

## FLUCTUACION TEMPORAL DE LA CONTAMINACIÓN BACTERIOLÓGICA EN EL RÍO URUGUAY – TRAMO COLÓN A CONCEPCIÓN DEL URUGUAY

Julio Cardini, Alejandro Zabalett, Néstor Oliver, Daniel Mársico, María del Carmen García

Grupo de Estudio de la Contaminación del Río Uruguay (GECRU)

Universidad Tecnológica Nacional (UTN), Facultad Regional Concepción del Uruguay (FRCU)

Ingeniero Pereira 676 (CP 3260) TE/Fax: 03442425541 / 03442423803

e-mail: juliocardini@ciudad.com.ar / zabaleta@frcu.utn.edu.ar

### RESUMEN:

**Palabras clave:** Contaminación Bacteriológica, Modelación, Calidad Aguas, Río Uruguay

**Objetivos del Estudio:** En la UTN-FRCU se desarrolla un proyecto de investigación sobre la contaminación del río Uruguay, para evaluar el impacto de las descargas cloacales e industriales en el curso y márgenes del río, especialmente en balnearios. Se trata de investigar las características espaciales y temporales de la contaminación y verificar si existe impacto transfronterizo en el tramo entre las localidades de Colón (Argentina), Paysandú (República Oriental del Uruguay) y Concepción del Uruguay (Argentina).

**Enfoque y Metodología Aplicada:** Se implementó para el tramo el modelo bidimensional hidrodinámico RMA2 (U.S. Army Corps of Engineers-USACE), el cual permite simular flujos a superficie libre, calcular las velocidades medias y los niveles de agua mediante el método de elementos finitos. Las condiciones de borde de nivel y caudal se generan mediante un modelo unidimensional (MIKE 11) implementado entre Salto Grande y el Río de la Plata. Para simular el transporte de bacterias coliformes fecales se aplica el modelo RMA4 del USACE que resuelve la Ecuación de Advección - Dispersión Bidimensional, cuya solución depende de los coeficientes de dispersión longitudinal y transversal, y del decaimiento bacteriano. Se calibró el modelo a partir de una serie de mediciones de la velocidad de la corriente y muestreos de calidad de aguas, para representar la distribución de la concentración en la sección transversal del río, y se efectuó un análisis de sensibilidad de los resultados aplicando valores de los coeficientes de dispersión estimados en función de las condiciones de turbulencia. Se verificaron los resultados empleando el modelo MIKE 21 del Danish Hydraulic Institute.

**Principales resultados obtenidos:** 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 empleados para calibrar el modelo son bajos, coincidentemente con antecedentes bibliográficos.

**Conclusiones alcanzadas:** Los altos valores de coliformes fecales registrados intermitentemente en el balneario Banco Pelay no resultan de los vertidos cloacales de Paysandú (Uruguay). La mayor parte del impacto es producido en cambio por vertidos cloacales en la margen argentina, identificados principalmente en la localidad de Colón.

## INTRODUCCION

Los resultados presentados a continuación se obtuvieron a través de un proyecto de investigación sobre los contaminantes en el río Uruguay que se desarrolla desde el año 1999 en la UTN-FRCU, cuyo principal objetivo es la evaluación de la carga contaminante y de su impacto en el curso y márgenes del río, particularmente en balnearios.

Algunos objetivos del proyecto en la segunda fase de 3 años de duración (2002-2004) son:

- a) Ampliar la evaluación de la calidad del agua del Río Uruguay para las localidades de Colón, Paysandú, Concordia y Salto, buscando determinar si existe un impacto transfronterizo de la contaminación originada en una de las márgenes sobre la otra.
- b) Determinar el grado de contaminación de las descargas y formas de dispersión, utilizando un modelo numérico bidimensional a fin de evaluar indicadores del grado de contaminación en los tramos cercanos a tomas de agua de las ciudades ribereñas y balnearios turísticos.

Se está aplicando el modelo bidimensional hidrodinámico RMA2 (U.S.Army Corps of Engineers - USACE), el cual permite simular flujos naturales a superficie libre, donde el movimiento es esencialmente horizontal, utilizando el método de elementos finitos para calcular las velocidades medias del flujo y los niveles de agua. La calibración del modelo consistió en el ajuste de los coeficientes de rugosidad de Manning y de dispersión hidrodinámica, hasta obtener una solución estable y con velocidades similares a las medidas.

Para simular el problema del transporte de contaminantes en el río debe resolverse la Ecuación de Advección - Dispersión Bidimensional, cuya solución depende fundamentalmente de las condiciones de borde impuestas y de los siguientes parámetros:  $D_{lon}$  y  $D_{tran}$  (Coeficientes de dispersión longitudinal y transversal),  $K$  (coeficiente de decaimiento para una reacción de primer orden). Se aplica para ello el modelo RMA4 del USACE, el cual permite especificar descargas de contaminantes y calcular su transporte en el campo de velocidades y niveles calculado por el RMA2.

Los fenómenos que determinan las condiciones de calidad de agua en la sección transversal del río son muy variables en tiempo y espacio, en función de los caudales y niveles fluviales, así como de las fluctuaciones horarias y diurnas de los caudales y de las concentraciones de contaminantes en las descargas cloacales. La influencia del decaimiento bacteriano en el tramo es también significativa y variable según la estación del año. Se implementó una campaña de mediciones de concentraciones de contaminantes (coliformes fecales) en distintas transectas del río y diferentes condiciones hídricas, y un programa de modelación para alcanzar las conclusiones deseadas con el mayor grado de certeza posible.

Dado que el valor de los coeficientes de dispersión a aplicar no es conocido a priori, se efectuó un análisis de sensibilidad de los resultados del modelo con diferentes valores y criterios de cálculo en función de las condiciones de turbulencia, apreciándose que la magnitud de dichos coeficientes es determinante para definir como se distribuye la concentración en la sección transversal del río. Se verificó que dependiendo del valor asignado a los coeficientes de dispersión se produce o no un impacto de los vertidos cloacales de Paysandú (República Oriental del Uruguay) sobre las playas de Concepción del Uruguay (Argentina).

Debido a inconvenientes de estabilidad del modelo RMA4 para condiciones de aguas bajas que implican la necesidad de especificar coeficientes de dispersión muy pequeños, se gestionó ante el Danish Hydraulic Institute de Dinamarca la posibilidad de testear la versión 2004 Beta (SP2) del Modelo Hidrodinámico y de Dispersión Bidimensional MIKE 21, que resultó mucho más estable, verificándose con el mismo los resultados obtenidos con el RMA4.

### IMPLEMENTACION DEL MODELO HIDRODINÁMICO

Mediante el modelo matemático MIKE 11 del Río Uruguay, implementado por el Grupo de Estudio del Río Uruguay GERU (1996-1998), se generaron las condiciones de borde de nivel aguas abajo de Concepción del Uruguay y de caudal aguas arriba de Colón, a ser utilizadas por el modelo bidimensional hidrodinámico RMA2. Los gráficos siguientes ilustran la malla de elementos finitos (Figura 1) entorno de las descargas cloacales de las ciudades de Colón (Argentina) y Paysandú (Uruguay) y el área fluvial modelada (Figura 3).

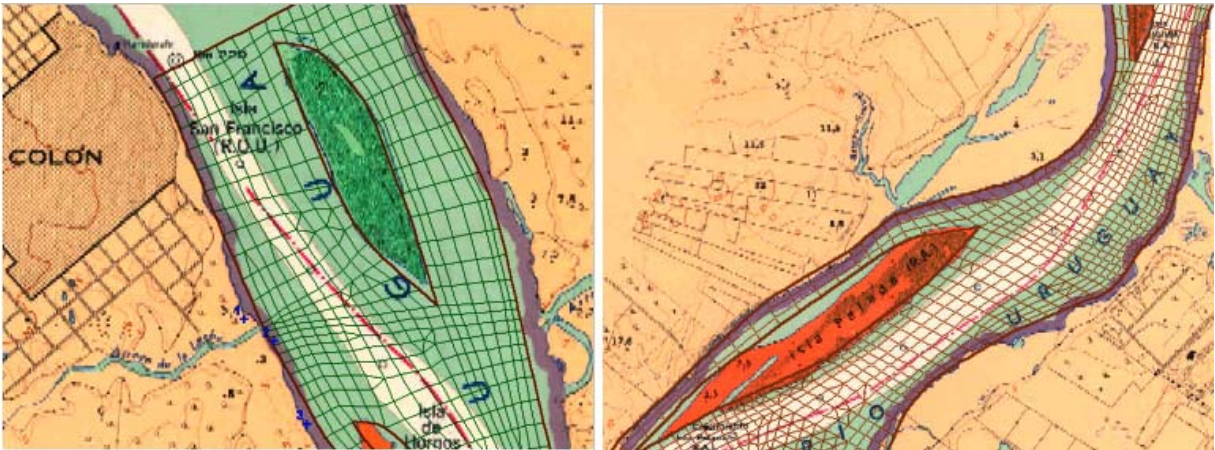


Figura 1: Malla de Elementos Finitos en inmediaciones de las descargas de las Ciudades de Colón y Paysandú

La calibración del modelo consistió en el ajuste de los coeficientes de rugosidad de Manning y de dispersión hidrodinámica, hasta obtener una solución estable y con velocidades similares a las medidas mediante corridas de flotadores (ver Figura 2) efectuadas en diversas oportunidades, bajo condiciones de estiaje, aguas medias altas y crecida extraordinaria.

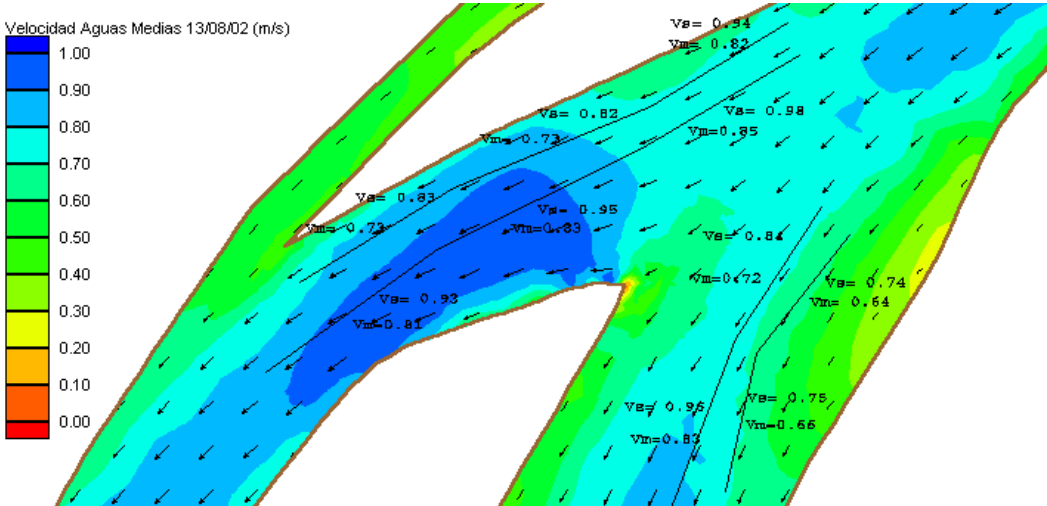


Figura 2: Ejemplo de ajuste de velocidades medidas con flotadores en ambos brazos aguas abajo de Paysandú. (Vs=velocidad medida , Vm= velocidad media en profundidad estimada).

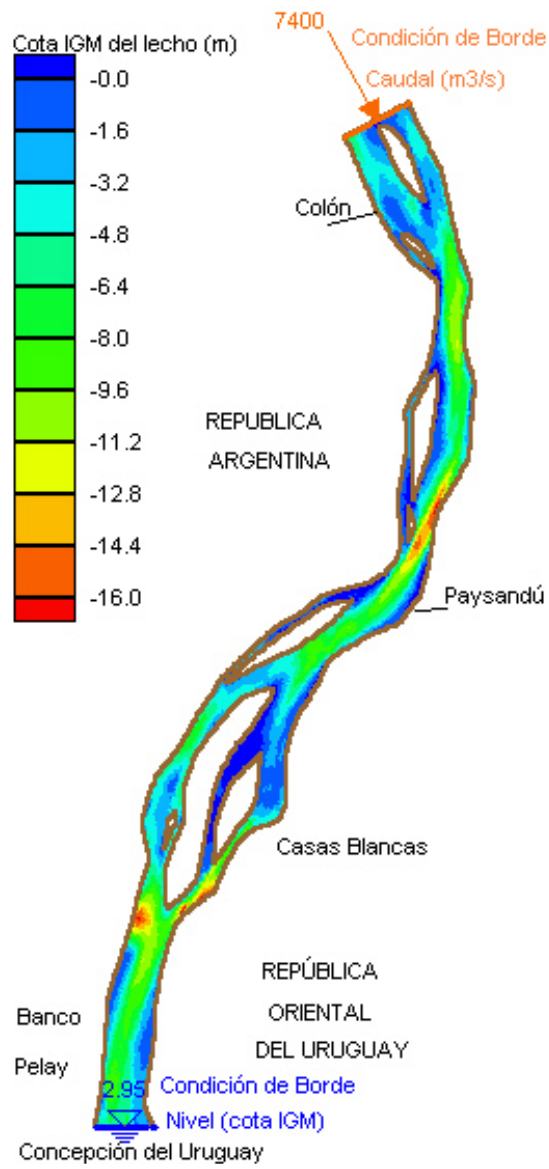


Figura 3: Tramo del Río Uruguay simulado y ejemplo de condiciones de borde hidrodinámicas especificadas

## SIMULACIÓN DEL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

### Ecuación de Advección – Dispersión

Para resolver el problema del transporte de contaminantes en un río debe resolverse la Ecuación de Advección - Dispersión Bidimensional. En un flujo fluvial o de estuario donde las variaciones transversales de la concentración no son despreciables, ésta es la siguiente (1):

$$h * \left\{ \frac{\partial C}{\partial t} + V_x * \frac{\partial C}{\partial x} + V_y * \frac{\partial C}{\partial y} - \frac{\partial}{\partial x} D_x \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial y} D_y \frac{\partial C}{\partial y} + K * C - Cf * \frac{q}{h} \right\} = 0 \quad (1)$$

siendo:

C = Concentración (unidad arbitraria, en este caso UFC/100ml)  
 $V_x$  y  $V_y$  = Velocidad media del río [m/s]

$D_x$ y $D_y$ =	Coefficientes de dispersión [ $m^2/s$ ]
$K$ =	Coefficiente de decaimiento (reacción de primer orden) [1/seg]
$C_f$ =	Concentración inicial de la descarga o fuente
$q$ =	Caudal de descarga [ $m^3/s$ ]
$h$ =	profundidad de agua [m]

y las condiciones de borde en los bordes sólidos se expresan en la ecuación (2):

$$\frac{\partial C}{\partial n} = 0 \quad (2)$$

donde  $n$  es el vector unitario normal al borde sólido (implica que no hay transferencia del contaminante a través de los bordes terrestres). Se aplicó el modelo RMA4 para la simulación de la dispersión de bacterias coliformes fecales descargadas por las cloacas.

La versión disponible del Modelo es la 4.31 y la misma 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, y se especifican las magnitudes correspondientes a los ejes  $x$  e  $y$ , que no se corresponden estrictamente con las componentes longitudinal y transversal al flujo en cada punto. Estrictamente, desde un punto de vista teórico, se deberían especificar las componentes longitudinal o  $D_{lon}$  y transversal o  $D_{tran}$ , en relación con la magnitud y dirección local de la corriente en cada punto de cálculo.

Aún así, atendiendo a que el modelo de transporte de contaminantes en desarrollo por parte del grupo aún no se encuentra operativo para simular completamente una geometría compleja, se aplicó el modelo RMA4, el cual ha sido utilizado en forma intensiva en gran cantidad de estudios de dispersión en Norteamérica y Europa. En el caso particular que nos ocupa, correspondiente a la modelación del tramo Colón-Concepción del Uruguay, la dirección  $x$  es prácticamente la dirección transversal al escurrimiento y la  $y$  es la longitudinal.

### **Estimación de los Coeficientes de Dispersión**

Los coeficientes de dispersión, que tienen en cuenta el efecto de no uniformidad en la distribución de velocidades sobre la distribución de los contaminantes en el flujo, se pueden expresar en función de parámetros adimensionales dependientes de la profundidad  $h$  y de la velocidad de corte  $u^*$ :

$$D_{lon} = k_l * h * u^* \quad (3)$$

$$D_{tran} = k_t * h * u^* \quad (4)$$

$$u^* = \sqrt{g * h * i} = 3,13 * U * n / h^{(1/6)} \quad (5)$$

donde  $i$  es la pendiente del río,  $n$  el coeficiente de rugosidad de Manning (valor típico  $n=0,024$  para el Río Uruguay) y  $U$  la velocidad media en profundidad de la corriente.

De acuerdo a experiencias en canales rectos efectuadas por Edler (1959) y en canales de riego efectuadas por Fisher (1969) los coeficientes de dispersión adimensional longitudinal y transversal son  $k_l = 5,9$  y  $k_t = 0,23$ . No obstante, diversos autores observaron que en ríos naturales  $k_t$  puede ser significativamente más elevado que el valor indicado.

Particularmente, según un estudio de la descarga cloacal de Berazategui en el Río de la Plata, para un flujo bidimensional en estuario, con poca influencia de la variación transversal de la velocidad (actúan principalmente las componentes turbulentas), se ajustó  $k_l=20$  y  $k_t=0,23$ . Harleman (1971) propuso un valor de  $k_l = 40$  y un valor de  $k_t$  igual al 10% de  $k_l$ , como coeficientes típicos en ríos o estuarios con sección no uniforme y corrientes transversales moderadas. Los coeficientes máximos en ríos con flujos marcadamente no uniformes, meandrosos y con corrientes transversales importantes, alcanzan a  $k_l=60$  y  $k_t=20\%$  de  $k_l$ .

En un estudio antecedente de la descarga cloacal de Bahía Blanca, Bombardelli *et al.* (1994) fijaron el coeficiente transversal adimensional en el valor estándar de 0,23 y se varió el coeficiente longitudinal entre 10 y 30. En simulaciones efectuadas en el Río de la Plata por Cardini *et al.* (2000, 2002), bajo corrientes de marea de magnitud y dirección variables, se estimó el coeficiente  $D_{lon}$  en la zona costera considerando  $h = 3,5$  m,  $|U| = 0,40$  m/s y  $n = 0,020$  resultando  $u^* = 0,020$  m/s. Se adoptó  $k_l=k_t=40$  teniendo en cuenta la presencia de patrones de circulación inducidos por la escollera del Puerto de La Plata, resultando  $D_{lon}=D_{tran} = 3$  m<sup>2</sup>/s. Mediante el seguimiento y registro de plumas de sedimentos en suspensión se ajustaron coeficientes variables entre 5 y 12 m<sup>2</sup>/s (corresponden a valores de  $k_t$  y  $k_l$  elevados), dependiendo de las condiciones de oleaje (más elevadas que en el Río Uruguay debido a que el Río de la Plata posee decenas de kilómetros de extensión lateral).

Para las simulaciones iniciales efectuadas en el tramo bajo estudio se adoptó en primera aproximación  $k_l=40$  y la relación  $k_t = 10\% k_l = 4$ , válida en principio para un río con corrientes transversales moderadas, como es el Uruguay en la mayor parte de la zona de estudio, resultando los siguientes valores típicos para una condición de aguas medias altas (nivel del río en Concepción del Uruguay 3,0 m referido al cero del Instituto Geográfico Militar IGM, caudal 7.500 m<sup>3</sup>/s). Con  $h = 6$  m y  $U=0,8$  m/s, resulta  $u^* = 0,045$  m/s y aplicando las ecuaciones (3) a (5) los coeficientes resultan:

$$D_{lon} = 11 \text{ m}^2/\text{s} \quad \text{y} \quad D_{tran} = 1,1 \text{ m}^2/\text{s}$$

El coeficiente de dispersión adimensional transversal  $k_t$  fue estudiado por Rutherford (1994), quien arribó a los siguientes resultados:.

Canales rectos:	$0,15 < k_t < 0,3$
Canales meandrosos:	$0,3 < k_t < 1,0$
Canales con fuerte curvatura:	$1,0 < k_t < 3,0$

Estos valores sugieren que para las condiciones del Río Uruguay en el tramo de estudio correspondería adoptar un valor de  $k_t$  del orden de 0,5, lo cual implica en el ejemplo anterior un valor de  $D_{tran} = 0,14$  m<sup>2</sup>/s, muy inferior al supuesto inicialmente.

Estos son valores orientativos del orden de magnitud esperable, y deben ser ajustados comparando la distribución de concentraciones de contaminantes medida, con los resultados de la modelación.

En realidad, el coeficiente debería definirse en una forma parametrizada con la curvatura del río (en un cauce meandroso), pero a los efectos prácticos y debido a la baja curvatura del río en el tramo se emplea un valor medio típico.

Otras dos condiciones simuladas con similares parámetros hídricos de aguas muy bajas corresponden al 28/04/2004 (con muestreos horarios durante todo el día en Banco Pelay) y el 17/06/2004 por la tarde con varias transectas muestreadas en el área de Banco Pelay. Los parámetros hídricos son Nivel en Concepción del Uruguay 0,65 m (IGM) y caudal en Colón 1.300 m<sup>3</sup>/s. Las bajas velocidades correspondientes al área de Banco Pelay se presentan en la Figura 4.

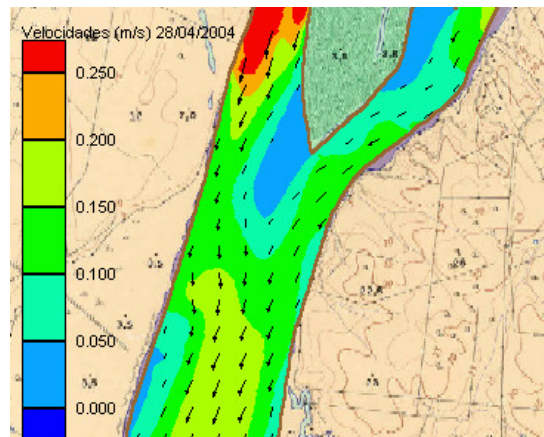


Figura 4: Velocidades de la corriente en el Río Uruguay cerca de Banco Pelay para aguas muy bajas

Para condiciones de aguas muy bajas, con niveles del río del orden de 0,5 m y caudales del orden de 1.200 m<sup>3</sup>/s, resultan profundidades típicas en cercanías de las márgenes de 2 m y velocidades de 0,15 m/s, con lo cual  $u^* = 0,010$ . Asumiendo valores de  $kl=20$  y  $kt = 0,5$ , resultaría entonces  $D_{lon}=0,4$  m<sup>2</sup>/s y  $D_{tran}=0,01$  m<sup>2</sup>/s, valores muy pequeños (que generan inestabilidad en el modelo numérico RMA4 utilizado).

### **Ajuste de los coeficientes de dispersión en función de los datos medidos**

Se realizaron diversas campañas de medición de las concentraciones de coliformes fecales en el tramo Colón – Paysandú, durante los años 2002 a 2004, a los efectos de conocer la distribución espacial de este parámetro para diferentes condiciones hídricas. Las mediciones fueron realizadas con diferentes criterios, comenzando con una distribución espacial amplia, para concentrarse luego en algunas transectas (tomando muestras en superficie y a media agua en cada punto), y en dos oportunidades se obtuvieron varias muestras secuenciales a lo largo del día en un único punto del balneario Banco Pelay de Concepción del Uruguay, para verificar la existencia de fluctuaciones diurnas de la contaminación.

La estimación de las descargas cloacales es difícil puesto que las mismas son fluctuantes en caudal y concentración, por lo que se adoptaron valores típicos en función de la información disponible, pasibles de ser ajustados en el proceso de calibración. Para Paysandú se consideró un caudal cloacal urbano (el industrial no aporta coliformes) igual a 0,15 m<sup>3</sup>/s, y una concentración de coliformes fecales típica igual a  $3 \times 10^6$  UFC/100ml, resultando una descarga másica = 450.000 UFC/100ml \* m<sup>3</sup>/s. Para Colón se consideró un caudal máximo igual a 0,05 m<sup>3</sup>/s (180 m<sup>3</sup>/hora, algo más alto que el valor informado en planta) y una concentración de Coliformes fecales igual a  $10 \times 10^6$  UFC/100ml, lo cual implica una descarga másica = 500.000 UFC/100ml \* m<sup>3</sup>/s.

Se discuten a continuación las conclusiones alcanzadas sobre los coeficientes de dispersión mediante el análisis de algunos ejemplos. Si bien se realizaron también análisis de sensibilidad al coeficiente de decaimiento por mortalidad de bacterias, ese aspecto no se tratará aquí ya que dicho coeficiente únicamente produce una reducción de las concentraciones (proporcional al tiempo), pero no influye significativamente sobre los gradientes laterales y temporales de la concentración, que deben ser investigados para identificar los coeficientes de dispersión más apropiados. La primer condición presentada corresponde a una condición de aguas altas, muestreada el 26/06/2002, con nivel en Concepción del Uruguay medido igual a 3,75 m (IGM), en Colón 4,50 m (IGM) y caudal igual a 10.000 m<sup>3</sup>/s (calculado con el modelo MIKE 11).

Se presentan en la Figura 5 los resultados obtenidos en inmediaciones de la descarga de Colón y en Banco Pelay bajo una condición de aguas altas, para las siguientes variantes de coeficientes de dispersión aplicados en el modelo RMA4 (se asume que  $D_y=D_{lon}$  y  $D_x=D_{tran}$ ):

- A.  $D_{lon} = 10 \text{ m}^2/\text{s} - D_{tran} = 10 \text{ m}^2/\text{s}$
- B.  $D_{lon} = 1 \text{ m}^2/\text{s} - D_{tran} = 1 \text{ m}^2/\text{s}$
- C.  $D_{lon} = 1 \text{ m}^2/\text{s} - D_{tran} = 0,15 \text{ m}^2/\text{s}$  ( $kt=0,5$ )
- D.  $D_{lon} = 0,5 \text{ m}^2/\text{s} - D_{tran} = 0,08 \text{ m}^2/\text{s}$  ( $kt=0,3$ , en el límite entre recto y meandro)

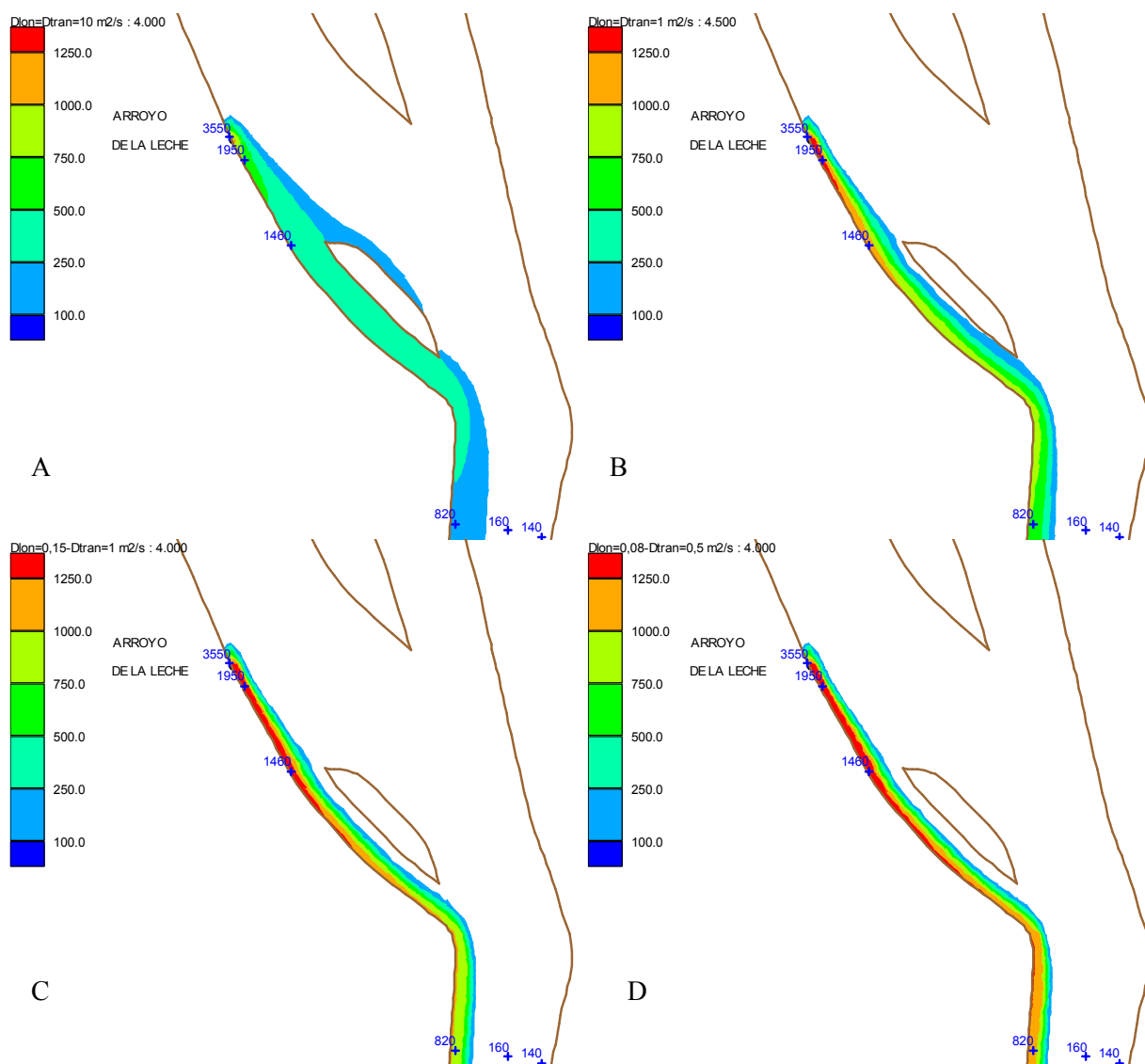


Figura 5: Concentraciones en inmediaciones de la descarga cloacal de Colón para aguas altas



Se puede apreciar en la Figura 5 que las concentraciones medidas (indicadas en forma numérica), son superiores a 1000 UFC/100ml en inmediaciones de la costa argentina aguas abajo de la descarga de Colón y son del orden de 140 UFC/100ml en la costa opuesta, valor que puede estimarse como “natural” a la altura de Paysandú, y que se debe a fuentes ubicadas aguas arriba (posiblemente desde Concordia – Salto). Si descontamos ese valor se pueden estimar las concentraciones “medidas” causadas por la descarga de Colón, y se aprecia que las mismas son ajustadas aproximadamente por las simulaciones con coeficientes más bajos (valores transversales entre 0,15 y 0,08, correspondientes a las estimaciones de Richardson).

En los siguientes gráficos se presentan en planta las concentraciones medidas en una transecta frente a Banco Pelay, comparada con los resultados de las simulaciones (descarga de Colón únicamente). Restando a las mediciones un valor “natural” de 130 UFC/100ml algo inferior al de aguas arriba (por decaimiento) se obtendría el aporte de Colón y Paysandú.

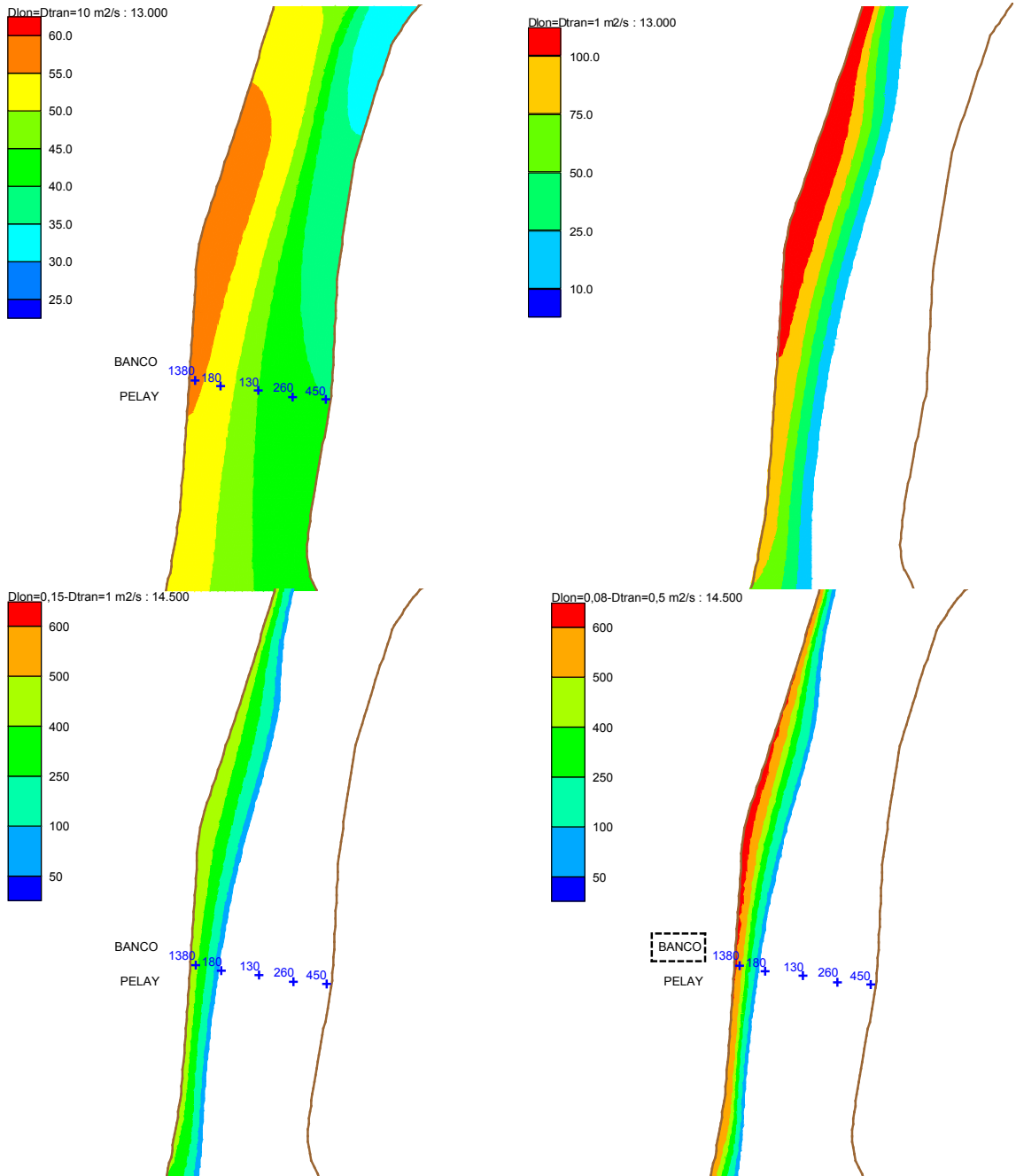


Figura 6: Concentraciones en inmediaciones de Banco Pelay simulando la descarga cloacal de Colón

Se puede apreciar en la Figura 6 que nuevamente, restando los valores naturales que en Banco Pelay se estiman en el orden de 130 UFC/100ml, las condiciones de simulación que mejor representan los valores medidos son las que poseen menor coeficiente de dispersión, y para las mismas la pluma de contaminantes se mantiene recostada sobre la costa argentina.

En la Figura 7 se presenta un corte de las concentraciones medidas y simuladas para los diferentes coeficientes de dispersión, considerando las descargas de Colón y Paysandú simultáneamente, resultando evidente el mejor ajuste obtenido con bajos coeficientes.

**Efecto de las Descargas Cloacales de Paysandú y Colón en la Transecta frente a Banco Pelay variando los Coef. de Dispersion Dtran y Dlon**

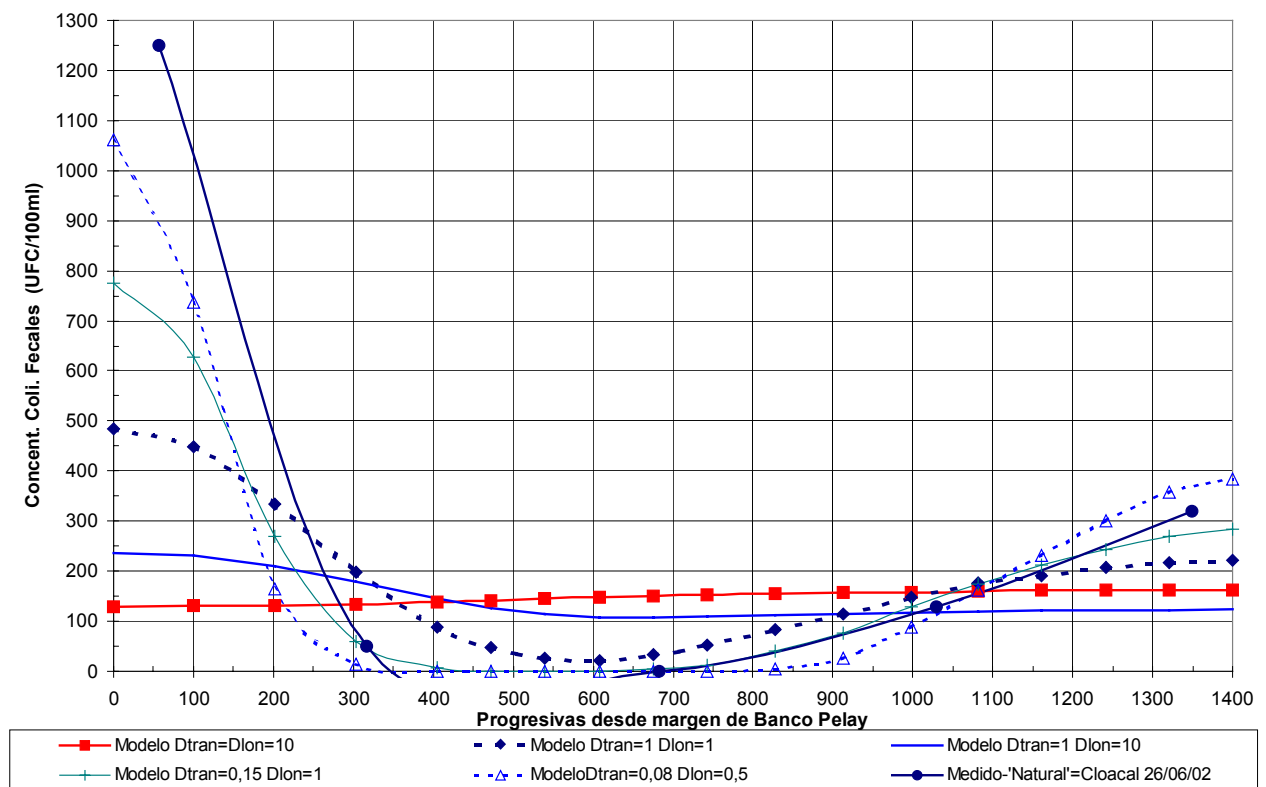


Figura 7: Sensibilidad al Coeficiente de Dispersión en la transecta de Banco Pelay para aguas altas (26/06/02)

El 16/12/2003 se realizó un muestreo de prueba en Banco Pelay cada 2 horas, a los efectos de identificar la magnitud de las fluctuaciones de la concentración de bacterias coliformes. Los datos de concentración de coliformes fecales medidos (en UFC/100ml) son los siguientes:

Tabla 1. Listado de mediciones en Banco Pelay (16/12/03)

Hora	Coliformes Fecales (UFC/100ml)
7	50
9	20
11	10
13	75
15	80
17	100
19	70
21	30
23	220

Se puede apreciar que existe un comportamiento que parece ser cíclico, alterado al final por un valor más elevado que el resto de la serie.

Para apreciar el efecto de la dispersión en la variación temporal de la concentración, se simuló un pulso de 6 horas de duración de descarga en Colón, y se analizó la traslación del mismo hasta Banco Pelay, según se puede apreciar en las figuras siguientes. Cabe mencionar que en la parte superior se representan además las curvas correspondientes a un punto ubicado sobre la costa argentina inmediatamente aguas abajo de la descarga de Colón (Arroyo de la Leche). Además una de las curvas representada en la parte inferior corresponde a una descarga continua (individualizada como Cte.) y permite apreciar que con un pulso de 6 horas de duración se alcanza el máximo valor de concentración en Banco Pelay.

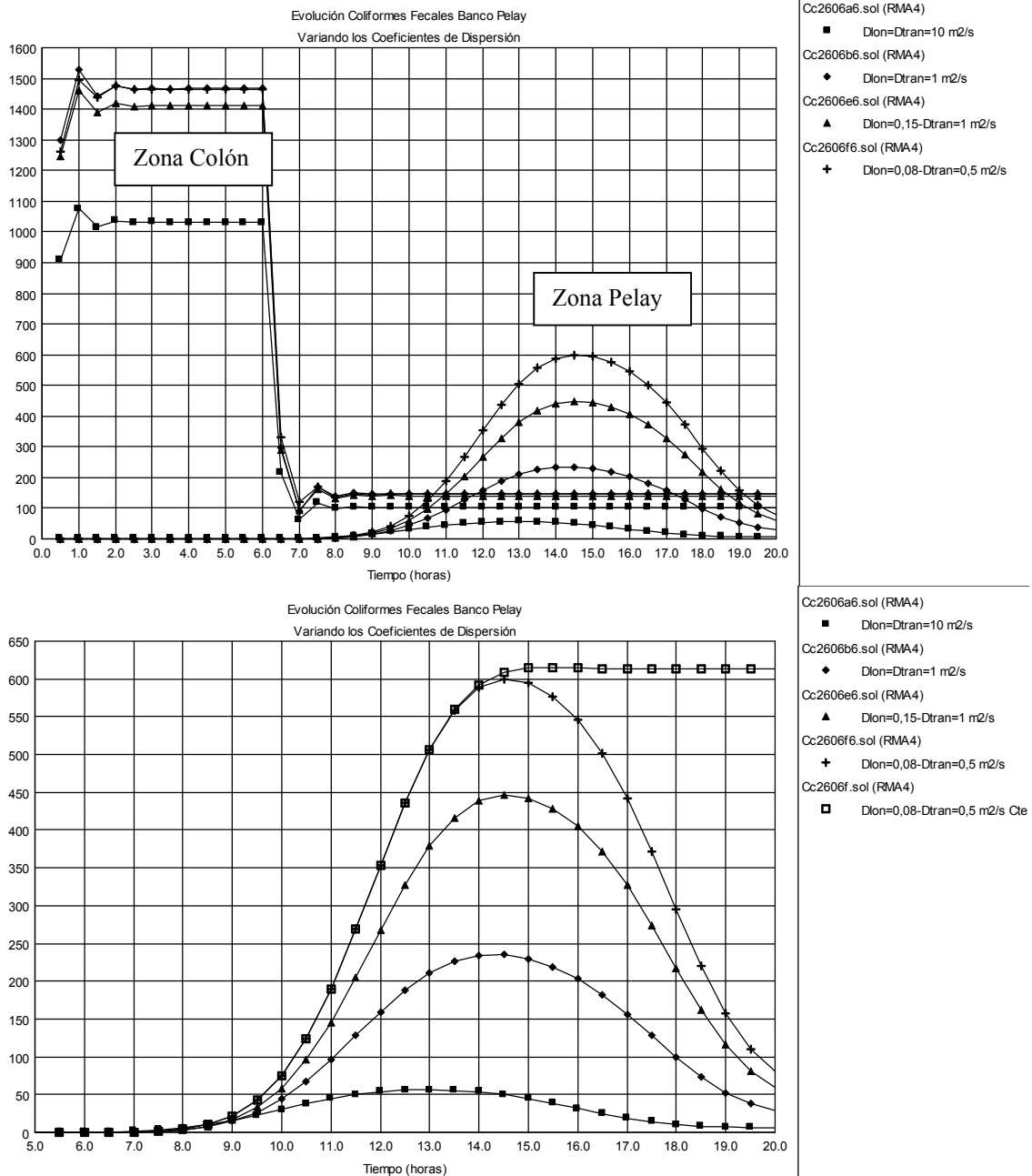


Figura 8: Sensibilidad al Coeficiente de Dispersión sobre la evolución temporal de la concentración de colifecales (UFC/100ml) en la playa de Banco Pelay para una condición de aguas altas (26/06/02)

Para la condición de aguas bajas se analizaron además las variaciones temporales de la concentración, registradas en Banco Pelay. En el siguiente gráfico se ilustran las concentraciones medidas, apreciándose que el gradiente de concentración es del orden de hasta 100 UFC/100ml/hora, resultado que sólo se obtiene empleando bajos coeficientes de dispersión.

Coliformes Fecales Medidos en Banco Pelay - Fecha: 28/04/2004

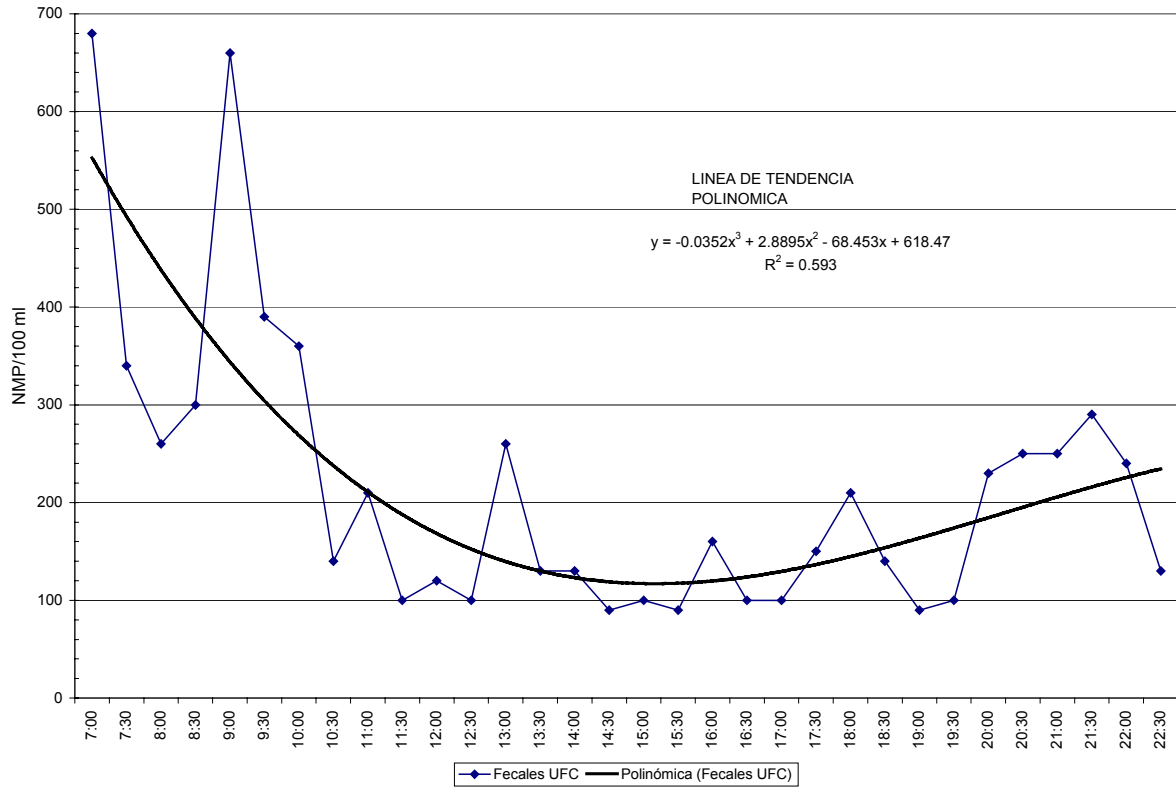


Figura 9: Fluctuación temporal típica registrada de la Concentración de coliformes fecales en Banco Pelay

Para la condición de aguas bajas no resultó factible bajar los coeficientes de dispersión a los valores requeridos debido a la generación de inestabilidades en el modelo RMA4. Se alcanzó a obtener una solución con baja inestabilidad empleando  $D_{tran}=0,15 \text{ m}^2/\text{s}$  y  $D_{lon}=0,65 \text{ m}^2/\text{s}$ , los que equivalen a  $kt= 7,5$  y  $kl=32$ , valores que resultan elevados. Se efectuaron pruebas con  $D_{tran}=0,05 \text{ m}^2/\text{s}$  y  $D_{lon}=0,35 \text{ m}^2/\text{s}$  ( $kt= 2,5$  y  $kl=17$ ); si bien la solución es inestable, se pudo observar claramente que los flujos de contaminantes de ambas márgenes se mantienen separados a la altura de Banco Pelay. Asimismo, los gradientes temporales de fluctuación de la concentración de coliformes son también del orden de los registrados en Banco Pelay para estos coeficientes.

A los efectos de investigar con mayor profundidad el efecto de los bajos coeficientes de dispersión para aguas bajas, se efectuó un convenio con el Danish Hydraulic Institute para emplear el modelo MIKE 21, a través de un testeo de la Interfase MIKEZero 2004Beta, SP2. Este modelo es de diferencias finitas y es uno de los más avanzados existentes. Se implementó una grilla de profundidades interpolando los datos de la malla del RMA2, y se especificaron coeficientes de rugosidad de Manning prácticamente iguales a los calibrados para dicho modelo, a fin de obtener un campo de velocidades similar en el Modelo MIKE 21.

Se realizaron una gran cantidad de pruebas para ver la respuesta a rangos amplios de los coeficientes de dispersión. Este modelo permite especificar coeficientes constantes o bien proporcionales a la corriente, usando una formulación como la que se indica en las ecuaciones (6) a (8):

$$D_X = C_X * V_X \quad (6)$$

$$D_Y = C_Y * V_Y \quad (7)$$

$$D_{MIN} \leq D_X, D_Y \leq D_{MAX} \quad (8)$$

Como se mencionó anteriormente, dada la alineación que tiene el dominio de cálculo se asume que la dirección X es aproximadamente transversal a la corriente y que la dirección Y es la longitudinal.

Las simulaciones principales realizadas para condiciones de Aguas Altas son las siguientes:

Tabla 2. Casos de Coeficientes de Dispersión especificados en el Modelo MIKE 21

<b>Caso</b>	<b>Dx (aprox. Dtrans) (m<sup>2</sup>/s)</b>	<b>Dy (aprox Dlon) (m<sup>2</sup>/s)</b>
I	1,0	1,0
II	0,10	0,25
III	0,8	0,5

<b>Dispersión Proporcional a la corriente</b>				
<b>Caso</b>	<b>Cx (m)</b>	<b>Cy (m)</b>	<b>D<sub>MIN</sub> (m<sup>2</sup>/s)</b>	<b>D<sub>MAX</sub> (m<sup>2</sup>/s)</b>
II'	0,10	0,25	0,05	0,5
IV	0,05	0,05	0,05	0,1

Para el Caso I se produce la unión de los flujos de contaminantes en la zona frente al Balneario Banco Pelay, aunque el aporte de margen izquierda prácticamente no influye sobre la derecha. Para los casos con coeficientes de dispersión menores los flujos de contaminante de ambas márgenes no alcanzan a mezclarse, mientras que se produce una inestabilidad aguas arriba de la descarga de Paysandú en margen izquierda, que genera un flujo “aparente” de agua contaminada en el brazo medio entre las islas. No obstante, el “ruido” introducido prácticamente no afecta la validez de los resultados obtenidos. El Caso III es el que presenta gradientes transversales de concentración más compatibles con los datos medidos.

La simulación II' con Coeficientes de Dispersión proporcionales a la corriente (con Cx y Cy iguales a los coeficientes Dx y Dy especificados para el Caso II) arroja resultados similares (con una dispersión transversal ligeramente superior) y una inestabilidad más reducida.

La simulación del Caso IV con muy bajos coeficientes de Dispersión y proporcionales a la corriente brinda un resultado con menor dispersión transversal, similar en general a la registrada, aunque con mayor efecto de inestabilidad en la solución, como puede apreciarse en la Figura 10.

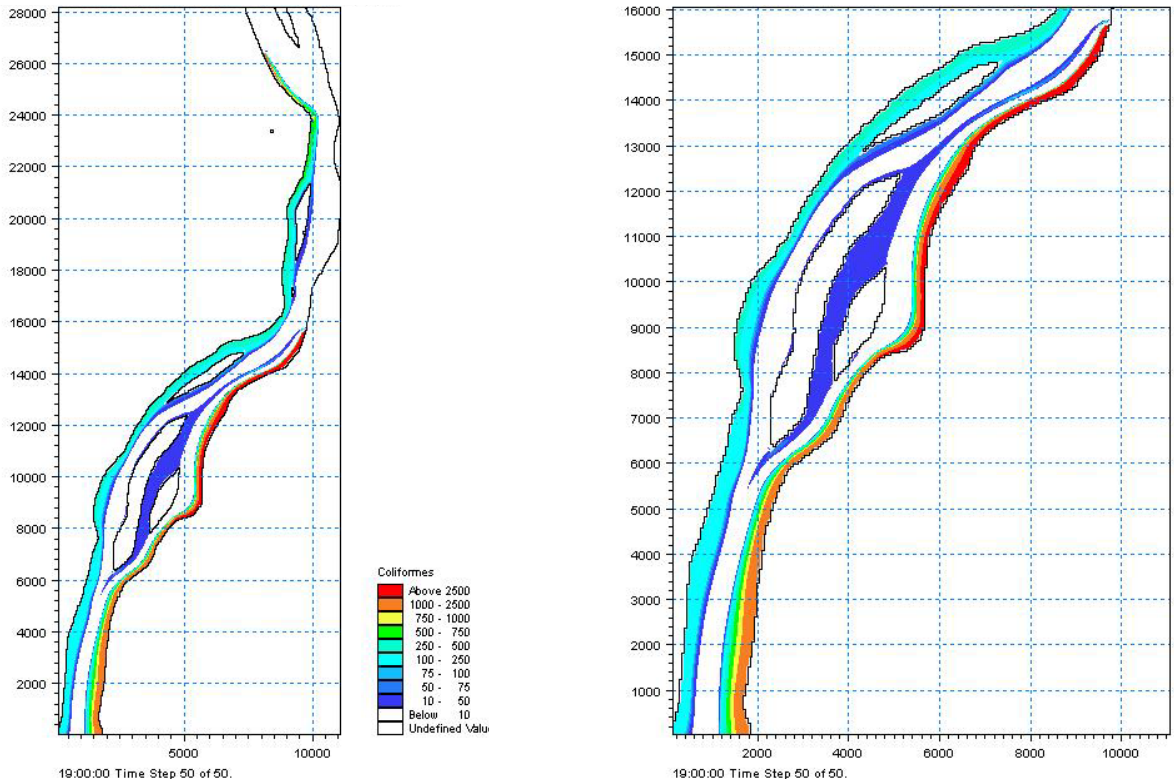


Figura 10: Concentración para el Caso IV con Coeficientes de Dispersión bajos y proporcionales a la Corriente ( $C_X=0,05 - C_Y=0,05 - D_{MIN} = 0,05 - D_{MAX} = 0,1$ )

Para la condición de Aguas muy Bajas del día 28/04/2004, con un caudal de  $1300 \text{ m}^3/\text{s}$  y un nivel aguas abajo de 0.65 m IGM, especificando en el MIKE 21 coeficientes de dispersión proporcionales a la velocidad de la corriente con  $C_x = 0,05 - C_y = 0,05$ , el resultado fue el que se muestra en la Figura 11:

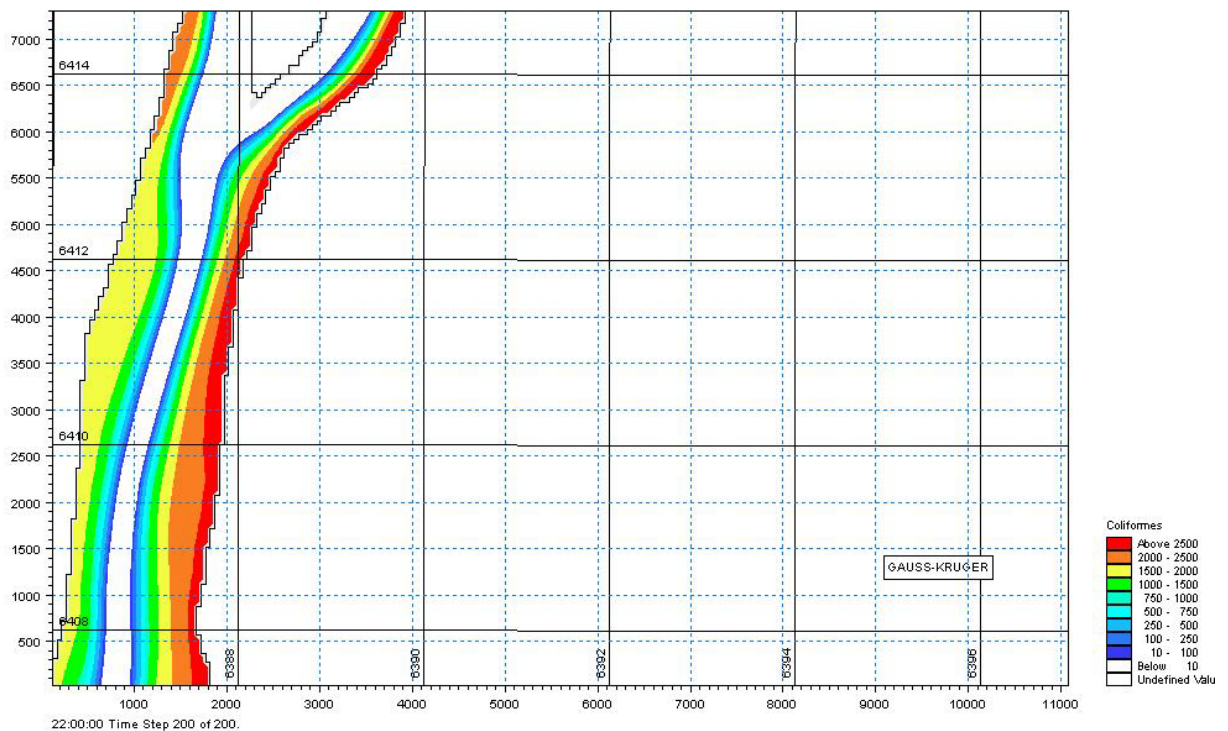


Figura 11: Concentración en Banco Pelay para Aguas Muy Bajas

Los frentes de contaminación alcanzan la zona de Banco Pelay con mucha demora dadas las bajas velocidades de la corriente. Se simuló con estas condiciones un pulso de 6 horas de duración en Colón y Paysandú, con 10 millones y 3 millones de coliformes (UFC/100ml) y decayendo luego a un 1%, respectivamente, a los efectos de visualizar la llegada del pulso a Banco Pelay, resultando las concentraciones que se aprecian en la Figura 12:

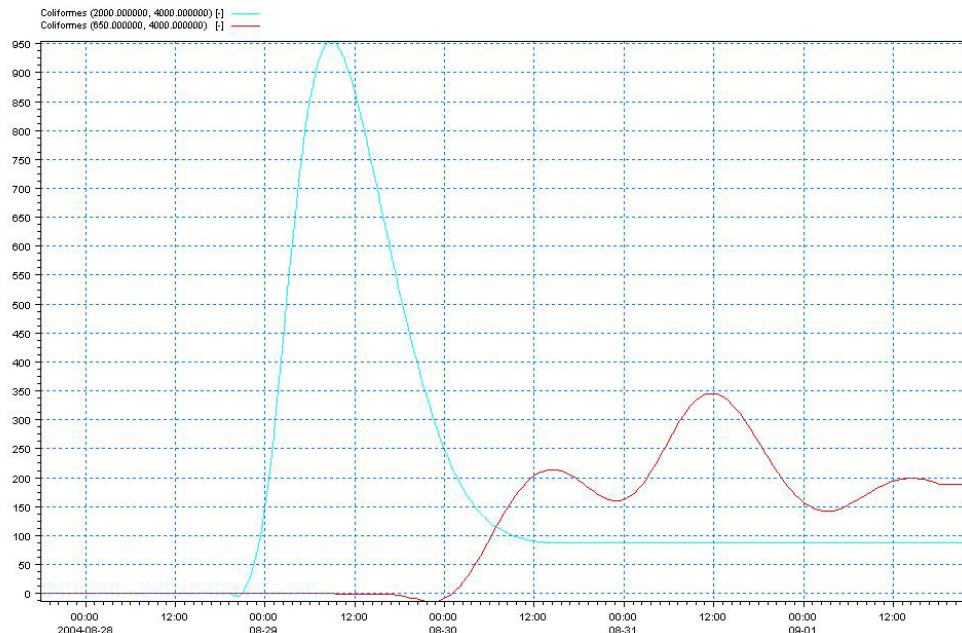


Figura 12: Resultados en ambas márgenes de la Transecta de Banco Pelay para un Pulso en Aguas Muy Bajas:

Los resultados obtenidos en ambas márgenes son los siguientes:

- a) Punto 1 (línea celeste, para  $X = 2000$ ,  $Y = 4000$  en la Figura 11) aporte de Paysandú en margen izquierda (el inicio del vertido es a las 19:30 del primer día y tarda unas 26 horas en comenzar a sentirse y otras 10 horas en alcanzar el valor máximo).
- b) Punto 2 (línea roja,  $X = 650$ ,  $Y = 4000$ ) aporte de Colón en margen derecha, tarda unas 54 horas en comenzar a sentirse el efecto, otras 12 horas en llegar un primer pico y 24 horas más en alcanzar el máximo. Según lo que se puede apreciar del avance de la onda, la ocurrencia de distintos picos se debe a que la pluma de agua contaminada recorre diferentes caminos al bifurcarse a derecha e izquierda de las islas existentes, propagándose cada parte con distinta rapidez según la velocidad que la corriente posee a cada lado de las islas.

Para ilustrar como se representan los gradientes laterales de concentración en el modelo, se representó en la Figura 13 una transecta o perfil de concentraciones medidas en el sector donde el área modelada finaliza (inmediatamente aguas abajo de Banco Pelay), para aguas muy bajas (17/06/2004), comparadas con los resultados del modelo MIKE 21 para los coeficientes de dispersión antes indicados. Dado que no puede determinarse con precisión cual es la descarga másica de cada descarga cloacal que pasó por la sección de medición durante el período en que se desarrollaron las extracciones de agua, los resultados del modelo fueron escalados para simular el pasaje por la sección de medición de un 30% de la concentración pico en Colón y un 50% de la concentración en Paysandú, y se sumó una concentración de base de 100 UFC/100ml, con el objeto de mostrar que tanto en la realidad como en el modelo en la zona central del río las concentraciones son bajas, y que los gradientes laterales hacia las márgenes son importantes. Esto se puede visualizar claramente, a pesar de que existen algunas fluctuaciones aleatorias de los valores medidos en superficie y a media agua, tal como puede apreciarse en la Figura 13.

### Perfil de Concentración de Coliformes Medidas y Modeladas frente al Canal de Acceso a Concepción del Uruguay, aguas debajo de Banco Pelay

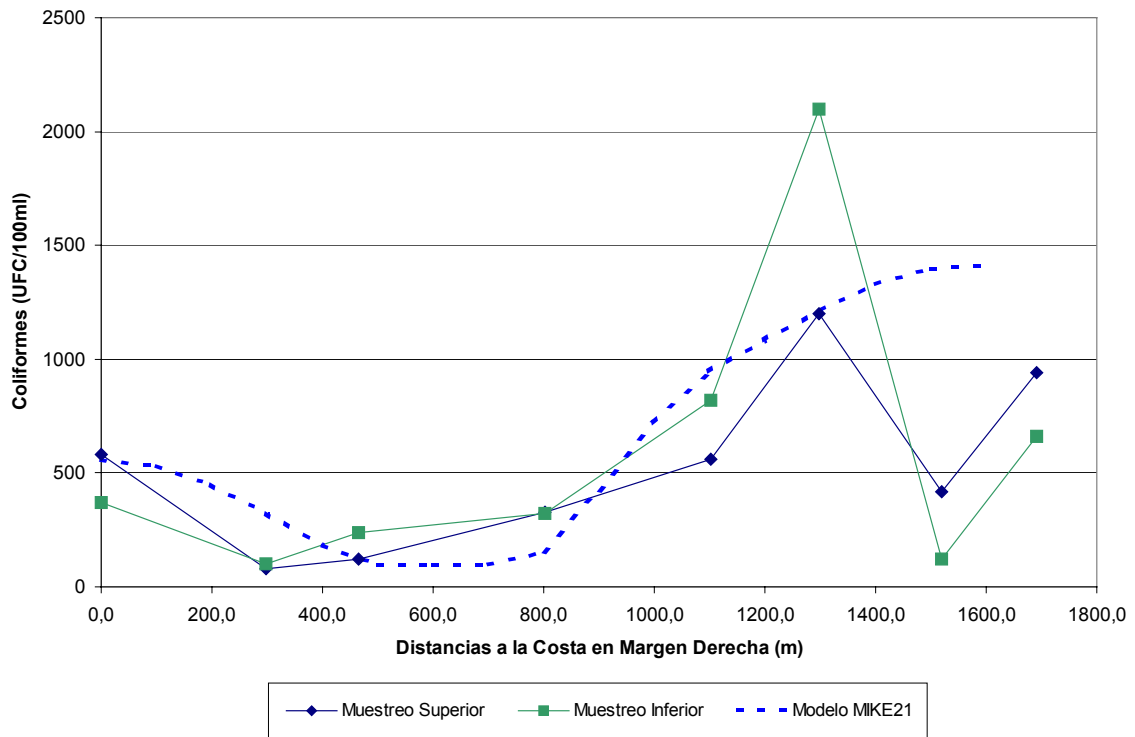


Figura 13: Resultados y mediciones a lo largo de una Transecta aguas abajo de Banco Pelay

## CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos mediante los análisis de sensibilidad de la modelación matemática contrastados con las mediciones efectuadas en el tramo del Río Uruguay entre las ciudades de Colón y Concepción del Uruguay, indican que los coeficientes de dispersión adimensional transversal que deben aplicarse son bajos, encontrándose en el orden de los valores propuestos por Rutherford (1994) para cursos meandrosos.

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 un modelo más estable como el MIKE 21.

Las fluctuaciones temporales de las descargas cloacales de Colón y Paysandú se propagan hacia aguas abajo en forma de pulsos de contaminación, registrándose como fluctuaciones temporales en la zona de balnearios, las que en condiciones de aguas bajas ocurren varios días después. En consecuencia, la medición de valores aislados “estadísticos” en diferentes días resulta una muy pobre representación de las condiciones reales de contaminación a las que se ve expuesta la población que concurre a los Balnearios.

Las altas concentraciones de coliformes fecales que se registran en ocasiones en la zona balnearia de Banco Pelay en Concepción del Uruguay se deben principalmente al efecto de descargas variables en la margen argentina, identificadas particularmente en la zona de Colón.



## REFERENCIAS

- Elder, J.M.** (1959) "*The dispersion of marked fluid in turbulent shear flow*". Journal of Fluid Mechanics. Vol. 5, 541-560.
- Fisher, H.B.** (1969) "*The Effects of Bends on Dispersion in Streams*". Water Resources Research. 5(2), pp. 496–506.
- Harleman, D.H.F.** (1971) *Estuarine Modelling: An Assessment*. TRACON, Inc., for the Water Quality Office – EPA.
- Askren, D.R.** (1979) *Numerical Simulation of Sedimentation and Circulation in Rectangular Marina Basins*. NOAA Technical Report NOS 77, pp. 41-42.
- Bombardelli, F.A.; A.N. Menendez y J.L. Montalvo** (1994) *Cuantificación del Impacto de los Vertidos en la Ría de Bahía Blanca*. Informe LHA-INCYTH 124-03-94, Vol. I, pp. 11-16.
- Cardini, J.C. y M. Garea** (2000) *Gasoducto Buenos Aires – Montevideo. Impactos Ambientales del Cruce del Río de la Plata. Anexo A – Estudios Hidrosedimentológicos de Dispersion de los Sedimentos Dragados*. Serman & asociados s.a. para Gasoducto Cruz del Sur.
- Cardini, J.C.; M. Garea y M. Campos** (2002) *Monitoreo y pronóstico de evolución de la pluma de turbiedad para las operaciones de zanjeado y tapada en el Río de La Plata*. Informe Final, Informe PFR - IF - 08/03/02. Serman & asociados s.a. para Gasoducto Cruz del Sur.
- Rutherford, J.C.** (1994) *River Mixing*. J.Wiley & Sons, New York.
- Boxall, J.B.; I. Gymer and A. Marion**, "*Transverse mixing in sinuous natural open channel flows*". Journal of Hydraulic Research Vol. 41, No. 2 (2003) pp. 153–165.