

**XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA  
BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018**

**MODELACIONES 1D Y 2D DE IMPACTOS LOCALES Y  
TRANSFRONTERIZOS EN LA CALIDAD DE AGUA DEL RÍO URUGUAY**

***Julio Cardini, Alejandro Zabalett, Gimena Reguero, Daniel Mársico y Néstor Oliver***

*Grupo GEGRU. Universidad Tecnológica Nacional, Regional Concepción del Uruguay. Ingeniero Pereira 676 (CP 3260). Entre Ríos, cardinijulio@gmail.com, cardinij@frcu.utm.edi.ar*

**RESUMEN:**

Se presentan los avances alcanzados por el Grupo de Estudio de la Contaminación del río Uruguay (GECRU), en una investigación sobre la contaminación cloacal, la evolución de nutrientes y la concentración algal, en el tramo del río Uruguay comprendido entre el embalse de Salto Grande y su desembocadura, teniendo en cuenta la evolución dentro del embalse, la concentración en la descarga de la represa, y las descargas puntuales provenientes de aguas residuales que son vertidas al sistema acuático. La investigación busca identificar los factores que inciden sobre la contaminación bacteriológica de las aguas y sobre la eutrofización del río, evaluando la influencia de los aportes de las localidades existentes en ambas márgenes (uruguaya y argentina). La investigación se apoya en la modelación matemática de la hidrodinámica y de los procesos de dispersión de contaminantes y evolución de la clorofila "a". Se utilizaron diferentes softwares uni y bidimensionales que fueron comparados entre sí para identificar su capacidad de reproducir razonablemente la información de base que fue utilizada para su verificación. Se constató que las herramientas de modelación, adecuadamente calibradas, pueden responder a las cuestiones fundamentales que hacen al impacto de contaminantes de las descargas de efluentes en el río, y brindar indicaciones útiles para la búsqueda de soluciones.

**ABSTRACT:**

The advances made by the Study Group of the Uruguay River's Pollution (GECRU) are presented in a research on the sewer pollution, the nutrients evolution and the algal concentration, in the part of the Uruguay River included between the dam of Salto Grande and the estuary, taking into account the concentration in the dam's discharge and specific discharges coming from waste water that is spilt in the aquatic system. The research is looking for identifying the factors that affect on the bacteriological water pollution and on the river eutrophication, evaluating the influence of the contributions of the localities on both sides (Uruguayan and Argentinean). The research relies on the mathematical modeling of the hydrodynamics and on the processes of dispersion of pollutants and evolution of the "a" chlorophyll. Various one and two-dimensionals softwares have been used and compared between themselves to identify their capability to reasonably reproduce the base information that was used for its check. It was noted that the modeling tools, fairly calibrated, can answer the fundamental questions for the impact of pollutants from the waste water discharges into the river, and give useful information to find a solution.

**PALABRAS CLAVES:** calidad de agua; río Uruguay; modelación matemática

## INTRODUCCIÓN

El río Uruguay en el tramo comprendido entre el embalse de Salto Grande y su desembocadura es un curso de agua binacional (limitando las repúblicas de Uruguay y Argentina), y su calidad de agua es monitoreada y regulada por la Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU).

Los objetivos del estudio fueron, por un lado tratar de responder preguntas sobre la evolución algal bajo diferentes alternativas de caudales, de temperatura del agua, de concentraciones de nutrientes y de fuentes de algas (clorofila “a”) a través de la implementación de los modelos unidimensional HEC-RAS del U.S. Army Corps of Engineers (USACE) y MIKE 11 del Danish Hydraulic Institute (DHI) combinado con el WASP (Water Quality Analysis Simulation Program) de la agencia estadounidense de Protección del Medioambiente (EPA) y de los bidimensionales MIKE 21 Flow Model y Ecolab del DHI y MOHID de MARETEC (Marine and Environmental Technology Research Center del Instituto Superior Técnico de la Universidad de Lisboa), como así también evaluar la incidencia de los vertidos cloacales de las ciudades de Concordia (República Argentina) y Salto (República Oriental del Uruguay) en la calidad del agua del Río Uruguay, y su efecto sobre la ciudad de Colón (República Argentina) varios kilómetros aguas debajo de las descargas, mediante la implementación de los modelos unidimensional HEC-RAS y MIKE 11 del Danish Hydraulic Institute (DHI) y los bidimensionales RMA2 – RMA4 del USACE en el entorno Surface Modelling System (SMS), el MIKE 21, el RiverFlow2D de Hydronia, y el MOHID.

El módulo hidrodinámico en todos los casos se validó con datos medidos de nivel del río y de velocidades de la corriente en las simulaciones 2D, y se estimó la respuesta a variaciones de parámetros tales como la concentración y caudal de descarga de bacterias coliformes fecales y nutrientes, la concentración algal en el embalse de Salto Grande, la temperatura del aire y del curso de agua.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La calidad de agua y la contaminación bacteriológica del río Uruguay depende fundamentalmente de las descargas cloacales e industriales de las localidades ribereñas de ambas márgenes, además de los aportes propios de su cuenca alta (Embalse de Salto Grande). Ambos fueron evaluados en diferentes fases de la investigación.

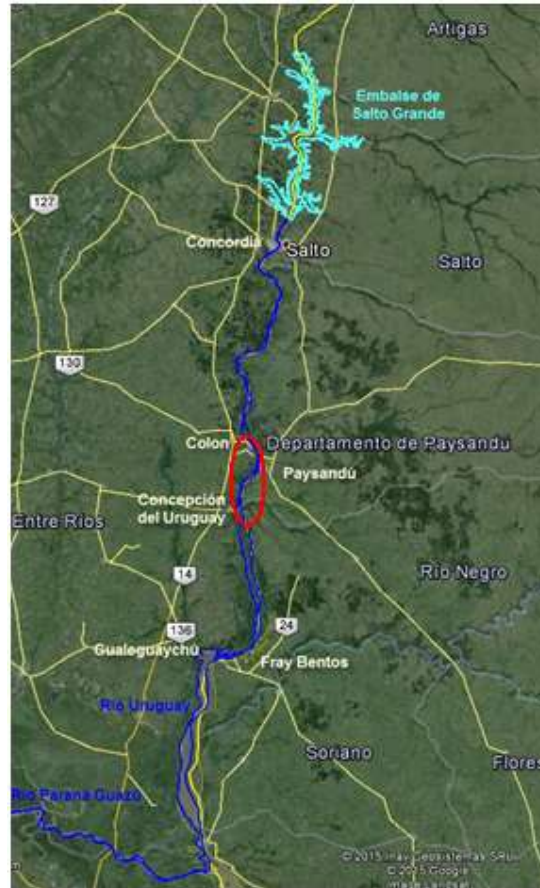
El estudio del embalse de Salto Grande consistió en la evaluación de las interacciones que se desarrollan en el mismo, respecto de los nutrientes aportados por fuentes externas y en función de sus características hidrodinámicas. El embalse en época estival tiende a eutrofizarse, generándose floraciones algales intensas (en ocasiones tóxicas), que impactan sobre la calidad de agua del río Uruguay, afectando las áreas balnearias. La modelación hidrodinámica se realizó con el modelo MIKE-21 y su módulo de eutrofización ECO Lab.

La implementación del Módulo de Eutrofización se realizó con un paso de tiempo Hidrodinámico y del módulo de Advección Dispersión y ECO Lab de 30 segundos, para brindar estabilidad al proceso. El número de elementos de la grilla adoptado para estas simulaciones fue de 680 x 920 elementos con 50 m de espaciamiento.

Para la descarga cloacal de Federación se adoptaron para varios parámetros valores idénticos a los del cuerpo de agua, a los efectos de no modificar los mismos y ante la dificultad de establecer valores precisos. Se especificaron en cambio las concentraciones de Nitrógeno y Fósforo en sus diversas componentes, estimadas para la descarga cloacal.

La concentración de clorofila “a” (Chl-a) en el embalse y aportes desde aguas arriba fue especificada en el orden de 10 mg/m<sup>3</sup> tal como se desprende de las mediciones efectuadas. Los demás valores fueron estimados considerando las diferentes fuentes de datos disponibles.

La información de campo surge de monitoreos ssistemáticos que la CARU y la Comisión Técnica Mixta de Salto Grande (CTMSG) realizaron para los Programas de Vigilancia (PV) y Estado Trófico (PET), y muestreos puntuales del grupo GECRU.



**Figura 1.-** Croquis de ubicación del área de estudio del embalse de Salto Grande y del tramo de río simulado en 1D (en azul) y en 2D (en rojo).

Para el estudio 1D de las condiciones de eutrofización del río se realizó una investigación sobre la evolución de nutrientes y concentración algal, en el tramo del río Uruguay aguas abajo de la represa de Salto Grande, teniendo en cuenta la concentración en la descarga de la represa más descargas puntuales provenientes de aguas residuales que son vertidas al sistema acuático. En una primera etapa el estudio se realizó efectuando la modelación matemática mediante el software MIKE 11 (adquirido por el GECRU para simular la hidrodinámica del río), y el software WASP para la calidad de aguas y el HEC-RAS en una etapa posterior.

En todos los trabajos realizados con el modelo MIKE 21 se emplearon Licencias académicas temporarias para investigación.

Para la simulación mediante el modelo WASP el intervalo de río estudiado se dividió en 5 tramos y se la llevó a cabo en el primer nivel de complejidad, es decir cinética simple de eutrofización, ya que éste simula el crecimiento y la muerte de fitoplancton interactuando con uno de los ciclos de nutrientes. Se adoptaron las siguientes hipótesis de temperatura del agua y aportes de Clorofila “a” desde el embalse, considerando valores obtenidos en los muestreos disponibles:

- H1: Temperatura máxima del agua (28°C). Clorofila “a” máxima (100 ug/l).
- H2: Temperatura máxima del agua (28°C) Clorofila “a” mínima (37 ug/l)
- H3: Temperatura mínima del agua (19°C). Clorofila “a” máxima (100 ug/l)
- H4: Temperatura mínima del agua (19 °C). Clorofila “a” mínima (37 ug/l)

Estas hipótesis se combinaron con condiciones de estiaje (1.500 m<sup>3</sup>/s), crecida moderada (8.000 m<sup>3</sup>/s) y condiciones medias (5000 m<sup>3</sup>/s), calculándose la hidrodinámica de los diferentes tramos en que se subdividió el río, mediante la aplicación de un modelo matemático hidrodinámico previamente implementado por el GECRU empleando el software MIKE11.

En cuanto a las descargas cloacales, se incluyeron las correspondientes a las ciudades de Concordia-Salto, Colon, Paysandú y Concepción del Uruguay. Los datos de caudales correspondientes a las descargas fueron tomados de la base de datos que el grupo GECRU elaboró para un estudio de impacto bacteriológico de las descargas en el río Uruguay (Zabalett, 2012).

En una etapa posterior se implementó el software HEC-RAS en el río Uruguay para su comparación con los resultados obtenidos a partir del WASP. El módulo hidrodinámico se calibró con datos medidos de nivel del río y se estudió la respuesta a variaciones de parámetros tales como concentración algal en el embalse y temperatura del curso de agua, mediante el módulo de calidad de agua del mismo software.

El modelado bidimensional de calidad de agua se realizó empleando el software MOHID. El mismo se implementó mediante una grilla curvilínea de 15.000 elementos cubriendo un área de 120 km<sup>2</sup>. Los coeficientes de dispersión por turbulencia aplicados, fueron elegidos para garantizar la estabilidad del modelo hidrodinámico y se fijaron en 10.000 m<sup>2</sup>/s.

Tanto para las modelaciones unidimensionales con HEC-RAS como para las bidimensionales con el MOHID se adoptaron las siguientes hipótesis, modificadas respecto a las empleadas para el WASP gracias a la incorporación de nuevas mediciones:

- H1: Temperatura máxima del agua (28°C). Clorofila “a” máxima (90 ug/l).
- H2: Temperatura máxima del agua (28°C) Clorofila “a” mínima (15 ug/l)
- H3: Temperatura mínima del agua (16°C). Clorofila “a” máxima (90 ug/l)
- H4: Temperatura mínima del agua (16 °C). Clorofila “a” mínima (15 ug/l)

La contaminación bacteriológica del río se ha estudiado evaluando la incidencia de las descargas de líquidos cloacales crudos de las ciudades de Concordia y Salto en la zona de Colón, ubicada 80 km aguas abajo en el Río Uruguay, a través de una modelación 1D dinámica empleando los Modelos MIKE 11 y HEC-RAS. Se evaluó en ambos casos el impacto de diferentes niveles de tratamiento de los líquidos cloacales en la concentración de bacterias coliformes en las playas.

El estudio 2D de la contaminación bacteriológica del tramo del río entre San José - Colón / Paysandú y Concepción del Uruguay, resulta de gran interés debido a la afectación que producen las descargas cloacales de las localidades ribereñas en las áreas de uso balneario ubicadas aguas abajo, siendo muy relevante verificar hasta que punto y en qué condiciones las descargas de un margen pueden provocar una contaminación transfronteriza en la margen opuesta, se realizó, en diferentes instancias, mediante la combinación de los siguientes modelos matemáticos:

- Modelos RMA2 (hidrodinámico) y RMA4 (dispersión)

El GECRU adquirió una licencia del SMS que permite utilizar estos modelos. El modelo RMA2 fue calibrado adecuadamente ajustando los coeficientes de rugosidad de Manning y de dispersión hidrodinámica.

Para analizar la dispersión de bacterias coliformes se implementó el RMA4 que posee algunas limitaciones en cuanto a la posibilidad de especificar en forma flexible los coeficientes de dispersión, ya que los mismos son valores fijos pudiendo ser especificados como diferentes para distintos sectores del río, permitiendo solamente indicar las magnitudes para los ejes x e y, que no se corresponden estrictamente con las componentes longitudinal y transversal al flujo en cada punto. Se realizaron diversas pruebas con distintos valores de coeficientes de dispersión.

- Modelo MIKE 21

Este modelo fue calibrado sin inconvenientes tanto desde el punto de vista hidrodinámico como de la dispersión del contaminante constituido por las bacterias coliformes, empleando una Licencia Académica transitoria. Se implementó una grilla de profundidades interpolando los datos de la malla del RMA2, y se especificaron coeficientes de Manning prácticamente iguales a los calibrados para dicho modelo.

- Modelo RiverFlow2D

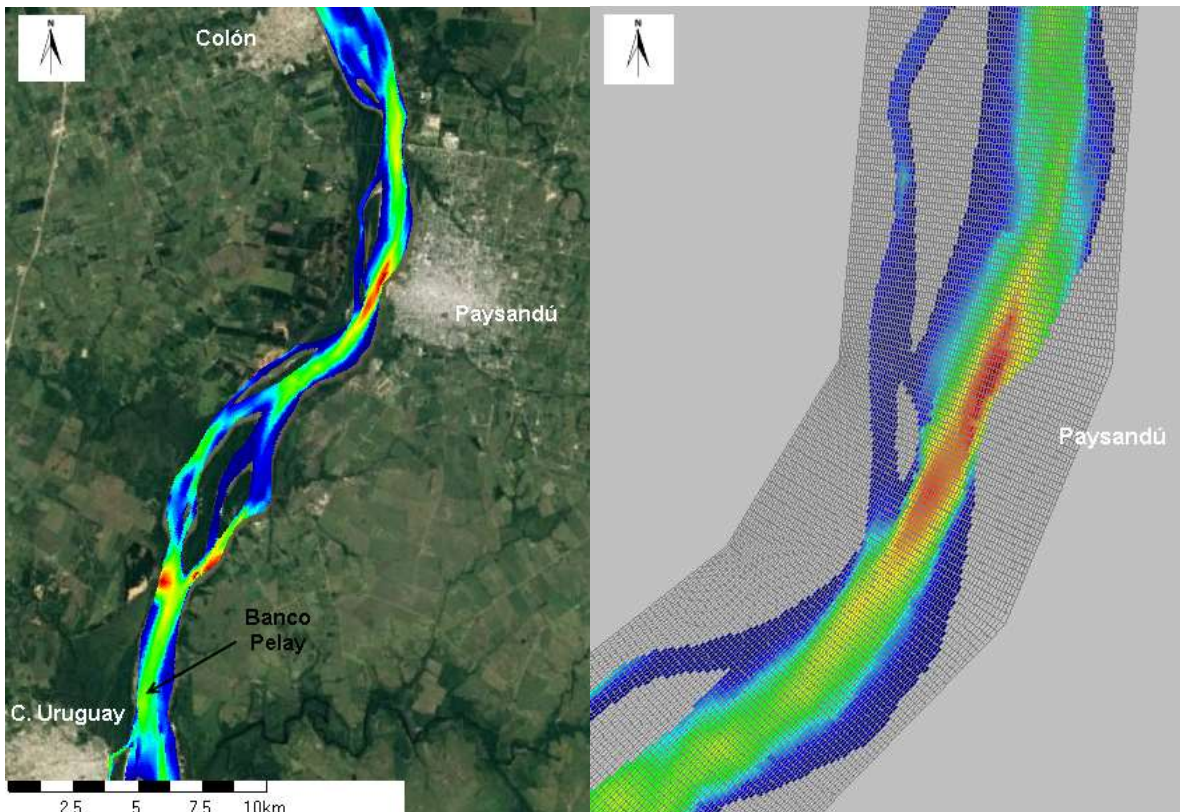
Este modelo fue adquirido junto con una Licencia del SMS como interface, y se logró efectuar la calibración hidrodinámica y de dispersión de contaminantes. Para la calibración del modelo se utilizó la misma grilla y los mismos coeficientes que para el RMA2. La dispersión de bacteriológica se analizó variando los coeficientes de dispersión longitudinal y transversal.

- Modelo MOHID

Se utilizó para esta investigación la versión libre del modelo, el cual tiene además una versión comercial (MOHID Studio).

Para analizar la evolución de un pulso de descarga en la localidad de Colón se empleó la grilla descrita para la modelación de algas y para estudiar la dispersión transversal de la pluma de coliformes se realizó una grilla con mayor refinamiento, de 80.000 elementos (Figura 2).

Los contaminantes en éste modelo pueden ser transportados de manera euleriana y lagrangiana. El módulo lagrangiano está en etapa de investigación para las grillas curvilíneas.



**Figura 2.-** Dominio de cálculo y detalle de la grilla en inmediaciones de Colón, para el MOHID.

En las todas las modelaciones bidimensionales se estudiaron condiciones hidrodinámicas estacionarias, una correspondiente a mediciones realizadas el 26/06/2002 de aguas altas y caudal igual a  $10.000 \text{ m}^3/\text{s}$  y otra realizada el 28/04/04 de aguas bajas y caudal de  $1.300 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Las descargas analizadas fueron las correspondientes a las localidades de Colón y Paysandú.

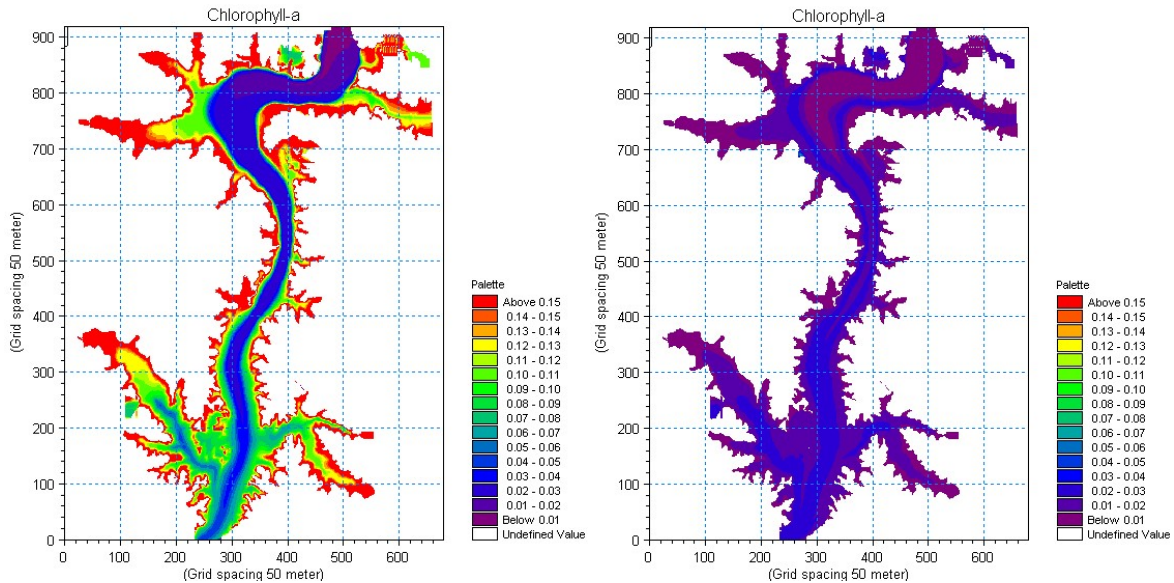
Para Colón se consideró un caudal máximo igual a  $0,05 \text{ m}^3/\text{s}$  ( $180 \text{ m}^3/\text{hora}$ ) y una concentración de coliformes fecales igual a  $10 \times 10^6 \text{ UFC}/100\text{ml}$ , lo cual implica una descarga másica =  $500.000 \text{ UFC}/100\text{ml} * \text{m}^3/\text{s}$  y mientras que para Paysandú se consideró un caudal cloacal urbano (el industrial no aporta una cantidad significativa de bacterias coliformes) igual a  $0,15 \text{ m}^3/\text{s}$ , y una concentración de coliformes fecales típica igual a  $3 \times 10^6 \text{ UFC}/100\text{ml}$ , resultando una descarga másica =  $450.000 \text{ UFC}/100\text{ml} * \text{m}^3/\text{s}$ .



## RESULTADOS

### CONTAMINACIÓN ALGAL

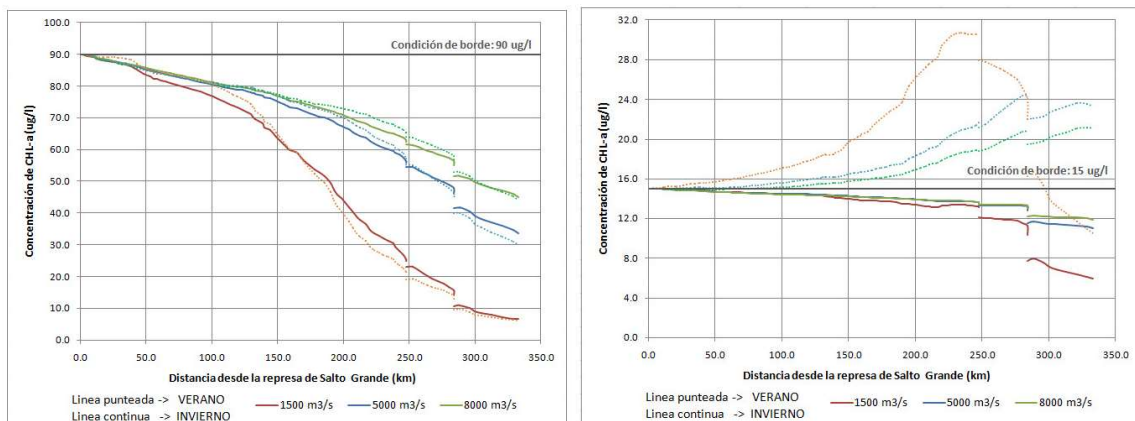
A partir de la combinación de los modelos MIKE 21 y ECO Lab implementados en el Embalse de Salto Grande se observó que en verano el mismo se vuelve eutrófico aumentando fuertemente la concentración de Chl-a en los brazos, debido a la baja circulación de agua, siendo más intenso el proceso en estiaje. Ello se corresponde con los comunicados que la CARU (2016) y la CTMSG realizan sobre floraciones algales, verificándose que el modelo representa el fenómeno.



**Figura 3.-** Concentraciones de clorofila “a” en el Embalse de Salto Grande para un caudal de estiaje ( $1.500\text{m}^3/\text{s}$ ) luego de 16 días de verano a la izquierda y de invierno a la derecha.

Como resultado de la modelación de calidad de aguas empleando el WASP se observó que una vez que ingresa en el río Uruguay un caudal de agua con concentraciones altas de clorofila “a”, el efecto de que la temperatura del agua sea elevada potencia el proceso de eutroficación, favoreciendo el crecimiento algal a lo largo del río en mayor medida, que si la temperatura es más baja. Por otro lado, se verificó que en el escenario de crecida, los incrementos relativos de Chl-a a lo largo del río, son inferiores a los del escenario de estiaje, lo cual se debe al menor tiempo de residencia del agua en crecida dentro del cauce en el tramo modelado.

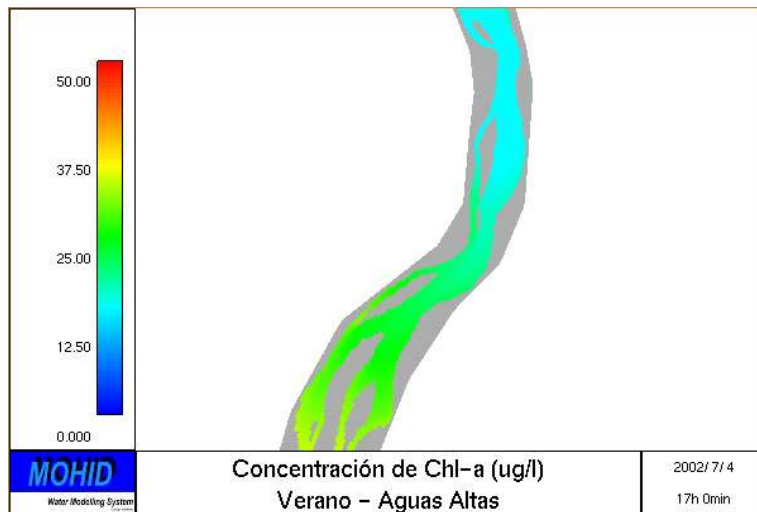
En una etapa posterior se implementó el software HEC-RAS en el río Uruguay, con el cual se puede evaluar la problemática con mayor detalle. Se presenta a continuación algunos de los resultados obtenidos a partir de 24 simulaciones realizadas, combinando distintos caudales, concentraciones iniciales de clorofila “a” y estaciones del año.



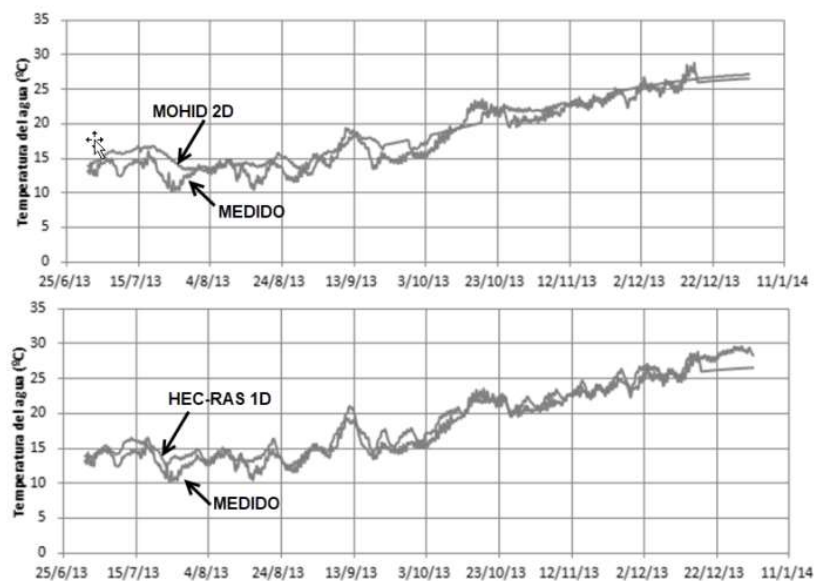
**Figura 4.-** Concentraciones de clorofila “a” (ug/l) modeladas con HEC-RAS a lo largo del río Uruguay.

Estos resultados muestran que una vez que ingresa en el río Uruguay un caudal de agua con concentraciones altas de clorofila “a”, el efecto del aumento de la temperatura del agua no induce un mayor el crecimiento algal a lo largo del río. También se verificó lo observado con el modelo WASP, que en el escenario de crecida cuando hay un incremento de Chl-a a lo largo del río, el mismo es inferior al del escenario de estiaje.

El modelo bidimensional abarca un tramo del río más corto, entre las localidades de Colón y Concepción del Uruguay. En la Figura 5 se presenta la concentración de Chl-a (ug/l) en planta para una concentración inicial de clorofila “a” de 15 ug/l, un caudal estacionario de 8.000 m<sup>3</sup>/s y una temperatura de agua de 28°C (verano). La Chl-a aumenta aguas hacia aguas abajo, como se observó en los resultados 1D del HEC-RAS, pero con mayor incremento. Para realizar estudios detallados de tramos fluviales seleccionados, se está preparando un plan de muestreo y determinación de los principales parámetros necesarios a los efectos de calibrar el módulo calidad de aguas del MOHID. De esta primera etapa podemos concluir que fue factible reproducir las tendencias de crecimiento algal y la calibración de la temperatura del agua con datos medidos (ver Figura 6).



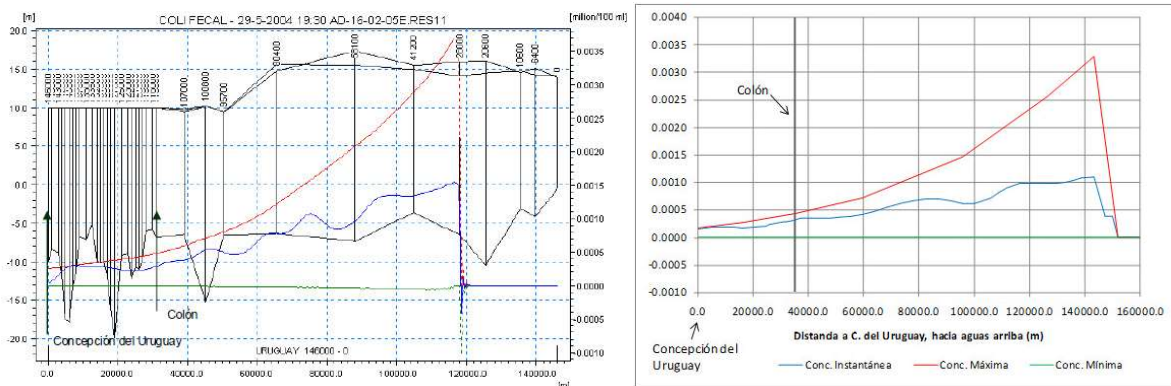
**Figura 5.-** Concentraciones de clorofila “a” (ug/l) modeladas con MOHID para temperatura del agua en verano, caudal de aguas altas (8.000 m<sup>3</sup>/s) y 15 ug/l de Chl-a ingresante.



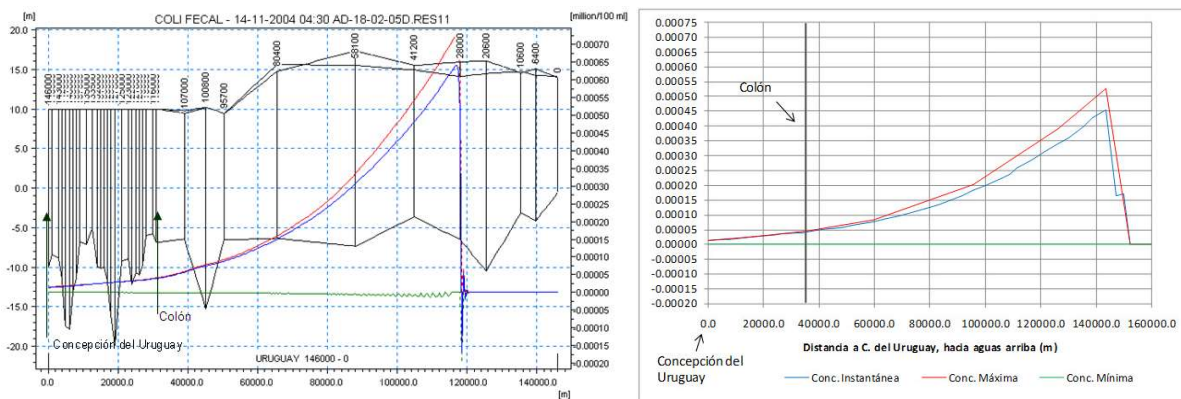
**Figura 6.-** Ajuste de temperaturas del agua mediante modelos 1D y 2D.

## CONTAMINACIÓN BACTERIOLÓGICA

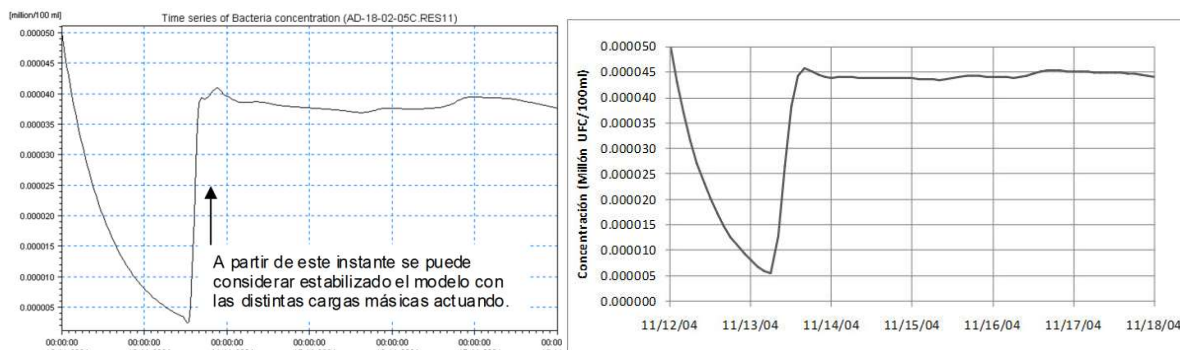
Para el estudio unidimensional de la contaminación bacteriológica se realizaron diversas simulaciones con distintas condiciones hidrodinámicas a los efectos de analizar la influencia de las descargas sobre la ciudad de Colón. Se presentan los resultados de la variación espacial en la Figura 7 y la Figura 8 y la variación temporal en la Figura 9.



**Figura 7.-** Evolución espacial de la concentración de coliformes entre Concordia y Colón para Aguas Bajas, resultados del MIKE 11 a la izquierda y del HEC-RAS a la derecha.



**Figura 8.-** Evolución espacial de la concentración de coliformes fecales entre Concordia y Colón para Aguas Medias, resultados del MIKE 11 a la izquierda y del HEC-RAS a la derecha.



**Figura 9.-** Variación de la concentración de coliformes fecales frente a la ciudad de Colón, para un nivel de aguas medias y decaimiento estival, resultados del MIKE 11 a la izquierda y del HEC-RAS a la derecha.

Al comparar los resultados de concentraciones máximas para la condición de invierno se observa que el pico para el modelo MIKE 11 alcanza los 0,0040 millón UFC/100 ml mientras que con el HEC-RAS no llega a 0,0035 millón UFC/100 ml. Ocurre lo mismo con los valores máximos de concentración instantánea de coliformes, que son menores para la modelación con HEC-RAS.

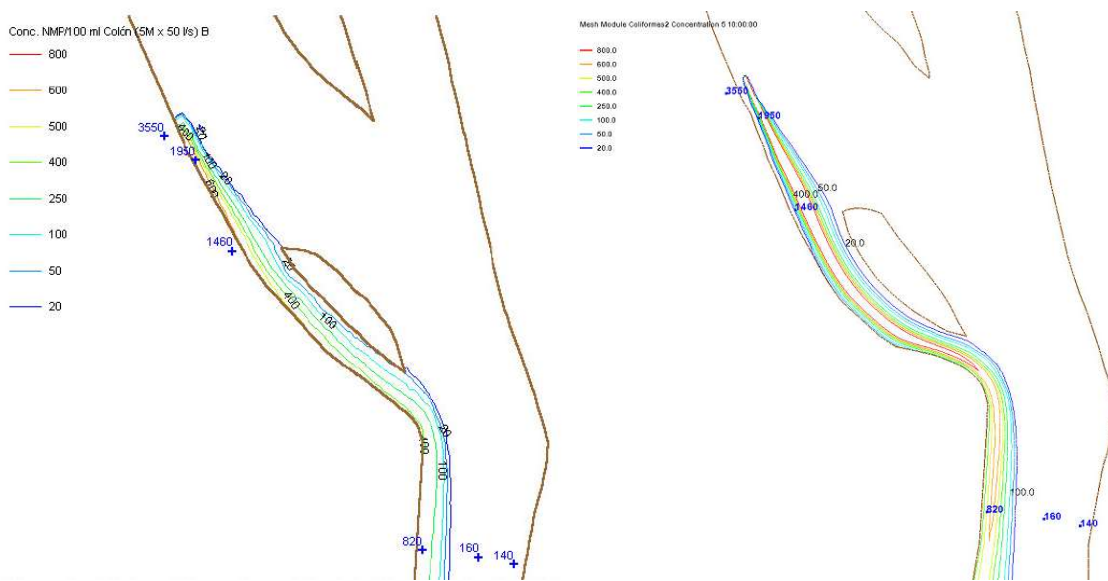


Para los resultados estivales la diferencia es un poco mayor, aproximadamente de 0,0010 millón UFC/100 ml. Sin embargo a la altura de la ciudad de Colón, zona de interés para el estudio, los resultados son comparables. La diferencia entre ambos modelos es principalmente la dilución inicial y al no tener mediciones en el río inmediatamente aguas abajo de la zona de los vertidos, no se pueden ajustar correctamente los coeficientes de dispersión. No obstante la correspondencia entre ambos modelos es correcta principalmente aguas abajo de la descarga.

Del análisis temporal de aguas medias se observa que entre ambos modelos la concentración difiere en 5 UFC/100 (0,000005 millón UFC/100 ml) en éste caso de manera inversa al gráfico espacial de concentración de coliformes en el instante posterior a la descarga. Por lo tanto se puede concluir que para iguales datos el HEC-RAS es comparable pero más conservativo que el MIKE 11.

La metodología aplicada para el estudio bidimensional del transporte bacteriológico consistió en la realización de mediciones de parámetros de calidad de agua y la simulación y ajuste de los procesos que provocan la contaminación mediante diversos software de simulación.

A continuación se presentan los resultados obtenidos en inmediaciones de la descarga de Colón para la condición de aguas altas y bajos coeficientes de dispersión. Nótese que la descarga en el RiverFlow2D (RF2D) no se encuentra en la orilla debido a la imposibilidad del modelo de asignar a un nodo del borde de la malla como punto de descarga. En cuanto a las concentraciones calculadas con el RF2D los resultados son más conservativos a lo largo de la pluma y la dispersión transversal es apenas menor que la obtenida con el RMA4.

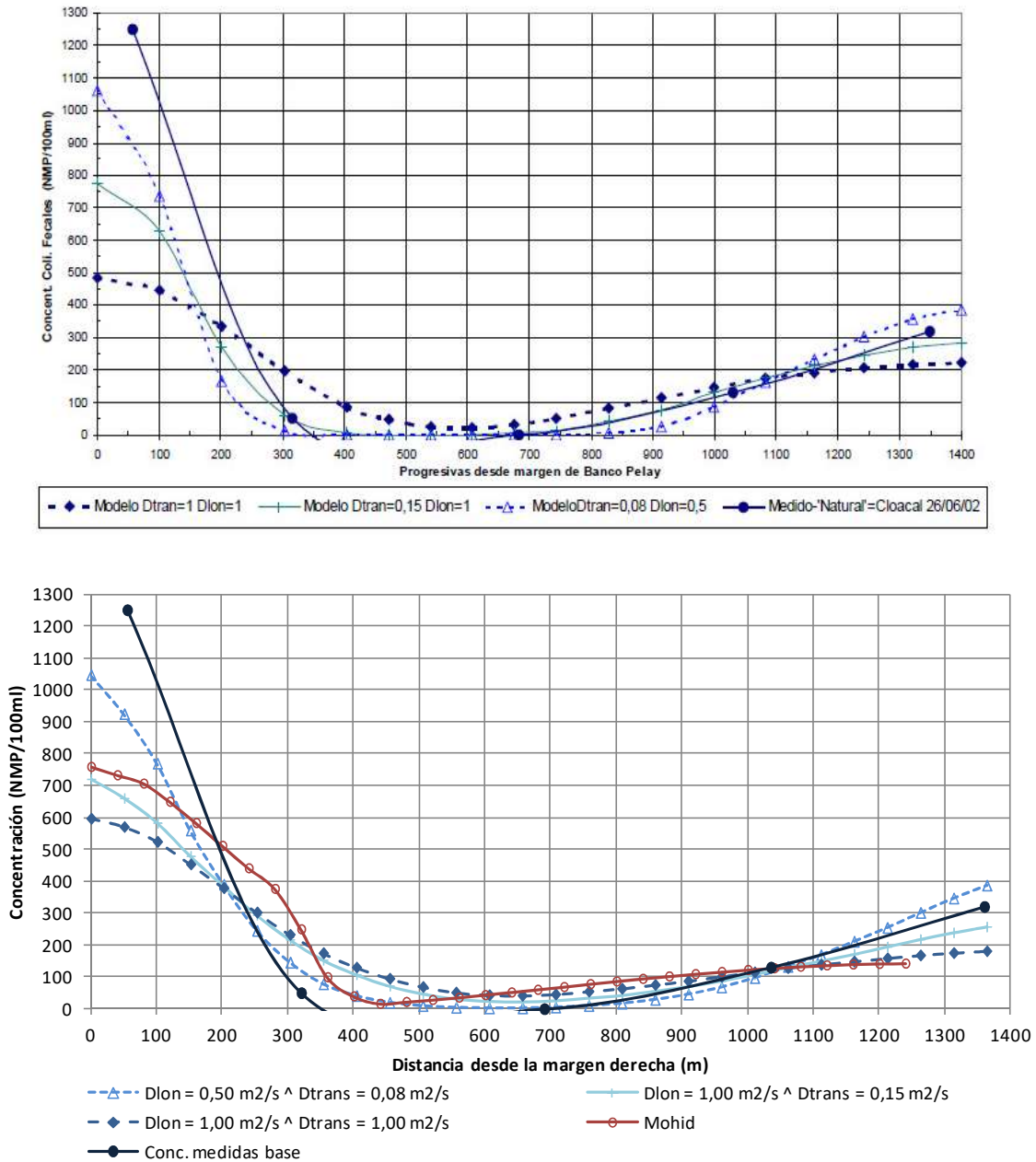


**Figura 10.-** Concentraciones medidas y simuladas en inmediaciones de la descarga cloacal de Colón para aguas altas, a la izquierda calculadas con el RMA2-RMA4 y a la derecha con el RF2D.

En la Figura 11 se presentan dos gráficos de un perfil transversal al río con concentraciones de coliformes medidas y simuladas, empleando el RMA2-RMA4, el RF2D y el MOHID, para diferentes coeficientes de dispersión longitudinal ( $D_{long}$ ) y transversal ( $D_{tran}$ ), considerando descargas cloacales en las localidades de Colón y Paysandú simultáneamente. A las concentraciones medidas se le resta una concentración de base que representa el aporte de bacterias coliformes fecales de las descargas de Concordia y Salto.

Dado que no puede determinarse con precisión cual es la descarga másica de cada descarga cloacal que justo pasó por la sección de medición ubicada en banco Pelay durante el período en que se desarrollaron los muestreos de agua, los resultados de los modelos fueron escalados con el objeto de ilustrar que tanto en la realidad como en los modelos las concentraciones de bacterias en el centro del río son bajas y que los gradientes laterales hacia las márgenes son importantes.

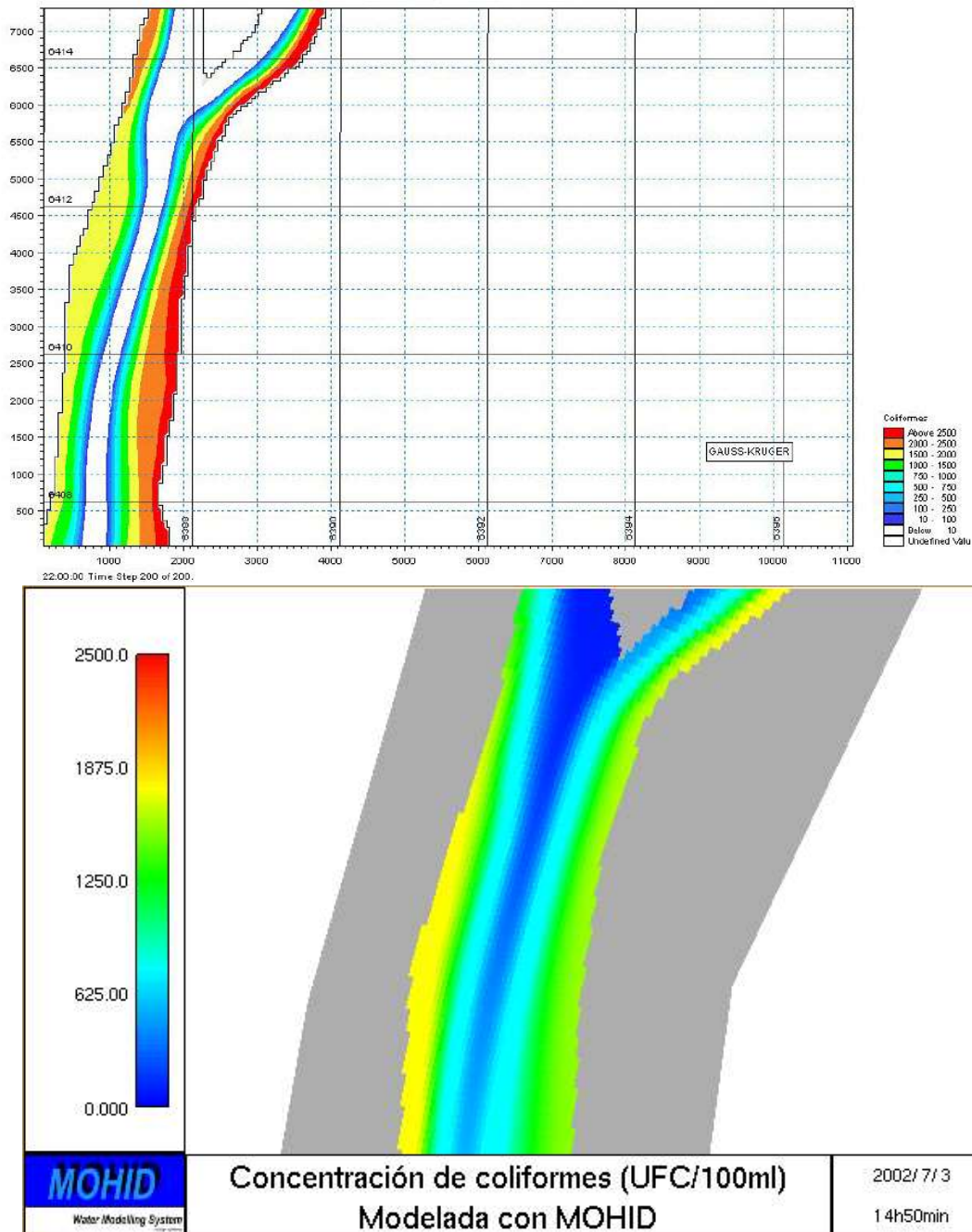
Se puede observar además que los coeficientes de dispersión adimensional transversal que mejor se ajustan son bajos, encontrándose en el orden de los valores propuestos por Rutherford (1994) para cursos meandrosos. En el caso del modelo MOHID, el mismo emplea el número de Schmidt ( $Sc$ ) definido como el cociente entre la difusión de cantidad de movimiento y la difusión de masa. Se han evaluado a la fecha los resultados con  $Sc = 0,1, 0,8$  y  $1,0$ , presentándose los resultados preliminares obtenidos para el menor valor.



**Figura 11.-** Sensibilidad al coeficiente de dispersión en la transecta Banco Pelay para aguas altas (26/06/02), arriba calculado con el RMA2-RMA4 y abajo con el RF2D (con diferentes coeficientes) y el MOHID.

El modelo RMA4 utilizado para resolver la ecuación de advección-dispersión presenta un comportamiento inestable cuando se especifican los bajos coeficientes de dispersión resultantes en condiciones de aguas bajas con turbulencia y profundidad de agua reducidas, lo cual se ha solucionado empleando modelos más estables como el MIKE 21 y el MOHID. A continuación se presentan los gráficos en planta de la concentración de coliformes en las inmediaciones del banco Pelay para aguas muy bajas (28/04/04) y con coeficientes de dispersión bajos.

Es importante mencionar que debido a las bajas velocidades de la corriente en época de estiaje, los frentes de contaminación cloacal alcanzan la zona del banco Pelay con mucha demora, es decir es necesario mayor tiempo de cálculo.



**Figura 12.-** Concentraciones de bacterias coliformes fecales (UFC/100ml) en banco Pelay para aguas muy bajas, modeladas con el MIKE 21 (arriba) y con el MOHID (abajo).

El modelo MOHID, como se mencionó anteriormente está todavía en etapa de investigación, pero se puede observar que aún sin estar completamente calibrado el módulo de calidad de aguas, se reproducen las tendencias resultantes del uso del modelo MIKE 21, dado que las plumas de contaminación de las descargas de Colón y Paysandú prácticamente no se mezclan a la altura del banco Pelay, situación coincidente con los datos medidos.

## CONCLUSIONES

Los estudios realizados permitieron identificar los órdenes de magnitud en que los aportes de bacterias y nutrientes por parte de las localidades ribereñas afectan la calidad del agua del río. Se concluyó además que la problemática de floración algal registrada en algunas zonas balnearias puede estar exacerbada por aportes locales por lo que se está verificando este hecho con modelos 2D y planes de monitoreo en tramos de interés.

Se ha logrado un primer nivel de aproximación de la evolución de la clorofila “a” en el río Uruguay con el modelo matemático WASP. El modelo HEC-RAS permite asociar los módulos hidrodinámico y de calidad de agua, a lo largo trayecto del río Uruguay estudiado, lo cual es una mejora significativa en la metodología de cálculo anterior, dado que el WASP no calcula la hidrodinámica del río. Para el presente caso de estudio la problemática de floración algal registrada en algunas zonas balnearias puede estar exacerbada por aportes locales, y como su influencia en el cauce principal es poco relevante e independiente a las descargas de la represa, se implementó el modelo 2D MOHID en un tramo de interés por el uso del agua recreativo con contacto directo en cercanías de la costa, o captación para potabilización, a los efectos de explorar el fenómeno sin promediar en la sección del río.

Uno de los principales resultados obtenidos fue la verificación de que la concentración de bacterias coliformes en el río y particularmente en el Balneario de Banco Pelay en Concepción del Uruguay es sumamente variable tanto temporalmente como transversalmente al cauce. Los coeficientes de dispersión que se debió emplear para calibrar la modelación son bajos, coincidentemente con los recomendados en los antecedentes bibliográficos.

La modelación unidimensional de la calidad de agua bacteriológica permitió evaluar, a primer orden, la incidencia de las descargas de líquidos cloacales crudos en las zonas balnearias hallándose una adecuada correspondencia entre los resultados del MIKE 11 (software propietario) y el HEC-RAS (software gratuito). Para poder evaluar el impacto trasfronterizo de cada descarga en las distintas zonas balnearias a ambos márgenes del río se implementación modelos bidimensionales de cálculo.

Con el modelo RMA4 no fue factible representar el perfil transversal de concentraciones de bacterias coliformes en condición de estiaje, dado que para el cálculo es necesario especificar coeficientes de dispersión tan bajos que provocaban la inestabilización de la solución. El MIKE 21 y el RF2D permiten utilizar dichos coeficientes sin inestabilizarse, sin embargo el RF2D presenta el inconveniente de que para que se pueda calibrar la distribución transversal del contaminante, las dimensiones de las celdas deben ser muy pequeñas, con lo cual la cantidad de elementos es relativamente grande y las simulaciones se vuelven muy lentas. La versión libre del MOHID permite representar adecuadamente las concentraciones de coliformes, si bien ha presentado limitaciones en cuanto al empleo de la grilla curvilínea para el caso de condiciones de borde múltiples aguas abajo (debido a los dos brazos que tiene el río), las cuales se están investigando actualmente, en conjunto con el análisis de la influencia del número de Schmidt en la dispersión.

## REFERENCIAS

**CARU (2016)** “Estudio de la calidad del agua en el Río Uruguay en el bienio 2013-2014: vigilancia de playas y estado trófico”. Actividades de investigación de la subcomisión de medio ambiente y uso del agua.

**Rutherford, J.C. (1994)** River Mixing. J. Wilye & Sons, New York.

**Zabalett, Alejandro (2012)**. “Impacto del tratamiento de aguas residuales sobre la calidad bacteriológica de las aguas del río Uruguay en el tramo Concordia-Concepción del Uruguay”. Tesis presentada para el grado de Magister en Ingeniería Ambiental. Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Concepción del Uruguay.