo informe indica que la precipitación, hacia el periodo 2071-2100 puede crecer o decrecer en un rango de 10% por lo que se hace esta consideración en los escenarios E1 y E3, asumiendo los valores extremos del rango como escenarios de simulación.

**Tabla 3.-** Escenarios de cambio climático simulados al año 2070

Escenario	Precipitación (mm)	Temperatura (°C)
E0	Tendencia actual	Tendencia actual
E1	Disminución del 10%	Aumento gradual hasta 2.5°C mas
E2	Sin cambio en precipitación	Aumento gradual hasta 2.5°C mas
E3	Aumento del 10%	Aumento gradual hasta 2.5°C mas



**Figura 6.-** Comportamiento de las series proyectadas para cambio climático de precipitación y temperatura para el *catchment* C23. (izquierda) Comportamiento de la temperatura proyectada. (Derecha) Comportamiento de la precipitación proyectada.

La simulación de los escenarios antes mencionados se hizo a partir de crecimientos progresivos y homogéneos anuales durante el periodo de simulación (2015-2070). En la Figura 6, se muestran las series de temperatura y precipitación proyectadas, las cuales se construyeron replicando el comportamiento histórico afectándolo por factores de crecimiento y decrecimiento graduales hasta alcanzar los niveles proyectados para Colombia 2011-2100 (IDEAM, PNUD, MADS, DNP, y CANCELLERÍA, 2015).

#### 4.3.1 Simulación de escenarios 1996-2070

El análisis de la simulación de escenarios se fundamentó en métricas de las variables para identificar dinámicas asociadas al cambio de las variables simuladas. Como métricas fundamentales se utilizaron el caudal del 10% de la curva de duración, Q10%, el caudal del 97.5% de la curva de duración, Q97.5 de la curva de duración, y el volumen medio de inundación, como se describe a continuación, dada la importancia de estas variables. Así, el caudal Q 10%, representa el orden de magnitud del caudal a partir del cual el río se desborda hacia las ciénagas (de acuerdo a lo observado en las campañas de campo), por lo que tiene importantes implicaciones ecológicas, económicas y sociales, y puede servir como criterio de toma de decisiones en temas como planificación económica, social y ambiental en la zona de estudio.

El caudal Q97.5%, se encuentra en medio del rango Q95-Q99 y en general ha sido asociado a caudales mínimos con períodos de retorno de 2.33 años, aportando un valor significativo por su relación con la dinámica de los ecosistemas acuáticos, su biodiversidad y servicios ecosistémicos en condiciones de estrés hídrico.

Por su parte, el volumen medio de inundación es un indicador sensible respecto a la conectividad de la ciénaga y poco sensible a los cambios de coberturas. Éste muestra la capacidad de amortiguación de las ciénagas, no solo ante caudales de aguas altas, sino también ante eventos de caudales mínimos, lo cual es importante dado que estos sistemas sirven de hábitat para diferentes especies en distintas condiciones de disponibilidad hídrica.

#### 4.4 Criterios de calibración y validación del modelo

La calibración del modelo WEAP fue evaluada a través de diferentes métricas estadísticas de desempeño: el índice de Nash-Sutcliffe (Nash y Sutcliffe, 1970), el BIAS (Moriasi, et al., 2007) y el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) de Pearson. Finalmente, a partir de la información obtenida en campo de la dinámica de las ciénagas El Sapo y Chibolo, se cuantifica el ajuste más cercano a los datos obtenidos en campo a través de los estimadores obteniendo los mejores ajustes posibles con los diferentes juegos de

parámetros obtenidos (Porreta-Brandyk, et al., 2011; McCuen, et al., 2006) en las simulaciones.

## 5. RESULTADOS Y ANÁLISIS

### 5.1 Calibración y validación del modelo

Para cada uno los *catchments* (C8, C10, C13, C14, C17, C19, C21, C22, C23 y C24) mostrados en la Figura 3, relacionados con zonas inundables, se seleccionaron los 3 primeros parámetros para la calibración que se muestran en la Tabla 4, realizando alrededor de 500 simulaciones de Monte Carlo (Ortega, 2008), hasta seleccionar los parámetros que exhiben el mejor desempeño y ajuste según los criterios mencionados en el numeral 4.4. Los *catchment* 14, 23 y 24, cuentan con condiciones que pudieron ser estudiadas de acuerdo a la visita de campo para refinar su calibración ajustada y por eso cuentan con parámetros propios, los demás *catchments* inundables mencionados fueron agrupados en un mismo conjunto, con el fin de restringir los grados de libertad del modelo. Los parámetros del modelo generados a partir de simulaciones de Monte Carlo se presentan en la Tabla 4. En la Tabla 5, se presentan parámetros (Kc) que entran al modelo como datos y fueron determinados a partir de estudios previos (CORANTIOQUIA y TNC, 2014; SEI, 2014; SEI, 2015).

Los números superiores en los *catchments*, representan los puntos más bajos en la zona de estudio y en la dirección de flujo del río Nechí. Las ciénagas monitoreadas en campo son El Sapo (C23) y Corrales (C24). Para la construcción del modelo, se consideraron los resultados obtenidos en la salida de campo. Adicionalmente, se hizo una compilación de las demás llanuras inundables alimentadas por el río Nechí, las cuales se agruparon en un solo conjunto de parámetros a simular.

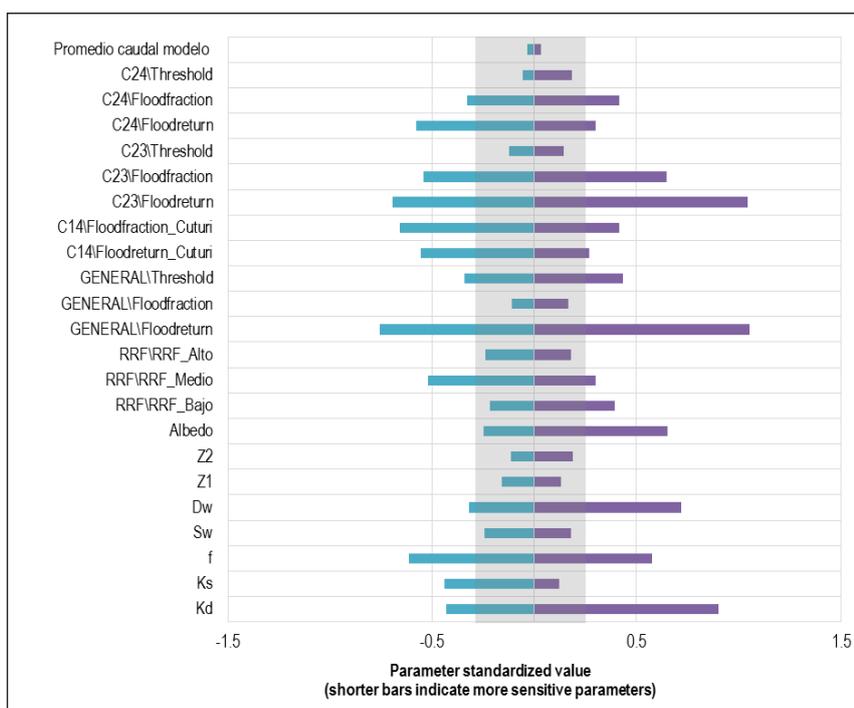
En la Figura 7, se presenta el gráfico normalizado de la sensibilidad de los parámetros, teniendo en cuenta la información de campo de la ciénaga El Sapo (C23) y Corrales (C24). Se muestra que algunos parámetros presentan mayor sensibilidad que otros. El modelo WEAP permite una adecuada representación de la física del sistema de acuerdo a la información obtenida en la salida de campo y la demás información disponible lo que permite lograr resultados robustos y confiables desde el punto de vista físico y estadístico.

Algunos parámetros representativos de la dinámica en planicies inundables presentan mayor sensibilidad como son *C24\Threshold*, *C23\Threshold*, *GENERAL\Threshold*, *GENERAL\Floodreturn*. Este resultado es producto de restringir los rangos de variación a partir de la información obtenida en campo. Por su parte, los valores asociados a *GENERAL\Threshold* y *GENERAL\Floodreturn*, son producto de la combinación de la información de campo y valores encontrados en el proceso de simulación tipo

Montecarlo. En la Tabla 6 y Figura 8, se muestran los parámetros de eficiencia en la calibración y validación del modelo descrito para la zona observándose valores del coeficiente de Nash adecuados, tanto para la calibración como para la validación (Moriasi, et al., 2007).

**Tabla 4.-** Parámetros para el modelo WEAP calibrado y validado.

Parámetro	Valor	Descripción	Unidades
Kd	0.80	Conductividad profunda (Kd)	mm/día
Ks	3.54	Conductividad zona de raíces (Ks)	mm/día
f	0.31	Dirección de flujo (f)	adimensional
Sw	669.40	Capacidad de almacenamiento superficial (Sw)	mm
Dw	311.80	Capacidad de almacenamiento profunda (Dw)	mm
Z1	72.00	Almacenamiento inicial Z1 (%)	Porcentaje
Z2	59.10	Almacenamiento inicial Z2 (%)	Porcentaje
Albedo	0.06	Albedo	adimensional
RRF_Bajo	14.74	RRF Bajo	adimensional
RRF_Medio	13.60	RRF Medio	adimensional
RRF_Alto	11.95	RRF Alto	adimensional
GENERAL\Floodreturn	6.00	Flujo de retorno GENERAL%	Porcentaje
GENERAL\Floodfraction	10.20	Porcentaje de flujo hacia GENERAL desde Nechí	Porcentaje
GENERAL\Threshold	334.70	Umbral de flujo hacia GENERAL desde Nechí	m³/s
C14\Floodreturn_Cuturi	19.90	Flujo de retorno de C14 %	Porcentaje
C14\Floodfraction_Cuturi	21.90	Porcentaje de flujo hacia C14 desde Cuturí	Porcentaje
C14\Threshold_Cuturi	107.60	Umbral de flujo hacia C14 desde Cuturí	m³/s
C23\Floodreturn	1.40	Flujo de retorno de C23 %	Porcentaje
C23\Floodfraction	8.40	Porcentaje de flujo hacia C23 desde Nechí	Porcentaje
C23\Threshold	682.80	Umbral de flujo hacia C23 desde Nechí	m³/s
C24\Floodreturn	14.40	Flujo de retorno de C24 %	Porcentaje
C24\Floodfraction	9.70	Porcentaje de flujo hacia C24 desde Nechí	Porcentaje
C24\Threshold	1274.61	Umbral de flujo hacia C24 desde Nechí	m³/s



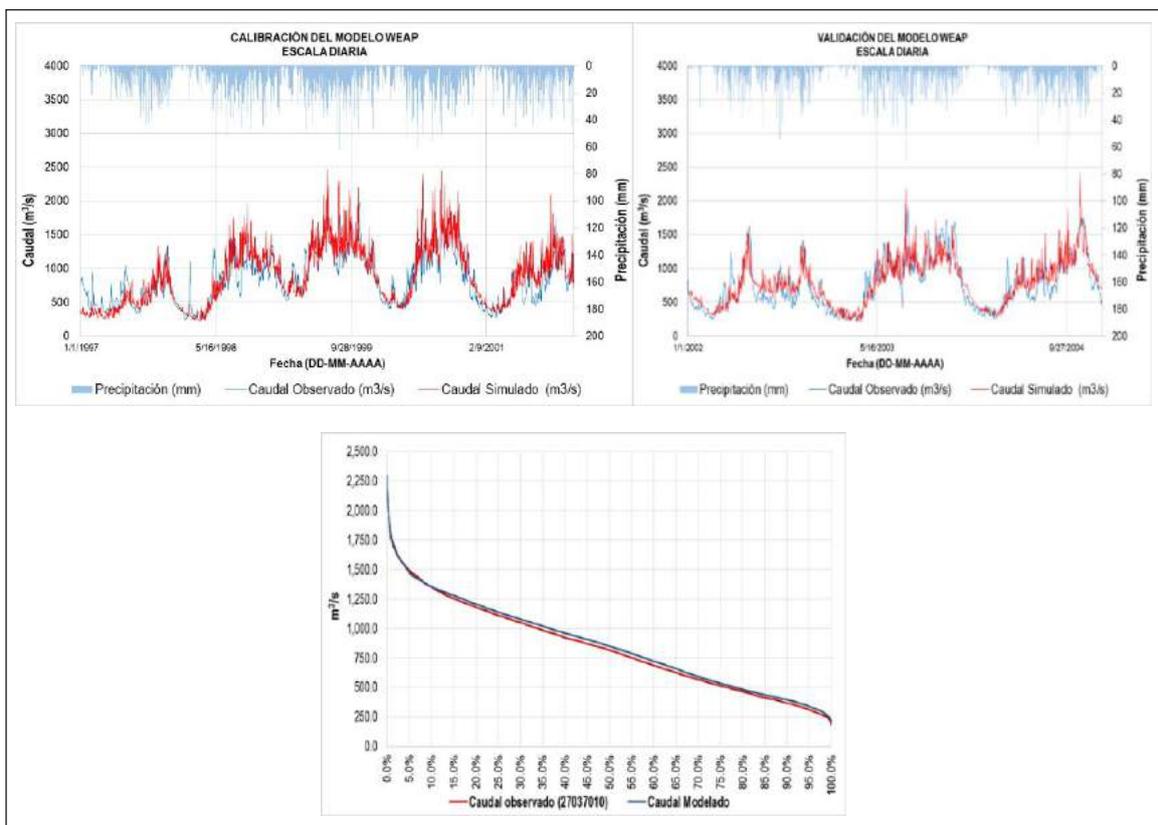
**Figura 7.-** Sensibilidad de los parámetros del modelo WEAP

**Tabla 5.-** Coeficientes de cultivo (Kc) en el modelo. Fuente CORANTIOQUIA y TNC (2014), SEI (2014) y SEI (2015)

Cobertura	Kc
Zonas urbanizadas	0.4
Zonas de extracción minera y escombreras	0.5
Cultivos transitorios	1.0
Cultivos permanentes	1.0
Pastos	1.0
Bosques	1.1
Áreas con vegetación herbácea y arbustiva	1.0
Aguas continentales	1.2

**Tabla 6.-** Métricas de calibración y validación del modelo WEAP

Métrica	Periodo de calibración (1997-2001)	Periodo de validación (2002-2004)
Eficiencia Nash-Sufcliffe	0.69	0.75
Sesgo relativo (BIAS)	4.83%	3.30%
Coefficiente de determinación (R <sup>2</sup> )	0.66	0.66



**Figura 8.-** Resultados de calibración y validación del modelo WEAP para las zonas de planicies inundables del río Nechí. (izquierda) Series de caudales simulados y observados para el periodo de calibración 1997-2001. (Derecha) Series de caudales simulados y observados para el periodo de validación 2002-2004. (inferior) Curva de duración de caudales observados y simulados.

**5.1.1. Resultados para el caudal Q10%**

En lo relacionado con el caudal Q10% (ver Figura 9), el resultado más importante es el aumento del caudal con la disminución de áreas de bosques y la pérdida de conectividad. Las simulaciones al año 2070 sugieren un aumento superior al 15.0% del caudal Q10%, con respecto al escenario que simula una tendencia similar a la actual, para el mismo periodo de simulación. Los resultados indican que mantener las coberturas del escenario de referencia pero disminuir la conectividad también conduce a un

aumento significativo del caudal Q10% implicando un aumento superior al 10% para una pérdida de conectividad del 90.0%. Se estima un aumento del caudal Q10% del mismo orden manteniendo la conectividad sin cambios pero asumiendo una pérdida de coberturas del orden del 40.0%.

Los resultados obtenidos concuerdan con diversos estudios sobre el efecto de la deforestación en los caudales máximos en las cuencas, los cuales evidencian la importancia de los ecosistemas y su vegetación asociada en el ciclo hidrológico a diferentes escalas, afirmando que la deforestación generalmente aumenta la productividad de agua y el

flujo base en los ríos y la reforestación reduce las cantidades de estas dos variables para la mayoría de las cuencas estudiadas. (Wilm, 1957; Salemi et al., 2012; Feng et al., 2012; Hewlett y Hibbert, 1961; Nagy y Lockaby, 2012; Iroume, 2010; Eamus, 2009; Sun et al., 2006 y Andreassian, 2004).

Para la cuenca del río Nechí, los caudales de aguas altas se encuentran asociados a inundaciones, especialmente, en el área de influencia de su desembocadura al río Cauca. Las simulaciones muestran como el aumento de vegetación boscosa

permite regular los caudales de aguas altas, disminuyendo la ocurrencia de inundaciones a futuro, esto debido a que influye en el aumento de la capacidad de campo y el almacenamiento capilar. Por tal razón, la recuperación de cobertura boscosa en toda la cuenca, especialmente en sus zonas media y alta, constituye parte de una estrategia de adaptación al cambio climático frente a la intensificación de eventos extremos. Es necesario reconocer que queda camino por recorrer en cuantificar la magnitud de la intervención adecuada con el fin de establecer la mejor estrategia de adaptación.

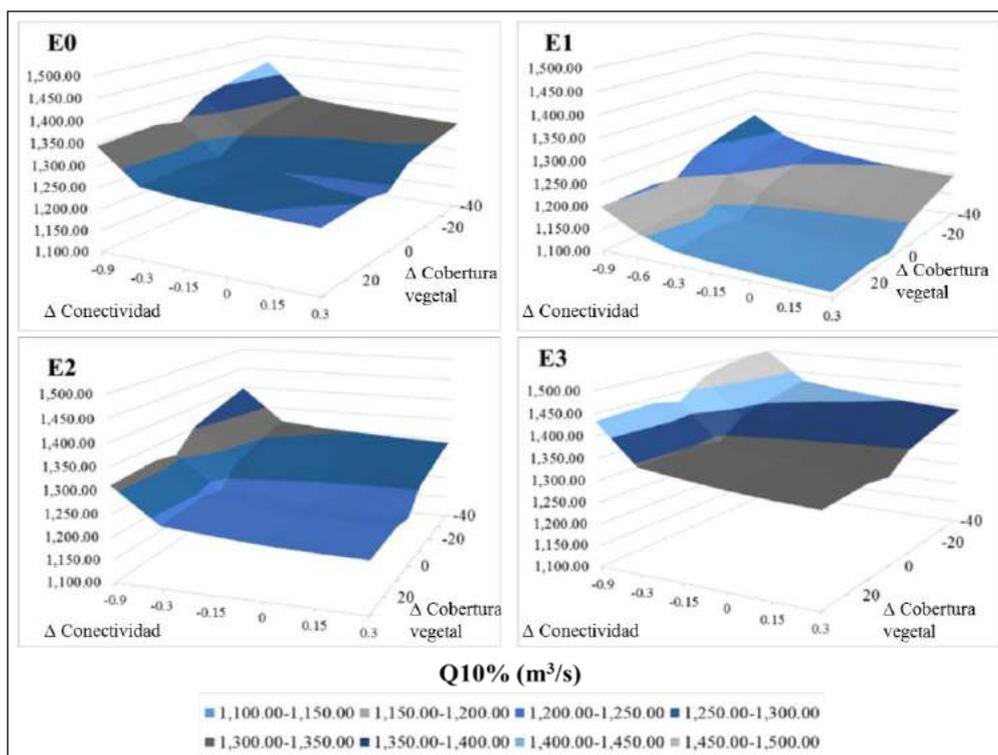


Figura 9.- Resultados de Q10% para los diferentes escenarios, los escenarios E0, E1, E2 y E3 se describen en la Tabla 3; los resultados incluyen una ventana temporal de paso de tiempo diario y periodo de simulación entre los años 1996 y 2070.

### 5.1.2 Resultados para el caudal Q97.5%

Los resultados muestran un aumento progresivo del caudal Q97.5% para los escenarios E1, E2, y E3 con variaciones del orden del 10% (ver Figura 10). Estos resultados podrían vincularse de manera similar a la hipótesis para pesquerías y migraciones ascendentes según la cual “el aumento de magnitud en los caudales bajos puede provocar el descenso en la abundancia de especies que prefieren corrientes lentas y hábitats someros, mientras que las especies especialistas fluviales o reofilicos obligados cambiarían su distribución o disminuirán su riqueza y abundancia si la magnitud de los caudales bajos fuera reducida, modificando así las potenciales pesquerías en la zona” (CORANTIOQUIA y TNC, 2014). Los valores más altos del Q97.5%, simulados se encuentran entre del 2.0% al 8.0% respecto al escenario de tendencia E0. En cuanto a los escenarios climáticos

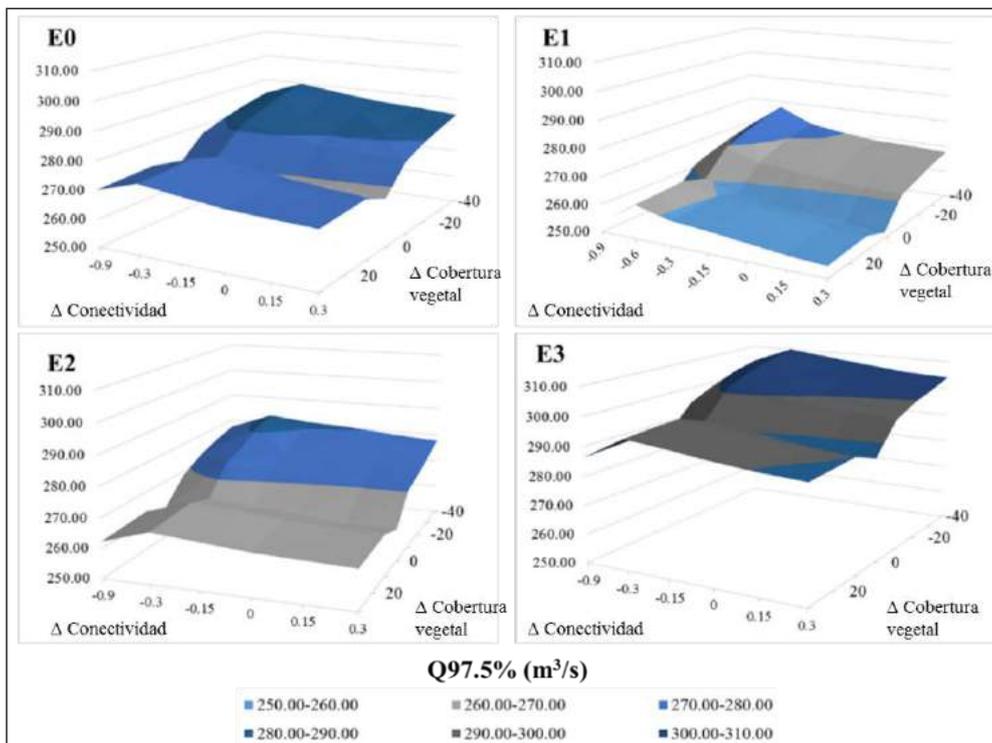
se observa que para una pérdida de conectividad de 30% se presenta el valor más alto de Q97.5% sin afectación por el cambio de cobertura vegetal. Por otra parte, una pérdida de conectividad mayor a este umbral, genera disminución de caudales mínimos.

Para la cuenca del río Nechí, los resultados indican que las coberturas vegetales tienen un efecto regulador de los caudales mínimos. Sin embargo, se tiene incertidumbre frente al efecto de la deforestación. En este sentido, es importante realizar análisis diferentes enfocados en la simulación de series que permitan un análisis de rachas que indiquen tiempos de permanencia de caudales para aguas altas y bajas sobre ciertos umbrales de importancia, simulando variabilidad en coberturas vegetales, así como otro tipo de estudios para determinar la validez de una hipótesis de regulación hídrica por parte de ciertas coberturas vegetales en la cuenca del río Nechí.

### 5.1.3 Resultados para el volumen medio de inundación en el catchment 23 (Ciénaga del Sapo)

En la Figura 11, se presentan los resultados encontrados para los volúmenes de inundación de la ciénaga de El Sapo para diferentes escenarios, pues constituye un área de amortiguación de gran importancia para el río Nechí, presentando un único canal de conexión directa entre ambos sistemas hídricos (río-ciénaga). Los resultados de las simulaciones sugieren que el aumento en el volumen medio de inundación (en millones de m<sup>3</sup>) está

relacionado fundamentalmente con la pérdida de conectividad en la ciénaga, con menor sensibilidad frente a los cambios de coberturas vegetales. Por su parte, el cambio de la conectividad entre -30% y 30%, implica volúmenes medios de inundación al 2070 en el rango 1.0 - 5.0 Mm<sup>3</sup>, mientras que una pérdida de conectividad del 90% implica volúmenes medios de inundación entre 25 y 30 Mm<sup>3</sup> indicando que la pérdida casi total de la conectividad podría generar volúmenes de inundación 7 veces mayores que los generados con una pérdida de conectividad en el rango -30% al 30%, lo cual conlleva graves implicaciones ecológicas, sociales y económicas.



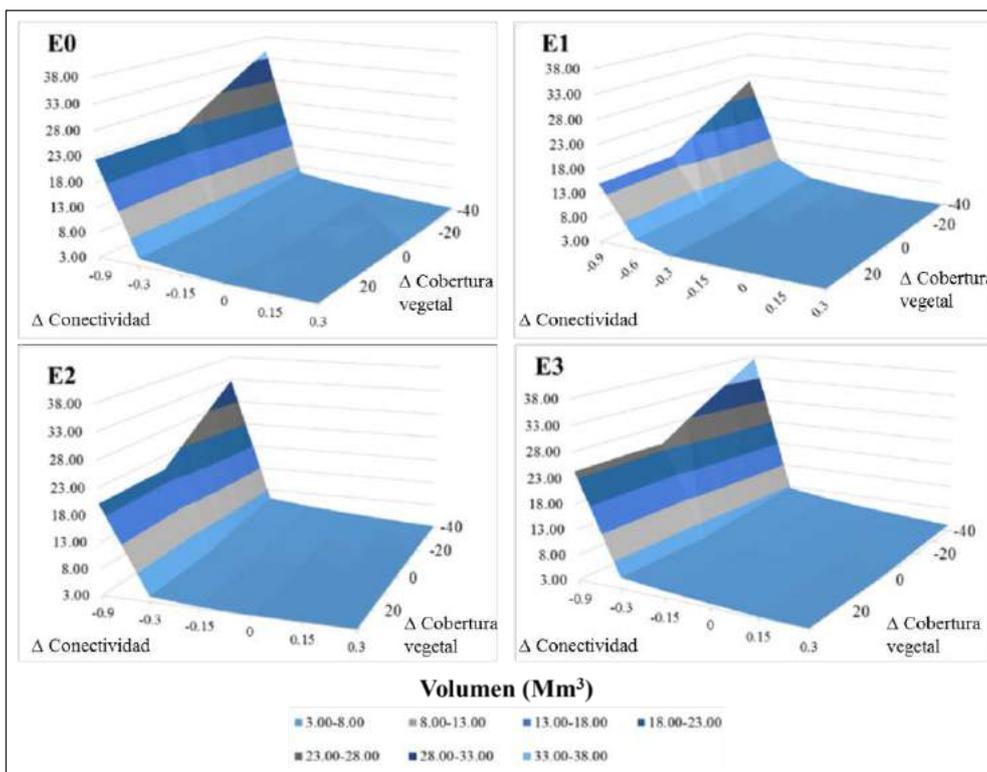
**Figura 10.-** Resultados de Q97.5% para los diferentes escenarios, los escenarios E0, E1, E2 y E3 se describen en la Tabla 3; los resultados incluyen una ventana temporal de paso de tiempo diario y periodo de simulación entre los años 1996 y 2070.

Los resultados exhiben mayor sensibilidad del volumen medio de inundación a los cambios de coberturas con un aumento de 3 Mm<sup>3</sup> a 6 Mm<sup>3</sup> con cambios de coberturas entre 0.0% y -40.0% (pérdidas de coberturas). Es importante notar que las simulaciones indican que el aumento de coberturas no implica disminución en el volumen medio de inundación mientras la pérdida de coberturas si implica un aumento en este atributo de las áreas inundables.

## 6. CONCLUSIONES

En este trabajo, se han realizado simulaciones de caudales medios diarios en la cuenca baja del río Nechí, tanto para condiciones actuales, así como teniendo en cuenta escenarios tendenciales de cambio de coberturas de tierra como de escenarios

de cambio climático, tales como variación de temperatura como de precipitación en el área de estudio. Los resultados obtenidos y los más relevantes de este estudio muestran que mantener las coberturas, pero disminuir la conectividad conduce a un aumento significativo del caudal Q10% (Caudal de aguas altas) implicando un aumento del orden de 100 m<sup>3</sup>/s para una pérdida de conectividad del 90.0%, entre las ciénagas. Se estima un aumento del caudal Q10% del mismo orden manteniendo la conectividad sin cambios pero asumiendo una pérdida de coberturas del orden del 40.0%. En general, el caudal Q10% aumenta para todos los escenarios cuando la conectividad disminuye por debajo de un 30.0%, tal como se muestra en la Figura 11.



**Figura 11.-** Resultados del volumen medio de inundación en la ciénaga El Sapo para los diferentes escenarios, los escenarios E0, E1, E2 y E3 se describen en la Tabla 3.

Los valores más altos del caudal Q97.5% simulados, se encuentran entre del 2.0% al 8.0% respecto al escenario de tendencia E0. En cuanto a los escenarios climáticos se observa que para una pérdida de conectividad de 30% se presenta el valor más alto de Q97.5% sin afectación por el cambio de cobertura vegetal. Los valores más altos del Q97.5% corresponden a la mayor pérdida de coberturas vegetales (-40%) y a un cambio de capacidad de almacenamiento del 30%. En este caso, el Q97.5% al 2070 podría presentar aumento en el caudal del orden de 8%, 6% y 3% para los escenarios E1, E2, y E3, respectivamente, respecto al escenario E0.

El volumen medio de inundación presenta mayor sensibilidad a los cambios de coberturas aumentando de 3 Mm<sup>3</sup> a 6 Mm<sup>3</sup> para cambios de coberturas entre 0.0% y -40.0%. Las simulaciones indican que el aumento de bosque no implica disminución en el volumen medio de inundación mientras la pérdida de coberturas si implica un aumento en este atributo de las áreas inundables.

### AGRADECIMIENTOS

Expresamos nuestros agradecimientos a las diferentes entidades que facilitaron la información: U.S Geological Survey (USGS) por las imágenes satelitales LANDSAT y los modelos digitales de elevación SRTM; a la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA) por la información cartográfica; al Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de

Colombia (IDEAM) y Empresas Públicas de Medellín (EPM) por la información hidrológica; al Stockholm Environmental Institute (SEI) por la licencia WEAP. Finalmente, agradecemos a los revisores por sus valiosos aportes para fortalecer este documento.

### BIBLIOGRAFÍA

Andréassian, Vazken. 2004. "Waters and Forests: From Historical Controversy to Scientific Debate." *Journal of Hydrology* 291(1-2):1-27.

Angarita, H., J. Delgado, Escobar, M, and Wickel, B. 2015. Biodiversity, wetland ecosystems and flood risks: Implications of hydropower expansion on the Magdalena River. *SEI - U.S. Davis Office*

Angarita, H., J. Delgado, Escobar, M., and T. Walschburger. 2013. "Escenarios de Alteración Regional Del Régimen Hidrológico En La Cuenca Magdalena-Cauca Por Intensificación de La Demanda Para Hidroenergía. Seminario Internacional: Manejo Del Riesgo En El Ciclo Del Agua."

CORANTIOQUIA y TNC. 2014. "Convenio de Asociación No. 953 de 2013."

Eamus, D. 2009. "Impacts on Plantation Age, Fire and Disturbance on Catchment Water Yield." *Land & Water Australia*.

Feng, X. M. et al. 2012. "Regional Effects of Vegetation Restoration on Water Yield across the Loess Plateau, China." *Hydrology and Earth System Sciences* 16(8):2617-28.

- Hewlett, J. D. and A. R. Hibbert. 1961. "Increases in Water Yield after Several Types of Forest Cutting." *Quart. Bull. Int. Assoc. Sci. Hydrol.* 3:5–17.
- IDEAM. 2010. "Leyenda Nacional de Coberturas de La Tierra. Metodología CORINE Land Cover Adaptada Para Colombia, Escala 1:100.000." P. 16 in *Area*, vol. TH-62-04-1.
- IDEAM. 2015. *Nuevos Escenarios de Cambio Climático Para Colombia 2011-2100 Herramientas Científicas Para La Toma de Decisiones – Enfoque Nacional - Regional*. Bogotá.
- IPCC-WGII-AR5. (2014). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. New York: Cambridge University Press, Cambridge
- Iroume, A., H. Palacios, J. Bathurst, and A. Huber-Lee. 2010. "Escorrentías Y Caudales Máximos Luego de La Cosecha a Tala Rasa Y Del Establecimiento de Una Nueva Plantación En Una Cuenca Experimental Del Sur de Chile." *Bosque* 31(2):117–28.
- Kiparsky, M., B. Joyce, D. Purkey, and C. Young. 2014. "Potential Impacts of Climate Warming on Water Supply Reliability in the Tuolumne and Merced River Basins, California." *PloS one* 9(1):16. Retrieved (<http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=3896353&tool=pmcentrez&rendertype=abstract>).
- McCuen, Richard H., Zachary Knight, and A. Gillian Cutter. 2006. "Evaluation of the Nash–Sutcliffe Efficiency Index." *Journal of Hydrologic Engineering* 11(6):597–602.
- Moriasi, D. N., Arnold, J.G. 2007. "Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations." *Transactions of the ASABE*, 50(3):885–900.
- Nagy, R. C. and B. G. Lockaby. 2012. "Hydrologic Connectivity of Landscapes and Implications for Forest Restoration." in *Forest Landscape Restoration. Integrating Natural and Social Sciences*. Alabama.
- Nash, J. E. and J. V. Sutcliffe. 1970. "River Flow Forecasting through Conceptual Models Part I — A Discussion of Principles." *Journal of Hydrology* 10(3):282–90.
- Ortega, F. 2008. "Núcleo de Monte Carlo Y Camino Aleatorio En Ambientes de Alto Desempeño." Instituto Politécnico Nacional.
- Porretta-Brandyk, L., Chormański, J., Ignar, S., Okruszko, T., Brandyk, A., Szymczak, T., Krężałek, K. 2010. "Evaluation and Verification of the WetSpa Model Based on Selected Rural Catchments in Poland." *Journal of Water and Land Development* 14(1):115–33.
- Poveda, G. 2011. "Mixed memory, (non) Hurst effect, and maximum entropy of rainfall in the Tropical Andes, Adv. Water Resour., 34(2), 243-256.
- Poveda, G. 2004. "La hidroclimatología de Colombia: una síntesis desde la escala inter-decadal hasta la escala diurna". *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 28 (107), 201-222, ISSN: 0370-3908.
- Salemi, Luiz Felipe et al. 2012. "Riparian Vegetation and Water Yield: A Synthesis." *Journal of Hydrology* 454-455:195–202.
- Sieber, J., A. Huber-Lee, and P. Raskin. 2002. "WEAP: Water Evaluation And Planning System User Guide (for WEAP 21)." *Stockholm Environmental Institute—Boston, and Tellus Institute, User Guide for WEAP 21, Boston, MA*.
- Sun, Ge et al. 2006. "Potential Water Yield Reduction due to Forestation across China." *Journal of Hydrology* 328(3-4):548–58.
- TNC. 2014. "Ecosystem Based Adaptation in the Magdalena Basin."
- Wilm, H. G. 1957. "The Influence of Forest Vegetation on Water and Soil." *Unasylva* 11(4).
- Yates, D. et al. 2009. "Climate Driven Water Resources Model of the Sacramento Basin, California." *Journal of Water Resources Planning and Management* 135:303–13.
- Yates, D., J. Sieber, D. Purkey, and A. Huber-Lee. 2005a. "WEAP a Demand, Priority, and Preference Driven Water Planning Model: Part 1, Model Characteristics." *Water International* 30(4):487–500.
- Yates, D., J. Sieber, D. Purkey, and A. Huber-Lee. 2005b. "WEAP21 – A Demand-, Priority-, and Preference-Driven Water Planning Model. Part 2: Aiding Freshwater Ecosystem Service Evaluation". *Water International*, 30(4), pp. 501-512.
- Young, C. et al. 2009. "Modeling the Hydrology of Climate Change in California's Sierra Nevada for Subwatershed Scale Adaptation." *Journal of the American Water Resources Association* 45(6):1409–23.

## MODELACIÓN DEL CURSO ALTO DEL RÍO LERMA (CARL), UTILIZANDO QUAL2KW, CONSIDERANDO LA DISTRIBUCIÓN Y VARIACIÓN DE NITRÓGENO AMONICAL Y NITRÓGENO COMO NITRATOS

### MODELLING OF COURSE LERMA RIVER HIGH (CARL), USING QUAL2KW, CONSIDERING THE DISTRIBUTION AND VARIATION OF AMMONIA NITROGEN AND NITROGEN AS NITRATES

Salinas Tapia, Humberto;<sup>1</sup> Flores Gutiérrez, Leonarda; García Aragón, Juan Antonio; Tejada, Samuel<sup>3</sup> y López Rebollar, Boris<sup>2</sup>

#### Resumen:

El Curso Alto del Río Lerma (CARL) se encuentra en una región industrial altamente activa, con importantes niveles de producción agrícola y un acelerado crecimiento industrial. Estudios han comprobado que se ha deteriorado la calidad del agua del CARL, situándolo entre los ríos más contaminados de México. En el presente trabajo se calibró y validó el modelo QUAL2Kw con datos obtenidos experimentalmente en época de estiaje. Se simuló un tramo de 30 km del Río Lerma que va desde el puente de la carretera México-Toluca (cerca de su nacimiento) hasta antes de la presa J.A. Alzate, en lo que se refiere al nitrógeno amoniacal, nitrógeno orgánico y nitrógeno como nitritos. La metodología general del trabajo se divide en tres etapas: investigación preliminar, calibración y validación del modelo. Para el nitrógeno amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), la diferencia entre el valor modelado y el valor observado fue en promedio del 26%, si bien la diferencia es alta se considera que se debe a errores en las mediciones en los tributarios. Otro parámetro que ayuda a distinguir el rendimiento del modelo en el periodo de calibración con el periodo de validación es el RMSE, obteniendo un valor global en la calibración de 4,07 y validación de 3,25, para NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, los valores son 9,10 y 4,76 respectivamente. Comparando los valores obtenidos en este trabajo contra los reportados por otros autores, se concluye que con los datos disponibles se logró un buen ajuste del modelo, el cual permitirá plantear escenarios a corto, mediano y largo plazo que sirvan de apoyo en la toma de decisiones.

**Palabras clave:** modelo; nitrógeno amoniacal; río Lerma; calidad de agua, calibración

#### Abstract:

The Upper Course of Lerma River (CARL) is a highly active industrial region, with significant levels of agricultural production and accelerated industrial growth. Studies have shown that the quality has deteriorated CARL water, placing as one of the most polluted rivers in Mexico. In this work was calibrated and validated the model QUAL2Kw with data experimentally obtained in the dry period. A simulated of 30 km length of the Lerma River that goes from the bridge of the Mexico-Toluca highway (near its source) to be simulated before the dam JA Alzate, in regard to ammonia nitrogen, organic nitrogen and nitrite nitrogen. The general methodology of work is divided into three stages: preliminary investigation, calibration and validation of the model. For ammonia nitrogen (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), the difference between the modeling value and the observed value was in average 26%, although the difference is high is considered to be due to error in measurement on the tributaries. Another parameter that helps distinguish model performance in calibration period with the validation period is the RMSE, getting an overall value of 4.07 in the calibration and validation of 3.25, to NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, values are 9.10 and 4.76 respectively. Comparing the values obtained in this work with those reported by other authors, concluded that with the available data was its obtained a good fit of the model, which will permit propose scenarios in the short, medium and long term that support are the decision making.

**Keywords:** model; ammonia nitrogen; Lerma River; water quality, calibration

## 1. INTRODUCCIÓN

En el mundo es indiscutible el incremento del deterioro de la calidad del agua en los ríos. La cantidad de agua disponible en la tierra no aumenta ni disminuye, pero si la población humana crece drásticamente, incrementando la necesidad de este

recurso con calidad adecuada para su consumo. En diversas regiones del mundo es un factor limitante para la salud humana, la producción de alimentos, el desarrollo industrial, el mantenimiento de los ecosistemas naturales y su biodiversidad.

<sup>1</sup> Profesor-Investigador, Centro Interamericano de Recursos del Agua, UAEM, Toluca, Estado de México, México

<sup>2</sup> Maestro en Ciencias de Agua, Centro Interamericano de Recursos del Agua, UAEM, Toluca, Estado de México, México

<sup>3</sup> Profesor-Investigador, Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Estado de México, México

E-mail: [hsalinast@uaemex.mx](mailto:hsalinast@uaemex.mx),

La salud de un ecosistema acuático es esencial y depende no sólo de la cantidad del agua, sino principalmente de su calidad (Díaz et al., 2005). Las características físicas, químicas y biológicas del agua determinan su calidad las cuales pueden ser modificadas por procesos naturales y/o a través de los contaminantes generados por el hombre.

En México la descarga de aguas residuales municipales e industriales a los ríos, sin tratamiento previo y/o análisis de ningún tipo, es un problema histórico. Actualmente el crecimiento de las actividades antropogénicas desarrolladas en la cuenca del Curso Alto del Río Lerma (CARL) ha dado origen a un gran volumen de descargas de aguas residuales con altas cargas de materia orgánica y otros contaminantes. En términos de calidad del agua, los estudios fisicoquímicos demuestran que el agua no cumple con las características mínimas necesarias para su uso como agua de riego ni mucho menos para la protección de la vida acuática (Ávila et al., 2008; García-Aragón et al., 2013).

Existe una fuerte correlación entre las cargas de nutrientes en los ríos con el uso de la tierra, y especialmente con las prácticas agrícolas. Históricamente la carga de nutrientes en los ríos ha ido en aumento de forma paralela al incremento de la población humana en sus cuencas. Sin embargo, Xu et al. (2013), demostraron que la mayor carga de nitrógeno no proviene de las tierras de cultivo (fertilizantes) si no de las descargas residuales domésticas y que en los últimos 30 años ha sido una de las principales causas de la degradación del agua y eutrofización de los ríos (Chen et al., 2013).

Los nutrientes son sustancias solubles que las plantas necesitan para su desarrollo. Sin embargo, el exceso afecta negativamente los procesos químicos y la dinámica de los ecosistemas acuáticos. La carga de nutrientes de los ríos en zonas densamente pobladas, depende de diversos factores, por ejemplo: la hidrología, las entradas de fuentes terrestres, como es la escorrentía y los procesos de advección, difusión y dispersión en la corriente que conducen a la transformación, la retención y eliminación durante su viaje hacia aguas abajo. La evaluación de la importancia de estos procesos complejos y relacionados entre sí, puede proporcionar un entendimiento de cómo la calidad del agua del río y el funcionamiento ecológico reflejan el uso de la tierra y de la actividad humana en la cuenca (Billen et al., 2007).

La eutrofización ha sido el principal problema que enfrenta la mayoría las aguas superficiales en todo el mundo (Smith y Schindler, 2009; Wu y Xu, 2011). La reducción de las cargas de nutrientes es esencial para la mejora de la calidad del agua y la restauración ecológica de los cuerpos de agua. Siendo el nitrógeno (N) y fósforo (P), los causantes principales de la eutrofización.

Debido a su deterioro y alta contaminación, el Curso Alto del Río Lerma (CARL) es uno de los ríos de

mayor interés en México. Se localiza en el Estado de México, en una región industrial altamente activa, con importantes niveles de producción agrícola y un acelerado crecimiento industrial y poblacional (Ávila et al., 2008). Estudios han comprobado que la calidad del agua del CARL se ha deteriorado, al grado de situarlo entre los ríos más contaminados de México (Greenpeace, 2014). De ahí que, en el presente trabajo se calibró y validó el modelo QUAL2Kw en un tramo del Río Lerma, en relación al nitrógeno amoniacal y nitrógeno como nitratos, con la finalidad de evaluar la influencia que tienen los tributarios en la calidad del agua del cauce principal, y con los resultados realizar estimaciones futuras. Adicionalmente se modeló el nitrógeno total de Kjeldahl para identificar los tributarios que se consideran críticos según los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas que establece la norma oficial NOM-001-SEMARNAT, en función del uso posterior que tendrá el agua.

## 2. METODOLOGÍA

### 2.1 Área de estudio

El sistema hidrológico Lerma-Chapala-Santiago es uno de los más importantes de México, con una superficie estimada de 130,000 km<sup>2</sup>. Esta cuenca ocupa porciones de los estados de México, Michoacán, Querétaro, Guanajuato, Jalisco, Aguascalientes, Zacatecas, Durango y Nayarit (Figura 1), donde se encuentran varios de los centros de población más importantes del Altiplano Central Mexicano (Díaz-Delgado et al., 2002).

El río Lerma es el cauce principal de ésta cuenca. El perfil longitudinal del colector principal de la Cuenca Alta del Río Lerma, lo que corresponde al Estado de México, y un criterio hidrológico-tectónico permiten la división de su curso en tres porciones: Alto, Medio y Bajo.

Uno de los principales problemas que enfrenta actualmente la cuenca, es la contaminación de agua, suelo y aire (GEM, 2010a), problema que se ha agudizado por el incremento del desarrollo urbano e industrial. El crecimiento en la industrialización en el valle de Toluca después de 1960, provocó el aumento en la generación de desechos y las descargas de aguas residuales, que en conjunto con las descargas de aguas de origen doméstico y la disminución del caudal, por el transvase a la ciudad de México, convirtieron al río Lerma en uno de los más contaminados del país (Greenpeace, 2014).

La cuenca es un caso emblemático de la contaminación de ríos en México: cuenta con más de 500 mil habitantes en el área de influencia demográfica y más de 500 industrias de diversos giros (químico, farmacéutico, plásticos, alimenticio, etc.) establecidas en el corredor Toluca-Lerma formando la segunda zona industrial más importante del país (INEGI, 2015).

Todas estas industrias producen aguas residuales que contienen diversas sustancias químicas, algunas con propiedades nocivas para la salud y el ambiente; entre ellas se pueden encontrar metales pesados altamente tóxicos como mercurio, plomo y cadmio (García-Aragón et al., 2013) y otros químicos dañinos como el tolueno y benceno (Greenpeace, 2014), que no se incluyen en ninguna regulación nacional sobre las descargas al agua.

El área de estudio corresponde al tramo del CARL que va desde el puente de la carretera México-Toluca hasta la Presa José Antonio Alzate, con una longitud aproximada de 27.5 km. Esta zona se ha identificado en estudios previos como el tramo más contaminado (Hinojosa, 2006). En este tramo del río, descargan diferentes ríos tributarios, los principales son el río Tejalpa, río Verdiguél, río Ameyalco, río Atarasquillo, río Sta Catarina, canal Totoltepec y río Temoaya, además de la descarga de las plantas de tratamiento Toluca Norte y Reciclagua (Figura 1).

## 2.2. Modelo de calidad del agua QUAL2Kw

La importancia de la modelación de la calidad del agua radica en conocer la cantidad, calidad y tipo de contaminantes que son arrojados a un cuerpo de agua, y relacionar la concentración de contaminantes en las entradas con la calidad del cuerpo receptor. Con base en la calidad, se pueden fijar condiciones particulares de descarga, acciones encaminadas a la conservación del recurso, ayudando así a mantener la flora y fauna de los cuerpos receptores y la reutilización del agua (Montelongo, et al., 2007).

Los trabajos en materia de modelos de calidad del agua han sido numerosos en los últimos años (Hossain et al., 2014; Gikas, 2014;). Dentro de los modelos matemáticos de calidad del agua se encuentra la serie QUAL, desarrollados por el laboratorio de investigación ambiental de la USEPA, cuyo objetivo es simular el comportamiento de los componentes hidrológicos y de calidad de agua en un sistema de corrientes.

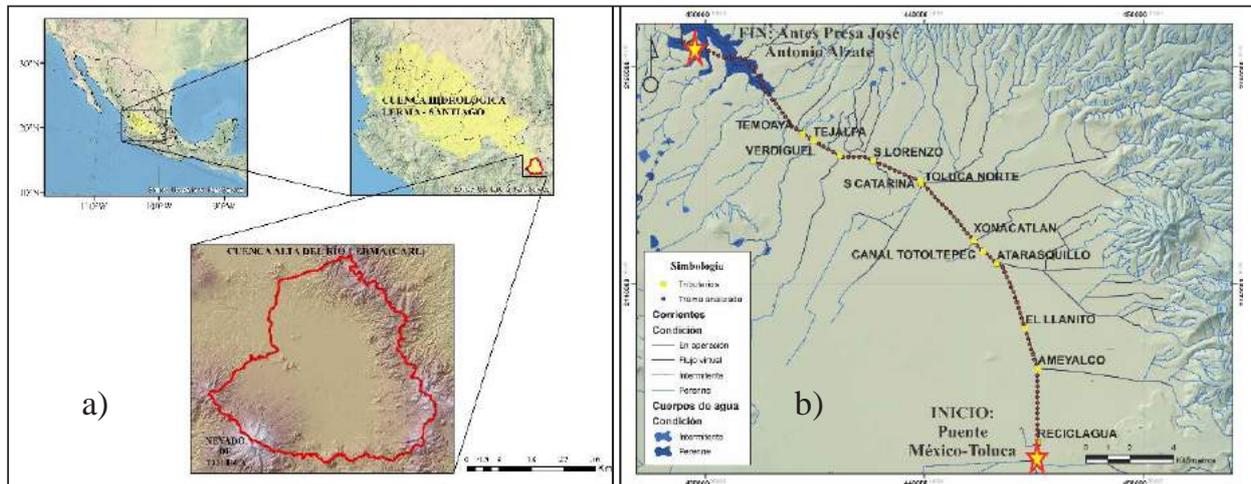


Figura 1.- Área de estudio. a) Localización de la Cuenca Alta del Río Lerma. b) Localización de los tributarios

El modelo QUAL2Kw (Chapra y Pelletier, 2008) es un modelo unidimensional, con modelación de sistemas hídricos de tipo dendrítico, que permite simular descargas y extracciones tanto puntuales como dispersas. El modelo simula los parámetros de: conductividad, sólidos suspendidos inorgánicos, oxígeno disuelto, DBO rápida ( $DBO_5$ ), DBO lenta ( $DBO_{20}$ ), nitrógeno orgánico disuelto, nitrógeno amoniacal, nitratos, alcalinidad, carbono orgánico total, algas de fondo, temperatura y caudal, entre otros. En las últimas versiones el modelo trabaja bajo condiciones anaeróbicas y de anoxia.

La representación de la corriente principal en el modelo, se realiza mediante una esquematización que representa las características hidro-geométricas. La corriente es conceptualizada como una sucesión de elementos computacionales (Figura 2), que operan como reactores completamente mezclados, ligados uno a otro por mecanismos de transporte y

difusión. Estos elementos se agrupan en segmentos que se caracterizan por tener las mismas propiedades hidráulicas (pendiente, sección transversal, rugosidad, etc.). Para cada elemento se realiza un balance hidrológico en términos del caudal  $Q$ , un balance térmico en términos de la temperatura  $T$ , y un balance de masa en términos de concentración  $c$ , de cada parámetro a evaluar.

El caudal es calculado, considerando conservación de masa, en cada elemento mediante la siguiente expresión (Figura 2a):

$$Q_i = Q_{i-1} + Q_{in,i} - Q_{out,i} \quad (1)$$

Donde:  $Q_i$ , caudal en la salida del elemento  $i$ ;  $Q_{i-1}$ , caudal en la entrada del elemento,  $Q_{in,i}$ , caudal de descargas en el elemento  $i$  y  $Q_{out,i}$ , caudal de extracciones o salidas en el elemento  $i$ .

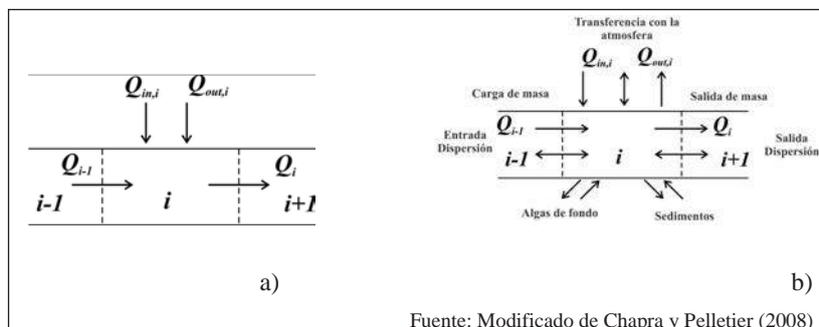
En los elementos puede haber ganancia o pérdida de masa debido a procesos de transporte, fuentes externas o por fuentes internas (Figura 2b). El modelo QUAL2Kw, permite evaluar la capacidad asimilativa del agua residual de un sistema, mediante

la simulación de varios constituyentes de calidad del agua, resolviendo las ecuaciones de advección-dispersión de masa y de reacción. El balance general de masa en cada elemento se calcula como:

$$\frac{dc_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} c_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} c_i - \frac{Q_{out,i}}{V_i} c_i + \frac{E_{i-1}}{V_i} (c_{i-1} - c_i) + \frac{E_i}{V_i} (c_{i+1} - c_i) + \frac{W_i}{V_i} + S_i \quad (2)$$

Donde:  $dc/dt$ , variación de la concentración del constituyente respecto al tiempo en el elemento  $i$ ;  $E'$ , variación de la concentración debido a la dispersión;  $W_p$ , carga externa del constituyente en el elemento  $i$  y  $S_p$ , entradas y salidas del constituyente debido a las reacciones y los mecanismos de transferencia.

Las ecuaciones de balance resultantes se resuelven con un método clásico de diferencias finitas implícito. Los resultados finales se traducen en curvas que muestran la variación de los parámetros modelados a lo largo de la corriente.



Fuente: Modificado de Chapra y Pelletier (2008)

**Figura 2.-** Conceptualización de la corriente. a) Balance de caudal en la corriente.  
 b) Balance de masa en la corriente.

### 2.3 Información disponible

El presente trabajo se limitó a la búsqueda de información referente a la época de estiaje por considerarse la época más crítica en cuanto a la calidad del agua en el río. En esta época no existe dilución debido a la precipitación, y las descargas de los tributarios corresponden a agua servida. Por lo tanto, la información recopilada es del mes de marzo y se utilizó información del año 2006 para la calibración y del año 2013 para la validación, se consideran estos años debido a la información disponible.

### 2.4 Parámetros hidráulicos

Una vez definido el tramo de estudio, que corresponde al cruce del río con la carretera México-Toluca hasta antes de la presa José Antonio Alzate, con las secciones transversales disponibles, se procedió a calcular los parámetros hidráulicos para alimentar el modelo. Se optó alimentar el modelo con curvas de relaciones hidráulicas, por considerar que permiten representar mejor las propiedades hidráulicas del río. Para la obtención de los coeficientes de estas curvas se utilizó el software HEC-RAS, donde se modeló el caudal del mes de marzo de 2006.

### 2.5 Datos meteorológicos

Los datos meteorológicos utilizados en la alimentación del modelo QUAL2Kw fueron: temperatura del aire, temperatura del punto de rocío, velocidad del viento, porcentaje del cielo cubierto por nubes y sombra sobre el río. Estos datos son de importancia para el funcionamiento del modelo QUAL2Kw, ya que sirvieron para la calibración de la temperatura. La temperatura es la base para la determinar la velocidad de las reacciones en el agua.

Las variables se obtuvieron de la estación hidrométrica ALZATE ubicada en el Estado de México en el Municipio de Toluca (Lat 19° 24' 34.92", Long 99° 44' 12.12"), controlada por Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) a través del Servicio Meteorológico Nacional. Los datos proporcionados fueron los correspondientes a los años 2008 a 2013, realizándose el análisis de los datos del mes de marzo. Como resultado de este análisis se obtuvo la temperatura del aire, humedad relativa y velocidad del viento en un intervalo de 24 horas. El valor promedio diario de la temperatura ambiental fue 12.3 °C, mientras que la temperatura de punto de rocío fue 2 °C, y la velocidad del viento fue 4.17 m/s.

Para la variable de sombra se utilizó un valor de 0%, con ayuda del software Google Earth se reconoció

visualmente el CARL y se observó que no hay sombra debida a topografía o vegetación. Mientras que para la cobertura de nubes se utilizó un valor del 10%, se consideró que en ese mes del año, la mayor parte de los días permanecen despejados. Cabe mencionar que todas las variables meteorológicas se consideraron constantes a lo largo del tramo del río.

### 2.6 Datos de calidad del agua

Existen diversos estudios sobre calidad del agua del CARL, (García-Aragón, 2013; Greenpeace, 2014), cuyos resultados han mostrado que el CARL se encuentra altamente contaminado. En estos estudios se han evaluado diversos parámetros de calidad del agua entre los más comunes, oxígeno disuelto, DQO, DBO<sub>5</sub>, color, pH, incluso en algunos se han evaluado la contaminación por metales.

Para la calibración se utilizaron los datos obtenidos por Tejeda (2011) para el mes de marzo del 2006, se consideró este estudio porque incluye datos de calidad del agua tanto en el cauce principal como en los ríos tributarios, además el estudio presenta resultados de nitrógeno amoniacal. El estudio dispone de trece estaciones de muestreo sobre el río Lerma, de los cuales nueve están en el área de estudio. También cuenta con dieciocho estaciones de muestreo sobre los ríos tributarios, de los cuales 12 están en el área de estudio (Figura 3).

Mientras que, para la validación se utilizaron datos obtenidos por la Comisión Nacional del Agua

(CONAGUA) para marzo del año 2013. La CONAGUA realiza muestreos de forma mensual en diferentes estaciones sobre el río Lerma, la información disponible es de cinco estaciones sobre el CARL y tres estaciones ubicadas en los tributarios (Toluca-Norte, Canal Totoltepec y río Temoaya) (CONAGUA, 2014b), en la figura 3 se muestra las ubicaciones de las estaciones sobre el río Lerma.

En la tabla 1, se muestran los datos de calidad del agua para los principales tributarios, utilizados para la calibración, donde se observa que descargan cantidades significativas de nitrógeno amoniacal, los cuales superan las normas oficiales mexicanas.

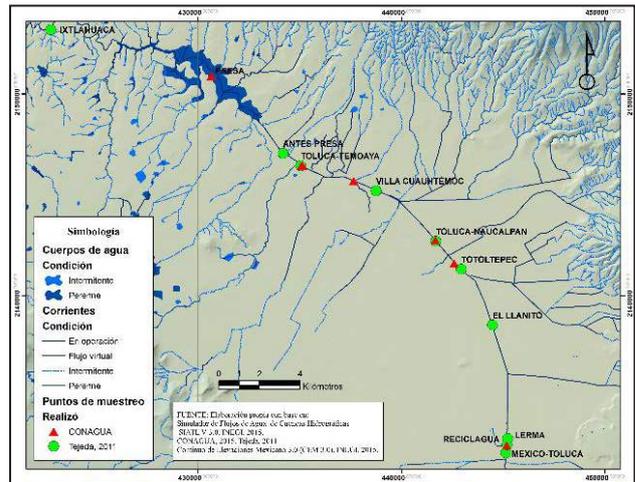


Figura 3.- Localización de las estaciones de muestreo Tejada (2011) y CONAGUA (2014).

Tabla 1.- Parámetros de calidad del agua de los principales tributarios (Tejeda, 2011).

Tributarios	Q (L/s)	T (°C)	OD (mg/L)	BDO <sub>5</sub> (mg/L)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg N/L)	Procedencia de las aguas residuales
Reciclagua	450	30.1	0.2	82.41	18.3	Industrial - Planta de tratamiento
Ameyalco	95	16.8	0.9	62.38	<b>43.6</b>	Municipal
Canal Totoltepec	1000	19.7	0.7	86.66	34.6	Industrial + Municipal – Planta de tratamiento
Xonacatlan	95	18.8	1.4	55.27	<b>48.9</b>	Municipal
Toluca norte	1250	20.9	1.6	28.75	<b>40.4</b>	Industrial + Municipal – Planta de tratamiento
Tejalpa	426	25.5	2.7	60.25	<b>64.2</b>	Industrial + Municipal

### 2.7 Calibración y validación

La calibración puede resumirse como la actividad de llevar a un margen mínimo la diferencia entre los datos simulados por el modelo y los datos medidos en campo para el mismo parámetro. En un modelo ambiental la calibración está encaminada al ajuste de las constantes cinéticas que influyen en los procesos del modelo, se asume que la información con la que se alimenta el modelo (condiciones de entrada, condiciones de frontera) es confiable.

Para este estudio la calibración se realizó con datos puntuales del muestreo efectuado por Tejeda (2011) en marzo de 2006, tanto en el río principal como en los tributarios. Para la calibración de las constantes cinéticas se realizó un total de 100 generaciones con 100 poblaciones, se utilizaron los factores de peso propuestos por Kannel et al. (2007). Para más información acerca del proceso de calibración en Pelletier et al., (2006).

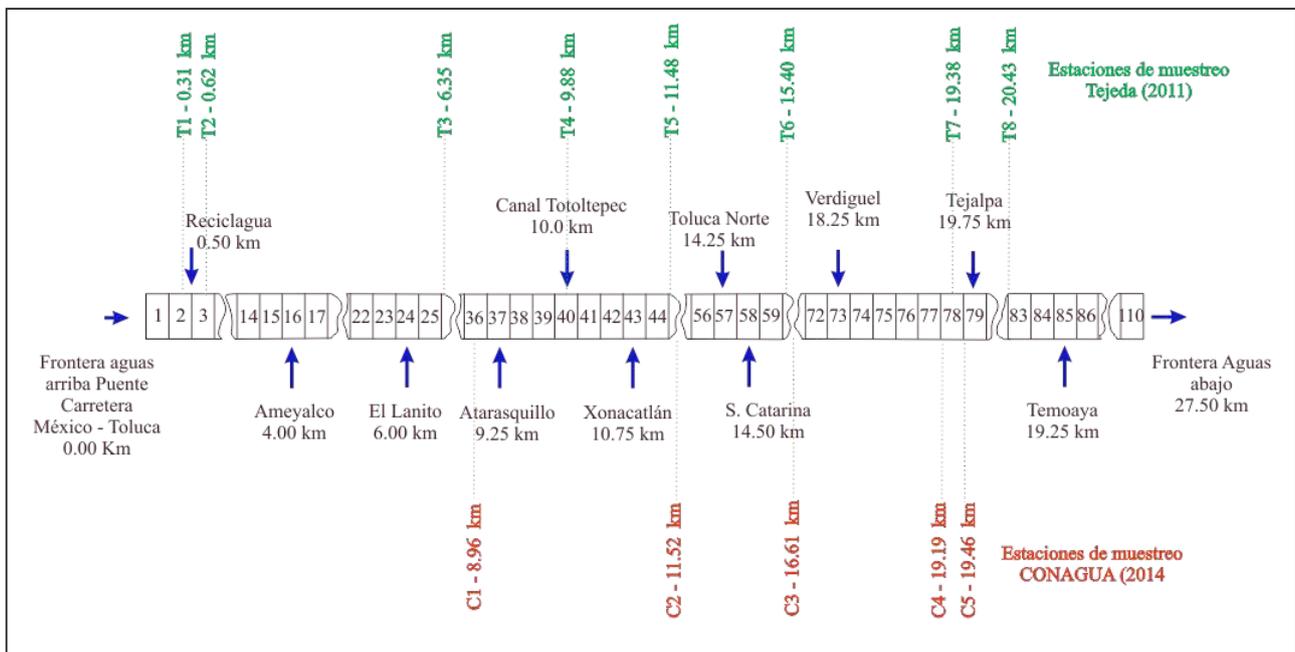


Figura 4.- Conceptualización del río Lerma en QUAL2Kw

Mientras que, la validación del modelo se realizó con datos obtenidos por CONAGUA (2014), en las diferentes estaciones situadas en el río, con fecha de muestreo marzo de 2013. Para los tributarios se calculó el caudal y la carga de contaminante (nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico) en función de la población. En la tabla 2 se muestran datos utilizados en la validación, para tributarios con mayor aporte en el río Lerma. .

Tabla 2. Parámetros de calidad del agua utilizados en la validación (Conagua, 2014).

Tributario	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg N/L)	Q (m <sup>3</sup> /s)
Ameyalco	50.4	0.095
Xonacatlán	69.0	0.131
Tejalpa	79.17	0.517

### 3. RESULTADOS

Los modelos de calidad del agua son utilizados extensamente para el manejo de ríos y arroyos, así como apoyo en la toma de decisiones. Estos modelos son calibrados ajustando gran número de parámetros para alcanzar un acuerdo óptimo entre el modelo de salida y las mediciones hechas en campo. Los parámetros cinéticos calibrados se muestran en la tabla 3. Los valores máximos y mínimos utilizados fueron los propuestos por Pelletier et al., (2006). Se observa, que la tasa de nitrificación es muy baja, debido a las concentraciones bajas de oxígeno disuelto en el río.

Tabla 3.- Parámetros cinéticos calibrados con el modelo QUAL2Kw

Parámetro	Unidad	Valor	Valor mín.	Valor máx.
<b>Estequiometria</b>				
Carbono	gC	40	30	60
Nitrógeno	gN	7.2	5	9
Peso seco	gD	100	100	100
Clorofila	gA	1	0.5	2
<b>Oxígeno</b>				
O <sub>2</sub> para la nitrificación de NH <sub>4</sub>	gO <sub>2</sub> /gN	4.57		
<b>Nitrógeno orgánico</b>				
Hidrólisis	/d	0.1230525	0.05	0.3
<b>Nitrógeno amoniacal</b>				
Nitrificación	/d	0.3048594	0.05	3
<b>Nitratos</b>				
Desnitrificación	/d	1.65076	0	2

#### 3.1 Resultados de la calibración

En la figura 5a se muestra el resultado de la calibración de la velocidad con QUAL2Kw, comparado con el resultado de HEC-RAS, y se observa que se ajustan adecuadamente, lo que significa que los parámetros de las curvas características de caudal utilizadas en el modelo son válidos. De forma particular, en la figura 5b se muestra el perfil del caudal y la velocidad obtenida con QUAL2Kw, se observa como el caudal aumenta debido a la descarga de los tributarios,

siendo los que mayor caudal descargan el canal Totoltepec y el colector de la planta Toluca-Norte, ubicados en el kilómetro 10 y 14 respectivamente. Los resultados se compararon con los registrados de la estación hidrométrica México-Toluca (estación ubicada en la frontera aguas arriba) que registra caudales en un intervalo de 0.5-0.7 m<sup>3</sup>/s en el mes de marzo. Y en la estación hidrométrica la "Y" (ubicada antes de la entrada a la presa José Antonio Alzate) se registra caudales de 4.5 a 5.0 m<sup>3</sup>/s en el mes de marzo. Por lo tanto, se considera adecuado el balance hídrico propuesto.

También se observa como la velocidad es baja, menor a 0.1 m/s al principio del tramo en estudio y va aumentando a medida que hay mayor aporte de los tributarios, sin embargo, el aumento también se debe al cambio de pendiente en los diferentes tramos del río. Las velocidades registradas en las estaciones hidrométricas México-Toluca y la "Y" en el mes de marzo se encuentran en un intervalo de 0.05-0.12 m/s y 0.4 a 0.9 m/s, respectivamente.

También, se realizó la calibración de la temperatura en el modelo, en la figura 6 se observa un buen ajuste del modelo a las mediciones hechas en campo, estas se encuentran en el rango máximo y mínimo simulado. El valor promedio modelado es de 18°C y de acuerdo con la NOM-001 SEMARNAT 1996, haciendo referencia a la temperatura, el agua de este río podría destinarse para cualquier uso.

Además en la figura 6 se observa un aumento significativo de la temperatura después de la descarga de Reciclagua y solo pequeños saltos en las descargas de las plantas de tratamiento Toluca norte y Toluca oriente. Esto se debe a que la temperatura del agua residual suele ser siempre más elevada que la del agua de suministro, debido principalmente a la incorporación de agua caliente procedente de las casas y los diferentes usos industriales. Este parámetro resulta muy importante dentro de la modelación de calidad del agua, debido a que afecta directamente a muchos de los procesos biológicos y fisicoquímicos, incluyendo los nutrientes que se encuentran en el agua. En especial, afecta la solubilidad de diversos elementos y principalmente el oxígeno disuelto.

Otro parámetro de interés en la calibración del modelo fue el oxígeno disuelto, los valores, resultado de la modelación fueron más bajos que los registrados en campo (Figura 7). Sin embargo, estos datos se encuentran en el rango de máximo y mínimo. La presencia de oxígeno disuelto es casi nula, menor a 1 mg/L, lo cual representa que no existe suficiente oxígeno para soportar vida animal, esto es válida por la alta contaminación del río. El modelo predice un aumento de la concentración a partir del km 14, este cambio se debe a la aportación de caudal de la planta de tratamiento Toluca-Norte, punto donde se presenta un aumento de velocidad y mezclado del agua. Esta condición casi de anoxia es de esperarse dada la gran cantidad de descargas de

tipo doméstico e industrial que los municipios hace sobre esta corriente y que en definitiva no permiten la auto recuperación de la corriente.

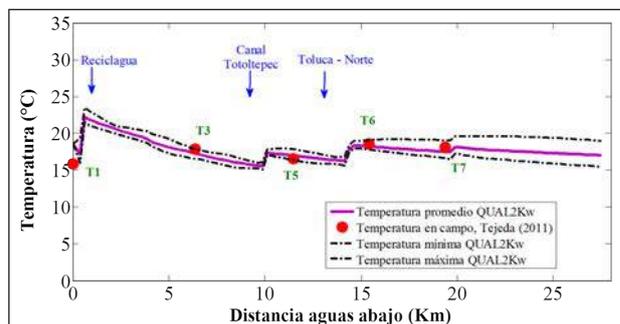


Figura 5.- Perfiles de velocidad y caudal en el río Lerma.

Para el Nitrógeno Amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), en la figura 8 se observa el ajuste del modelo con los valores obtenidos en campo. Se realizaron diversas calibraciones y de acuerdo con los parámetros se considera que este fue la mejor aproximación. La diferencia entre el valor modelado contra el observado es en promedio del 26%, si bien la diferencia es alta se considera que se debe a errores en las mediciones en los tributarios, pues a manera de comparación los datos mostrados por GEM (2010) en los tributarios son más altos que los reportados por Tejeda (2011), para los mismos puntos. Sin embargo, en la figura se observa como la concentración del nitrógeno amoniacal disminuye después de la descarga de Reciclagua (km=0), pero aumenta en las descargas del Canal Totoltepec, Toluca Norte y el tributario Tejalpa, que de acuerdo a la clasificación de procedencia, el agua residual es de origen municipal más que industrial. Por lo tanto, se considera que la mayor carga de nitrógeno simulada en el CARL, se debe principalmente a los aportes de los ríos tributarios, Ameyalco, Xonacatlan, Sta. Catarina y Tejalpa. Con esto se concluye que las descargas municipales son las que mayor nitrógeno amoniacal aporta al río Lerma. Esto último es derivado de las actividades desarrolladas en cada subcuenca y la densidad de población indicando que el nitrógeno amoniacal para la época de estiaje no procede de tierras de cultivo, si no de descargas domésticas.

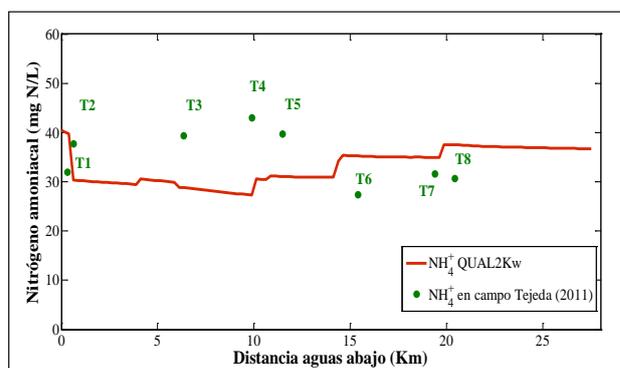


Figura 8.- Nitrógeno amoniacal modelado para el río Lerma en el año 2006.

### 3.2 Resultados validación

La utilidad de los modelos matemáticos está determinada por su habilidad de reproducir con precisión series de datos observados, pero más aún, por su capacidad predictiva. Se entiende ésta como la capacidad del modelo de describir otras series de tiempo sin que se requiera el ajuste de alguno de los parámetros calibrados. Por ello, la validación se realizó con datos de marzo de 2013, obtenidos por la CONAGUA (2014).

El caudal en la frontera fue modificado, mientras que, para los tributarios se calculó en función de la proyección de la población al año 2013 (Tabla 2) (Flores, 2015). El caudal calculado se consideró como válido, pues al realizar el balance de caudal y comparándolo con la estación hidrométrica la "Y" se obtuvo un error relativo de 3.41%.

Para el nitrógeno amoniacal se observa un mejor ajuste del modelo en la validación (Figura 10) que en la calibración. En el perfil se observa una disminución en Reciclagua, que de acuerdo a sus reportes ha mejorado la calidad del agua de su efluente en los últimos años, cerca del 50% (GEM, 2011a). Se observa una pequeña disminución debida al aporte del canal Totoltepec sin embargo, vuelve a subir en el tributario Xonacatlan. La disminución más significativa se ve en la descarga de la planta de tratamiento Toluca Norte, pero vuelve a incrementarse por el aporte del río Santa Catarina y hay un aumento aún más significativo en el río Tejalpa. Con esto se demuestra la importancia que tiene los tributarios, los cuales se consideran que son aportes de aguas residuales domésticas.

Para la etapa de validación se modeló el nitrógeno orgánico, nitritos + nitratos y nitrógeno total de Kjeldahl (Figuras 10, 11 y 12). Como era de esperarse la presencia de nitritos y nitratos en el río es casi nula, debido a las condiciones de anoxia que prevalecen, y los pocos productos que se pueden formar en la nitrificación, rápidamente van a la atmosfera debido a la desnitrificación. Para comprender el comportamiento del nitrógeno total, en la figura 13 se muestra de forma espacial las concentraciones de nitrógeno total a lo largo del río, esta información permite detectar zonas de atención.

Adicionalmente se modeló el nitrógeno total de Kjeldahl para comparar con la NOM-001-SEMARNAT, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales, en aguas y bienes nacionales en función del uso posterior que tendrá el agua. La norma establece que para agua destinada a riego el Nitrógeno total de Kjeldahl no debe exceder los 40 mg N/L (Figura 12). En el gráfico se observa que el río no cumple la norma en varios puntos y que es de atención especial el río Tejalpa. La norma establece para uso público urbano una descarga no mayor a 40 mg N/L, mientras que para protección de la vida acuática de 15 mg N/L, valor del que se encuentra muy lejos el río Lerma.

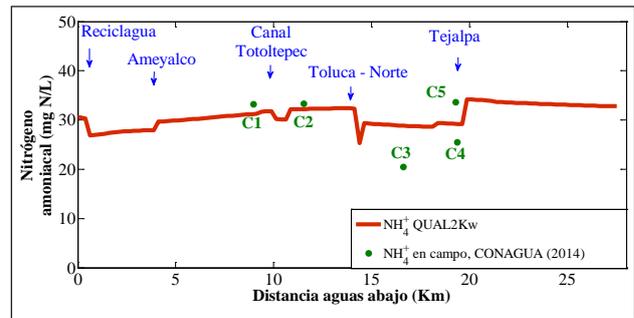


Figura 9.- Concentraciones de Nitrógeno amoniacal en el río Lerma en el año 2013

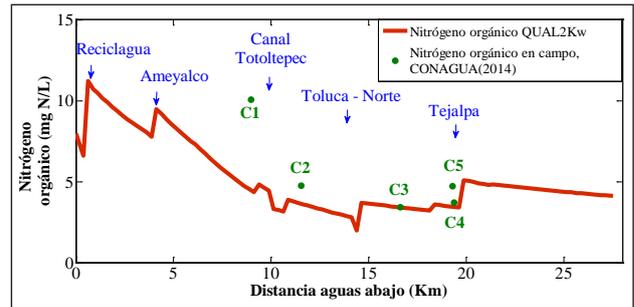


Figura 10.- Concentraciones de Nitrógeno orgánico en el río Lerma en el año 2013

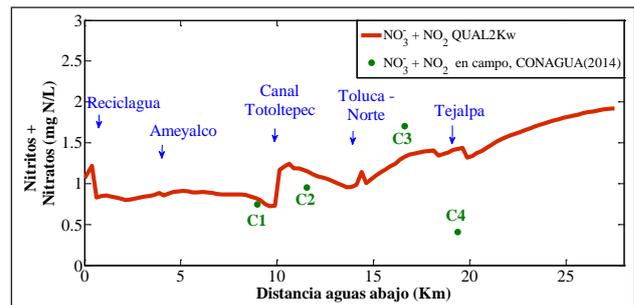


Figura 11.- Concentraciones de Nitritos + Nitratos en el río Lerma en el año 2013

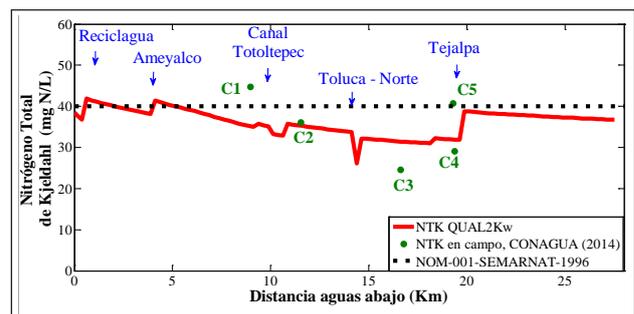


Figura 12.- Concentraciones de Nitrógeno Total de Kjeldahl en el río Lerma en el año 2013

### 3.3. Raíz del Error Cuadrático Medio

No solo es suficiente la apreciación visual del ajuste del modelo, ni la comparación directa del valor del modelo y el valor real, es necesario algún indicador numérico para conocer el error del valor modelado contra el valor real. La función de ajuste propuesta por Pelletier et al., (2006) toma en cuenta la Raíz del

Error Cuadrado Medio (RMSE), que es una medida de la diferencia entre los valores pronosticados por el modelo y los valores realmente observados. Este indicador sirve para agregar en una sola medida la capacidad de predicción del modelo. Estos valores ayudan a distinguir el rendimiento del modelo en el periodo de calibración con el período de validación. Las formas adimensionales de la RMSE son útiles porque a menudo se quiere comparar RMSE con diferentes unidades. Es necesario normalizar la RMSE a la media de los datos observados, obteniendo así el coeficiente de variación (RMSCV). En la tabla 4 se muestran los valores de la RMSCV obtenidos en este trabajo y en la tabla 5 los reportados por otros autores.

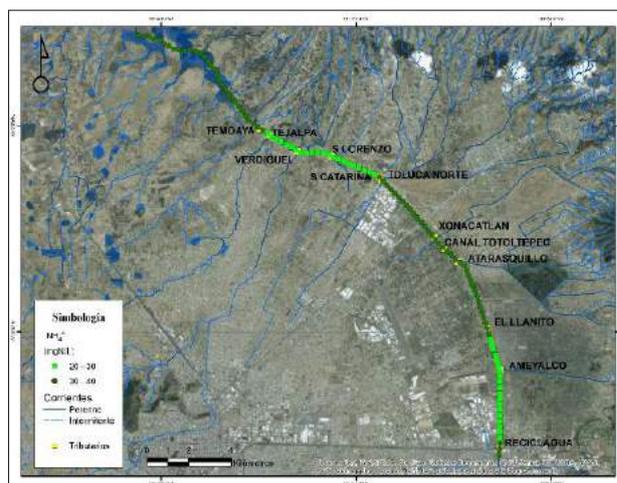
**Tabla 4.-** Valores de RMSE en la calibración y validación.

Ajuste Global	CALIBRACIÓN		VALIDACIÓN	
	4.07		3.25	
Parámetro	RMSE	RMSCV (%)	RMSE	RMSCV (%)
Temperatura (°C)	0.73	<b>4.20</b>	1.14	<b>6.5</b>
Oxígeno Disuelto (mg/L)	0.42	<b>62.85</b>	1.27	<b>94.21</b>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	9.10	<b>26.69</b>	4.76	<b>16.31</b>
Nitrógeno Orgánico (mg/L)			2.63	<b>58.72</b>
NO <sub>3</sub> + NO <sub>2</sub> (mg/L)			0.81	81.65
TNK (mg/L)			9.76	<b>27.20</b>

**Tabla 5.-** RMSCV (%) reportados por otros autores.

Parámetro	Kannel et al. (2007)		Kori et al. (2013)	
	CAL	VAL	CAL	VAL
Temperatura (°C)	8	3.6		
Oxígeno Disuelto (mg/L)	15	19.2	5.5	14.06
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)			27	39.6
NO <sub>3</sub> + NO <sub>2</sub> (mg/L)			57.6	65.3
NT	20.3	25.3		

El ajuste global del modelo fue mejor en la calibración (4.07) que para la validación (3.25), aunque visiblemente se observa un mejor ajuste en la validación. El NH<sub>4</sub><sup>+</sup> tuvo un mejor ajuste en la validación, 16.31% de diferencia promedio entre el valor modelado y el valor real, mientras que la temperatura y el oxígeno disuelto el mejor ajuste lo presentaron en la calibración. Cabe recordar que el ajuste final del modelo contempla los factores de peso. El peso más grande lo tiene asignado el oxígeno disuelto (50) por lo tanto repercute de manera significativa en el ajuste final del modelo. Al realizar la comparación entre los valores obtenidos en este trabajo contra los reportados por otros autores, se concluye que con los datos disponibles se logró un buen ajuste del modelo.



**Figura 13.-** Concentraciones de Nitrógeno amoniacal en el río Lerma en el año 2013, en planta

#### 4. CONCLUSIONES

El modelo QUAL2Kw es una herramienta importante para modelación de calidad del agua, permite ajustar el modelo a las condiciones de la corriente y contribuir a la toma de decisiones para mejorar la calidad de la misma.

Se calibró y validó el modelo QUAL2kw con los datos disponibles de calidad de agua e hidráulicos del CARL, teniendo un buen ajuste en ambos casos. El parámetro con menor coeficiente de variación del RMSE fue la temperatura, con un coeficiente de variación de 4.20%. Mientras que el oxígeno disuelto fue el que presentó el mayor coeficiente de variación con 60.81%. Mientras que el RMSE del nitrógeno amoniacal fue de 16.31% y 25.78% en la calibración y validación respectivamente, estos valores se consideran adecuados para que el modelo sea representativo del río Lerma.

Respecto a la comparación del resultado obtenido con el modelo y los obtenidos en campo para el Nitrógeno Amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), la diferencia entre el valor modelado contra el observado es en promedio del 26%, si bien la diferencia es alta se considera que se debe a errores en las mediciones en los tributarios.

La calibración y validación del modelo permitirá plantear escenarios a corto mediano y largo plazo, con el fin de establecer acciones de remediación, como es la colocación de plantas de tratamiento o mejorar la eficiencia de las existentes.

#### AGRADECIMIENTO

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) de México, por el apoyo brindado al estudiante de maestría para la realización de sus estudios en el Centro Interamericano de Recursos del Agua.

## BIBLIOGRAFÍA

- Ávila, P., Tejeda, S. y Zarazúa, G. 2008. La CONTAMINACIÓN en el Curso Alto del Río LERMA. *Contacto Nuclear*, No. 52, 12-35.
- Billen, G., Garnier, J., Némery, J., Sebilo, M., Sferratore, A., Barles, S., Benoit, P. y Benoit M. (2007). A long-term view of nutrient transfer through the Seine river continuum. *Science of the Total Environment*, No.375, 80-97.
- CONAGUA, 2014a. Datos de las estaciones hidrométricas La Y y Puente carretera del año 2006 a 2014. Datos proporcionados en copias. Toluca, Estado de México.
- CONAGUA, 2014b. Datos de calidad del agua del río Lerma del año 2013 y 2014. Datos proporcionados en digital. Toluca, Estado de México.
- CONAGUA, 2014c. Datos de la estación meteorológica automatizada ALZATE del año 2006 a 2014. Datos proporcionados en digital. Toluca, Estado de México.
- Chapra, S.C. and G.J. Pelletier. 2008. *QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality (Beta Version): Documentation and Users Manual*. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA.
- Chen, N., Peng, B., Hong, H., Turyaheebwa, N., Cui, S. y Mod, X. 2013. Nutrient enrichment and N:P ratio decline in a coastal bay-river system in southeast China: The need for a dual nutrient (N and P) management strategy. *Ocean & Coastal Management*, No.81, 7-13.
- Díaz, C., Esteller, V., y López, M. 2005. Recursos hídricos: conceptos básicos y estudios de casos en Ibero América. Ilustraciones, figuras, cuadros y gráficos. Toluca, México: CIRAUAEM
- Díaz-Delgado C., D. J., Anton (editores). 2002. Sequía en un mundo de agua. San Jose/Toluca, Piriguazú Ediciones / CIRA-UAEM pp.420
- García-Aragón, J., Zarazúa-Ortega, G., Díaz-Palomarez, V., Tejeda-Vega, P. y Ávila-Pérez, P. 2013. Modelo del transporte y deposición de Fe y Mn en el curso alto del río Lerma. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 14 (3), 355-367.
- Gikas, G. 2014. Water Quality of Drainage Canals and Assessment of Nutrient Loads Using QUAL2Kw. *Environ. Process.* 1, 369–385
- Gobierno del Estado de México, Secretaría de Medio Ambiente 2010a. Propuesta Metodológica de Monitoreo. Plan maestro para la restauración ambiental de la cuenca alta del río Lerma. Estado de México, México. 109 p.
- Greenpeace. 2014. Ríos tóxicos: Lerma y Atoyac. La historia de negligencia continúa. <http://www.greenpeace.org/mexico/Global/mexico/Docs/2014/toxicos/Rios%20t%C3%B3xicos%20Lerma%20y%20Atoyac-WEB.pdf>
- Hossain M.A., Sujaul I.M. and Nasly M.A. 2014. Application of QUAL2Kw for water quality modeling in the Tunggak River, Kuantan, Pahang, Malaysia *Research Journal of Recent Sciences* Vol. 3(6), 6-14
- Hinojosa, A. 2006. Diseño de una red estratégica de monitoreo para el curso alto del río Lerma y su utilización en el estudio espacial y temporal de los parámetros físico-químicos. Tesis de Maestría. Centro Interamericano de Recursos del Agua, UAEM. Toluca, México. 100 p.
- INEGI. 2015. Consulta del Censo Económico. Recuperado en Agosto de 2015 de <http://www.inegi.org.mx/>
- Kannel, P. R., Lee, S., Lee Y.S., Kanel, S.R., Pelletier, G.J. 2007. Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal. *Ecological Modelling*, 202, 503-517”
- Montelongo, R., Gordillo, A., Otazo, E., Villagómez, J., Acevedo, O. y Prieto, F. 2007. Modelación de la calidad del agua del río Tula, Estado de Hidalgo, México. *Dyna*, 75 (154), 5-18.
- Pelletier, G., Chapra, S. y Tao, H. 2006. QUAL2Kw e A framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration. *Environmental Modelling & Software*, 21, 419-425
- Smith, V. H., Schindler, D.W. 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends Ecol.* 24 (4), 201-207.
- Tejeda, S., 2011. Balance de masa de contaminantes inorgánicos y orgánicos en el Curso Alto del Río Lerma. Tesis Doctoral en Ingeniería Ambiental. Instituto Tecnológico de Toluca. Metepec, México.
- Wu, G.Z., Xu, Z.X. 2011. Prediction of algal blooming using EFDC model: case study in the Daoxiang Lake. *Ecological modelling*. 222, 1245-1252.
- Xu, H., Chen Z., Finlayson B., Webber M., Wu, X., Li, M., Chen, J., Wei, T., Barnett, J. y Wang, M. 2013. Assessing dissolved inorganic nitrogen flux in the Yangtze River, China: Sources and scenarios. *Global and Planetary Change*, 106, 84-89.

## MODELACIÓN DISTRIBUIDA DEL ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL EN LA CUENCA DEL RÍO TERCERO-CARCARAÑA

### DISTRIBUTED MATHEMATICAL MODELING OF SURFACE RUNOFF IN THE TERCERO - CARCARAÑA RIVER BASIN

Stenta, Hernán R.<sup>1,2</sup>; Riccardi, Gerardo A.<sup>1,2,3</sup>; Basile, Pedro A.<sup>1,2</sup>

#### Resumen:

En el marco de un proyecto de mejoramiento del control de excedentes superficiales en la cuenca del río Tercero- Carcaraña, se presenta el estado de avance en la descripción del escurrimiento superficial en la red de cursos de mayor jerarquía llevada a cabo mediante modelación hidrodinámica con ajuste de los parámetros de resistencia al escurrimiento y de gasto en un grupo de secciones de la red hídrica de la cuenca compuesta por 450 km de longitud de cauce principal y 2800 km de tributarios. Para el ajuste se utiliza una metodología basada en la comparación de las curvas altura-caudal obtenidas mediante modelación matemática distribuida de la cuenca y curvas reportadas en trabajos antecedentes por Díaz Lozada et al. (2015) donde realizaron la cuantificación del escurrimiento superficial de la cuenca río Carcaraña obteniendo curvas altura-caudal aforadas en diferentes secciones de los ríos Tercero, Carcaraña y arroyo Tortugas. Los coeficientes hallados de resistencia al flujo en ríos y valles y coeficiente de gasto en puentes se encuentran dentro del rango de valores aceptados en la bibliografía. Los resultados obtenidos en términos de caudales (a iguales niveles) en la comparación en 7 sitios son satisfactorios cuantificándose en términos de  $R^2 > 0.95$ ,  $PBIAS \pm 13\%$  y  $NMAE < 20\%$  (en 5 sitios). Si bien los resultados alcanzados con el nivel de detalle actual son aceptables para lo que representa un proceso de calibración, se resaltan como limitantes para un mejoramiento en la descripción de las variables hidráulicas y la consiguiente reducción de los niveles de incertidumbre hallados: la disponibilidad de información topográfica de secciones transversales y valles de inundación; el aforo de caudales y el grado de discretización espacial.

**Palabras clave:** grandes cuencas de llanura, modelación matemática distribuida, río Carcaraña-Tercero.

#### Abstract:

Advances in the description of surface runoff in the network of river taken by adjusting of parameters of resistance and discharge coefficient into a set of sections of the main hydric network of the Tercero-Carcaraña river basin are presented. The river network consists of 450 km length of mainstream and 2800 km length of tributaries. For the adjustment process is used a methodology based on the comparison of level-discharge curves obtained through distributed mathematical modeling of the basin and the level-discharge curves presented by Lozada Diaz et al. (2015) where they have done the quantification of runoff from the river basin Carcaraña obtaining stage-discharge curves calibrated in different sections of the Tercero and Carcaraña rivers and Tortugas stream. Both resistance coefficients in rivers and floodplain and discharge coefficient are found in the value range accepted in the bibliography. The results obtained for comparison into 7 sites are satisfactory quantified in terms of  $R^2 > 0.95$ ,  $PBIAS \pm 13\%$  and  $NMAE < 20\%$  (into 5 sites). While the results achieved with the current level of detail are acceptable, are highlighted as limiting for an improvement in the description of the hydraulic variables and the consequent reduction levels found uncertainty: the availability of topographic cross-sections and floodplains; stream gauging and degree of spatial discretization.

**Keywords:** flatland basins. distributed mathematical modeling, Tercero - Carcaraña river

## 1. INTRODUCCIÓN

La representación de la dinámica del escurrimiento superficial mediante modelación matemática resulta de importancia para sus diversas aplicaciones tales como utilización de sistemas de alerta de inundaciones, delimitación de zonas de vulnerabilidad, impacto de

obras de infraestructura (carreteras, terraplenes), impacto de desarrollo de ciudades, evaluación y diagnóstico de la situación actual y estudio e impactos de obras destinadas al saneamiento hídrico. Asimismo la alternativa de implementar

1 Departamento de Hidráulica – Escuela de Ingeniería Civil (FCEIA – Universidad Nacional de Rosario).

2 Centro Universitario Rosario de Investigaciones Hidroambientales (FCEIA – Universidad Nacional de Rosario)

3 Consejo de Investigaciones de la Universidad Nacional de Rosario.

Riobamba 245 bis. (2000) Rosario – Santa Fe - Argentina- Tel: + 54 341 4808541

[hstenta@fceia.unr.edu.ar](mailto:hstenta@fceia.unr.edu.ar)

y poner en operación un modelo matemático distribuido hidrológico-hidráulico físicamente basado que permita describir adecuadamente la generación del escurrimiento superficial y su propagación tanto por el curso principal como por el valle de inundación, constituye una poderosa herramienta de gestión del recurso hídrico que convenientemente utilizada puede aportar no solo al conocimiento y descripción de los mecanismos preponderantes del escurrimiento superficial sino a la solución concreta de diferentes problemáticas emergentes a lo largo de toda la cuenca. Además, una adecuada herramienta de modelación superficial, en este caso por evento, aporta conocimiento allanando el camino hacia una posible futura modelación continua no solo superficial sino subterránea. Sin duda que alcanzar este último logro implica un gigantesco esfuerzo computacional, la obtención inicial de una gran cantidad de datos y la provisión continua de otra gran cantidad de datos provenientes de mediciones hidrometeorológicas, hidrológicas e hidráulicas que hoy no se cuenta, no obstante el avance en la modelación distribuida es una etapa rigurosamente necesaria para alcanzar otros logros superadores.

En la cuenca hidrográfica de los ríos Tercero-Caracaraña (provincias de Santa Fe y Córdoba, Argentina) se han realizado diferentes estudios y trabajos orientados a la descripción general de sus características más relevantes desde el punto de vista de los recursos hídricos, aspectos ambientales y socio-políticos.

Paoli et al. (2000) presentan una descripción general del área perteneciente a la cuenca del río Caracaraña, pero con el detalle descriptivo de la cuenca del Plata y subcuencas de los ríos Paraguay y Paraná. Los autores realizan una descripción general de las características físicas, geológicas, geomorfológicas y climatológicas de las cuencas de aporte al tramo medio del río Paraná, entre las cuales se encuentra la cuenca del sistema Tercero-Caracaraña.

Giacosa et al. (2000) realizan una caracterización hidrológica a nivel general del tramo medio del río Paraná donde se incluye a la cuenca del río Caracaraña como área de aportes. Asimismo realizan una caracterización hidrométrica del río Caracaraña, realizando un trabajo estadístico sobre caudales anuales y mensuales a partir de la información existente de la estación Pueblo Andino.

La Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRHN, 2014) presenta un reporte descriptivo de las cuencas hídricas de la República Argentina, entre la que se encuentra la cuenca del río Caracaraña. En dicho trabajo se realiza la descripción general de aspectos físicos-naturales; hidrológicos y socio-económicos de dicha cuenca, remarcando que resultan aspectos descriptivos.

Venencio (2007) realizó una detallada caracterización física regional de la cuenca del río Caracaraña en la provincia de Santa Fe con el principal objetivo de investigar la vinculación regional entre la variabilidad

climática y la respuesta del acuífero libre y para estimar cuantitativamente la recarga natural al acuífero libre debido a la lluvia a través de aplicación de diferentes metodologías. Se abordan aspectos de la geología e hidrogeología; geomorfología; dinámica hídrica superficial; características de suelos y cobertura vegetal; hidroquímica y caracterización de la precipitación.

FCEIA (2011), Basile et al. (2013) y Riccardi et al. (2013 a y 2013 b) llevaron a cabo estudios de prefactibilidad para el aprovechamiento del río Tercero-Caracaraña como ruta fluvial navegable. En tales trabajos se realizó una recopilación de antecedentes y se llevaron a cabo estudios básicos incluyendo la caracterización del área en estudio; la caracterización climática, los estudios de niveles hidrométricos y de caudales, las características generales de la traza actual del río Caracaraña y obras de arte principales.

Barchiesi et al. (2013) reportan los resultados obtenidos durante las campañas de monitoreo del río Caracaraña (hasta su desembocadura en el río Coronda) y sus principales tributarios (ríos Tercero y Saladillo) que incluyen la determinación de caudales y parámetros hidráulicos como profundidad y velocidades media, pendiente de la superficie libre, entre otras, en distintas secciones.

La revisión del estado del arte indica que no se ha avanzado en profundidad respecto a modelación matemática distribuida del escurrimiento superficial en todo el ambiente hidrográfico de la cuenca. En este sentido, Stenta et al. (2014) realizaron un avance implementando un modelo matemático cuasi-2D en toda la cuenca y realizando a partir de eventos observados la calibración preliminar de parámetros y analizando áreas de incidencias sobre caudales máximos en una serie de puntos sobre la red de drenaje principal.

Por otro lado, Díaz Lozada et al. (2015) realizaron un trabajo de cuantificación del escurrimiento superficial de la cuenca río Caracaraña obteniendo, entre otros resultados, curvas altura-caudal aforadas en diferentes secciones de los ríos Tercero, Caracaraña y arroyo Tortugas mediante campañas de aforo utilizando un perfilador de corriente acústico doppler (ADCP). A partir de los resultados reportados por Díaz Lozada et al. (2015) en el presente trabajo se realiza el ajuste de los parámetros de resistencia al escurrimiento y de gasto en la red principal de la cuenca del río Tercero-Caracaraña. Para alcanzar el ajuste de los parámetros se comparan y cuantifican las curvas altura-caudal aforadas versus las curvas altura-caudal obtenidas mediante modelación matemática distribuida de la cuenca.

## 2. OBJETIVOS

El objetivo principal del trabajo es avanzar en el mejoramiento de la descripción hidrodinámica del escurrimiento superficial en la red de cursos de mayor jerarquía de la cuenca del río Tercero-Caracaraña a

nivel de evento. En la actual fase del proyecto, la aplicación del modelo calibrado está orientada a su uso en mapeo de zonas de inundación y al estudio de navegabilidad sobre el curso principal. Para el mapeo de zonas de inundación se enfoca a la delimitación de áreas con riesgo, campo de velocidades, tirantes de agua asociados y permanencias de las aguas a lo largo del curso principal, en tanto que su aplicación para navegabilidad del río Tercero-Caracaraña se enfoca a la descripción de la evolución continua de niveles para la operatividad del río como hipotética vía fluvial navegable (FCEIA, 2011).

Como objetivo específico se plantea la determinación de parámetros de resistencia al escurrimiento y de los coeficientes de gasto en diferentes secciones transversales de la red de cursos. El ajuste se realiza considerando rangos admisibles de parámetros de resistencia al escurrimiento y de gasto; adoptando los valores que mejor ajusten a las curvas altura-caudal aforadas y presentadas en el trabajo de Díaz Lozada et al. (2015).

### 3. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1 Breve Descripción Modelo Matemático

Para la modelación matemática distribuida se utilizó el sistema de modelación matemático hidrológico-hidráulico, físicamente basado y espacialmente distribuido cuasi-bidimensional denominado VMMHH 1.0 (Riccardi et al., 2013c). El sistema básicamente se conforma de una plataforma de pre y post procesamiento de datos y resultados y un algoritmo matemático de modelación. El modelo VMMHH 1.0 está basado en el esquema de celdas interconectadas originalmente propuesto por Cunge (1975). Las ecuaciones gobernantes consideradas son la de continuidad (en celdas) y distintas simplificaciones de la ecuación de cantidad de movimiento transformadas en formulaciones de descarga entre celdas (vinculaciones entre celdas). La distribución espacial de los parámetros y variables hidrológicas se realiza mediante la subdivisión de la cuenca en celdas de igual tamaño (cuadrangulares) interconectadas entre sí, que definen el dominio del sistema hídrico a modelar. Las celdas pueden ser tipo valle o río que representan el flujo superficial y en canal respectivamente. Las vinculaciones entre celdas pueden ser tipo río-río; tipo valle-río, tipo valle-valle; tipo terraplén, puente, alcantarilla, compuerta y vertedero sin control. Para representar vinculaciones entre celdas de los cursos el modelo permite emplear diversos tipos de secciones simples. En esta aplicación se han definido secciones tipo trapezoidales (ancho de la base de fondo, cota de fondo, inclinación de taludes) equivalentes en capacidad de conducción a las secciones relevadas por Díaz Lozada et al. (2015) y relevadas en estudios antecedentes (FCEIA, 2011). Adicionalmente, en las celdas se deben definir coeficientes de resistencia al escurrimiento en el curso principal y en el valle

de inundación. En las vinculaciones donde se definen puentes son requeridos la geometría y los coeficientes de gastos asociados ya que en este tipo de vinculaciones el modelo utiliza la ecuación de descarga de vertedero de cresta ancha con hasta tres escalones de diferentes niveles (o cotas) y anchos.

#### 3.2 Descripción de la Cuenca

La cuenca del río Tercero-Caracaraña (Figura 1) se encuentra limitada entre los paralelos 31° 32' S y 34° 09' S y los meridianos 64° 58' O y 60° 44' O. Abarca a las provincias de Córdoba y Santa Fe (República Argentina).

Entre las localidades de mayor importancia se encuentran: Río Tercero; Río Cuarto; Villa María; Bell Ville; Laboulaye; Marcos Juárez; Cruz Alta y Corral de Bustos (Prov. de Córdoba) y Armstrong; Cañada de Gómez; Pueblo Andino; Caracaraña; Las Parejas y Puerto Gaboto (Prov. de Santa Fe).

Los cursos de agua de mayor importancia dentro de la provincia de Córdoba son el río Tercero (O Ctlamochita); río Cuarto (o Chocancarava) y río Saladillo; además existen numerosos arroyos; cañadas; bañados y lagunas. (A° Cabral; A° Carnerillo; A° de Tegua; A° Chato; Laguna La Salada; bañado del Saladillo; Cañada Santa Lucía).

El río Caracaraña nace en la confluencia de los ríos Tercero y Saladillo en la Pampa Norte cordobesa, siendo el Tercero el de mayor jerarquía cuantificado en función de su régimen de caudales.

En la provincia de Santa Fe ingresa el río Caracaraña a la altura de Cruz Alta y recibe los aportes de diferentes cursos de agua: A° Tortugas; A° Leones; Cda. de Gómez; entre otros. Finalmente el río Caracaraña desemboca en el riacho Coronda, brazo del río Paraná a la altura de Puerto Gaboto.

La cuenca tiene su parte elevada (límite oeste) en la provincia de Córdoba en el límite con la provincia de San Luis en la sierra de Comechingones (cota máxima aproximada de 1938 m IGN) y una cota mínima en la desembocadura en el río Coronda de 11.3 m IGN. La cuenca de aportes superficiales tiene un área estimada de aproximadamente 57575 Km<sup>2</sup>.

En la cuenca se presenta un régimen térmico templado. La isoterma media anual de los 16.5°C pasa dentro de la misma. Las isohietas en el área de estudio tienen cierta disposición N-S, con disminución de E a O, entre las de 1000 mm y 700 mm aproximadamente (FCEIA, 2011).

Los suelos son resultado de la sedimentación continua cuyos sedimentos superficiales son continentales y de procesamiento eólico, son muy ricos para la actividad agropecuaria (SSRHN, 2014).

Respecto al régimen de caudales, el río Tercero tiene caudales medios mensuales de aproximadamente de 27 m<sup>3</sup>/seg. Al entrar en la llanura, el caudal disminuye considerablemente por infiltración, llegando a 17 m<sup>3</sup>/

seg en Bell Ville (Giacosa et al., 2000). En la Figura 2.a se muestra la variación lo largo del año de los caudales medios mensuales de la serie 1980-2012 en la estación Andino, Río Carcaraña (Sección S6, Figura 1). Se observa un caudal medio mensual de 79.2 m<sup>3</sup>/seg; el mes de mayor caudal medio mensual es Abril con un valor de 118 m<sup>3</sup>/seg, y el mes de menor caudal medio mensual es Setiembre con un valor de 47 m<sup>3</sup>/seg (Figura 2.a). En el río Carcaraña en la zona cercana a su desembocadura en el río Coronda se verifican caudales máximos superiores a 1200 m<sup>3</sup>/s en crecidas extraordinarias. No obstante, la curva de duración de caudales medios diarios (Figura 2.b) corresponde a un régimen de crecidas de corta duración y esporádicas, con caudales superiores a los 200 m<sup>3</sup>/s en no más del 5% de los días del año; también indica caudales superiores a 100 m<sup>3</sup>/s en no más del 20% de los días del año (FCEIA, 2011). Esta característica observada del régimen de caudales hace factible la simulación por eventos en la cuenca. En la información de caudales no se consideran los aportes regulados del

aprovechamiento hidroeléctrico de Piedras Moras emplazado aguas arriba de Río Tercero.

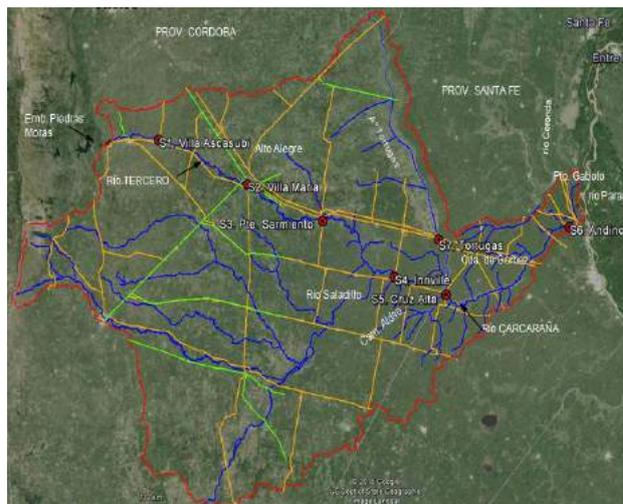


Figura 1.- Cuenca del río Carcaraña – Tercero. Imagen de fondo Google Earth ©.

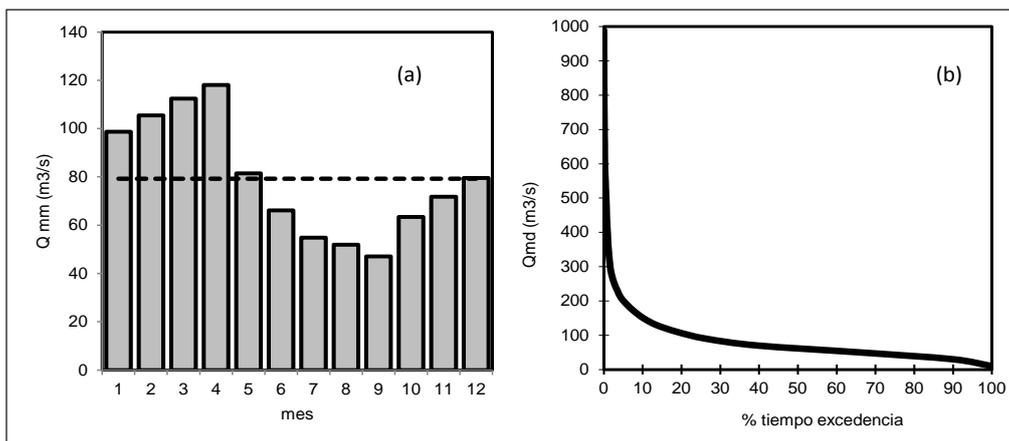


Figura 2.- Estación Andino Río Carcaraña. Serie 1890-2012. a) Caudales medios mensuales; b) Curva de duración de caudales medios diarios.

### 3.3 Implementación del modelo matemático en la cuenca del río Tercero-Carcaraña

Los pasos realizados para la implementación del modelo matemático en la cuenca del río Tercero-Carcaraña fueron los siguientes:

*i) Generación del modelo digital del terreno y límite de cuenca.*

El modelo digital del terreno (MDT) se constituyó en base a la utilización de los datos correspondientes a la misión SRTM (NASA, 2006) con cotas de terreno equiespaciadas cada 90 m. En función de la capacidad de información a ser manejada que permita operar computacionalmente al modelo matemático se adoptó un nivel de discretización espacial de celdas de 900 m x 900 m. Los datos originales del SRTM fueron procesados con un software específico

que permitió recortar los datos dentro del límite de la cuenca; realizar la unificación de los mismos; realizar la proyección plana a Gauss-Krüger (GK) - faja 4 Argentina Posgar 94, Datum WGS 84 y finalmente realizar el agrupamiento en valores equidistantes de 900 m x 900 m. Para la delimitación de la cuenca se utilizaron las curvas de nivel obtenidas del MDT agregado de 900 m x 900 m y se realizó el trazado considerando la divisoria de aguas topográfica. Se complementó el trazado utilizando las herramientas específicas del software ILWIS (2005) tales como la determinación de las direcciones de escurrimiento, la determinación de la red de drenaje, la determinación de las áreas de aportes correspondiente y finalmente la delimitación de la cuenca completa. Estas operaciones se utilizaron para complementar; corroborar o modificar la divisoria de aguas obtenida mediante el trazado sobre las curvas de nivel. Se

consideró como sección de control de la cuenca la desembocadura del río Carcaraña en el río Coronda a la altura de Puerto Gaboto. Para el curso del Río Tercero se consideró como límite de la cuenca aguas arriba la última salida aguas abajo de la red de embalses del Río Tercero; que corresponde al embalse Piedras Moras. El modelo permite en esta sección ingresar el hidrograma de salida del embalse en caso de ser necesario.

ii) Modelación del trazado vial y ferroviario

Para la definición de la traza de los terraplenes carreteros y ferroviarios de mayor importancia se contó con información disponible (FCEIA; 2011); cartas topográficas digitalizadas del IGN y estudios previos. Se definió la traza de los terraplenes en el software Google Earth y desde allí se exportaron y se realizó el tratamiento correspondiente para obtener la red de terraplenes georreferenciada en formato DXF; luego se importaron en la plataforma visual del VMMHH 1.0 y se definieron las vinculaciones que corresponden a los terraplenes y sus características en el modelo matemático. Dichas características son: cota de coronamiento y coeficiente de descarga. Este último representa al terraplén funcionando como vertedero en una situación de desborde. Se definieron un total de 4519 vinculaciones tipo terraplén, generando una extensión de 4067 Km.

iii) Modelación de la red hídrica y puentes

Para la incorporación de la red de cursos se utilizaron diferentes fuentes de información con la finalidad de obtener tanto la definición de la traza como las características hidráulicas y geométricas más representativas de los diferentes tramos de los cursos. Dichas fuentes fueron: Google Earth ©; imágenes satelitales y relevamientos y estudios previos existentes (FCEIA, 2011) y el trabajo presentado por Díaz Lozada et al. (2015).

Se contó con información de relevamiento de la sección transversal y de aforos de caudales en 7 secciones (Díaz Lozada et al., 2015).

Se dispuso de relevamientos de diferentes secciones transversales (FCEIA, 2011): a) Determinación de ancho de boca a nivel de desborde de cauce principal y cotas de desborde en 842 secciones extraídas desde procesamiento de imágenes satelitarias año 2011, imágenes Google Earth© año 2011 y proyecto SRTM (NASA, 2006) y b) Perfiles transversales de estudios antecedentes sobre cursos principales Tercero, Carcaraña, Arroyo Tortugas y Cañada de Gómez en 42 secciones.

Desde la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación ([http://www.hidricosargentina.gov.ar/acceso\\_bd.php](http://www.hidricosargentina.gov.ar/acceso_bd.php)) se cuenta, entre otra, la siguiente información: registros de niveles y caudales diarios desde el año 1983 hasta la fecha; Sección Pueblo Andino. Adicionalmente, se cuenta con valores de

caudales medios mensuales en diferentes cursos: Río Carcaraña, Estación Cruz Alta (1939-1954, discontinuo); Río Carcaraña, Estación Andino (1980-2003); Río Piedra Blanca, Estación Piedra Blanca (1939-1981); Río Saladillo, Estación Dique Aforador (1939-1948); Río Tercero, Estación Bell Ville (1938-1981, discontinuo); Río Tercero, Estación Embalse (1913-1984); Río Tercero, Estación Piedras Moras(1973-1981); Río Tercero, Estación Villa María (1974-1981); Río Tortugas, Estación Bouquet (1940-1952); Río Tortugas, Estación Puente Km 38.59 (1939-1955).

Se realizó el trazado de los cursos en el software Google Earth © y desde allí se exportaron y se realizó el tratamiento correspondiente para obtener la red de cursos georreferenciada en formato DXF; luego se importaron en la plataforma visual del VMMHH 1.0 definiéndose luego las celdas ríos y sus características en la constitución del modelo matemático.

Cada celda río posee las siguientes características: ancho de la base de fondo, talud, profundidad, coeficiente de rugosidad de Manning en río y en valle y cota de fondo. Estas características debieron ser ingresadas al modelo para cada celda. Se cargaron un total de 3618 elementos río, generando una extensión de 3256 Km de cursos.

A modo ilustrativo en la Figura 3 se muestran dos secciones transversales relevadas y la aproximación utilizada en el modelo para definir las características geométricas (sección trapecial) La Figura 3.a muestra la sección sobre el Río carcaraña en las cercanías de Pueblo Andino y en la Figura 3.b se muestra la sección sobre el A° Tortugas en cercanías del cruce con la Ruta 9.

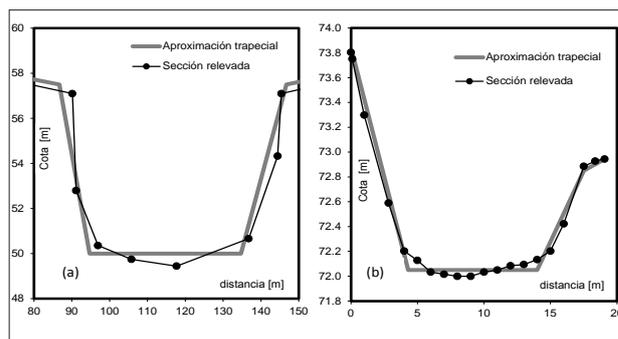


Figura 3. Secciones transversales. a) Río Carcaraña, Pueblo Andino; b) A° Tortugas y Ruta N°9.

Adicionalmente se identificaron las obras de cruce de mayor importancia sobre el trazado vial definido. Se identificaron alcantarillas y puentes en el Google Earth © y se ingresaron en el modelo matemático. Las características de la sección y tipos de cruces (alcantarillas, puentes, etc) se obtuvieron mediante información antecedente (FCEIA, 2011) y recorridas de campo. Se definieron las siguientes

características: ancho, coeficiente de descarga, cota de fondo y altura. Previendo la situación de desborde del terraplén, se definió la cota del coronamiento del mismo (coincidente con la cota de calzada del terraplén carretero o la cota de riel en los terraplenes ferroviarios) y el coeficiente de descarga correspondiente. Se ingresaron un total de 101 puentes y alcantarillas.

*iv) Condiciones de borde e iniciales*

Para la corrida del modelo se definieron las siguientes condiciones de borde, iniciales y entradas al modelo:

a) Alturas de agua en todas las celdas del modelo: se obtuvo a partir de considerar la situación de caudal en los cursos principales al inicio del evento de lluvia; b) Lluvia neta en cada celda obtenida en base a los registros de lluvias totales registrados por las estaciones pluviográficas; condiciones de humedad antecedentes y características del tipo y cobertura del suelo. Se utilizó el método de Green y Ampt para computar las pérdidas; c) Condiciones de borde aguas abajo: asociada a la cota del Río Paraná en la fecha del evento de lluvia a modelar.

El modelo se constituyó con un tamaño de grilla (TG) cuadrangular de 900 m de lado (Figura 4),

conformado por 71080 celdas (67462 celdas tipo valle y 3618 celdas tipo río) y 141078 vinculaciones entre celdas (3518 entre celdas río, 126142 entre celdas valle, 6798 entre celdas valle río, 101 puentes y alcantarillas y 4519 terraplenes).

**3.4 Ajuste de parámetros del modelo.**

A partir del trabajo antecedente de Stenta et al. (2014), se avanzó en esta instancia en el análisis de las relaciones altura-caudal determinadas en la simulación de un evento histórico, en diferentes secciones de cursos de importancia dentro de la cuenca para su comparación con las relaciones altura-caudal aforadas (Díaz Lozada et al., 2015).

Las secciones analizadas son (Tabla 1; Figura 1 y Figura 4): Puente de ingreso a Villa Ascasubi (curso Río Tercero – S1), Puente Alberdi (Villa María - curso Río Tercero – S2), Puente Sarmiento (Bell Ville - curso Río Tercero – S3), Inrville (curso Río Carcaraña – S4), Cruz Alta (curso Río Carcaraña – S5), Pueblo Andino (curso Río Carcaraña – S6) y Puente R9 (Arroyo Tortugas – S7). Las características medias de las secciones medias ingresadas en el modelo y utilizadas para la comparación de las curvas altura-caudal se detallan en la Tabla 1.

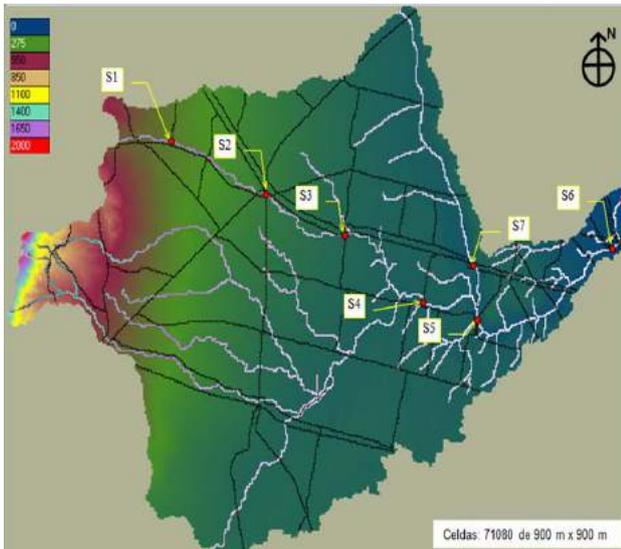
**Tabla 1.-** Características medias de las secciones analizadas.

Sección	Curso	Ubicación	Ancho de la base de fondo (m)	Profundidad del curso (m)	Talud 1H: xV	Pendiente media del tramo (‰)
S1	Río Tercero	Villa Ascasubi	30	3	1	1.25
S2	Río Tercero	Villa María	30	3	1	1.20
S3	Río Tercero	Bell Ville	35	4	1	0.70
S4	Río Carcaraña	Inrville	42	5	1	0.28
S5	Río Carcaraña	Cruz Alta	42	6	1	0.38
S6	Río Carcaraña	Pueblo Andino	42	7	1	0.30
S7	A° Tortugas	Puente R9	12	1.2	1	0.27

En el proceso de ajuste de parámetros comparando las curvas altura-caudal aforadas (Díaz Lozada et al., 2015) y modeladas se avanzó en la determinación del rango de valores de los coeficientes de resistencia al escurrimiento del curso, del valle de inundación aledaño a los cursos principales y coeficientes de gasto en puentes y alcantarillas. Para obtener los resultados de los diferentes niveles y caudales en las secciones analizadas se utilizó un evento extraordinario observado ocurrido en diciembre de 2013. Este

evento, conjuntamente con las condiciones de borde e iniciales para el modelado se describen en Stenta et al. (2014).

Los parámetros utilizados para cuantificar la calidad del ajuste de las curvas altura-caudal aforadas y modeladas son: coeficiente de correlación R2 (ecuación 1), el error absoluto medio normalizado (NMAE; ecuación 2) y el error porcentual del sesgo (PBIAS, ecuación 3). A los fines de definir un entorno de resultados aceptables se consideran los siguientes valores como resultados satisfactorios: R2>0.7; NMAE <20 %; PBIAS ± 20 %.



**Figura 4.-** MDT; constitución del modelo matemático y secciones estudiadas. Cuenca del río Tercero-Carcaraña.

$$R2 = \left( \frac{\sum_{i=1}^N (x_{i\text{obs}} - \bar{x}_{\text{obs}})(x_{i\text{mod}} - \bar{x}_{\text{mod}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (x_{i\text{obs}} - \bar{x}_{\text{obs}})^2 \sum_{i=1}^N (x_{i\text{mod}} - \bar{x}_{\text{mod}})^2}} \right)^2 \quad (1)$$

$$NMAE = \left( \sum_{i=1}^N \frac{|x_{i\text{mod}} - x_{i\text{obs}}|}{x_{i\text{obs}}} \right) \times 100 \quad (2)$$

$$PBIAS = \left( \frac{1}{x_{\text{obs}}} \sum_{i=1}^N \frac{(x_{i\text{obs}} - x_{i\text{mod}})}{N} \right) \times 100 \quad (3)$$

Donde  $x_{i\text{obs}}$  es el valor del caudal aforado ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) para la altura  $h_i$ ;  $\bar{x}_{\text{obs}}$  es el promedio de los caudales aforados ( $\text{m}^3/\text{s}$ );  $x_{i\text{mod}}$  es el valor del caudal modelado ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) para la altura  $h_i$ ;  $\bar{x}_{\text{mod}}$  es el promedio de los caudales modelados ( $\text{m}^3/\text{s}$ );  $N$  es el número de puntos en que se subdividió la curva H-Q.

Se realizó un proceso manual e iterativo en cada tramo del curso en cercanías de la sección en estudio a los fines de alcanzar el mejor ajuste de las curvas altura-caudal aforadas y simuladas dentro del entorno aceptable de los coeficientes (resistencia al escurrimiento del curso, del valle de inundación aledaño a los cursos principales y coeficientes de gasto en puentes y alcantarillas) utilizados en el ajuste.

Posteriormente, a partir de los resultados y constitución original, se realizó un estudio de sensibilidad en las curvas H-Q estudiadas donde se modificaron los valores del ancho de la base de fondo y el coeficiente de rugosidad del curso principal en  $\pm 20\%$ . Esta modificación se realizó por tramo del

curso donde se encuentra cada sección transversal estudiada. Se realizaron por lo tanto 4 simulaciones adicionales, partiendo de la constitución original y se modificó el ancho de la base de fondo en  $+20\%$  (BF $+20\%$ ) y en  $-20\%$  (BF $-20\%$ ); lo mismo respecto al coeficiente de rugosidad de Manning del curso principal de  $+20\%$  (nr $+20\%$ ) y  $-20\%$  (nr $-20\%$ ).

#### 4. EVALUACIÓN DE RESULTADOS

A partir de los resultados de la modelación se obtuvieron las curvas altura-caudal en las secciones definidas y se realizó la comparación con las curvas altura-caudal aforadas.

En la Figura 5 se muestran ambas curvas en las 7 secciones analizadas. Se muestran las curvas obtenidas mediante el modelo (MODELO – Figura 5) y las curvas aforadas presentadas en el trabajo Díaz Lozada et al. (2015) (AFORO – Figura 5).

En la Tabla 2 se resumen los valores alcanzados de los parámetros R2, NMAE y PBIAS para dichas secciones analizadas.

Los valores de los parámetros obtenidos para el ajuste de las curvas altura-caudal fueron:

- coeficiente de resistencia del curso: nr= 0.025 – 0.040;
- coeficiente de resistencia en el valle de inundación aledaño a la sección de escurrimiento principal: nv= 0.10– 0.12.
- coeficiente de gasto en las vinculación tipo puente: Cd=0.7 – 0.9.

Los valores ajustados de los coeficientes se encuentran dentro de los límites aceptables y los resultados obtenidos en términos de ajuste de las curvas se consideran satisfactorios en términos generales.

En función de los límites adoptados de los parámetros utilizados para la cuantificación del ajuste entre curvas se observa que:

- respecto al coeficiente R2 los resultados son muy buenos (valores superiores a 0.95)
- respecto al parámetro NMAE se observan resultados aceptables (valores inferiores al 20 %) salvo para las secciones Río Tercero – Bell Ville (Puente Sarmiento; sección S3; NMAE=22.22 %, Figura 5) y Río Tercero - Villa Ascasubi (sección S1, NMAE = 26.04 %, Figura 5).
- respecto a los valores de PBIAS todos los resultados se encuentran en el entorno  $\pm 13\%$  considerándose los resultados satisfactorios.

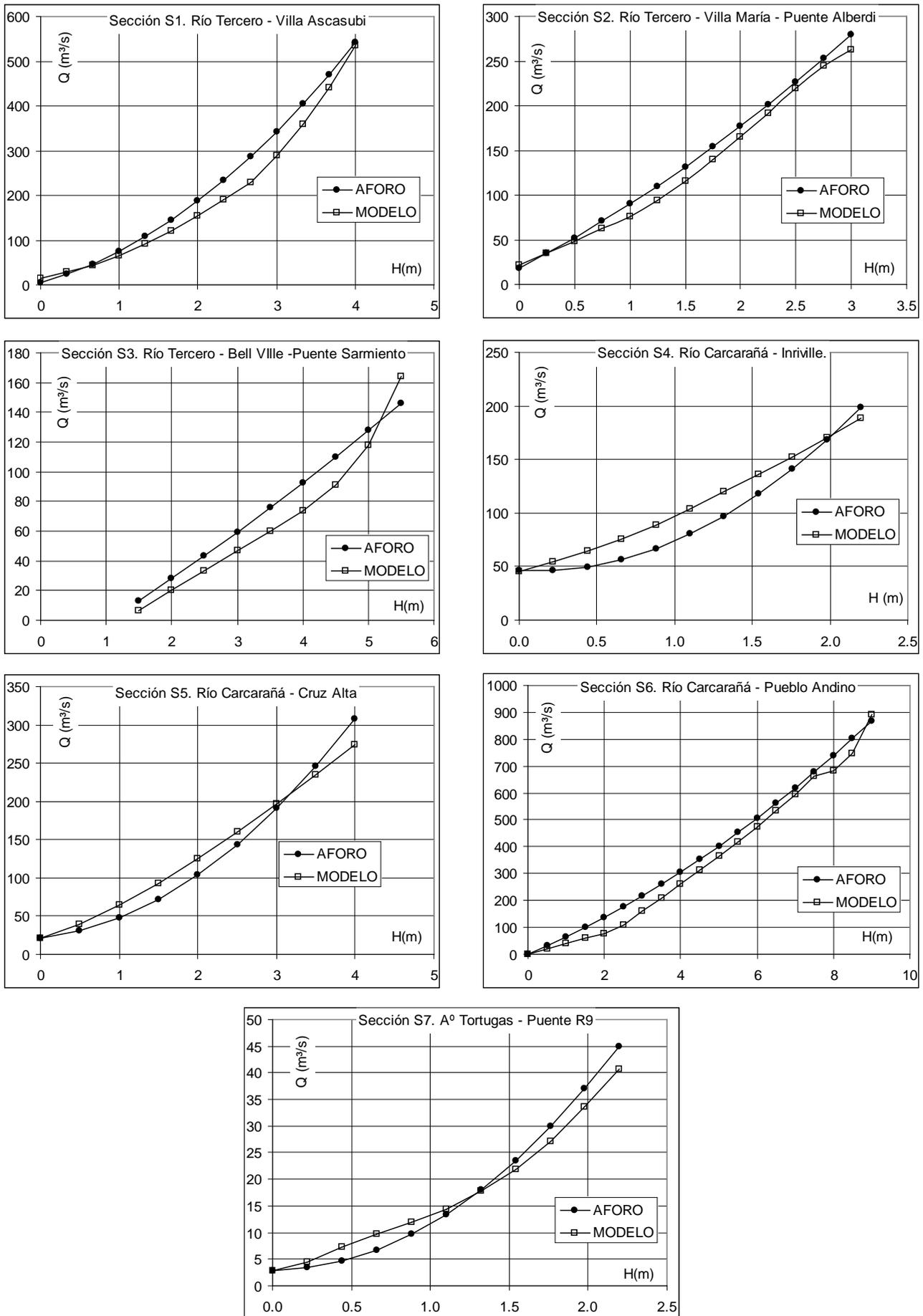


Figura 5.- Curvas aforadas y modeladas. Secciones S1 a S7.

El error absoluto medio normalizado expresa el peso promedio del error (diferencias entre valores observados y modelados) respecto al valor de la variable observada. Un valor igual a 0 indica un ajuste perfecto entre modelo y aforo. A medida que el valor se incrementa se obtienen ajustes cada vez de menor calidad. Si bien se considera que los resultados son adecuados mediante este término, se debe resaltar que hay valores superiores al 20 % en dos secciones (S1 y S3) y que 4 secciones (de las 5 secciones restantes; S4, S5, S6 y S7) arrojan valores superiores al 15 %. Solamente la sección S2 arroja un valor inferior al 10%. También debe tenerse presente que este indicador, al valorar las diferencias en términos de valor absoluto, no contempla las situaciones donde se produce la inversión o cruce entre las curvas. Esto implica que los valores de los errores se amplifiquen independientemente de si los errores se dan por exceso y luego se invierte la tendencia o viceversa.

Respecto a tendencia de los resultados del modelo (en términos cualitativos) a subestimar o sobreestimar caudales, para un mismo valor de H, se observa lo siguiente (Figura 5): en el caso de las secciones S1; S2 y S6 se observa que el modelo subestima caudales en todo el rango (para un mismo H); en el caso de las secciones S5 y S7 se observa que para valores de H-Q bajos el modelo sobreestima caudales y por el contrario para valores elevados de H-Q se invierte la tendencia; en el caso de la sección S4 se observa en la mayoría de los valores de H-Q una sobreestimación de caudales por parte del modelo invirtiéndose esta tendencia para el máximo par H-Q; finalmente para la sección S3 (a la inversa de lo que sucede en la sección S4) el modelo subestima caudales para casi todo el rango de H-Q y para el valor máximo de H-Q se produce la inversión de la tendencia.

El análisis cuantitativo de este comportamiento se realizó mediante el indicador PBIAS. El PBIAS es un indicador de la tendencia media de los valores simulados a ser mayores o menores respecto a los valores aforados (Gupta et al., 1999); siendo el valor 0 un valor óptimo. Valores reducidos indican una adecuada precisión del modelo; valores positivos indican una tendencia del modelo a subestimar y valores negativos indican una tendencia del modelo a sobreestimar. En este caso, para las 7 secciones evaluadas (Tabla 2) se observa que 5 de ellas arrojan valores positivos y 2 arrojan valores negativos, indicando que (para las secciones estudiadas) el modelo tiene una tendencia a subestimar valores de caudal para una misma altura.

Respecto a las curvaturas es posible observar (Figura 5) que para las secciones S2 y S6, ambas gráficas (aforadas y modeladas) tienen curvaturas similares. En el caso de las secciones S1 y S3 se presentan mayores curvaturas en el caso de las relaciones obtenidas mediante el modelo respecto a las obtenidas por aforos y en el caso de las secciones S4, S5 y S7 se presentan menores curvaturas para las relaciones obtenidas mediante el modelo respecto a las obtenidas por aforo.

Tanto la tendencia a sobreestimar o a subestimar como las curvaturas de las relaciones H-Q representan el comportamiento hidráulico de la sección, dependiente de la geometría de la misma, de las características de rugosidad y de la pendiente hidráulica del tramo. Una mejora en la definición de estas variables (principalmente de la geometría y de la rugosidad ya que la pendiente hidráulica resulta del comportamiento general del tramo del curso) permitirá mejorar las relaciones obtenidas. A tal efecto se realizó un análisis de sensibilidad modificando el valor del ancho de la base de fondo y el coeficiente de rugosidad de Manning cuyos resultados se presentan más adelante.

**Tabla 2.-** Secciones analizadas para comparación de curvas altura-caudal aforadas (Díaz Lozada et al., 2015) y modeladas.

Sección	Curso	Ubicación	R2	NMAE (%)	PBIAS (%)
S1	Río Tercero	Villa Ascasubi	0.987	26.04	10.74
S2	Río Tercero	Villa María	0.996	8.49	6.98
S3	Río Tercero	Bell Ville	0.956	22.22	11.67
S4	Río Carcarañá	Inrville	0.960	18.17	-12.15
S5	Río Carcarañá	Cruz Alta	0.982	16.49	-4.01
S6	Río Carcarañá	Pueblo Andino	0.994	16.93	8.95
S7	Aº Tortugas	Puente R9	0.992	19.26	1.38

Una primera causa de las diferencias observadas entre las curvas aforadas y modeladas se le atribuye al nivel de abstracción utilizado en la implementación del modelo matemático en la cuenca. Esto puede

ser presentado como una limitación en lo que se refiere a la escala de agregación (tramos de cursos de 900 m). Se evidencian diferencias que responden a que las características morfológicas (variabilidad

de profundidades, pendiente de fondo, formas de la sección transversal del curso y del valle de inundación, etc) son agregadas mediante un valor medio representativo de las características del tramo cada 900 m. Es posible afirmar que debido al nivel de discretización adoptado del modelo pueden ser justificadas parcialmente las diferencias entre las curvas aforadas y curvas modeladas. Se remarca que esta situación de agregación del modelo actúa como limitación en la representación del proceso hidráulico de tránsito dentro del tramo en los cursos analizados.

Una segunda causa que se identifica como fuente de diferencias en el contraste de curvas altura-caudal tiene que ver con las alteraciones del flujo debido a particularidades locales dentro del tramo que no pueden ser ingresadas o definidas explícitamente en el modelo con el nivel de detalle necesario, como por ejemplo, terraplenes de caminos o rutas secundarias o menores, construcciones en las márgenes del cursos (edificaciones, desarrollos urbanos, balnearios, etc).

Una tercera fuente de error puede estar asociada a las pendientes medias de los diferentes tramos ingresadas en el modelo, que se obtuvieron a partir del MDT del SRTM y de cartas topográficas. Como se indicara, la forma de mejorar los resultados es obtener datos a partir de relevamientos topográficos de detalle las secciones del curso y accidentes naturales o artificiales cada 900 m para poder incorporar dichas características en el modelo implementado.

Otro fuente de error para los casos en que el flujo está desbordado tiene que ver con la representación de las características geométricas y altimétricas del valle de inundación. Nuevamente se indica que en el modelo se tiene, para las celdas del valle aledañas al curso principal un valor medio representativo de cota del terreno natural cada 900 m lo que define el valle de inundación aledaño. En las secciones que se observan desbordes (por ejemplo para el evento simulado las secciones S1, S3, y S6 se encuentran desbordadas) se debe considerar la integración del caudal en todo el ancho inundado. Esta situación puede originar diferencias entre las curvas debido, nuevamente, al nivel de agregación en el modelo que define en este caso el valle de inundación.

A partir de la identificación de las probables fuentes de error y en función de que el objetivo principal del trabajo es reproducir curvas altura-caudal en diferentes secciones en la red principal de escurrimiento, se evidencia la necesidad de mejorar el nivel de detalle en la implementación del modelo. No obstante, se verifica que no se produce una mejora sustancial respecto a la aplicación original del modelo realizada por Stenta et al. (2014) orientada a la reproducción de procesos de transformación

lluvia-caudal y tránsito en toda la cuenca llevada a cabo para un grupo de crecidas históricas. Es decir, el actual nivel de detalle para la aplicación original resulta adecuado para la reproducción de crecidas históricas pero para el mejoramiento de la descripción hidráulica a escala de tramo de río requiere ser mejorada si se desea disminuir las diferencias observadas en las comparaciones de las relaciones altura-caudal.

Respecto al análisis de sensibilidad (Figura 6), los resultados obtenidos son en general satisfactorios. Considerando todas las secciones (7 secciones) se estimó que dentro de la envolvente que se obtiene al considerar las modificaciones de  $\pm 20\%$  de BF y  $\pm 20\%$  de nr se observa que el 76 % de los valores observados (H-Q Aforo) se encuentran dentro de dicha envolvente (Envolvente Superior y Envolvente Inferior en Figura 6). Se tomaron valores de caudales mayores o iguales al 20 % del caudal máximo para realizar dicha cuantificación, con el objetivo de priorizar la reproducción de caudales medios y altos, ya que los mismos resultan en general de interés en toda aplicación o utilización del modelo.

En forma particular para la Sección 1 se observa que los puntos aforados se encuentran dentro de la envolvente para caudales superiores a los 400 m<sup>3</sup>/s; en la Sección 2 todos los puntos aforados se encuentran dentro de la envolvente; en la Sección 3 se observa que se reproducen caudales aforados para valores inferiores a 50 m<sup>3</sup>/s y superiores a 100 m<sup>3</sup>/s, la Sección 4 los caudales muy pequeños y los caudales mayores a 100 m<sup>3</sup>/s se encuentran dentro de la envolvente; para la Sección 5 la mayoría de los caudales aforados se encuentran dentro de la curva envolvente (valores de caudales cercanos a los 50 m<sup>3</sup>/s quedan fuera de la envolvente); para la Sección 6 los caudales aforados superiores a los 300 m<sup>3</sup>/s son reproducidos adecuadamente dentro de las envolventes y finalmente para la Sección 7 se reproducen caudales similares a los aforados para valores superiores a los 10 m<sup>3</sup>/s.

En más detalle para cada sección y utilizando el análisis de sensibilidad se indica:

Respecto a la sección S1 (Figura 6) se observa que para caudales inferiores a 400 m<sup>3</sup>/s el modelo (con la envolvente superior) no alcanza a reproducir los caudales aforados; es decir, el modelo subestima caudales y aún con la envolvente superior no alcanza a reproducir los caudales aforados. La máxima diferencia, fuera del rango, entre el aforo y el modelo con envolvente superior es de 11 % (H = 2.70 m). Esta subestimación por parte del modelo indica que las características geométricas e hidráulicas de la sección y del tramo en el modelo no representan adecuadamente el comportamiento real de la sección aforada (para caudales inferiores a 400 m<sup>3</sup>/s).

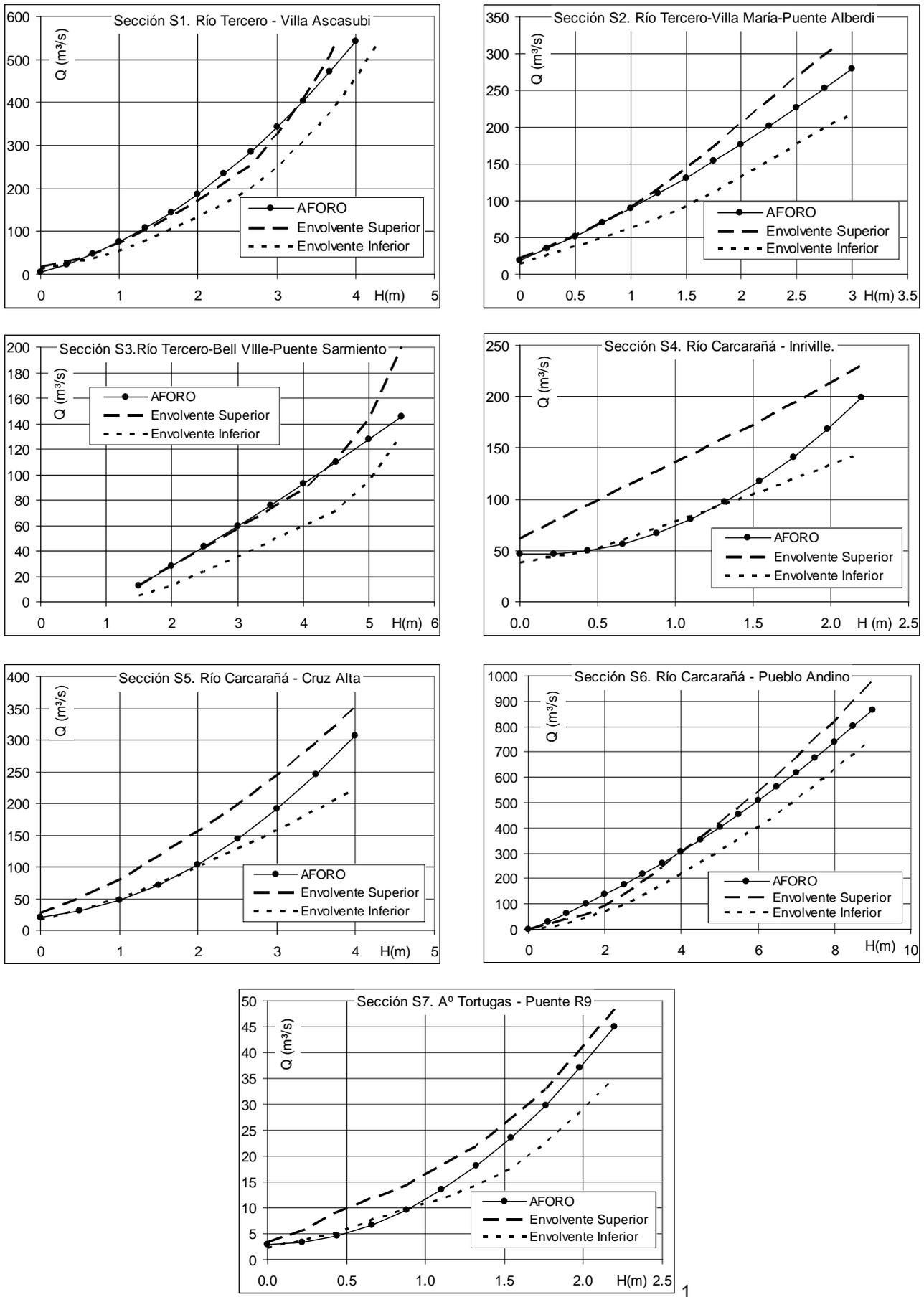


Figura 6.- Sensibilidad y curva envolvente para  $\pm 20\%$  BF y  $n_r \pm 20\%$ . Secciones S1 a S7.

En la Sección S2 se observa (Figura 5 y Tabla 2) que el modelo subestima caudales pero con el análisis de sensibilidad (Figura 6) la envolvente contiene los valores aforados en todo el rango y la tendencia de las curvas; por lo que se asume que los resultados son satisfactorios y que dentro de los límites impuestos en el análisis de sensibilidad se representa adecuadamente el comportamiento en esta sección.

En la sección S3 se evidencia una diferencia en las curvaturas de las gráficas. Además el modelo subestima caudales menores a 130 m<sup>3</sup>/s (Figura 5, Sección S3) y mediante la envolvente (Figura 6, Sección S3) esta subestimación se hace imperceptible con la envolvente superior. La máxima diferencia, fuera del rango, entre el aforo y el modelo con envolvente superior es de 4.8 % (H = 4 m). El límite superior del análisis de sensibilidad (envolvente superior) arroja resultados adecuados con una reducida subestimación para caudales cercanos a los 100 m<sup>3</sup>/s.

En la sección S4 se evidencia (al igual que en la sección S3) una diferencia en las curvaturas de las gráficas. En este caso el modelo sobreestima caudales hasta valores cercanos a los 170 m<sup>3</sup>/s (Figura 5, Sección S4) y mediante la envolvente (Figura 6, Sección S4) esta sobreestimación se hace imperceptible con la envolvente inferior. La máxima diferencia, fuera del rango, entre el valor del modelo y el aforo con envolvente inferior es de 8.2 % (H = 0.80 m). El límite inferior del análisis de sensibilidad (envolvente inferior) arroja resultados adecuados con una reducida sobreestimación para caudales cercanos a los 70 m<sup>3</sup>/s pero se indica que debe mejorarse la representación en este tramo del curso y de esta sección en particular. Por otro lado se resalta que los valores de caudales donde más se aleja el modelo de los aforos son caudales reducidos (por ejemplo 70 m<sup>3</sup>/s) respecto a caudales importantes cercanos a los 200 m<sup>3</sup>/s, indicando que son estos caudales los de mayor interés en representar adecuadamente por parte del modelo ya que son los que generan los mayores impactos respecto, por ejemplo, a inundaciones.

En la sección S5 se evidencia que el modelo sobreestima caudales hasta valores cercanos a los 200 m<sup>3</sup>/s (Figura 5, Sección S5) y mediante la envolvente (Figura 6, Sección S5) esta sobreestimación se hace imperceptible con la envolvente inferior. La máxima diferencia, fuera del rango, entre el valor del modelo y el aforo con envolvente inferior es de 8.5 % (H = 1.0 m). El límite inferior del análisis de sensibilidad (envolvente inferior) arroja resultados adecuados con una reducida sobreestimación para caudales cercanos a los 50 m<sup>3</sup>/s pero se indica que corresponden a caudales reducidos, valiéndolo el análisis similar expresado anteriormente para la sección S4.

En la sección S6 se evidencia una adecuada similitud en las curvaturas de las gráficas. Asimismo el modelo

subestima caudales en todo el rango (Figura 5, Sección S6 y Tabla 2). Luego, mediante la envolvente superior (Figura 6, Sección S6) esta subestimación se reduce y para caudales superiores a 300 m<sup>3</sup>/s los valores representados por el modelo encierran a los valores aforados entre ambas envolventes; considerándose adecuados estos resultados.

En la sección S7 (Figura 5, Sección S7) el modelo sobreestima caudales hasta valores cercanos a los 17.5 m<sup>3</sup>/s y se invierte esta tendencia para valores de caudales superiores. Mediante la envolvente se observa que solo se produce una sobreestimación de caudales hasta valores cercanos a los 10 m<sup>3</sup>/s. La máxima diferencia, fuera del rango, entre el valor del modelo y el aforo con envolvente inferior es de 12 % (H = 0.45 m). Para valores superiores a 10 m<sup>3</sup>/s la envolvente reproduce los caudales aforados. Se observa que la curvatura de la envolvente superior es similar a la curvatura de los valores aforados. En este caso los resultados obtenidos se consideran satisfactorios.

## 5. CONCLUSIONES

A partir de los trabajos realizados por Díaz Lozada et al. (2015), donde se obtuvieron curvas altura-caudal aforadas en diferentes secciones de cursos pertenecientes a la cuenca del río Tercero-Carcaraña, se realizó en este trabajo la cuantificación del grado de ajuste obtenido al comparar dichas curvas respecto a curvas altura-caudal determinadas en la modelación matemática de un evento histórico. Se utilizó un modelo hidrológico-hidráulico físicamente basado cuasi 2D con tamaño de grilla 900 m x 900 m en la cuenca del río Tercero-Carcaraña implementado en trabajos antecedentes (Stenta et al., 2014). Se realizó el análisis en 7 secciones, 3 correspondiente al río Terceño; 3 correspondiente al río Carcaraña y 1 correspondiente al A° Tortugas.

Los parámetros del modelo matemático obtenidos (coeficiente de resistencia del curso; del valle y coeficiente de gasto en puentes) se encuentran dentro del rango de valores comúnmente aceptados en la bibliografía.

Los resultados obtenidos son satisfactorios en términos de coeficiente de correlación R<sup>2</sup> (valores mayores a 0.95) y PBIAS (valores en el entorno ±13 %). En términos de NMAE los resultados son aceptables obteniéndose en 5 secciones valores inferiores al 20% y en dos secciones valores superiores a 20 %.

Los resultados de análisis de sensibilidad en la reproducción de los datos aforados indican que se obtienen resultados satisfactorios en términos generales asumiendo una modificación de la base de fondo y del coeficiente de rugosidad del curso principal en ± 20 %. Los resultados indican que se reproduce por lo menos el 76 % de los valores aforados en las 7 secciones estudiadas.

También se observa mediante el análisis de sensibilidad que en todas las secciones estudiadas las curvas envolventes encierran los valores aforados para los caudales superiores; es decir, para los caudales de mayor interés en un estudio orientado al mapeo de zonas de inundación y en la determinación de valores de permanencia y niveles de agua.

A partir de los resultados obtenidos las diferencias entre valores aforados y modelados puede ser atribuida fundamentalmente a la información disponible hasta la actualidad de relevamientos topográficos y de aforos y al nivel de detalle utilizado (celdas de 900 m x 900 m).

En el actual estado de avance de los trabajos puede concluirse que los resultados alcanzan el estatus de aceptables. Un mejoramiento en la descripción hidráulica a nivel de tramo de río podrá ser logrado a partir de un mayor nivel de detalle, lo cual repercutirá en una mayor certeza de las variaciones de la geometría de las secciones transversales, las cotas representativas de fondo, de desborde, pendiente media de cada tramo y valle de inundación. Para dicho nivel de detalle se deberá contar con relevamientos topográficos de detalle que a la fecha no se disponen. Sintetizando puede afirmarse que con el nivel de detalle actual y el grado de abstracción asumido en la geometría de las secciones de conducción de flujo se logra una satisfactoria reproducción de la dinámica de la cuenca (Stenta et al., 2014) pero debe ser mejorada si se requiere definir variables hidráulicas a nivel de tramo de curso principal y disminuir las diferencias entre curvas observadas y calculadas por el modelo.

El trabajo realizado hasta la actualidad se encuentra en una etapa de desarrollo avanzando en la mejora (aumento) el nivel de detalle implementado. Conjuntamente se trabajará en la incorporación de información referente principalmente a relevamientos topográficos y de aforos, de modo de contar con mayor cantidad de secciones relevadas y por ende disponer de mayor cantidad de puntos internos en la cuenca para mejorar la reproducción de los valores de las variables hidráulicas de mayor interés como ser niveles, velocidad, y caudales.

Se resalta la importancia de los trabajos referidos a aforos de niveles y caudales para poder dar un salto de calidad en el ajuste de parámetros de modelos matemáticos que a su vez permiten realizar una mejor explotación de los mismos en diferentes usos como pronóstico de niveles, zonificación de áreas inundables, impactos en los cursos debido a la presencia de estructuras hidráulicas, obras viales y ferroviarias.

Se resalta también que el requerimiento de mayor información de relevamientos topográficos y de aforos permitirá mejorar la representación del sistema hídrico, pero que el incremento del nivel de detalle no puede ser indefinido, es decir, es posible incrementar el nivel de detalle (por ejemplo

reducción del tamaño de grilla), siempre y cuando este incremento esté acompañado con información relevada y de aforos que permita su definición. Por el contrario, si por ejemplo, no se mejora la información disponible en cuanto a relevamientos y aforos no se logrará una mejora sustancial en los resultados del modelo incrementando solamente el nivel de detalle (reduciendo el tamaño de grilla).

Por último no debe soslayarse que esta modalidad de modelación hidrológica-hidráulica con un esquema de grilla cuadrangular de igual dimensión en todo el dominio usada en esta cuenca hidrográfica pone en el centro de la discusión acerca de las ventajas y desventajas de la opción de grillado donde los requerimientos de datos son uniformes en tanto que los requerimientos de resultados se intensifican sobre las zonas de los cursos principales.

## AGRADECIMIENTOS

A la UNR por el apoyo brindado en el marco de los PID 19-I368 y 19-I358

## BIBLIOGRAFÍA

Barchiesi, G., J.M. Díaz Lozada, F. Caminal, H. Herrero, M. García, A. Cossavella, E. Castello, M. Romagnoli, M. Portapila. 2013. Cuantificación y Caracterización del Escurrimiento en la Cuenca del río Carcarañá. *Sexto Simposio Regional Sobre Hidráulica de Ríos*, Santa Fe, Argentina.

Basile, P., G. Riccardi, E. Zimmermann, H. Stenta, P. Bussi, P. Mangiamelli. 2013. Aprovechamiento del río Carcarañá-Tercero como vía fluvial navegable. Parte I: Diseño del sistema de transporte y de la vía fluvial. *Revista Cuadernos del CURIHAM*, vol 19, año 2013. pp. 51-69.

Cunge, J. 1975. Two Dimensional Modelling of Floodplains. Cap. 17 *Unsteady flow in open channels* (Ed. Mahmood K. and Yevjevich V.) Water Resources Publications, Fort Collins.

Díaz Lozada, J. M., C. M. García, H. Herrero, G. Barchiesi, M. Romagnoli, M. Portapila, F. Lopez, E. Castelló, A. Cosavella, J.P. Brarda. 2015. Cuantificación del escurrimiento superficial de la cuenca del Río Carcarañá, *Revista Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, FCEFyN, UNC, Vol. 2, No. 1, pp. 59-72.

FCEIA (Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura – Univ. Nac. de Rosario, Santa Fe, Argentina) (2011). "Estudio de Prefactibilidad para el Aprovechamiento del río Carcarañá como Ruta Fluvial Navegable". Informe de Avance N° 1 y 2. Rosario, Septiembre 2011.

Giacosa, R., Paoli, C. y Cacik, P. 2000. Conocimiento del regimen hidrológico. Cap. 2. En: *El río Paraná en su tramo medio*. Paoli, C. y Schreider, M (eds). Tomo

1. ISBN Tomo 1. pp. 69-104. 987-508-121-3. Centro de Publicaciones Universidad Nacional del Litoral.
- Gupta, H. V., S. Sorooshian & P.O. Yapo. 1999. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. *J. Hydrologic Eng.* 4(2): 135-143.
- ILWIS 2005. Integrated Land and Water Information System. ILWIS 3.3 Academic. Faculty of Geo-Information Science and Earth Observation of the University of Twente.
- NASA 2006. Shuttle Radar Topography Mission. <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>
- Paoli, C., M. Iriondo y N. García. 2000. Características de las cuencas de aporte. Cap. 1. *El río Paraná en su tramo medio*. Paoli, C. y Schreider, M. (eds). Tomo 1. ISBN Tomo 1. 987-508-121-3. Centro de Publicaciones Universidad Nacional del Litoral.
- Riccardi, G., P. Basile, E. Zimmermann, H. Stenta, P. Bussi, P. Mangiameli, M. Pesci. 2013a. Diseño de presas de navegación en el estudio de prefactibilidad para el aprovechamiento del río Caracaraña como vía fluvial navegable. *Sexto Simposio Regional Sobre Hidráulica de Ríos*, Santa Fe, Argentina.
- Riccardi, G., P. Basile, E. Zimmermann, H. Stenta, P. Bussi, P. Mangiameli, M. Pesci. 2013b. Aprovechamiento del río Caracaraña-Tercero como vía fluvial navegable. Parte II: Diseño hidráulico de presas de navegación. *Revista Cuadernos del CURIHAM*, vol 19, año 2013. pp. 71-85.
- Riccardi, G., H. Stenta, C. Scuderi, P. Basile, E. Zimmermann, F. Trivisonno. 2013c. Aplicación de un modelo hidrológico-hidráulico para el pronóstico de niveles de agua en tiempo real. *Tecnología y Ciencias del Agua*, vol. IV, núm. 1, pp. 83-105.
- SSRHN 2014. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, [http://www.hidricosargentina.gov.ar/documentos/referencias\\_i8/31.pdf](http://www.hidricosargentina.gov.ar/documentos/referencias_i8/31.pdf) (acceso 15/04/2014). Elaborado por Santiago Javier Martínez. 10 pag.
- Stenta, H.; G. Riccardi, P. Basile y F. Trivisonno. 2014. Implementación de un modelo matemático distribuido de escurrimiento superficial en la cuenca del río Tercero – Caracaraña. *Memorias del II Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras* (Venturini V. et al. Eds.), Santa Fe. Univ. Nac. del Litoral.
- Venencio, M. del V. 2007. *La Recarga Natural Al Acuífero Libre Y Su Vinculación Con La Variabilidad Climática Regional*. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional De Córdoba. 211 pags.

## AVANCES PARA EL ESTUDIO DEL EFECTO DE LA VISCOSIDAD EN EL DIMENSIONADO DE ENROCADOS DE PROTECCIÓN DE PILAS DE PUENTES

### ADVANCES FOR STUDYING THE EFFECT OF VISCOSITY IN RIPRAP SIZING FOR BRIDGE PIER PROTECTION

Vilaseca, Federico; Chreties, Christian y Teixeira Luis<sup>1</sup>

#### Resumen

En la experimentación sobre dimensionamiento de enrocados de protección de pilas de puentes es habitual el considerar despreciables los efectos de la viscosidad del agua sobre los resultados y excluir del análisis dimensional al grupo adimensional representante de dichos efectos. Sin embargo la experiencia en ensayos de laboratorio de diques de escollera marítimos ha demostrado que para ciertas escalas el flujo entre las capas de enrocado puede variar de régimen introduciendo efectos de escala significativos. En ese marco el objetivo de este trabajo fue el de realizar avances en el estudio de la influencia de la viscosidad para ensayos de enrocados de protección de pilas de puentes. Se realizaron en el canal sedimentológico del IMFIA tres pares de ensayos. En cada par se mantuvieron constantes los grupos adimensionales que influyen en el problema a excepción del representante de la viscosidad. En dos de los tres ensayos se constató un cambio significativo en el tirante necesario para el movimiento del enrocado al variar el representante de la viscosidad, por lo que se concluyó que su influencia no debería ser descartada a priori. Se remarca la necesidad de continuar la línea de investigación ampliando los ensayos a mayores tamaños de enrocado.

**Palabras clave:** enrocado de protección, fundaciones de puentes, erosión local, viscosidad.

#### Abstract

In experimentation on riprap sizing for bridge pier protection against local scour it is usual to consider that the effects of water viscosity on the results are negligible and to exclude from dimensional analysis the dimensionless group representative of the mentioned effects. However, laboratory experimentation on breakwater dam models has shown that, for certain scales, the water flowing between the layers of rip-rap can change its regime, producing significant scale effects. The objective of the present work was to advance in the study of the influence of viscosity on the results of rip-rap sizing experiments for bridge pier protection against local scour. Three pairs of tests were run in IMFIA's sedimentologic flume. For each pair of tests the dimensionless groups that influence the results were kept constant except for the one representing viscosity. The results in two of the three tests show a significant change in the water depth necessary to move the rip-rap stones after changing the dimensionless group representing viscosity. This led to the initial conclusion that the influence of viscosity on the results should not be discarded and that more testing should be done extending the experimentation for bigger rip-rap sizes.

**Keywords:** riprap protection, bridge foundations, local scour, viscosity.

#### 1. INTRODUCCIÓN

Tradicionalmente el estudio del diseño de enrocados de protección de pilas de puente se realiza mediante modelación física, debido a la complejidad que presenta la interacción entre el flujo vorticoso tridimensional, el lecho de sedimentos, el enrocado y la pila. Los ensayos de laboratorio habituales para definir el tamaño de los elementos de la protección consisten en colocar un manto de enrocado en torno al modelo de la pila y determinar las condiciones de flujo mínimas que producen su falla por corte. Esto se constata una vez que el flujo logra desplazar el primer elemento del enrocado de protección. En este

análisis, al igual que en ensayos para determinar profundidad de erosión en torno a pilas y estribos, es habitual despreciar los efectos viscosos del flujo (Parola, 1993; Lauchlan, 2001). Se asume que en cauces a escala real el régimen de flujo es turbulento rugoso y que lo mismo sucede a escala de laboratorio. En ese caso la viscosidad no tendría influencia en el movimiento de los elementos del enrocado. Sin embargo, en el caso del enrocado de protección de diques de escollera marítimos, se ha constatado que en modelos de escala muy pequeña el flujo entre las capas de enrocado puede variar de régimen respecto

1 IMFIA-Facultad de Ingeniería, Universidad de la República.  
Julio Herrera y Reissig 565, Montevideo, Uruguay. CP 11300  
vilaseca@fing.edu.uy; chreties@fing.edu.uy; [luistei@fing.edu.uy](mailto:luistei@fing.edu.uy)

al prototipo, introduciendo así efectos de escala significativos (Hughes, 1993). En consecuencia, para ese tipo de modelos, se definen tamaños mínimos de enrocado a ser utilizados en laboratorio que aseguran régimen de flujo independiente de la viscosidad. Un efecto similar podría aparecer en ensayos de enrocado de protección de pilas de puentes, lo que motivó este trabajo.

## 2. OBJETIVO

El objetivo de este trabajo es avanzar en el estudio de la influencia de la viscosidad en el dimensionado del tamaño del enrocado de protección de pilas de puentes en laboratorio.

## 3. MATERIALES Y MÉTODOS

### 3.1 Análisis dimensional

Fue realizado en primer término un análisis dimensional de las variables que intervienen en el fenómeno de erosión en pilas y luego en el dimensionado del tamaño de protección. Así, la profundidad de erosión de equilibrio frente a la pila puede escribirse como una función de:

$$d_{se} = f(u, h, \rho, \vartheta, \rho_s, d_{50}, \sigma_g, b, d, g) \quad (1)$$

Siendo “ $u$ ” la velocidad media del flujo; “ $h$ ” el tirante, ambos en la zona no perturbada del flujo; “ $\rho$ ” la densidad del agua; “ $\vartheta$ ” la viscosidad cinemática del agua; “ $\rho_s$ ” la densidad del sedimento; “ $d_{50}$ ” el tamaño medio del sedimento; “ $\sigma_g$ ” la dispersión granulométrica del sedimento; “ $b$ ” el ancho del canal; “ $d$ ” el diámetro de la pila cilíndrica; “ $g$ ” la aceleración gravitatoria y “ $d_{se}$ ” la profundidad de erosión de equilibrio frente a la pila. Cabe aclarar que dicho análisis aplica únicamente cuando la sección del canal considerado es rectangular. Aplicando el teorema  $\pi$  a la ecuación [1], puede obtenerse la ecuación [2] (Chreties, 2008), en la cual se define “ $q$ ” el caudal por unidad de ancho como el cociente entre el caudal de flujo y el ancho del canal “ $b$ ”.

$$\frac{d_{se}}{d} = f\left(\frac{q}{d\sqrt{gd}}, \frac{h}{d}, \frac{\rho_s}{\rho}, \sigma_g, \frac{b}{d}, \frac{ud_{50}}{\vartheta}\right) \quad (2)$$

Se hace notar que el último grupo adimensional es un número de Reynolds asociado al sedimento “ $Re_{d50}$ ”. Realizando un desarrollo análogo para la dependencia del tamaño mínimo del enrocado de protección ( $dr_{50}$ ) de la pila se obtiene:

$$\frac{dr_{50}}{d} = f\left(\frac{q}{d\sqrt{gd}}, \frac{h}{d}, \frac{\rho_s}{\rho}, \sigma_g, \frac{b}{d}, Re_{d50}\right) \quad (3)$$

siendo el primer número adimensional dentro de la función un número de Froude modificado, representante del caudal; y el último un representante de los efectos viscosos.

A los efectos prácticos de la experimentación se considerará que la relación entre densidades será constante durante los ensayos. Además, los áridos utilizados en el lecho y protección pueden considerarse de granulometría uniformes (). El máximo diámetro de pila utilizado fue de 22,5 cm, tamaño que no alcanza a cubrir 1/6 del ancho total del canal, por lo que se desprecian los efectos de contracción y por ende se excluye  $b/d$  del análisis. De esta forma la formulación final queda:

$$\frac{dr_{50}}{d} = f\left(\frac{q}{d\sqrt{gd}}, \frac{h}{d}, Re_{d50}\right) \quad (4)$$

Habitualmente se deprecia el efecto de la viscosidad y se elimina el representante de la misma del análisis. En este caso se mantendrán los tres grupos adimensionales de forma de estudiar la influencia de la viscosidad en los resultados obtenidos mediante los ensayos tradicionales.

### 3.2 Descripción de la instalación

Los ensayos se realizaron en el canal sedimentológico del laboratorio del IMFIA de la Facultad de Ingeniería, Universidad de la República, Uruguay (Herrero, 2013). Dicho canal tiene 18 m de largo y 1.5 m de ancho y cuenta en su tramo medio con un cuenco de trabajo de 1 metro de profundidad. En dicho cuenco se instalaron las pilas de 0.16 y 0.225 m de diámetro exterior, construidas en PVC. Se utilizaron los siguientes diámetros medios como enrocado de protección: 0.8, 1.4, 1.65 y 6.0 mm, todos de granulometría considerada uniforme. En la Figura 1 se presenta una foto del canal sedimentológico en proceso de preparación para ensayar.



Figura 1.- Canal sedimentológico del IMFIA

La medición del flujo en el canal se realizó por medio de un caudalímetro de inserción para alta temperatura Burkert® modelo 8041, instalado en la tubería de

ingreso y el tirante cuya regulación se realiza con una válvula de guillotina en la tubería de desagüe del canal, es medido con un limnómetro de precisión. El enrocado de protección es colocado en todo el ancho del canal, a efectos de evitar el fallo por borde. Para evitar el fallo por tubificación o "winnowing" (Simarro, 2011) entre la capa de enrocado y la arena existente en el canal (por debajo de la capa de enrocado), se interpuso una membrana de geotextil. La capa de enrocado se coloca al mismo nivel de la capa de sedimento del resto del canal.

### 3. PROCEDIMIENTO Y PLAN DE ENSAYOS

El procedimiento consiste en realizar ensayos a efectos de verificar si la falla por corte de un tamaño de enrocado dado, para distintas condiciones de viscosidad, resulta en condiciones de flujo diferentes.

Para ello, partiendo de los tamaños de enrocado disponibles se organizan los ensayos reagrupando la ecuación [4] en la siguiente expresión

$$\frac{h}{d} = f\left(\frac{q}{d\sqrt{gd}}, \frac{d_{r50}}{d}, Re_{d50}\right) \quad (5)$$

Específicamente se buscaron pares de ensayos donde se mantienen constantes, y variando  $Re_{d50}$  hasta los límites posibles de la instalación, obteniendo en cada ensayo el valor de  $h/d$  que produce el inicio de movimiento del enrocado en torno a la pila. En la Tabla 1, se presentan las características de cada ensayo. Si la viscosidad no interviene en el problema, los valores resultantes de  $h/d$  serían iguales en cada par de ensayos. Como puede observarse en la tabla, los valores de  $dr50/d$  son muy similares dentro de cada par, por lo que se consideran iguales, debido a la dificultad de obtener tamaños de sedimentos y pilas de diámetro preciso.

**Tabla 1.-** Características de los ensayos

Ensayo	dr50/d	Frd	Re <sub>d50</sub>	Par
Ensayo 1	0.005	0.219	144	Par 1
Ensayo 2	0.006	0.219	282	Par 1
Ensayo 3	0.009	0.219	262	Par 2
Ensayo 4	0.016	0.219	1501	Par 2
Ensayo 5	0.022	0.219	1458	Par 3
Ensayo 6	0.026	0.269	541	Par 3

### 4. RESULTADOS

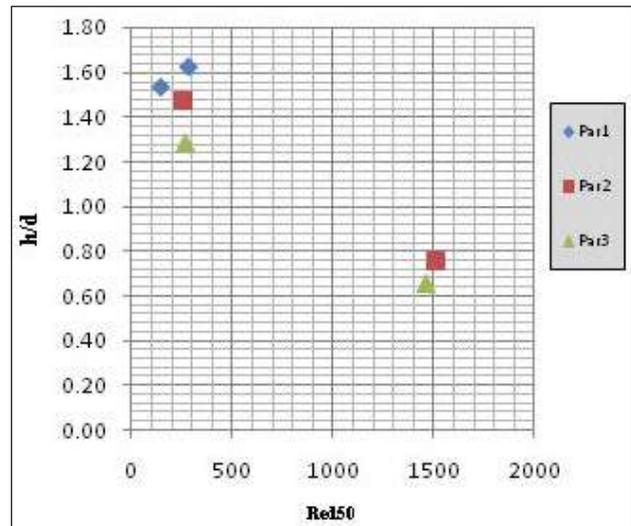
En la Figura 2 se presentan los resultados obtenidos en los 3 pares de  $h/d$  en función del número de Reynolds de sedimento correspondiente. Se observa que los valores de  $h/d$  obtenidos para los ensayos del primer par son similares, así como también lo es su Reynolds

de sedimento. En cambio para los pares restantes, se dan variaciones de Reynolds significativamente mayores, resultando una diferencia considerable en los valores de  $h/d$  obtenidos. Conviene destacar que cada par de ensayos mantiene los primeros dos grupos adimensionales del lado derecho de la ecuación [5] constantes, variando únicamente el Reynolds. De esta forma se obtiene para cada par de ensayos definido, la influencia del Reynolds en el resultado de  $h/d$ .

Se determinaron (expresiones [6] y [7]) para cada resultado los valores de Reynolds de pared, denotado  $Re_*$  que permite definir si el flujo turbulento es liso, de transición o rugoso; y el diámetro adimensional de granos  $d_*$  que permite realizar la misma definición en el ábaco de Shields. En dichas expresiones  $u^*$  es la velocidad de corte.

$$Re_* = \frac{dr_{50}u_*}{\nu} \quad (6)$$

$$d_* = \sqrt[3]{\frac{g\left(\frac{\rho_s - \rho}{\rho}\right)d_{r50}^3}{\nu^2}} \quad (7)$$



**Figura 2.-** Resultados de los ensayos de protección para cada par de ensayos.

**Tabla 2.-** Reynolds de pared y diámetro adimensional de grano para cada ensayo

Ensayo	h/D	Re*	d*	Par
Ensayo 1	1.53	12.4	20	PAR 1
Ensayo 2	1.62	26.5	35	
Ensayo 3	1.47	21.2	35	PAR 2
Ensayo 4	0.76	45.2	89	
Ensayo 5	0.66	35.5	89	PAR 3
Ensayo 6	1.29	14.7	42	

Para todos los ensayos el régimen de flujo en el canal es turbulento de transición ya que se mantiene  $Re$ . entre 5 y 70 y  $d$ . entre 25 y 150.

## 5. CONCLUSIONES

Del análisis de resultados se puede concluir de manera preliminar que existe una influencia apreciable de los efectos viscosos sobre los resultados en ensayos de dimensionado de enrocados de protección de pilas de puentes y por lo tanto dicha influencia no debería ser descartada a priori. Será necesario avanzar en el desarrollo de nuevos ensayos especialmente ampliando los tamaños de enrocado de protección a efectos de profundizar estas conclusiones preliminares.

De constatarse posteriormente estos resultados preliminares será importante a futuro tomar en cuenta los efectos viscosos al realizar ensayos de dimensionado de enrocados de protección. De otra forma se estaría reproduciendo en el laboratorio un fenómeno que no se ajusta a lo que ocurrirá a escala de ingeniería y los enrocados de protección que se diseñen podrían no cumplir adecuadamente su función. Esto podría generar que se perdieran los elementos de protección, llevando a grandes gastos de mantenimiento y reparación e inclusive a comprometer la estabilidad de las estructuras civiles.

## AGRADECIMIENTO

Todas las actividades presentadas en este trabajo se realizaron en el marco de una beca de iniciación en la investigación financiada por la Agencia Nacional de Investigación e Innovación.

## BIBLIOGRAFÍA

- Chreties, C., Simarro, G., and Teixeira, L. 2008. "New Experimental Method to Find Equilibrium Scour at Bridge Piers." *J. Hydraul. Eng.*, 10.1061/(ASCE)0733-9429(2008)134:10(1491), 1491-1495.
- Herrero, H., García C, López G, Pedocchi F. 2013. "Evaluación experimental de una analogía para la caracterización del flujo turbulento en confluencias." III Simposio sobre Métodos Experimentales en Hidráulica, Santa Fe, Argentina.
- Hughes, S.A. 1993. "Physical Models and Laboratory Techniques in Coastal Engineering", World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd., Singapore.
- Lauchlan, C. S. and Melville, B. W. 2001. "Riprap protection at bridge piers." *Journal of Hydraulic Engineering*, 127(5), 412-418
- Parola, A. C. 1993. "Stability of riprap at bridge piers." *Journal of Hydraulic Engineering*, 119(10), 1080-1093
- Simarro, G., Chreties, C., and Teixeira, L. 2011. «Riprap Sizing for Pile Groups.» *J. Hydraul. Eng.*, 10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000458, 1676-1679.

## RELACIONES ENTRE VARIABLES AMBIENTALES Y LA COMUNIDAD DE PECES EN EL RÍO URUGUAY BAJO (URUGUAY).

### RELATIONSHIP BETWEEN ENVIRONMENTAL VARIABLES AND FISH COMMUNITY IN LOWER URUGUAY RIVER (URUGUAY).

Stebniki, Samanta<sup>1,2</sup>; González, Iván <sup>1,2</sup>; D'Anatro, Alejandro<sup>2</sup> y Teixeira de Mello, Franco<sup>1</sup>

#### Resumen

Los peces son fundamentales en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, determinando los flujos de energía en dichos ambientes. El Río Uruguay es uno de los sistemas más importantes de la cuenca del Río de la Plata, recibiendo gran presión antrópica. En el presente estudio se analiza la variación espacio-temporal de la comunidad de peces y su relación con variables ambientales en tres sitios del Río Uruguay bajo, a lo largo del período 2007-2014. Los individuos fueron colectados utilizando ocho redes nórdicas, caladas doce horas en cada uno de los sitios en los meses de noviembre (primavera) y abril (otoño) de cada año. Los peces fueron identificados taxonómicamente, medidos, pesados, y clasificados en grupos tróficos. Se registraron en total 120 especies, distribuidas en 9 órdenes y 30 familias. En relación a la biomasa total, las especies detritívoras fueron dominantes (34%), seguidas por las omnívoras (30%), bentívoras (23%) y piscívoras (13%). A lo largo del periodo de estudio se observó una tendencia significativamente decreciente en la biomasa total y relativa de especies bentívoras y un aumento en la biomasa relativa de omnívoros. La temperatura y la altura del río serían los principales factores determinantes de la dinámica comunitaria observada.

**Palabras clave:** peces, variación espacio-temporales, Río Uruguay bajo

#### Abstract

Fish play a key role in aquatic environments, determining the energy flow in many ecosystems. The Uruguay River is one of the most important tributaries to the Río de la Plata estuary, receiving great anthropic pressure. We analyzed spatio-temporal variation of fish community and its relationship with environmental variables, at three sites of lower Uruguay River, throughout the period of 2007-2014. Individuals were collected using eight standard nordic gillnets in each sampling site, during November (spring) and April (autumn). The fish were taxonomically identified, measured, weighed and classified into trophic groups. A total of 120 species were registered, belonging to 9 orders and 30 families; of those, detritivorous species were dominant (34%), followed by omnivorous (30%), benthivorous (23%) and piscivorous fish (13%), in relation to total biomass. Throughout the study period, a significant decrease in total and relative biomass in benthivorous species was observed, co-occurring with an increasing of the relative biomass of omnivorous. The temperature and the river level were found to be the main determinants of the community dynamics observed.

**Keywords:** fish, spatio-temporal variability, Lower Uruguay River

## 1. INTRODUCCIÓN

Los sistemas acuáticos se caracterizan por presentar una gran variabilidad espacial y temporal en sus componentes físicos y químicos, los cuales usualmente determinan la dinámica de las diferentes comunidades. Estos factores abióticos pueden actuar a gran escala, como lo hacen los factores climáticos --i.e. temperatura, precipitaciones-- o pueden actuar a escala local como lo pueden hacer el oxígeno disuelto en agua, la irradiación lumínica, o la heterogeneidad del hábitat. La interacción de ambas escalas son decisivas para determinar la distribución espacial de las especies (Tonn *et al.*, 1990).

El estudio de la ecología trófica brinda información de las rutas a través de las cuales la energía y materia fluyen a lo largo de la trama trófica (Winemiller *et al.*, 2010). La estructura trófica de la comunidad de peces suele estar influenciada por factores intrínsecos, como ser restricciones morfológicas y comportamentales, así como, por factores extrínsecos actuando a diferentes escalas espaciales y temporales (Elliott *et al.*, 2008). Los diferentes niveles tróficos pueden verse afectados por efectos en cascada (e.g. Lövgren & Persson, 2002), influyendo directa o indirectamente en

1 Ecología y Rehabilitación de Sistemas Acuáticos, Centro Universitario Regional Este, Universidad de la República, Uruguay.

2 Departamento de Ecología y Evolución, Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay. 11400- Tel +598 2 525 8618. [stebniki@fcien.edu.uy](mailto:stebniki@fcien.edu.uy)

diversos componentes del ecosistema, provocando cambios en los ciclos de los nutrientes y la dinámica energética (e.g. Motta & Uieda, 2005). Cabe resaltar por lo tanto que las relaciones tróficas dentro y entre comunidades también juegan un rol importante en la estructuración de las mismas, como por ejemplo las relaciones depredador-presa (Rooney *et al.*, 2006).

El río de mayor caudal en nuestro país es el Río Uruguay, que a su vez por su localización y extensión es considerado uno de los sistemas más importantes de la cuenca del Río de la Plata, con una cuenca de 370.000 km<sup>2</sup> y con un caudal promedio de 4622m<sup>3</sup>/s. El mismo representa una fuente importante de agua para la agricultura, la generación hidroeléctrica y las industrias así como, para el consumo de agua potable, siendo a su vez el sustento de una importante flota de pesca artesanal (CARU, 2016). Esto ha llevado a que el Río Uruguay reciba una gran presión antrópica, a través de la construcción de grandes represas, el ingreso de fuentes puntuales y difusas de contaminación (e.g. industria y agricultura, respectivamente), así como una fuerte presión pesquera, lo que se ha visto reflejado en un deterioro continuo del mismo (e.g. su actual grado de eutrofización) (Nagy *et al.*, 2002).

Por este motivo resulta importante conocer como las variables ambientales, --e.g. el caudal del Río Uruguay-- afectan la comunidad de peces tanto en el componente espacial como temporal, considerando a su vez que dicha comunidad puede afectar al resto de las comunidades biológicas y por ende al funcionamiento del ecosistema.

## 2. OBJETIVO

En el presente estudio se analiza la variación espacio-temporal de la comunidad de peces en términos de biomasa, abundancia y riqueza, y su relación con variables ambientales, como la altura del río, temperatura, turbidez y nitrógeno, en tres sitios del Río Uruguay bajo a lo largo de 8 años (2007-2014).

## 3. MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos se realizan en tres sitios del Río Uruguay en el departamento de Río Negro, Uruguay: Nuevo Berlín (32°52'20"S, 58°04'05"O -A), Fray Bentos (33°04'41"S, 58°16'15"O -B) y Las Cañas (33°09'41"S, 58°22'11"O -C) (Fig. 1), desde el año 2007 hasta el 2014. Se realizan dos muestreos por año, en abril (otoño) y en noviembre (primavera).

Para analizar la variabilidad del nivel del Río Uruguay en la zona de estudio se obtuvieron los valores diarios de la altura del mismo a través del servicio de información de la CARU (Comisión Administradora del Río Uruguay – <http://rio.caru.org.uy>). Como primera aproximación se trabajó con los valores de altura del río en Fray Bentos, los cuales se utilizaron como *proxy* del caudal en todos los puntos de muestreo. Se realizó una

caracterización de la variabilidad mensual, así como de la frecuencia de las alturas del río para el período de estudio comprendido entre los años 2005-2014. Para el análisis de las relaciones entre altura del río y la biomasa de las comunidades de peces se consideraron los datos quince días hacia atrás del último muestreo de peces realizado en cada sitio. Complementariamente, se midieron *in situ* todas las variables físico-químicas (conductividad, alcalinidad, DBO, DQO, fósforo soluble y total, nitrato, nitrógeno total, oxígeno disuelto, pH, SDT, SST, turbiedad) por el programa de monitoreo ambiental de UPM S.A. Para este propósito utilizamos los datos ambientales disponibles obtenidos previos a la fecha del muestreo en cada uno de los sitios estudiados. En el presente trabajo se presenta el análisis de solo aquellas variables que mostraron alguna relación significativa con la biomasa de los peces.



**Figura 1.-** Ubicación geográfica de los tres sitios muestreados: Nuevo Berlín (A), Fray Bentos (B) y Las Cañas (C) en el Río Uruguay (Uruguay).

Los peces fueron colectados con redes nórdicas de 30 metros, compuestas por 12 mallas de diferentes tamaños, con una distancia de entrenudos 5 a 55 mm. Se calaron ocho redes desde el atardecer al amanecer (12 hs), cuatro en la zona litoral y cuatro en la zona media (n=8), en cada uno de los sitios en los meses de noviembre (primavera) y abril (otoño) de cada año. Los peces fueron medidos y pesados, identificados taxonómicamente a nivel de especie y

clasificados en cuatro grupos tróficos basados en literatura disponible para las diferentes especies: piscívoros, bentívoros, omnívoros y detritívoros. Se calculó la biomasa y riqueza específica, así como biomasa y riqueza relativa de cada uno de estos grupos tróficos. En este caso se trabajó con la biomasa total de la comunidad estandarizada por red (CPUE 2 red<sup>-1</sup>12hs<sup>-1</sup>). Dado que el estudio se realizó en dos estaciones del año y en tres sitios diferentes, se comparó estadísticamente la biomasa de cada grupo trófico entre las tres zonas de estudio y entre cada estación. Para los análisis estadísticos se utilizó Análisis de Varianza (ANOVA) de dos vías sobre la biomasa de cada grupo trófico, siendo los factores: época del año (dos niveles: otoño y primavera) y sitios de muestreo (tres niveles: Nuevo Berlín, Fray Bentos y las Cañas). También se realizaron regresiones lineales entre la biomasa y las variables ambientales. Para realizar todos estos análisis se usó el software libre R <https://cran.r-project.org>.

#### 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La frecuencia de alturas del río mostró que los valores más frecuentes están entre 60 y 65cm sobre el nivel de caudal promedio (Fig. 2). La altura del río presentó una oscilación temporal, con un máximo mensual en 312cm y un mínimo en -35cm con respecto al valor cero de Fray Bentos. A su vez, se observó una gran variabilidad intra-mensual (Fig. 3). Durante el periodo de se han observado un pico de altura (312cm) en la primavera de 2009 (Fig. 4) el caudal máximo erogado en la represa de Salto para esa fecha fue de 16.118 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>, mientras el mínimo fue de 552 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>. La mayoría de las variables físico-químicas analizadas no presentaron diferencias entre los sitios.

La temperatura presentó un comportamiento estacional a lo largo de los años con valores más altos en primavera que en otoño y un pico máximo en el 2008 (Fig. 5). La turbidez mostró valores significativos más altos en primavera que en otoño ( $F=24,5$ ;  $p<0,0001$ ), también mostró una fluctuación irregular hasta el año 2012; luego de este año, la turbidez aumentó y la amplitud de sus fluctuaciones estacionales disminuyó, encontrándose desde ese entonces en un estado de alta turbidez respecto al período anterior (Fig. 6). Las variaciones en la concentración de nitrógeno total fueron irregulares, encontrándose los mayores valores hacia los años 2007 y 2008 (Fig. 7). Se observa que en la estación de primavera hay mayor concentración de nitrógeno que en otoño ( $F=12,7$ ;  $p<0,001$ ).

El muestreo de la comunidad de peces mostró una gran diversidad, registrándose un total de 120

especies distribuidas en 9 órdenes y 30 familias a lo largo de los 8 años de estudio. La riqueza específica de la comunidad estuvo dominada por especies omnívoras (46% de las especies), seguida por bentívoras (30%), detritívoras (20%) y piscívoras (4%). Sin embargo, en términos de biomasa total, las especies detritívoras fueron dominantes (34%), seguidas por los omnívoros (30%), bentívoros (23%) y piscívoros (13%). Hacia los últimos años la biomasa relativa de especies bentívoras viene disminuyendo y con una tendencia al aumento en la biomasa relativa de omnívoros.

Los peces piscívoros presentaron una tendencia a incrementar su biomasa en otoño ( $F=7,75$ ;  $p=0,078$ ). De acuerdo con esto, existió una correlación negativa entre la temperatura del río y la biomasa de peces piscívoros ( $p=0,030$ ;  $r^2=0,09$ ). El mismo patrón de correlación negativa con la biomasa de piscívoros se observó con la turbidez ( $p=0,010$ ;  $r^2=0,12$ ). Los omnívoros presentaron mayor biomasa en primavera ( $F=8,6$ ;  $p=0,005$ ). De acuerdo con esto, existió una relación positiva entre la biomasa de omnívoros y la temperatura ( $p=0,016$ ;  $r^2=0,10$ ). Este comportamiento es opuesto a lo encontrado para los piscívoros (Fig. 8). La mayor biomasa de omnívoros fue hallada en Fray Bentos (sitio B) ( $F=5,9$ ;  $p=0,005$ ). Para los bentívoros y detritívoros, el análisis no reveló diferencias significativas a nivel estacional ( $p>0,05$ ); únicamente el grupo detritívoro presentó una mayor biomasa en el sitio B ( $F=4,9$ ;  $p=0,011$ ). Dentro de las variables físico-químicas, el nitrógeno total presentó una correlación negativa con la biomasa de detritívoros ( $p=0,004$ ;  $r^2=0,16$ ) y bentívoros ( $p=0,001$ ;  $r^2=0,19$ ).

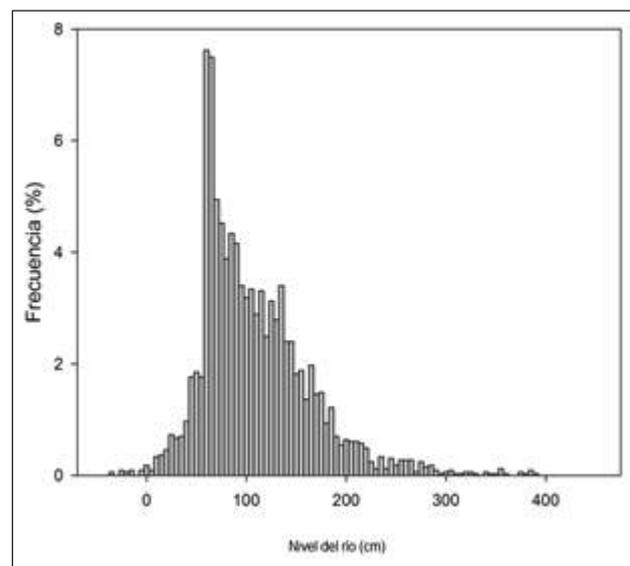
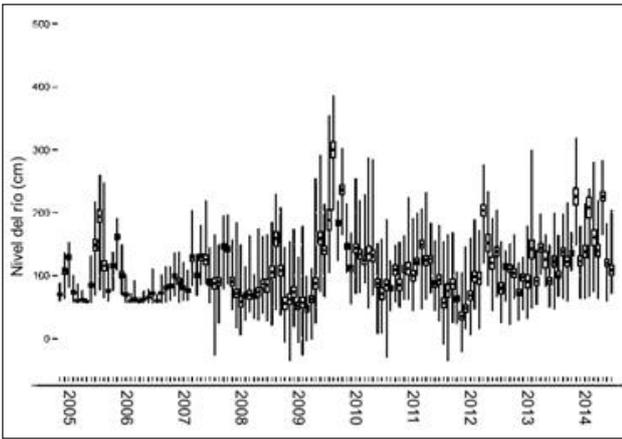
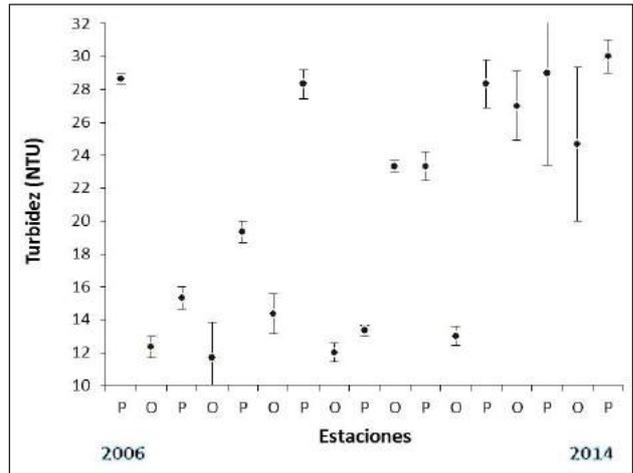


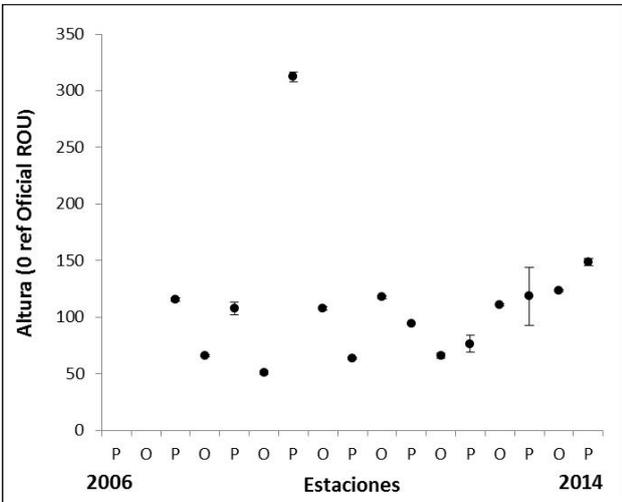
Figura 2.- Histograma de frecuencia en función del nivel del río (cm) mensual desde 2005 a 2014.



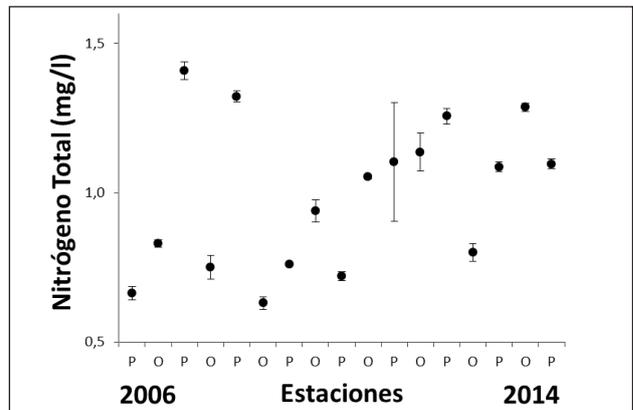
**Figura 3.-** Box plot del nivel del río (cm) mensual desde 2005 a 2014.



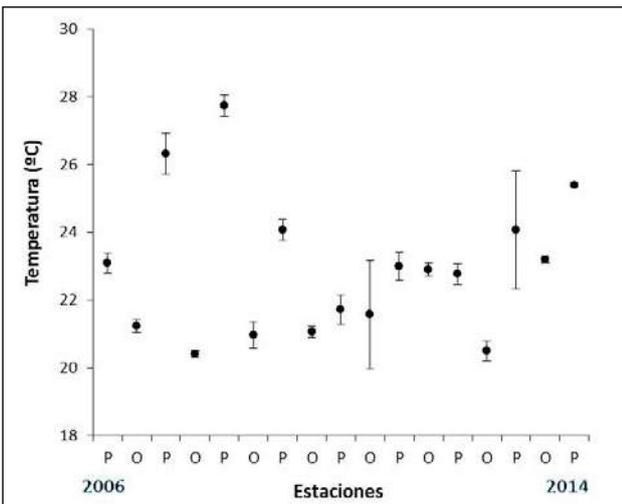
**Figura 6.-** Fluctuaciones de la turbidez (NTU) considerando dos muestreos por año, uno en la estación de primavera (P) y en otoño (O) desde 2006 a 2014, se indican los valores medios y el error estándar.



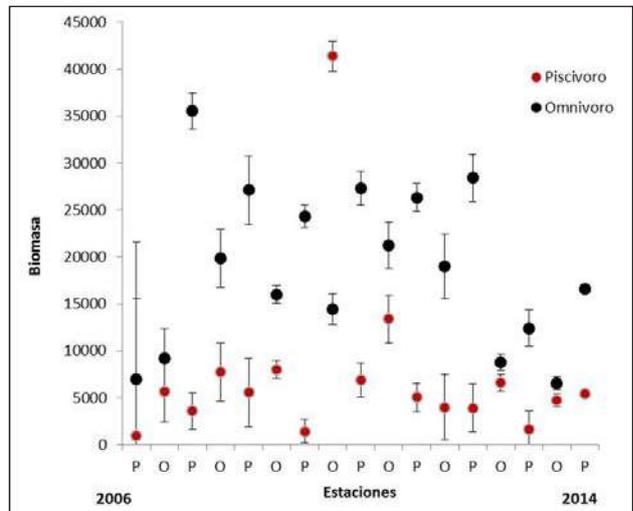
**Figura 4.-** Fluctuaciones de la altura (0 ref oficial ROU) considerando dos muestreos por año, uno en la estación de primavera (P) y en otoño (O) desde 2006 a 2014, se indican los valores medios y el error estándar.



**Figura 7.-** Fluctuaciones del nitrógeno total (mg/l) considerando dos muestreos por año, uno en la estación de primavera (P) y en otoño (O) desde 2006 a 2014, se indican los valores medios y el error estándar.

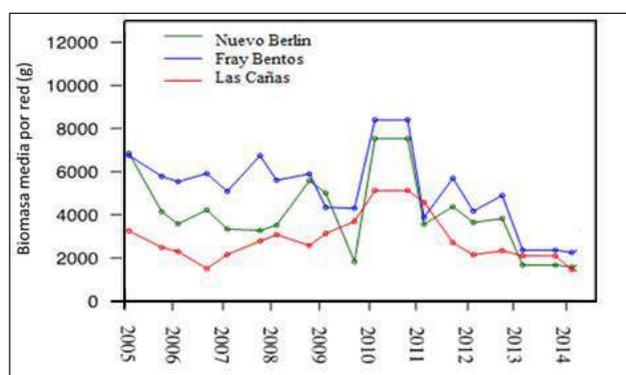


**Figura 5.-** Fluctuaciones de la temperatura (°C) considerando dos muestreos por año, uno en la estación de primavera (P) y en otoño (O) desde 2006 a 2014, se indican los valores medios y el error estándar.



**Figura 8.-** Fluctuaciones de la biomasa de omnívoros y piscívoros en la estación de primavera (P) y otoño (O) desde 2006 a 2014, se indican los valores medios y el error estándar.

El análisis de la biomasa total de la comunidad de peces muestra una tendencia a la disminución desde abril de 2011 a Noviembre de 2014 (Fig. 9). El análisis realizado no mostró ninguna relación significativa entre la altura del río y la biomasa capturada en los tres sitios de muestreo ( $p=0,180$ ;  $r^2=0,2$ ). Sin embargo, es importante resaltar algunas observaciones puntuales: el pico de biomasa capturada en el año 2010 podría relacionarse con las alturas de río observadas en 2009, año donde las precipitaciones fueron superiores a las normales de Octubre a Marzo (MGAP-FAO, 2013). Estas relaciones desfasadas en el tiempo entre la comunidad de peces y el caudal son esperables debido que elevados caudales pueden incrementar las áreas de reproducción tanto en el río Uruguay como en el río Paraná (Fuentes *et al.*, 1998), favoreciendo la reproducción de peces en dicho período. Cuando se dan las crecientes hacia la primavera (época en que los peces tienen gónadas maduras), se constituye un corredor con condiciones propicias para los desoves de los peces (Fuentes *et al.*, 1998). En este sentido, en los muestreos de 2010, inmediatamente posteriores a una primavera con grandes inundaciones, fue capturado un el máximo número registrado hasta el momento de juveniles de diversas especies (e.g. *Prochilodus lineatus*, *Leporinus obtusidens*, *Salminus brasiliensis* y *Pimelodus spp.*). Sin embargo, estos eventos que probablemente determinan la biomasa de peces en años posteriores, son poco frecuentes, por lo cual se hace difícil detectarlos con análisis estadísticos en datos de series de tiempo de pocos años de estudio. Efectos sitio-específicos del aumento del caudal también pueden afectar las capturas de peces, siendo esperable un funcionamiento local diferencial de la hidrodinámica en los tres sitios de muestreo. Sin embargo, existe un patrón similar de las capturas en términos de biomasa entre los tres sitios, donde en Las Cañas siempre se observan valores inferiores de biomasa (figura 9) independiente de la época del año.



**Figura 9.-** Variación de la biomasa de peces colectada por unidad de esfuerzo (dos redes) desde los estudios de línea de base (Abril de 2005) hasta Diciembre 2014 (abajo). En verde: área referencia de Nuevo Berlín; en azul: área receptora inmediata de Fray Bentos; en rojo: área receptora lejana en Las Cañas.

## 5. CONCLUSIONES

En este trabajo se analiza la variación espacial y temporal en la estructura trófica de la comunidad de peces del Río Uruguay y su correlación con factores ambientales potencialmente determinantes del patrón de dicha variabilidad.

A nivel espacial, la comunidad de peces presentó importantes variaciones entre los tres sitios de estudio, siendo en la localidad de Fray Bentos donde los detritívoros y omnívoros poseen la mayor biomasa. Así mismo, la comunidad de peces también ha variado estacionalmente de forma importante y consistente con los omnívoros aumentando en primavera y los piscívoros aumentando su biomasa en el otoño.

Uno de los potenciales factores determinantes de esta variabilidad estacional podría ser la temperatura, debido la relación significativa encontrada, positiva con la biomasa de omnívoros y negativa con la biomasa de piscívoros. A su vez, la relación negativa entre turbidez y biomasa de piscívoros podría explicarse debido a que los hábitos de depredación son muchas veces dependientes de la visión que presenta este grupo de peces (Aguirre, 2004), por lo cual un ambiente turbio podría desfavorecer su alimentación.

Estos resultados nos muestran la gran variabilidad de las comunidades de peces que existe en esta zona del río Uruguay, resaltando la importancia de continuar con este tipo de investigación. Estudios de largo plazo nos pueden ayudar a mejorar nuestra comprensión sobre la dinámica del sistema y comprender de mejor manera los mecanismos por los cuales estos factores ambientales afectan las comunidades de peces del Río Uruguay bajo. Una mayor comprensión del funcionamiento del sistema nos puede aportar ideas sobre medidas de manejo así como detectar posibles cambios inducidos por las actividades humanas.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre, M. C. B. 2004. Comportamiento de los peces en la búsqueda y la captura del alimento. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 17(1), 63-75.
- CARU 2016. El Río Uruguay en cifras. Se analizaron varios de los informes subidos a la página, disponibles en: <http://www.caru.org.uy/web/acerca-de/prueba-pagina/>
- Elliott M, Whitfield AK, Potter IC, Blaber SJM, Cyrus DP, Nordlie FG & Harrison TD. 2008. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish Fish* 8: 241–268.
- Fuentes, C. M., & Ros, A. E. 2005. Variación de la actividad reproductiva del sábalo, *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847), estimada por el flujo de larvas en el río Paraná Inferior. *Natura Neotropicalis*, 1(29), 25-32.

- Lövgren J. & Persson L. 2002. Fish-mediated indirect effects in a littoral food web. *Oikos* 96: 150-156.
- MGAP-FAO. 2013. Clima de cambios NUEVOS DESAFÍOS DE ADAPTACIÓN EN URUGUAY. Nuevas Políticas para la Adaptación de la Agricultura al Cambio Climático. Compilado. Editores: Walter Oyhantcabal, Diego Sancho y Malvina Galván. *Resultado del proyecto: TCP/URU/3302*. 306pp. <http://www.fao.org/climatechange/84982/es>.
- Motta R. L. & Uieda V. S. 2005. Food web structure in a tropical stream ecosystem. *Austral Ecology* 30: 58-73.
- Nagy, G. J., Gómez-Erache, M., López, C. H., & Perdomo, A. C. 2002. Distribution patterns of nutrients and symptoms of eutrophication in the Rio de la Plata River Estuary System. In *Nutrients and Eutrophication in Estuaries and Coastal Waters* (pp. 125-139). Springer Netherlands.
- Rooney N., McCann K., Gellner G. y Moore J. C. 2006. Structural asymmetry and the stability of diverse food webs. *Nature* 442: 265-269.
- Tonn, W. M., J. J. Magnuson, M. Rask & J. Toivonen. 1990. Intercontinental Comparison of Small-Lake Fish Assemblages: The Balance between Local and Regional Processes. *The American Naturalist* 136(3):345-375 doi:10.2307/2462149.
- Winemiller, K. O., A. S. Flecker & D. J. Hoeinghaus. 2010. Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1): 84-99.

## EL ESPACIO FLUVIAL: COMPARACIÓN DEL MARCO LEGAL-ADMINISTRATIVO DE CHILE, BRASIL, MÉXICO, ESPAÑA E ITALIA Y CRITERIOS PARA DEFINIR CORREDORES FLUVIALES

## THE FLUVIAL SPACE: COMPARISON OF THE LEGAL-ADMINISTRATIVE FRAMEWORKS OF CHILE, BRAZIL, MÉXICO, SPAIN AND ITALY AND CRITERIA TO DEFINE FLUVIAL CORRIDORS

Nardini, Andrea<sup>1</sup>; Meier, Claudio<sup>2</sup>; Gomes Miguez, Marcelo<sup>3</sup>

### Resumen:

Aumentan en el mundo los problemas asociados al mal manejo de los ríos, en particular los eventos de inundación, los fenómenos de dinámica fluvial (erosión de riberas, degradación de cauces, destrucción de obras), así como la pérdida de importantes servicios ambientales. Uno de los factores clave es la reducción progresiva del espacio fluvial. En el proyecto UE SERELAREFA de cooperación con Latino América ([www.serelarefa.com](http://www.serelarefa.com)) se ha investigado la legislación que rige a los corredores fluviales en los países socios, descubriendo profundas falencias conceptuales y prácticas que, en definitiva, llevan los ríos a perder cada vez más espacio, incrementando su "rigidez". Se identifican los aspectos críticos y se propone un marco de apoyo para ir definiendo el *espacio fluvial socialmente deseable*. Para ello es clave la integración de aportes de conocimiento desde la hidrología, la geomorfología fluvial, y la ecología; sin embargo, es fundamental reconocer que estos sólo son insumos a integrar dentro de un complejo proceso decisional-participativo, adaptativo, que abarque las dimensiones ambientales, socio-culturales y económicas, y que lleve a la sociedad a escoger la configuración que le quiere asignar a sus ríos en función de objetivos claros e inevitablemente conflictivos. Se espera que este artículo estimule iniciativas innovadoras.

**Palabras clave:** restauración de ríos; espacio fluvial; corredores fluviales; marco legislativo-administrativo; Latino América; proceso decisional; SERELAREFA.

### Abstract:

The problems associated with river management are increasing worldwide, particularly flood events, phenomena associated with fluvial dynamics (banks erosion, channel degradation, collapse of works), as well as the loss of important environmental services. One of the key factors is the progressive impairment of the fluvial space. Within the UE SERELAREFA cooperation project with Latin America ([www.serelarefa.com](http://www.serelarefa.com)), we researched the legislation on river corridors for the member countries, revealing deep conceptual and practical weaknesses which, eventually, cause rivers to progressively loose more space and increase their "rigidity". Here we resume the critical aspects and propose a framework to support the definition of a *socially desirable fluvial space*. Knowledge inputs from hydrology, fluvial geomorphology, and ecology are key to this aim; nevertheless, we point out that these are just inputs to be inserted into a fundamental, although quite complex, participatory, adaptive decision process, which has to involve the environmental, socio-cultural and economic dimensions, and which should guide society towards choosing the setting that it wants to assign to its rivers according to clear but inevitably conflictive objectives. We hope that this paper stimulates innovative initiatives for defining fluvial corridors.

**Keywords:** river restoration; fluvial space; fluvial corridors; legislative-administrative framework; Latin America; decision making process; SERELAREFA.

### 1. INTRODUCCIÓN

El proyecto SERELAREFA (SEmillas REd Latino Americana de Recuperación Ecosistemas Fluviales y Acuáticos; [www.serelarefa.com](http://www.serelarefa.com)), co-financiado por la Comisión Europea, programa IRSES Marie Curie 2009, ha permitido conducir una serie de actividades entre los distintos socios (la Universidad de Concepción y la Dirección de Obras Hidráulicas del Ministerio de Obras Públicas en Chile; la Universidad de Guadalajara en México; la Universidad Federal

de Rio de Janeiro, Brasil; la Universidad Politécnica de Madrid en España; y el CIRF en Italia), dirigidas a promover el enfoque de la Recuperación Fluvial (River Restoration, [www.ecrr.org](http://www.ecrr.org)) en Latino América y la creación de un núcleo de red de intercambio cultural-científico.

Entre las actividades llevadas a cabo, se acordó que sería muy útil analizar cómo las legislaciones de los distintos países apoyan la noción que los

1 CIRF - Italian Centre for River Restoration, Viale Garibaldi, 44/a - 30173 Mestre (Venice) - Italy. Tel.(+39) 339 7023057; web: [www.cirf.org](http://www.cirf.org); e-mail: [a.nardini@cirf.org](mailto:a.nardini@cirf.org)

2 Profesor asociado, Dept. of Civil Engineering, University of Memphis, 104 Eng. Sci. Bldg., Memphis, TN 38152 - EEUU. Tel.(+1) 901 297 8855; e-mail: [cimeier@memphis.edu](mailto:cimeier@memphis.edu)

3 Profesor asociado, Programa de Engenharia Urbana, Universidade Federal do Rio de Janeiro - Brasil. Tel.(+55) 21-39387833; web: [www.peu.poli.ufrj.br/](http://www.peu.poli.ufrj.br/); e-mail: [marcelomiguez@poli.ufrj.br](mailto:marcelomiguez@poli.ufrj.br)

ríos necesitan de un (amplio) espacio. Para ello se estableció un marco común de análisis, con una serie de preguntas clave, y luego cada socio analizó la situación en su país. Como resultado, se publicó un informe extenso, disponible en la página web del proyecto (sección Bibliografía, Marco legislativo, Nardini et al., 2014). El presente artículo pretende brindar una síntesis del trabajo desarrollado y sus principales conclusiones. Incluye también conceptos e indicaciones sobre cómo proceder en un contexto espacial complejo (múltiples regiones, o países; múltiples actores conflictivos) para ir definiendo corredores fluviales, instrumentos que sean capaces de asegurar el debido espacio para los ríos. El fin es dar impulso a acciones de política nacional e internacional para reconocer la exigencia de mantener (o devolverle) a los ríos un espacio decididamente más amplio del que les hemos ido dejando en el tiempo.

## 2. EVIDENCIAS NEGATIVAS EN EL MANEJO DE RÍOS

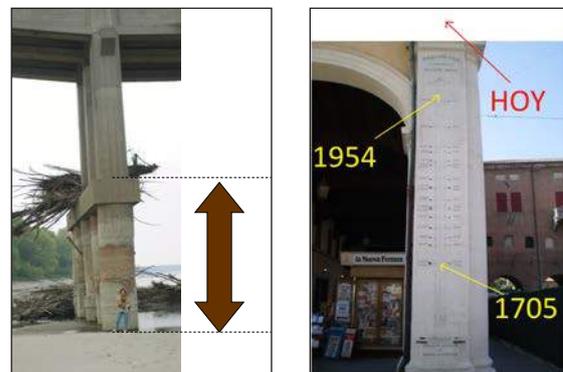
La pérdida de espacio fluvial, debido a la acción antrópica, y el valor expuesto a inundaciones han aumentado de manera asombrosa en todo el mundo, particularmente en el último siglo (Figura 1). Esto se acompaña de una *artificialización* creciente, con “adecuaciones” del cauce, “limpiezas” de sedimentos y vegetación, dragados, rectificaciones, “corrección” de pendientes, diques, muros o terraplenes longitudinales, gaviones, diques o guarda-radieres transversales; desviadores, represas, etc.



**Figura 1.-** La expansión urbanística descontrolada en el corredor fluvial del río Sesmarías (estado de Rio de Janeiro, Brasil) ha conducido a un Espacio Fluvial Actual (el estrecho corredor delimitado por los edificios en derecha hidráulica y el estacionamiento en la izquierda) claramente inferior al Espacio Fluvial Natural (la planicie aluvial íntegra, antes de la urbanización), pero también inferior al Espacio Fluvial Administrativo (un corredor de al menos 15 m en cada ribera (4)). Son evidentes los procesos morfo-dinámicos activos (erosión ribera izquierda).

4 Ley Nº 4478 del 17 Diciembre 17, 2008 “Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano e territorial de Resende”, Art 71.

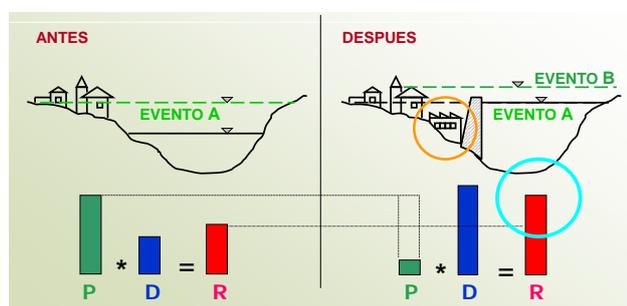
A menudo es menos evidente el conjunto de consecuencias ligado a este tipo de manejo, porque éstas se manifiestan a veces con un significativo desfase temporal, ocurren en sitios que pueden estar muy alejados del origen o son consideradas consecuencia de fenómenos naturales. Un efecto típico ligado a la alteración del transporte sólido -debido a las represas y a la extracción de áridos desde los cauces- es la incisión progresiva, a menudo acompañada por un estrechamiento -y pérdida ulterior de espacio- según un proceso que ve en la vegetación de ribera un factor importante (ej. Rinaldi et al., 2009; Nardini and Pavan, 2012b). Por otro lado, la incisión implica un cambio de dinámica morfológica, la des-estabilización de obras civiles (ej. de Figura 2), y también una profundización de la napa freática, con cambios en la vegetación terrestre, potencial intrusión de la cuña salina, y problemas asociados para el abastecimiento hídrico desde pozos, entre otros.



**Figura 2.- (a)** Evidencia de degradación del cauce debajo de un puente: la flecha indica el desnivel debido a la incisión. **(b)** El “padimetro” (medidor de los máximos niveles de inundación ocurridos en el río Po, principal “arquitecto” de la *llanura padana*) en la ciudad de Ferrara, al inicio del delta del Po: los niveles alcanzados por las peores inundaciones siguen creciendo y hoy ya superan la histórica columna!

Quizás más asombrosas aún son las consecuencias de las obras dirigidas al control de inundaciones y dinámica fluvial (*riesgo hidro-morfológico*). El caso del río Po en Italia es emblemático: progresivamente, todo su curso ha sido “protegido” por diques o terraplenes longitudinales con la idea de reducir las inundaciones; pero las inundaciones siguen ocurriendo y con niveles cada vez más altos aguas abajo (Figura 2b). La razón principal no es el cambio climático (que sin embargo también colabora), sino la misma pérdida del espacio de la planicie fluvial, sobre la cual las aguas del río antes podían desbordar libremente: ese volumen hoy se concentra en el cauce, causando niveles cada vez más altos aguas abajo. Al mismo tiempo, la planicie -que ha dejado de recibir el natural aporte de sedimento durante las inundaciones- sufre de subsidencia (acelerada por la explotación de gas natural y acuíferos).

La política de manejo fluvial en todo el mundo sigue centrada en permitir la explotación antrópica de la planicie fluvial, confinando el cauce dentro un espacio fijo y muy limitado, “poniendo en seguridad” el territorio. Pero esta política, en los hechos, paradójicamente ha conducido a **incrementar el riesgo** por la simple razón que en las zonas antes inundables (de alta amenaza), gracias a las intervenciones y a la supuesta “seguridad adquirida”, hoy en día se ha construido (mucho) más, aumentando así el valor expuesto (más que la disminución de la amenaza) y con ello por tanto el riesgo; por otro lado el cambio climático hace más probable eventos de todos modos posibles y superiores al de diseño (Figura 3). Cabe recordar, además, que las obras fallan más de lo esperado como lo enseña una larga lista de catástrofes antiguas y recientes.



**Figura 3.-** “La paradoja de poner en seguridad”. Una ciudad sufre de inundaciones al ocurrir el evento A (“antes”), por esta razón implementa la solución “terraplén” (o dique) que la protege frente a un hipotético evento de igual magnitud (“después”). Al considerarse que la zona se “puso en seguridad”, se modifica el Plan de Ordenamiento Territorial (POT) y se permite construir; aparecen nuevos edificios industriales y/o residenciales (círculo amarillo) que aumentan el valor expuesto. El problema es que el riesgo (R) es sustancialmente el producto de la probabilidad (P) de ocurrencia del evento de inundación (o amenaza) por el daño potencial (D) (o valor expuesto vulnerable). En la situación “después”, la probabilidad del evento B que logra inundar es más baja que la del evento A que desencadenó la construcción de los terraplenes, pero el valor expuesto es mucho más alto, sobretodo en el largo plazo, dando como resultado que el riesgo aumente (círculo azul). Debe notarse que el evento B, superior al evento A de “diseño del terraplén”, siempre puede darse, siendo cada vez más probable con el cambio climático. La paradoja es entonces que la política de “poner en seguridad”, dirigida a combatir el riesgo, finalmente es la principal responsable de su incremento, como ha ocurrido y ocurre en todo el mundo.

Por último, pero no menos importante, está el hecho que cualquier obra, desde su implementación, implica costos de operación, mantenimiento y remplazo periódico ... **para siempre**: estos costos

van sumándose y cargándose en los hombros de las futuras generaciones (5). Cabe notar que a menudo las obras fallan justamente porque nadie se hizo realmente cargo de sostener tal costo, consumiendo hasta el colapso el capital “obras en buen estado”.

### 3. EL ESPACIO FLUVIAL

Con esta evidencia, y considerando todos los procesos y los servicios ambientales ligados a un río en buen estado (IUCN, 2004; TEEB, 2010), surge espontáneamente la necesidad de delimitar y preservar un (amplio) espacio alrededor de los ríos. Pero no es fácil establecer cuál deba ser. La investigación desarrollada por el grupo SERELAREFA identifica varios espacios:

- El *Espacio Fluvial Natural (EFN)*: el espacio donde ocurre la mayoría del transporte de agua y sedimentos; incluye aquel que es inundado periódicamente cada pocos años o en crecidas de gran magnitud; y el espacio donde el cauce se puede mover según su estilo fluvial (Brierley and Fryirs, 2005); y aquel donde ocurre la mayoría de los intercambios de agua, sólidos, nutrientes, energía y organismos vivos. Se trata de un espacio idealizado porque hoy “natural” es un término ambiguo y quizás ese espacio ya no sea ni siquiera socialmente deseable, pero es una referencia conceptual importante.
- El *Espacio Fluvial Actual Potencial (EFAP)*: es el espacio que las obras y el cambio de uso del suelo han dejado potencialmente al río actual. Generalmente es una porción (restringida) del espacio fluvial natural (ver el recuadro 1). EFAP en principio no es sólo el puro cauce, sino también lo que podría ocupar (porque lo hizo en el pasado) a menos que no se lo impidan de alguna forma las obras, infraestructuras,... o el uso del suelo diferente del “fluvial”. A menudo no está formalizado, y muchas veces se reduce de hecho al puro cauce porque el territorio aledaño es ocupado por algún uso (agrícola-ganadero, minero, urbano, etc.), más o menos legalizado. Es fundamental porque en muchas situaciones partes de ese espacio aún podrían ser designadas “río” (en el ordenamiento territorial), pero si se sigue ignorando que son de su pertenencia...se van a perder. El EFN es en principio análogo, pero

5 Frans et al. (2004) han evaluado alternativas de configuración del sistema de protección de los Países Bajos, a nivel nacional, justamente considerando entre otros aspectos los costos totales, llegando a la conclusión que si se pudiera decidir hoy si construir terraplenes o no, sin duda se escogería no hacerlos. Nardini y Pavan (2012a) han comparado en detalle alternativas de configuración morfológica y de obras de defensa/explotación para un tramo de 80 km en el río Chiese (tributario del río Po, Italia) con un enfoque económico, descubriendo que renunciar a un poco de “seguridad” conviene económicamente y puede ser socialmente deseable.

sin impedimentos y con morfología e hidrología no alteradas (y por tanto zonas erosionables e inundables diferentes);

- El *Espacio Fluvial Estatal-Administrativo (EFEA)*: es el conjunto de zonas relacionadas al río, además del cauce en sí, que pertenecen al Estado o al menos están sujetas a algún tipo de reglamentación de uso para preservar la dinámica fluvial y/o elementos ambientales de interés y/o los usos antrópicos asociados.
- El *Espacio Fluvial Deseable (EFD)*: es aquella porción del territorio que la sociedad, plenamente informada y consciente, quisiera reservar al río balanceando ventajas y desventajas, en un amplio contexto espacial y temporal.

Esta visión reconoce que no hay una solución única, porque hay que enfrentar un problema de toma de decisiones de carácter multi-objetivo, impregnado por un dilema temporal: “¿generar riqueza hoy, utilizando más espacio fluvial natural, y descargando los costos de mantenimiento y remplazo sobre el futuro (ni siquiera tan lejano), o renunciar a algo hoy, para no sobre-cargar el futuro?” Se trata entonces de buscar un verdadero compromiso.

#### Recuadro 1 – Definiendo el *Espacio Fluvial Actual Potencial (EFAP)*

Para definir el EFAP, se podría conceptualmente partir del Espacio Fluvial Natural (EFN) para luego modificarlo (típicamente eliminando porciones de territorio), de acuerdo a las presiones antrópicas existentes. Sin embargo, este procedimiento es poco factible en la práctica porque es muy difícil definir el EFN y también conceptualmente porque el río actual podría haber cambiado de estilo fluvial, tal vez sin alcanzar aún un nuevo equilibrio (en la escala temporal de manejo, o ingenieril, es decir, algunas decenas de años). Entonces, en la práctica, se empieza del cauce actual, se le agrega el espacio ocupado alguna vez en el pasado (en la escala de tiempo gestional, del orden de 50-100 años); se caracteriza el actual régimen hidrológico (típicamente modificado por embalses y a menudo afectado por *hydropeaking*, es decir variaciones alternadas, súbitas y frecuentes provocadas por maniobras en obras hidráulicas para fines típicamente de generación hidroeléctrica) y la respuesta hidráulica, identificando así las zonas inundables (para distintos períodos de retorno  $T_R$ ) que se integran en el EFAP (sacando la envolvente), junto a otros elementos de tipo ambiental; finalmente, se reduce según las obras o infraestructuras presentes que impiden la divagación y el actual uso del suelo que típicamente se ha apropiado de varios predios. Para determinarlo, se necesitan los siguientes elementos:

1. **Espacio de movilidad** (según la guía de Malavoi et al., 1998): es el espacio que puede verse afectado por procesos dinámicos geomorfológicos. Para este fin, pueden servir varios elementos informativos que pueden obtenerse desde fotografías aéreas, imágenes satelitales, documentos históricos, entrevistas, análisis de escritorio y levantamientos de campo:
  - *Espacio Fluvial Histórico*: la envolvente del espacio ocupado en tiempos anteriores (a la escala temporal de manejo). Éste puede determinarse a partir del cauce actual (cauce a riberas llenas o *bankfull channel*) y de aquellos ocupados en el pasado reciente (a la escala de tiempo gestional), así como por evidencias morfológicas de procesos fluviales anteriores (ej.: meandros abandonados; formas en el corredor, como terrazas, o en la planicie aluvial, como orillares –topografía *ridge & swales*-, cubetas de decantación, etc.); evidencias vegetacionales (es decir donde hay o quedan signos de vegetación herbácea, arbustiva o arbórea típica del ambiente fluvial); evidencias sedimentológicas (como por ej. bancos de sedimentos no consolidados o en cambio rasgos de formas esculpidas en el substrato rocoso).
  - *Configuración del sistema de obras*, es decir, el conjunto de obras de protección o control (terraplenes, defensas longitudinales, espigones, diques transversales, canalizaciones...) y de explotación (diques de derivación, represas, dragados,...) que pueden modificar (impedir) la evolución planimétrica y el comportamiento hidrológico-hidráulico: esta información conduce a eliminar porciones de espacio que serían del río pero ya no pueden
  - *El espacio afectado por la evolución predecible* (en el corto-mediano plazo): dirección y tasa de migración de meandros, o de erosión de riberas; procesos de incisión/agradación; balance de sedimentos dependiendo de los aportes; etc. Este espacio se le agrega a lo que queda determinado en el paso anterior
  - *El uso y destino de uso actual*, que típicamente separa zonas que serían del río y las consagra a otros usos (urbanizaciones, infraestructuras, agricultura).
  - **Zonas inundables**: la superficie inundada por crecidas suficientemente frecuentes, es decir, aquel caudal que ocurre en promedio una vez cada pocos años. Este sea quizás el criterio más cuestionable porque el cauce se mueve en el tiempo –modificando así las zonas inundables; la hidrología es en general poco conocida; los grandes embalses pueden modificarla significativamente; las características hidráulicas pueden haber cambiado (rugosidad, intervenciones y obras

hidráulicas, etc.); y por otro lado no se puede establecer un límite superior científicamente definido (debe ser superior al caudal a riberas llenas, el cual muchas veces ya es bien diferente del clásico caudal con período de retorno 2 años; pero ¿hasta cuánto: 10, 50, 100 años?), menos aún considerando que el cambio climático puede estar alterando significativamente las estadísticas.

2. **Zonas de interés ambiental (paisajístico-ecológico y cultural):** el conjunto de anexos hidráulicos (zonas húmedas, caños derivados, bosques acuáticos, etc.) que sustentan importantes funciones ecológicas (refugio, reproducción; transformación de compuestos químicos; sombrero, etc.) para especies animales y vegetales; permiten el disfrute y el esparcimiento humano (paseo, pesca, canoa, acampamento...); incluyen, por ej., elementos interesantes de arquitectura industrial (antiguos molinos o centrales hidroeléctricas, diques de protección históricos); o mantienen el sentido de identidad y de apropiación territorial de etnias ligadas al ambiente acuático, como lo son a menudo las poblaciones indígenas.

## 4. ANÁLISIS DE LA LEGISLACIÓN DE LOS PAÍSES CONSIDERADOS

### 4.1. Estructura del análisis desarrollado

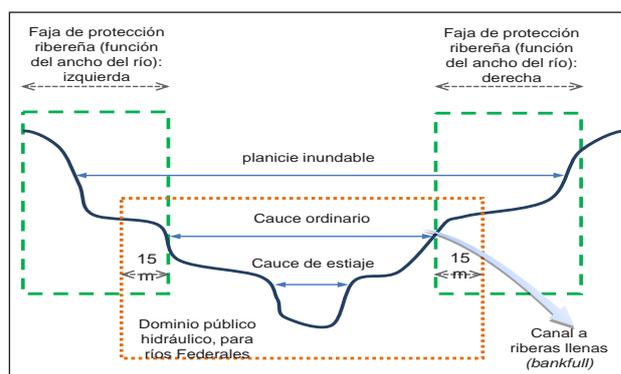
La legislación y realidad administrativa de Chile, México, Brasil (estos dos últimos con referencia a algunos estados en particular), España e Italia ha sido analizada con un esquema de interrogantes resumidas a continuación:

1. En la legislación actual: ¿cómo se define el Espacio Fluvial Estatal-Administrativo? ¿Qué dificultades existen para su aplicación real?
2. ¿Incorpora conceptos de dinámica fluvial? ¿Qué sucede cuando el río se mueve? ¿Cómo se maneja la extracción de áridos?
3. El manejo del riesgo hidro-morfológico ¿cómo influye en la definición del espacio fluvial? ¿Se requiere una visión de sistemas para entender el comportamiento en crecidas?
4. El marco legal ¿soporta la idea de mantener un sistema fluvial sostenible en términos de sus caracteres y funciones, incluyendo la conservación de la naturaleza y biodiversidad? ¿Cuán cercano es el espacio administrativo al espacio natural? ¿Requiere explícitamente un enfoque inter-disciplinario para definir su espacio?
5. ¿Qué herramientas ofrece para re-conquistar espacio perdido (aunque sea sin cambiar la propiedad de la tierra)? ¿Y cómo se maneja la deliberación del público y los eventuales conflictos de uso?

### 4.2 Caracteres comunes y caracteres peculiares en los distintos Países

El análisis de la legislación en relación a estas interrogantes es complejo, por lo que no es posible describirlo debidamente en este artículo (se remite al informe original: ver Introducción); aquí sólo reportamos una síntesis con algunas aclaraciones. Encontramos que:

- No hay una definición clara del espacio fluvial como lo concebimos en la Introducción; las legislaciones se preocupan más bien de definir el espacio de propiedad del Estado y reglamentar el uso en una faja alrededor del cauce (ej. de Figura 5);



**Figura 4.-** Límites del área de protección permanente fluvial y Dominio Federal en Brasil (adaptado de Oliveira, 2011); vale sólo para los ríos definidos como "Federales". Esquemas parecidos valen para la mayoría de los demás países, aunque con diferencias significativas.

- La definición del espacio de propiedad del Estado está basada en el concepto de zona ocupada por las aguas en una crecida de magnitud dada (cercana a la de riberas llenas), con diferencias significativas entre países, y grandes incertidumbres de aplicación debido a las ambigüedades de definición y a la falta de series hidrológicas suficientemente largas y coherentes. El cambio climático agrega una dificultad ulterior cada vez más significativa y del todo ignorada;
- Ninguna legislación (a excepción de la Mexicana) considera explícitamente que este espacio puede ser modificado sensiblemente por la acción de (grandes) embalses que afecten los hidrogramas de crecida. Pero tampoco ésta reconoce que el espacio dependería entonces de la política específica de manejo multiobjetivo escogida para el embalse<sup>6</sup>: si diera más peso a la protección de crecidas (aguas abajo), el cauce ordinario

6 Ver por ejemplo Nardini, Piccardi y Soncini-Sessa (1990) y, para profundizar con un enfoque muy estructurado, Soncini-Sessa R. Ed. (2007).

-y por tanto la superficie de propiedad del Estado-, como también la superficie inundable, se verían de hecho reducidos;

- Consideran en general el problema de movilidad de los ríos (dinámica fluvial) pero de forma muy miope o rígida, contemplando sólo algunos casos y excluyendo muchos otros (como en el caso italiano), o muy superficial. En general, los ríos –en la práctica de la aplicación administrativa- terminan perdiendo espacio, aunque legalmente en algunos casos podría haber un marco para preservarlo. Existe en general también la idea que el mapeo oficial del cauce se debe actualizar periódicamente; pero en la práctica este ejercicio –muy complicado y cuestionable, por lo visto- no se realiza y a veces ni siquiera está claro cuál institución debería hacerlo;
- La zonificación de zonas inundables influye en la definición del espacio reglamentado relacionado al río; pero sólo en Italia y España, gracias a la Directiva CE sobre inundaciones (Dir 2007/60/CE), entra a pleno título. Sin embargo, muchas son las debilidades, en particular en términos de no tener suficiente consideración de la dinámica geomorfológica y de la pérdida de la “visión de sistema”, cuando los límites identificados a través de simulaciones hidráulicas (basadas en modelos que supuestamente soportan tal visión) son re-discutidos y progresivamente modificados (“diluidos”) en el proceso de consulta con autoridades municipales locales que obviamente se oponen fuertemente a renunciar a porciones de espacio de su competencia; otro factor crítico, particularmente en Chile, es el de las compañías inmobiliarias que adquieren zonas de bajo valor (por ser de alta amenaza), las urbanizan, venden los predios y los inmuebles con amplias ganancias y luego exigen al Estado que realice obras de defensa;
- La red hídrica menor -que en términos de longitud es decididamente superior a la de los ríos principales- aunque teóricamente esté reglamentada por criterios análogos a la principal, en la práctica no goza de protección significativa, a menudo porque ni siquiera está mapeada en el catastro oficial como superficie, sino sólo como línea;
- Aunque todas las legislaciones analizadas contienen elementos para la protección de porciones del espacio fluvial, ninguna lo considera como una entidad integral merecedora de un manejo especial. Esto vale en rigor también para los países EU porque en los hechos hay distintas directivas que no es fácil integrar armónicamente y caen en evidentes contradicciones (por ej. la Directiva Marco para el Agua, que se preocupa también de preservar la dinámica fluvial, con la

Directiva Energías Renovables, que impulsa la construcción de represas que claramente la afectan);

- También la quimera del manejo de cuenca en buena medida permanece como tal, incluso en Italia y España, donde la complejidad de las actividades antrópicas establecidas desde siglos o milenios (en particular el riego) opone una pasiva, pero firme resistencia a cualquier cambio. Es un concepto realmente imposible de aplicar en Chile donde no hay ninguna autoridad asociada al territorio de cuencas, y la política de privatización de los recursos naturales resulta claramente en que poderosos intereses privados (forestales, mineros, hidro-eléctricos, agrícola-ganaderos) se opongan de todas maneras a cualquier injerencia estatal.

## 5. CRITERIOS PARA DEFINIR EL ESPACIO FLUVIAL DESEABLE: LOS CORREDORES



**Figura 5.-** Lo que parecía una linda planicie urbanizable, es en realidad el corredor propio del río que alguna vez vuelve a ocuparlo. Este “descuido” humano genera finalmente perjuicios y daños incontables. (Un río en zona alpina en Europa; foto sacada de Internet).

No obstante la presencia de leyes y de instituciones más o menos integradas y capaces, queda el hecho irrefutable que progresiva, pero inevitablemente, la rigidez impuesta a los ríos sigue creciendo a causa del desarrollo de infraestructuras (ya sean obras de defensa, de explotación, urbanizaciones, carreteras, etc.), y de la mano de esto, los ríos siguen perdiendo su espacio fluvial, pedazo a pedazo. Es absolutamente prioritario tomar medidas efectivas para conservar y devolver el debido espacio a los ríos, el cual es en general mucho más extenso que lo reconocido por la legislación y concedido por el actual uso del suelo. En coherencia con lo propuesto por otros (por ej. TNC, 2009), es oportuno pensar el espacio fluvial como un corredor que no sólo sea capaz de contener el agua durante eventos de crecidas, sino que también permita que ocurra la dinámica geomorfológica propia del río; esto se refiere no sólo

a la zona de planicie, sino también a las cabeceras donde se da gran parte de la generación de aportes sólidos y líquidos. En el fondo, definir y realizar un corredor fluvial a preservar es quizás la inversión más rentable económicamente, porque permite evitar la creación de riesgos futuros a los cuales estarán inevitablemente asociados daños, aunque claramente implica perder el beneficio de aprovechar un espacio hoy, en el corto plazo.

### 5.1 Elementos clave en la definición del Espacio Fluvial Deseable

A pesar de lo anterior, y contrario a lo que se podría pensar, definir el espacio fluvial socialmente deseable no puede ser un ejercicio basado puramente en conocimientos hidrológicos, geomorfológicos y ecológicos: Se deben incorporar las fundamentales dimensiones ambiental, social, cultural y económica involucradas. Esquemáticamente, podemos reconocer los siguientes puntos fijos:

- El espacio que buscamos es aquél que satisfaga a la sociedad actual y futura (sostenibilidad) de la mejor forma (según el juicio de la sociedad actual). En general no coincidirá con el Espacio Fluvial Natural, sino serían demasiados los casos en que no podríamos crear asentamientos, ni aprovechar recursos. Es entonces el espacio que mejor permite alcanzar objetivos claros que, inevitablemente, tienen un cierto grado de conflicto entre ellos. Este espacio fluvial deseable debe ser fruto de una elección social.
- Todos estos objetivos (el recuadro siguiente resume los principales) deben ser definidos de manera medible, aunque sea en escalas arbitrarias e incluyendo juicios de valor propios de la sociedad actual; muchos sin embargo pueden ser cuantificados objetivamente (y la mayoría hasta en términos monetarios - véase la Figura 6 y por ejemplo Beinart, 1995; Nardini, 1998; Nardini, 2004; Nardini y Pavan, 2012a). Sin una escala de medición, la ambigüedad reina soberana y no es posible monitorear progresos o involuciones.

#### Recuadro 2 - Objetivos típicos de un corredor fluvial

**R:** reducir el **Riesgo** hidro-morfológico (o incrementar la seguridad); esto incluye inundaciones y efectos ligados a la dinámica fluvial (erosión de riberas, avulsiones, incisión, sedimentación) y los deslizamientos/derrumbes asociados.

**N:** conservar y mejorar la **Naturaleza** (estado ecológico del río, trama ecológica, ecosistemas terrestres asociados; paisaje). Esto se refiere a un valor de no uso (existencia, legado, filantrópico) de ecosistemas en estado prísti-

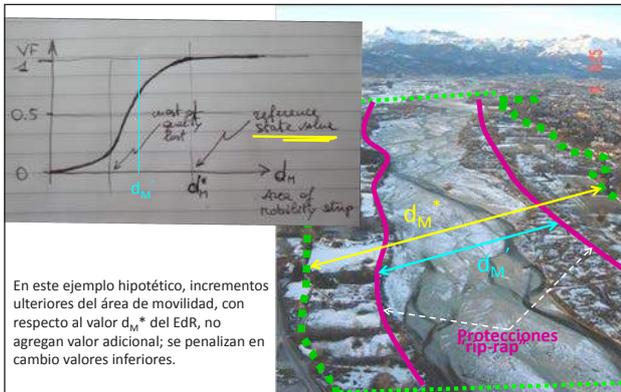
no, y por tanto en buena salud. Sus componentes (en paréntesis) generan también servicios ambientales considerados en el siguiente objetivo S.

- C:** reducir los **Costos** de inversión y operación, mantenimiento y remplazo periódico (OMR). Generalmente no se declara como objetivo; pero lo es, y de hecho condiciona fuertemente todas las decisiones.
- S:** mantener y mejorar los **Servicios ambientales**; por ej.: abastecimiento hídrico; generación hidro-eléctrica; pesquería; navegación; disponibilidad de tierra para actividades residenciales y productivas; recreación-esparcimiento (pesca, canoa/rafting, balnearios); soporte a la identidad cultural; disposición de aguas residuales; recarga de acuíferos subterráneos; filtraje de nutrientes difusos; captura de CO<sub>2</sub>, ...) <sup>(7)</sup>. Se trata de beneficios brindados directa o indirectamente por el corredor fluvial a sujetos que residen allí, o en su cuenca, o en otro lugar (incluso en otro país), pero con algún nexo con éste (por ej., una ciudad en otra cuenca abastecida por nuestro río; o los habitantes de Italia afectados por eventos ligados al cambio climático, en alguna medida alimentados por la deforestación en Brasil) <sup>(8)</sup>. Cabe destacar que operativamente, sobre todo al evaluar un proyecto específico, es a menudo más intuitivo y útil adoptar un objetivo complementario a minimizar, que podemos denominar como la **Molestia** o **Disturbio (D)** al contexto socio-económico-cultural actual (o planificado) y sus actividades; se trata simplemente de la pérdida de servicios existentes (S). Es útil porque en general es justamente esta pérdida que origina protestas y oposición pública y puede bloquear la implementación de nuevos proyectos y en general de cambios.
- E:** exportar (desde una subcuenca a su cuenca o región) el mínimo de **Externalidades** negativas: i) picos de crecida; ii) (exceso o déficit) de transporte sólido; iii) carga de contaminantes; iv) des-continuidad longitudinal; v) interrupción del soporte a la biodiversidad; etc. Una "externalidad" es de hecho una pérdida en alguno de los objetivos ya mencionados, en alguna parte fuera del ámbito espacial considerado explícitamente. Puede también ser positiva (un beneficio adicional – por ej. que una nueva

<sup>7</sup> Es muy fácil caer en el error del "double counting" (contar dos veces el mismo beneficio en categorías diferentes); por ejemplo, el servicio de regulación hidrológica que permite reducir los daños de crecidas en esta lista ya está explicitado en el objetivo reducción del Riesgo.

<sup>8</sup> Se puede notar que, de las 4 categorías de servicios ambientales (i-Provisión; ii- Regulación; iii-Cultural; iv-SopORTE) introducidas por el ejercicio del Millennium Ecosystem Assessment (TEEB, 2010) aquí nos concentramos sólo en i, ii y iii, siendo la última la menos clara y más difícil de evaluar.

central hidroeléctrica reduzca las fluctuaciones por hydropeaking causadas por otra planta existente, ubicada aguas arriba), pero es un caso poco frecuente.



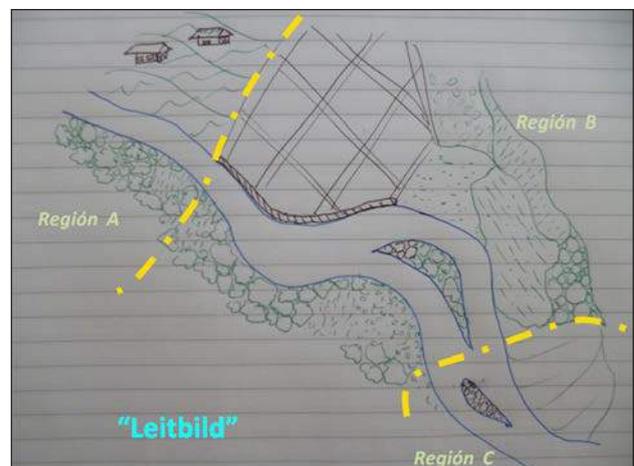
**Figura 6.-** Ejemplo de cómo incorporar el Estado de Referencia (EdR) en la *Función de Valor*, con un ejemplo para el caso del *espacio de movilidad lateral*, que es parte del sub-objetivo “salud geomorfológica” para el objetivo N (ver recuadro siguiente).

### Recuadro 3 - “Salud geomorfológica”, componente del Objetivo N

Atributos clave que capturan la esencia del enfoque *River Styles* de caracterización fluvial (Brierley and Fryirs, 2005) y pueden más fácilmente ser predichos cuando se analice un nuevo proyecto: 1) *Continuidad lateral (espacio inundable)*; 2) *Movilidad lateral (espacio erosionable)*; 3) *tipología morfológica*; 4) *Formas fluviales típicas presentes en el corredor*; 5) *lo mismo en el cauce a riberas llenas*; 6) *Ancho del cauce a riberas llenas*; 7) *Profundidad del mismo*; 8) *Longitud del cauce a riberas llenas*; 9) *Ancho de la franja de vegetación ribereña*; 10) *Continuidad de la misma*. (Nota: naturalmente estos atributos se pueden refinar e integrar). Los pasos a aplicar son:

- Definir el estado de referencia (EdR), de acuerdo al enfoque de la Directiva Marco para el Agua (Dir.2000/60/CE)
- Medir todos los indicadores en el EdR y en la situación a evaluar
- Definir una escala apta para cada indicador: cardinal (como para los indicadores 1,2,6,7,8,9), ordinal (como para 10 y posiblemente 4 y 5), o sólo nominal (como 3)
- Construir para cada atributo una *Función de Valor* **escalar** que incorpore los umbrales del EdR, como en el ejemplo en la Figura 6
- Utilizarlas para construir una *Función de Valor* **multi atributo**
- Aplicar un operador de *agregación* espacial y obtener una medida global para el tramo, segmento o cuerpo hídrico en su totalidad.

- Los objetivos están asociados a grupos sociales y la presencia de conflictividad hace imprescindible el desarrollo de procesos participativos de toma de decisiones, con miras a crear verdaderos Contratos de Ríos (una forma de acuerdo entre las partes, voluntario pero efectivo, luego de un proceso estructurado de información, concientización y diálogo; ha sido introducido con éxito en Francia desde hacen unos veinte años y se está difundiendo en otros países<sup>9</sup>). El primer paso para ello es obviamente lograr un convencimiento difuso sobre la necesidad de definir un corredor fluvial y de hacerlo de forma compartida y formalizada. Luego de una (compleja y demorada) fase de organización operativa, el primer producto clave es una *visión* de lo que se pretende obtener; obviamente, cada actor (y región, país) tendrá una visión diferente, pero es justamente muy importante dar espacio a estas diferencias y ponerle un esfuerzo suficiente para que se entienda a qué aspira realmente cada uno, dónde están las verdaderas diferencias y dónde se trata sólo de incomprensiones, intentando acercar los criterios y valores, y aclarar las razones de divergencia. Cabe destacar, que la herramienta principal para definir una “visión” es realmente la gráfica (Figura 7)



**Figura 7.-** Una posible visión (en alemán “Leitbild”, o sea la imagen o modelo ideal deseado) de un corredor fluvial para un tramo inter-regional, surgida de un proceso participativo.

- El caso de ríos grandes involucra típicamente varias regiones administrativas o incluso varios países (“transboundary management”)
- El corredor fluvial no es independiente de la sociedad y de su territorio. Aparecerán

<sup>9</sup> Véase por ej. para Francia [www.gesteau.eaufrance.eu](http://www.gesteau.eaufrance.eu) ; para Bélgica [OJO: es wallonie, no wallonia!!!] [http://environnement.wallonie.be/contrat\\_riviere](http://environnement.wallonie.be/contrat_riviere); para Italia <http://nuke.a21fiumi.eu/Home/tabid/36/Default.aspx>.

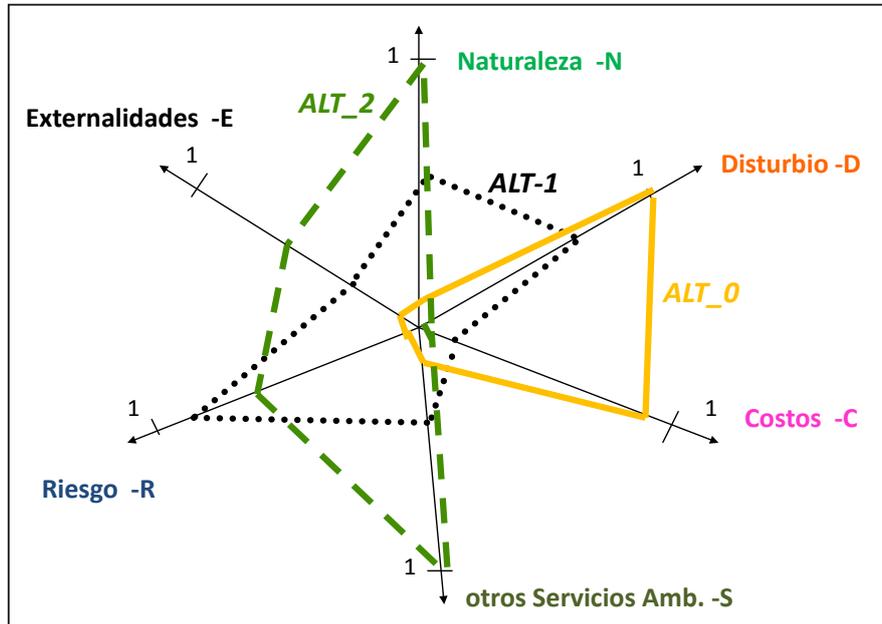
inevitablemente iniciativas (“proyectos”) en parte dirigidas a re-constituir el mismo corredor (ej. los grandes proyectos de Restauración Fluvial, véase por ej. la base datos creada por el proyecto Europeo RESTORE en [www.restorerivers.eu](http://www.restorerivers.eu) ) y en gran parte dirigidas, al contrario, hacia el desarrollo en sí, que en general es bien contradictorio con la idea de corredor; basta pensar en la navegación fluvial (dragados, re-seccionamientos, obras de control de la dinámica fluvial), en la explotación hidro-eléctrica (represas, embalses, hydropeaking), carreteras (terraplenes, puentes, gabiones), asentamientos urbanos (secado de humedales, muros y diques de control de inundaciones, etc.). Es fundamental por tanto equiparse con una herramienta técnico-administrativa para poder planear estas intervenciones cada vez que surjan (por iniciativa pública o privada), y evaluar su coherencia y compatibilidad con los objetivos del corredor entero.

- No se puede pensar en el corredor fluvial como una entidad estática: por un lado, aunque se logre establecerlo en el papel “hoy” -a través de un ejercicio para nada simple- su implementación real llevará años sino decenios; por otro lado, tanto por los proyectos,

como por los eventos de la naturaleza (cambio climático, crecidas excepcionales, erupciones, terremotos,...) y por la evolución de los valores de la misma sociedad -que a futuro puede dar más importancia a aspectos hoy poco considerados- su definición misma sufrirá modificaciones. Por tanto, es necesario asumir que la definición del corredor es un proceso adaptativo, que aprende de sus dificultades y hasta de sus errores

- Los proyectos típicamente abarcan escalas muy diferentes, desde la puramente local (un asentamiento o una defensa fluvial), a la de tramo (una represa que impacta virtualmente todo el segmento de río aguas abajo) o de corredor entero (el cambio de uso de suelo en la cuenca; las iniciativas ligadas a contener el cambio climático). La herramienta de manejo del corredor debe abarcar esta multi-escalaridad.

En definitiva, la definición de un corredor fluvial debería ser tratada como un (complejo) problema decisional ambiental participativo, multi-escalar y adaptativo, donde la definición y medición de objetivos y la negociación basada en una evaluación multicriterio juegan un papel primario (Figura 8).



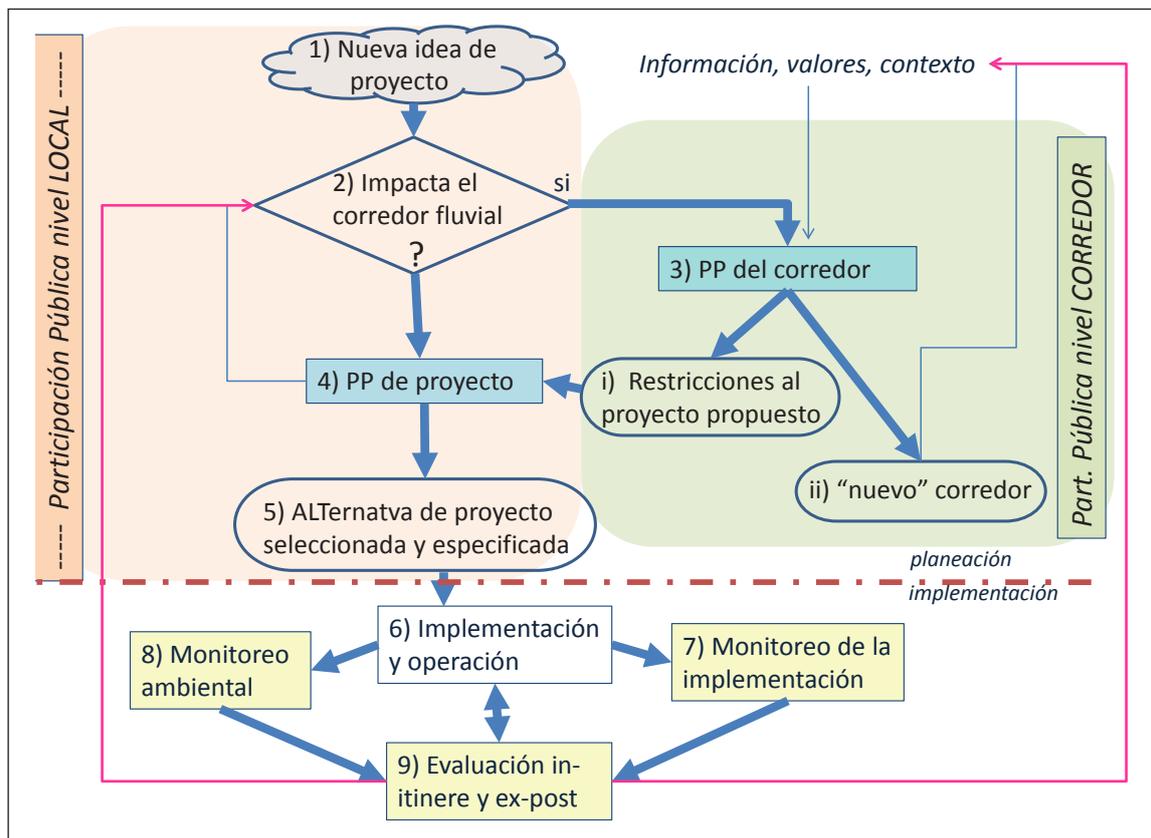
**Figura 8.-** La prestación de (tres) alternativas de configuración de un dado corredor fluvial (para un caso hipotético) en el espacio de los objetivos; por ejemplo, la “ALT\_0” (continuar como la actualidad) provoca menores molestias y menores costos porque no implica cambios, pero se porta muy mal en términos de los demás objetivos. NOTA: todos los objetivos están orientados positivamente (tanto mejor, cuanto mayor) y normalizados (entre 0 y 1). Para que el discurso tenga sentido es necesario explicitar el sentido físico de las escalas y de los valores de los extremos (imposible aquí por razones de espacio).

## 5.2 El esquema del proceso de toma de decisiones

No es fácil manejar un proceso de toma de decisiones participativo y adaptativo y multi-escala de tal envergadura. En particular, cabe notar que por un lado debe ser capaz de soportar el proceso de definición del corredor en sí -como elección social- y por otro lado debe permitir tomar decisiones acerca de los proyectos que se vayan presentando por parte de los múltiples actores, decidiendo en cada caso si

implican impactos a escala sólo "local" o afectan el corredor como tal.

La Figura 9 presenta un esquema general de apoyo, el que se supone debe ser adoptado y mantenido por años o décadas, a través de una continua actualización (los bloques están explicados en detalle en SeeRiver, 2013, informe preparado en el ámbito del proyecto EU SeeRiver dirigido justamente a la creación de corredores fluviales, <http://www.see-river.net/> ).



**Figura 9.-** Algoritmo de un Proceso decisonal Participativo (PP) adaptativo para la definición y el manejo de un corredor fluvial a nivel de planeación (arriba) e implementación (abajo). El esquema contempla procesos participativos a la escala "local" como de "corredor" según el nivel de impacto presentado por el proyecto propuesto a evaluarse preliminarmente y luego con más detalle con un procedimiento tipo Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) extendido porque debe en primer lugar preocuparse de medir los cambios en los objetivos declarados y llegar a balancear pros y contras.

## 6. CONCLUSIONES

La investigación sobre las legislaciones de los países considerados en este trabajo, a saber, Chile, México, Brasil, España e Italia, ha demostrado que hay fuertes falencias conceptuales y prácticas con respecto a las exigencias reales de manejo de cauces fluviales. Existen diferencias entre ellos, pero el análisis permite deducir que todos los países sufren limitaciones muy fuertes en la definición y manejo de los cauces, sin hablar de la real capacidad operativa de los organismos y agencias encargados. El desarrollo antrópico, la maduración socio-cultural y el cambio climático requieren un progreso sustancial del concepto de manejo de los cauces fluviales,

para lo cual en primer lugar se requiere definir el espacio que se les debe conceder. Esto implica que se deben procurar cambios legislativos sustanciales que mejoren los marcos jurídicos existentes, así como aceptar simultáneamente que la definición del espacio fluvial socialmente deseado es un proceso complejo, que requiere un conocimiento técnico-científico integrado -hoy no plenamente disponible ni utilizado- y una estructura organizativa para manejar de forma adaptativa la toma de decisiones a distintos niveles, y a lo largo de décadas.

En este artículo hemos avanzado algunos conceptos clave que podrían inspirar el cambio, como en

particular: reconocer que a futuro los ríos necesitarán más espacio debido al cambio climático, pero también a una demanda creciente de “ambiente” por parte de la población; considerar la dinámica fluvial en la definición del espacio necesario; distinguir entre *Espacio Fluvial Natural (EFN)*, el *Espacio Fluvial Actual Potencial (EFAP)*, el *Espacio Fluvial Estatal-Administrativo (EFEA)*, el *Espacio Fluvial Deseable (EFD)*; medir los objetivos de manera verificable y apta para la decisión negociada y el monitoreo de los efectos; reconocer la naturaleza multiobjetivo y conflictiva del problema de planificación de los corredores fluviales; organizar un proceso de toma de decisiones, participativo, adaptativo y multi-escalar.

Estamos conscientes que su adopción es hoy un desafío y los horizontes temporales involucrados son largos. Sin embargo, se impone empezar con una dosis de pragmatismo y con las aproximaciones posibles. En particular, muchos países en Latinoamérica simplemente no están preparados para organizar y conducir procesos decisionales participativos en gran escala (como se ha hecho por ej. en los Países Bajos –Janssen, 1992- o Alemania –Renn, 1995); la información necesaria para medir algunos objetivos puede no estar disponible; distintos sujetos, regiones o países pueden tener dificultad a adherir a un mismo esquema estructural de definición de los mismos objetivos; distintos actores difícilmente convergerán en tiempos aceptables a una misma visión coherente del río.....

Pero no empezar hoy a abordar este proceso significa dejar a las futuras generaciones la herencia de enormes problemas y de insanables conflictos.

## AGRADECIMIENTO.

Este artículo se hizo posible gracias al trabajo desarrollado por el equipo SERELAREFA compuesto, además de los dos autores directos, por: Giacinto STRANIERO (IT), Giancarlo GUSMAROLI (IT); Ricardo Castro NUNES de OLIVEIRA (BR), Pablo del Arco (BR); Alejandra Cabrera Pacheco (CH), José Luis ARUMÍ (CH); Luis Manuel MARTINEZ (MX), Claudia Irene ORTIZ ARRONA (MX); Diego GARCÍA de JALÓN LASTRA (ES), Tony Herrera Grao (ES). Se agradece además el apoyo de la Comisión Europea que ha co-financiado el proyecto SERELAREFA (programa IRSES Marie Curie 2009; Grant 247522).

## BIBLIOGRAFÍA

Beinat E. (1995), *Multiattribute value functions for environmental management* (Book n.103 of the Tinbergen Inst. Res. Series, Free University, Amsterdam).

Brierley, G.J. y Fryirs, K.A. (2005). *Geomorphology and river management. Applications of the river styles framework*. Blackwell Publishing, Carlton –Australia.

Frans, K., van Buuren, M., y van Rooij, S.A.M. (2004). “Flood-risk management strategies for uncertain future: living with Rhine river floods in the Netherlands”. *AMBIO*, Vol.33 (3): pp.141-147.

IUCN (2004). *Value. Consider ecosystems as a hydrological infrastructure*. International Union for the Conservation of Nature and Natural resources. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK (<http://waterandnature.org>).

Janssen, R. (1992). *Multiobjective Decision Support for Environmental Management*. Kluwer Academic Publishers.

Nardini A. (1998). “Improving decision making for land use management: key ideas for an integrated approach built on a MCA-based negotiation forum”, en *Multicriteria evaluation in land-use management: methodologies and case studies*, Eds. E. Beinat and P. Nijkamp, Kluwer Academic Press. ISBN-10: 0792351983

Nardini A. (2004) “A Systematic Approach to Build Evaluation Indices for Environmental Decision Making with Active Public Involvement”. *Rivista di Economia delle fonti di Energia e dell’Ambiente*, Anno XLVI – N.1-2/2003, pp.189-215. IEFE, Bocconi, Milano (in English)

Nardini A. and S. Pavan (2012a). “River restoration: not only for the sake of nature, but also for saving money while addressing flood risk. A decision making framework applied to the Chiese River (Po basin-Italy)”. *J. of Flood Risk Management*, Vol.5 (2012), pp.11-133. Blackwell Publishing (UK).

Nardini A. and S. Pavan (2012b). “What river morphology after restoration? The methodology VALURI”. *J. of River Basin Management*. Taylor & Francis (UK). Vol.10, n.1, pp.29-47.

Nardini A., Straniero G., Gusmaroli G., Miguez Gomez M., Nunes De Oliveira Castro R., Del Arco P., Meier C., Cabrera Pacheco A., Arumí J.L., Martínez L.M., Ortiz Arrona C.I., García De Jalón Lastra D., y Herrera Grao T. (2014). “The Fluvial Space: a comparison amongst Chile, Brazil, México, Spain and Italy, within the Project UE-FP7-IRSES-PEOPLE “SERELAREFA” (in English)”, product of the SERELAREFA project (available at: <http://www.serelarefa.com/>, section “Bibliografía/Marco legal”).

Malavoi J.R., Bravard J.P., Piégay H., Hérouin E., Ramez P. (1998). *Determination de l’espace de liberté des cours d’eau*. Bassin Rhone-Méditerranée-Corse, Guide Technique n.2, 39 pp.

Renn O., T. Webler y P. Wiedemann (Eds.) (1995). *Fairness and Competence in Citizen Participation. Evaluating Models for Environmental Discourse*. Kluwer Academic Publishers.

Rinaldi M., Simoncini C. and H. Piégay (2009). “Scientific design strategy for promoting sustainable sediment management: the case of the Magra

river (Central-Northern Italy). *River Research and Applications*, Vol.25, pp.607-625. DOI: 10.1002/rra.1243.

SeeRiver (2013). WP3: Activity 3.3 *Preparation of SEE River Toolkit for Integrative Management of International River Corridors*, informe preparado por A. Nardini por encargo de la Ripartizione Opere Idrauliche della Provincia Autonoma di Bolzano-Alto Adige, en el ámbito del proyecto SEE River, del programa UE *Interreg IV South-East Europe*.

TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: a Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB* (<http://www.teebweb.org>).

The Nature Conservancy (2009). "The Active River Area: A Conservation Framework for Protecting Rivers and Streams", *Proceedings of the Water/Watershed Conference*. Concord, NH, November 20-21, 2009

**Agradecemos en este número, la colaboración de los siguientes revisores:**

**Arcelus, Alejandro**

Comisión Administradora del Río Uruguay, Uruguay

**Balocchi, Francisco**

University of Arizona, United States

**Chicharo, Luis**

Universidade de Algarve, Portugal

**del Castillo Laborde, Lilian**

Facultad de Derecho, Universidad de Buenos Aires, Argentina

**García-Chevesich, Pablo**

University of Arizona, United States

**Gil, Joram**

Cátedra UNESCO de Sostenibilidad de los Recursos Hídricos, Universidad de San Carlos, Guatemala

**Logan, William**

International Center for Integrated Water Resources Management (ICIWaRM), United States

**Movilla, Laura**

Universidad de Vigo, España

**Paoli, Carlos Ubaldo**

Instituto Nacional del Agua, Argentina

**Planos, Eduardo**

Instituto de Meteorología, Cuba

**Picado, Jorge**

Instituto Costarricense de Electricidad, Costa Rica

**Riestra, Francisco**

Corporación Nacional del Cobre de Chile (CODELCO) y Universidad de Chile, Chile

**Sabaj, Viveka**

Dirección Nacional de Aguas (DINAGUA), Uruguay

**Spaletti, Pablo**

Instituto Nacional del Agua, Argentina

**Val, Rafael**

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

**Zúñiga, José Alberto**

Instituto Costarricense de Electricidad, Costa Rica

UNESCO

Programa Hidrológico Internacional  
Oficina Regional de Ciencia  
para América Latina y el Caribe

International Hydrological Programme  
Regional Office for Science  
for Latin America and the Caribbean

Edificio Mercosur - Dr. Luis Piera 1992, 2° piso  
11200 Montevideo, Uruguay  
Tel.: (598-2) 413 20 75, Fax: (598-2) 413 20 94  
aqualac@unesco.org.uy  
[www.unesco.org.uy/phi/aqualac](http://www.unesco.org.uy/phi/aqualac)

