

XXI° Congreso Nacional del Agua 2007

Tucumán, 15 al 19 de Mayo de 2007

MODELACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN BACTERIOLÓGICA DEL RÍO URUGUAY EN EL TRAMO CONCORDIA - COLÓN

Julio Cardini, Alejandro Zabalett, Néstor Oliver y Daniel Mársico

Grupo de Estudio de la Contaminación del Río Uruguay (GECRU)
Universidad Tecnológica Nacional, 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

El Grupo GECRU desarrolla un proyecto de investigación sobre la contaminación del Río Uruguay y sus afluentes a fin de evaluar su impacto en el curso fluvial, especialmente en los balnearios de las ciudades ribereñas. Se utiliza un modelo bidimensional hidrodinámico y un modelo acoplado de transporte de contaminantes para resolver la ecuación de advección-dispersión bidimensional, con el objeto de determinar la dispersión de los contaminantes descargados en el medio fluvial. Las condiciones de borde que requiere el modelo bidimensional hidrodinámico son generadas por el modelo matemático unidimensional MIKE11 del Río Uruguay (tramo Concordia – Nueva Palmira). Se describe la modelación unidimensional y bidimensional de la dispersión y transporte fluvial de los vertidos cloacales sin tratamiento de las ciudades de Concordia (Argentina) y Salto (Uruguay), realizada para estimar el impacto sobre las zonas ribereñas ubicadas aguas abajo. Se aplicó el modelo bidimensional hidrodinámico RMA2 (U.S.Army Corps of Engineers - USACE), el cual permite simular flujos a superficie libre, utilizando el método de elementos finitos para calcular las velocidades medias del flujo y los niveles de agua. Su calibración se realiza mediante 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 la dispersión de contaminantes en el río se aplica el modelo RMA4 del USACE, el cual permite especificar descargas y calcular su transporte en el campo de velocidades y niveles calculado por el RMA2, y cuya solución depende de los coeficientes de dispersión longitudinal y transversal y del coeficiente de decaimiento. Se presenta una verificación de la modelación bidimensional a través del contraste con información de concentraciones de bacterias coliformes fecales medidas en muestras de agua obtenidas en los años 2004 y 2005. Se concluye sobre el grado de interacción de los flujos de contaminación transfronterizos de ambas ciudades. Se presentan además resultados de una modelación unidimensional del transporte de bacterias coliformes mediante la cual se concluye que la contaminación generada por estas descargas cloacales es suficientemente intensa (como) para afectar (aunque levemente) el área de la ciudad de Colón.

Palabras Clave: Contaminación Bacteriológica, Modelación Matemática, Calidad de Agua, Río Uruguay, Concordia

METODOLOGÍA EMPLEADA

La metodología empleada para la investigación parte de la selección de un indicador de calidad de agua representativo del fenómeno que se desea estudiar (habiéndose elegido la concentración de bacterias coliformes fecales), la realización de muestreos de agua y análisis para determinar la distribución de dicha concentración en el río, la implementación y calibración de un modelo hidrodinámico para obtener el campo de velocidades del flujo en un sector fluvial representativo del área de estudio, y la posterior simulación del transporte de los contaminantes vertidos por las descargas cloacales e industriales alimenticias de las ciudades comprendidas en dicho sector.

La obtención de un razonable ajuste de las concentraciones medidas en relación con los resultados del modelo, permite confirmar que el fenómeno de dispersión de contaminantes está correctamente analizado, simular otras condiciones hídricas no medidas, y obtener conclusiones válidas. Se comparó la respuesta que tienen distintos modelos como el RMA4 y el MIKE 21 AD ante el mismo fenómeno, sobre todo el comportamiento ante aguas bajas representado por bajos coeficientes de dispersión.

Los métodos analíticos y equipos empleados para la determinación de los parámetros ambientales son los siguientes:

Análisis Químico

- a₁) Oxígeno disuelto: determinación potenciométrica con electrodo de membrana. Equipo marca Hach modelo SenSION 6 -
- a₂) Cloruros: Método DE Mohr.. Valoración volumétrica con nitrato de plata, utilizando cromato de potasio para el punto final.
- a₃) Alcalinidad: Valoración ácida volumétrica a pH: 4,2 con ácido sulfúrico N/50. y heliantina como indicador de punto final. La capacidad buffer o alcalinidad se refiere a la capacidad del agua para neutralizar el agregado de ácidos o de bases sin modificar el pH o sea la concentración de hidrogeniones. En la mayoría de los sistemas acuosos, el sistema buffer esta formado por el “sistema carbonato”. La presencia de carbonato de calcio o de otros compuestos contribuye a los iones carbonato del sistema buffer.
- a₄) Amonio: Nesslerización directa, del agua clarificada. Métodos colorimétricos utilizando comparadores con cloruro de platino y cobalto y Colorímetro Marca Hach modelo DR 890 con reactivos específicos Marca Hach Alto y Bajo Rango
- a₅) Nitritos: Método de I. von Ilosva, del agua clarificada: : determinación colorimétrica. El ión nitrito reacciona en medio ácido con la sulfanilamina formando un diazo compuesto que se une con el dihidrocloruro de N-(1-naftil)-etilendiamina para formar un azo compuesto Intensamente coloreado de rojo. La absorbancia del colorante es proporcional a la concentración de ión nitrito presente. Espectrofotómetro Uv Vis Marca Metrolab modelo 330.-
Colorímetro Marcha Hach modelo DR 890 con reactivos específicos Marca Hach Alto y Bajo Rango.
El límite de detección de este método es de 0,01 mg/l de nitrito.
- a₆) Nitratos: Método de la Brucina, del agua clarificada.: determinación colorimétrica. Método de la brucina: la reacción entre la brucina y el nitrato produce una coloración amarilla proporcional al contenido del mismo que puede determinarse por espectrofotometría UV. Es el mayor grado de oxidación que presenta el nitrógeno y es indicativo de actividades bacterianas y orgánicas lejanas, por lo que normalmente el contenido de nitratos en aguas dulces superficiales es normalmente bajo, siendo un parámetro de importancia en aguas subterráneas.
- a₇) D.B.O.₅: Prueba ROB(Requerimiento de oxígeno bioquímico a 5 días) Incubación a 20°C. Una pequeña cantidad de muestra se coloca en un frasco de DBO (~300 ml), la misma se llena con agua

cuya concentración de oxígeno disuelto oscile entre 8 y 9 mg/l agregándole un inóculo y nutrientes requeridos en medio bufferizado apto para el crecimiento biológico. Previamente se determina el Oxígeno disuelto de la muestra. Luego se incuba durante 5 días a 20 °C ± 0.5 y al finalizar la incubación se determina nuevamente la concentración de oxígeno disuelto.

La demanda bioquímica de oxígeno es la diferencia en los valores de oxígeno disuelto (expresados en mg/l), dividido por la fracción decimal de la muestra usada. En caso de realizarse diluciones se procede al cálculo respectivo de acuerdo a lo establecido en la técnica utilizada. Se utiliza una Estufa para DBO Marca BIOLEC

a₈) pH: Método potenciométrico con electrodo. Los estándares de calidad de agua establecen que el rango de pH óptimo tanto para uso recreacional como para preservar la vida acuática se encuentra entre 6,5 y 6.9.

Equipos: pHmetro portátil digital Modelo Dr 2010 Marca Hach Co –Usa
pHmetro digital Modelo HI 991000 Marca HANNA

Análisis bacteriológico:

b₁) Determinación de coliformes fecales: Método de la membrana filtrante. Ufc/100 ml medio agar mFC. Se utilizan volúmenes estándares de muestra, que son pasados a través de membranas filtrantes de nitrato de celulosa, 0.45 micrones de poro las cuales retienen las bacterias presentes en la misma. Posteriormente, las membranas son colocadas en cajas de Petri conteniendo un medio de agar mFC modificado y son incubadas a 44,5 °C durante 24 horas. El número de coliformes fecales se determina por el conteo de colonias azules típicas bajo lupa.

Métodos especificados por la Agencia de protección del ambiente (EPA) y los métodos estándares para el examen del agua y de aguas residuales (AWWA, APHA, and WEF, 18th ed., 1992).

DETERMINACIÓN	ENVASES	CONSERVACIÓN	TIEMPO DE CONSERVACIÓN
Alcalinidad	Plástico Vidrio	Refrigerar	24 horas/ 14 días
DBO	Plástico Vidrio Botella DBO	Refrigerar sin cámara de aire	6 horas/48 horas
Amonio	Plástico Vidrio	Añadir ácido sulfúrico hasta pH <2	7 días/28 días
Nitritos	Plástico Vidrio	Refrigerar	6 horas
pH	--	--	Determinación en campo
Oxígeno Disuelto	--	--	Determinación en campo
Cloruro	Plástico Vidrio	Refrigerar	7 días
Coliformes Fecales	Plástico o Vidrio estériles	Refrigerar 4 °C	6 horas/8 horas

Tabla N° 1 Métodos de conservación y tiempo de análisis

En primer lugar se realizaron muestreos de calidad de agua en transectas ubicadas a lo largo del río desde aguas abajo de la represa de Salto Grande a la desembocadura del Arroyo Yuquerí Chico, con los cuales se logró caracterizar las condiciones de contaminación del curso.

El primer muestreo fue realizado en el año 2004, y a través del mismo se definieron las áreas con mayor contaminación, que merecían un tratamiento más detallado.

El segundo muestreo fue realizado el 11/08/05, en sólo 4 transectas del tramo que resultó más contaminado en el primero, para obtener una mayor densidad de muestras en el perfil del río, a los efectos de conocer con mayor detalle la distribución transversal de la contaminación. La ubicación de las muestras se presenta en la Figura N° 2 y los resultados obtenidos en la Tabla N° 2:

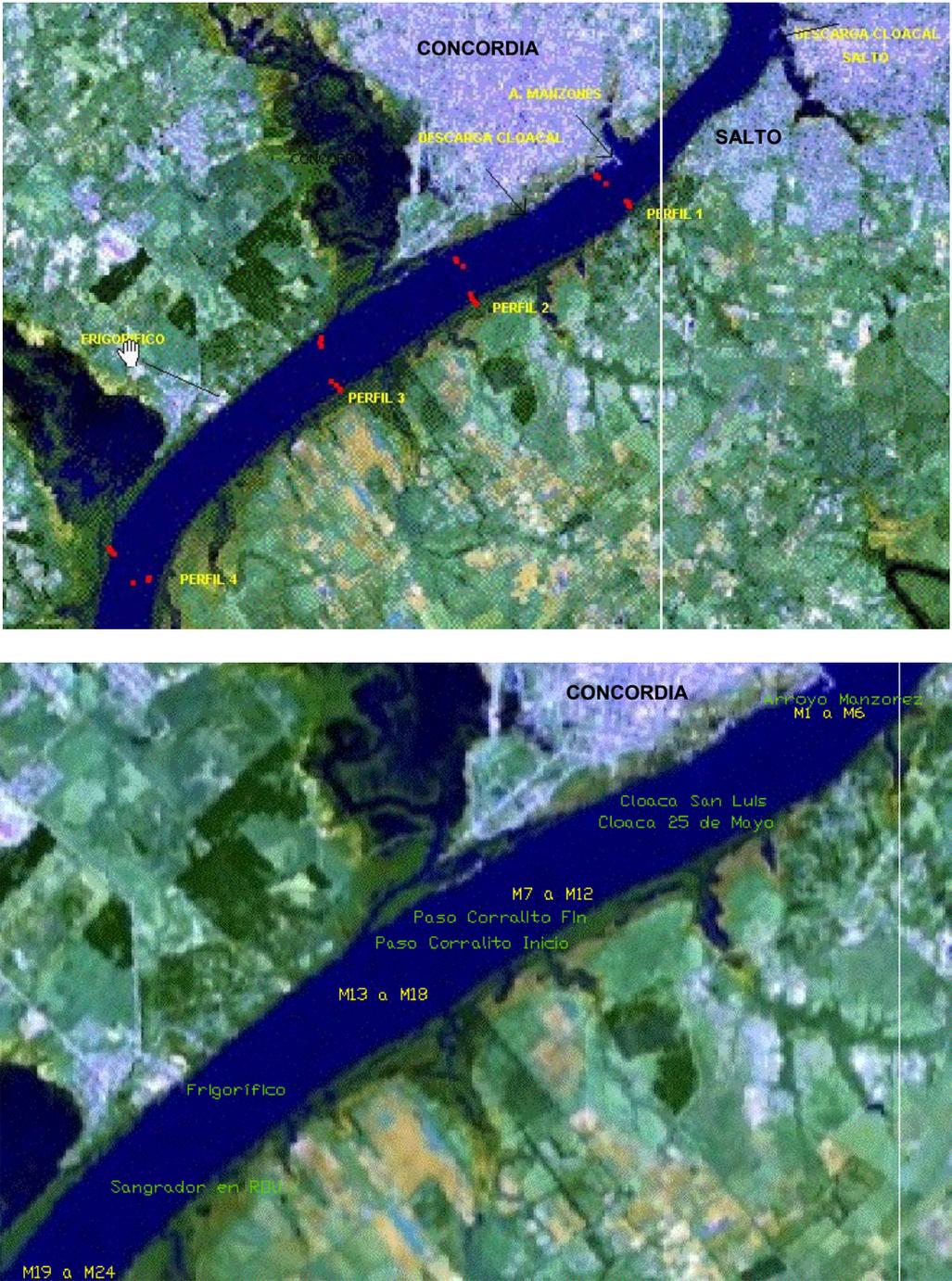


Figura N° 2: Ubicación de Perfiles y Puntos de extracción de muestras

Perfil	Muestra	X Gauss Kruguer (m)	Y Gauss Kruguer (m)	Colifecales UFC/100ml
1	1	6525921	6404569	600
1	2	6525911	6404580	120
1	3	6525881	6404614	200
1	4	6525781	6404728	70
1	8	6525443	6405111	2300
1	7	6525463	6405092	38000
1	6	6525485	6405092	1500
1	5	6525518	6405044	1600
2	9	6524622	6402389	4300
2	10	6524596	6402418	520
2	11	6524574	6402418	2000000
2	12	6524497	6402514	520
2	16	6523911	6402729	19000
2	15	6523944	6402681	6000
2	14	6523999	6402652	9000
2	13	6524077	6402632	13000
3	17	6523389	6400309	45000
3	18	6523367	6400309	39000
3	19	6523311	6400281	15000
3	20	6523245	6400310	1200
3	24	6522560	6400602	2800
3	23	6522594	6400601	1200000
3	22	6522648	6400534	2000000
3	21	6522703	6400458	16000
4	25	6520108	6396994	2800000
4	26	6520064	6397013	2600000
4	27	6520043	6397042	900000
4	28	6520009	6397090	600000
4	32	6519593	6397617	170000
4	31	6519615	6397616	3300
4	30	6519636	6397635	12000
4	29	6519557	6397379	13000

Tabla N°2 Concentración de Coliformes Fecales determinada en cada muestra

Puede apreciarse la presencia de concentraciones muy elevadas (superiores al millón de UFC/100ml) en algunos puntos que se encuentran cercanos a ambas márgenes, cuya ubicación precisa se ilustra en el capítulo de modelación matemática.

Los resultados obtenidos muestran valores muy altos de concentración de Coliformes Fecales (entre 1 y 3 millones de UFC/100 ml) en cercanías tanto de la margen Argentina como de la Uruguaya. En este muestreo se ha detectado en consecuencia, el aporte de la descarga de la ciudad de Salto, que en el muestreo anterior no había aparecido como relevante.

Cabe mencionar que en el Perfil 1, ubicado aguas abajo de la descarga cloacal de Salto, no se ha detectado un nivel de contaminación tan alto, lo que puede deberse a que la pluma principal se encuentre sumergida (campo cercano) y aún no se ha distribuido uniformemente en profundidad, y por lo tanto no se detecta en la muestra superficial, o bien a que los valores superiores a 1 millón de UFC/100 ml encontrados en el Perfil 3 resulten una anomalía no representativa de las condiciones normales.

Del lado argentino, el primer perfil donde se detecta un nivel de contaminación muy elevado es el N° 2, aguas abajo de la descarga cloacal. En el Perfil 1, no obstante, aparecen concentraciones superiores a las 200 UFC/100 ml, que implican riesgos para el uso balneario.

Se pudo apreciar además, que las muestras más cercanas al centro del río, indican siempre niveles de contaminación menores que en las márgenes en dos o tres órdenes de magnitud, lo cual es un signo de que los flujos cloacales no se han aún mezclado en el tramo bajo estudio.

Al efectuar las campañas de muestreo se realizaron mediciones de velocidad y dirección de la corriente con de flotadores lastrados, a fin de generar los datos para calibrar la modelación hidrodinámica.

Para determinar las condiciones del flujo imperantes durante los muestreos, se utilizó el modelo bidimensional hidrodinámico RMA2 (U.S. Army Corps of Engineers-USACE), el cual permite simular flujos a superficie libre, con movimiento esencialmente horizontal, calcular las velocidades medias de la corriente y los niveles de agua mediante el método de elementos finitos. Para simular el transporte de contaminantes en el campo de velocidades y niveles calculado por el modelo RMA2 se aplicó 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 coeficiente de decaimiento de bacterias por mortalidad.

Para condiciones de aguas bajas que implican la necesidad de especificar coeficientes de dispersión muy pequeños, se empleó el Modelo Hidrodinámico y de Dispersión Bidimensional MIKE 21 obtenido por convenio con el Danish Hydraulic Institute (DHI), el cuál resultó mucho más estable, verificándose con el mismo los resultados obtenidos con el RMA4.

MODELACIÓN UNIDIMENSIONAL

A través del modelo Unidimensional Hidrodinámico MIKE 11, previamente calibrado, se realizó una simulación de los niveles y caudales en el Río Uruguay desde Concordia (Salto Grande) hasta Nueva Palmira, para el período final del año 2005 y principios del 2006.

Este modelo requiere para su operación de la especificación de los niveles aguas abajo (en Nueva Palmira) y los caudales erogados por la represa Salto Grande aguas arriba, los cuales se determinan en función de los niveles del río en Concordia, aplicando una ley altura/caudal, verificada con los datos de caudal de la represa.

Con los datos de niveles y caudales registrados durante el año 2005 y principios del 2006 para distintos puertos del río, se realizaron comparaciones entre los resultados de las corridas de modelo y los datos medidos, a partir de lo cual fue posible la calibración. Para el tramo considerado, se tomaron coeficientes de rugosidad o Manning, variables longitudinalmente entre 0,021 a 0,040 concordantes con simulaciones realizadas para el período 2002-2003.

Los resultados obtenidos para esta simulación se presentan en las Figuras N° 3 a 5.

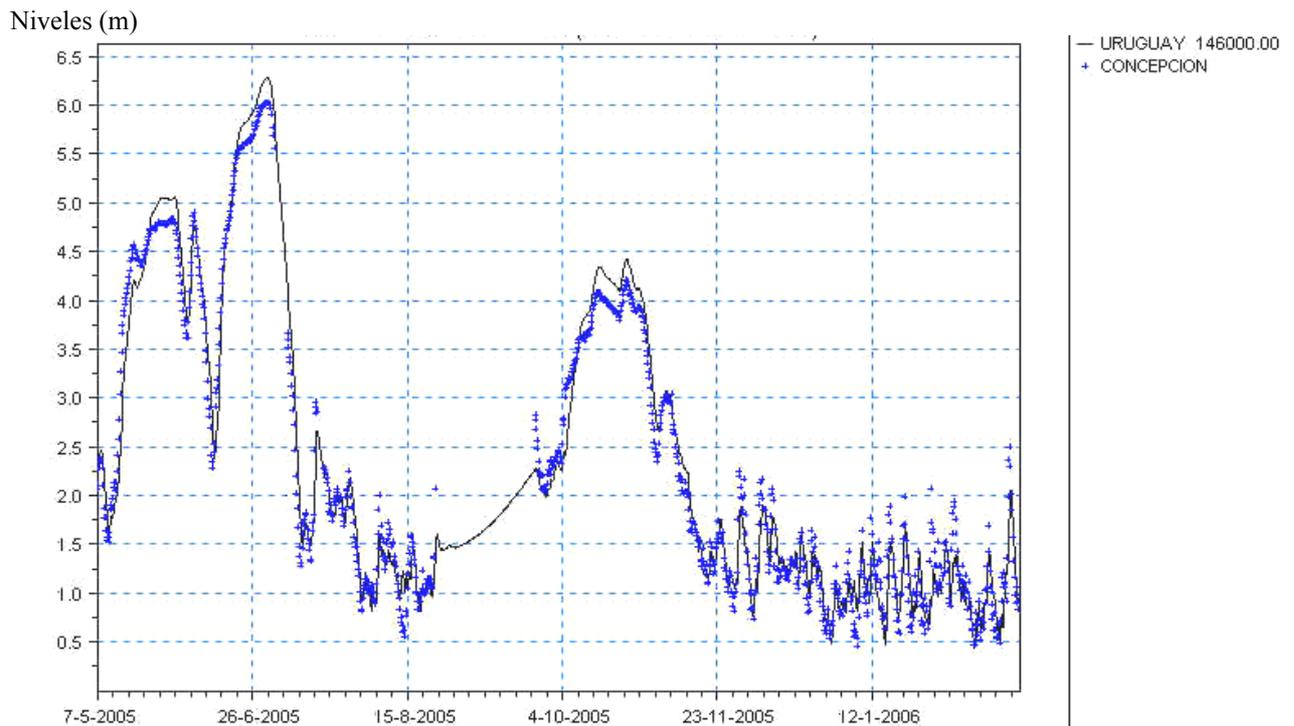


Figura N° 3 Niveles del Río (en metros) Medidos (cruces) y Simulados (línea) en Concepción del Uruguay (km. 146)

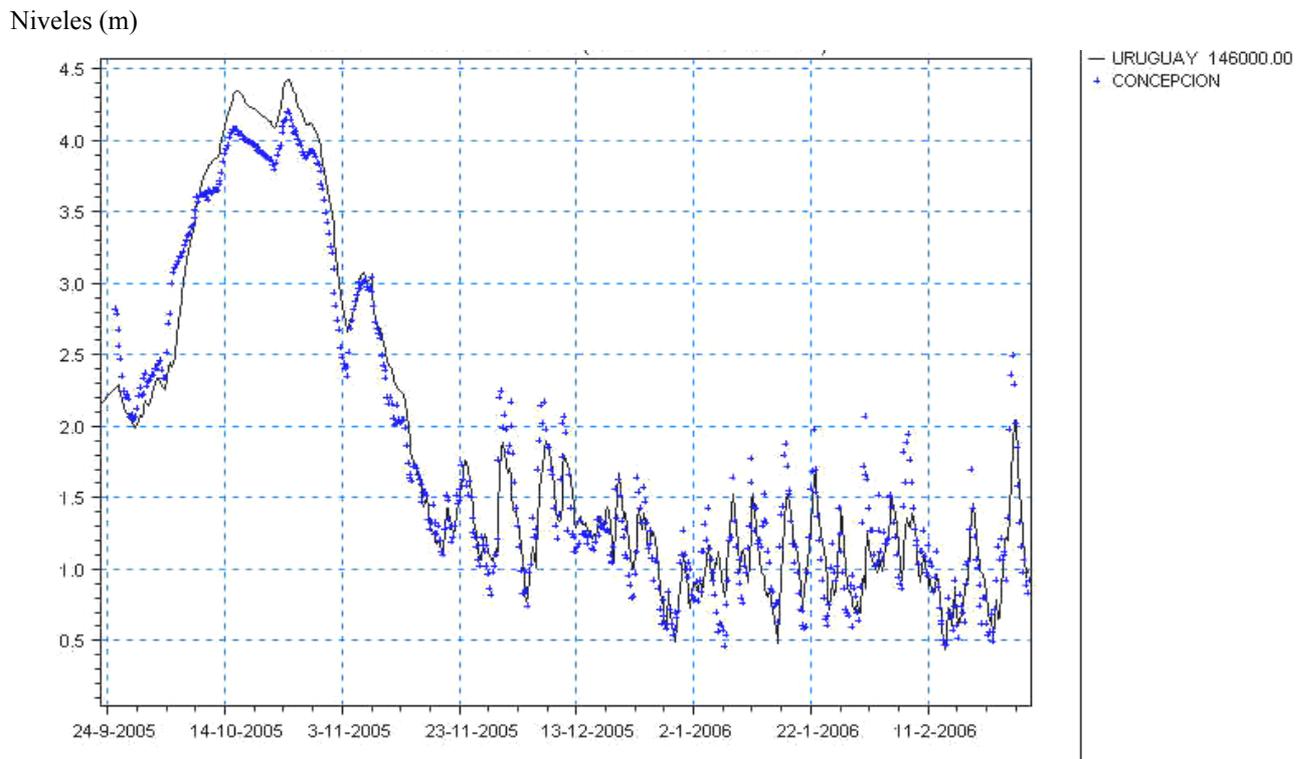


Figura N° 4 Niveles del Río (en metros) Medidos (cruces) y Simulados (línea) en Concepción del Uruguay (km. 146).
Detalle en Aguas Bajas

Velocidad Media en la Sección Transversal (m/s)

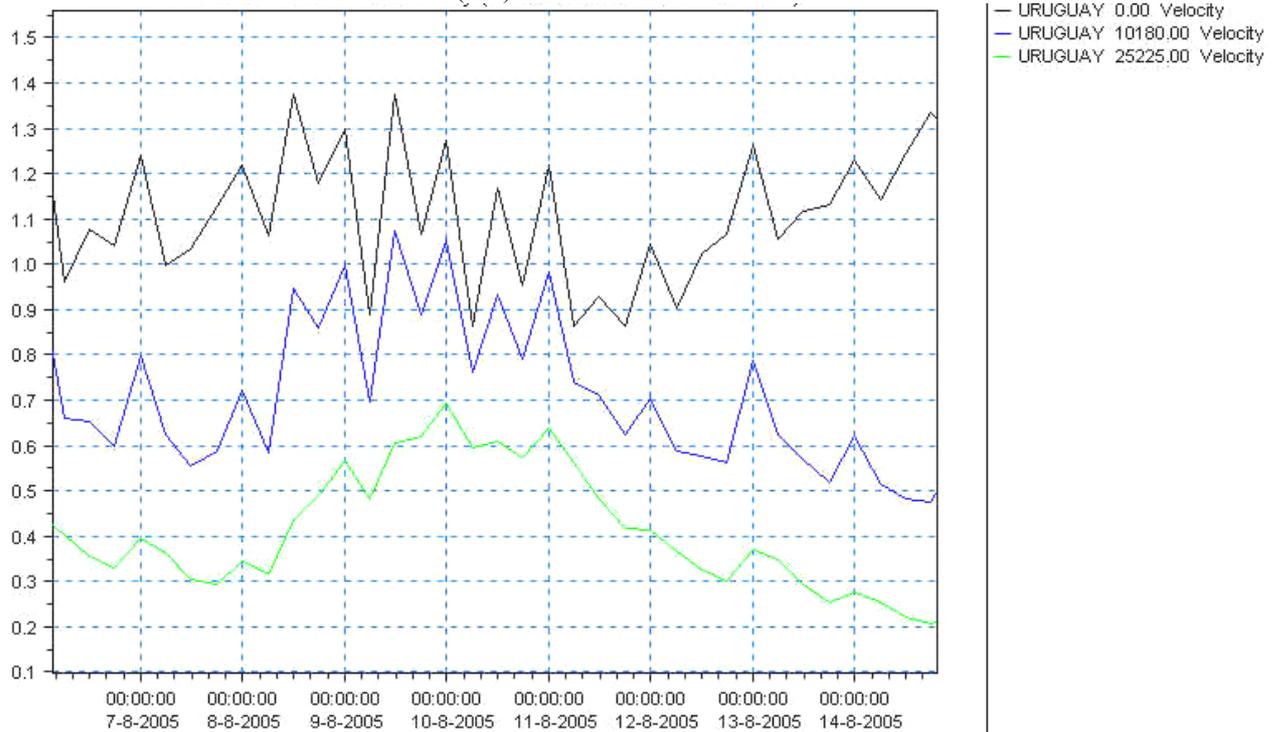


Figura N° 5 Velocidades de la corriente simuladas en Inmediaciones de Concordia a diferentes distancias de la Represa Salto Grande (km 0)

Se observa que para aguas altas habría que mejorar el ajuste de la rugosidad en las secciones transversales previas a la ciudad de Concepción del Uruguay y para el período de aguas bajas se observa un mejor ajuste de los datos medidos con la corrida hidrodinámica. Algunas diferencias pueden deberse a la falta de información de vientos para alimentar al modelo hidrodinámico. Las velocidades medias del río en secciones transversales próximas a la ciudad de Concordia son del mismo orden que las medidas con flotadores. Si bien aún restaría efectuar algunos ajustes menores, el resultado se consideró satisfactorio a los efectos de brindar condiciones de borde para el modelo bidimensional.

La comparación entre la simulación y los datos medidos se realizó para el muestreo que se consideró más adecuado por tener un patrón de distribución en planta bidimensional, correspondiente al mes de Agosto de 2005. Los resultados de la corrida realizada para el día de muestreo aportó datos de nivel y caudal utilizados para ingresar o verificar condiciones de borde o internas al modelo de calidad de aguas. Los resultados más ilustrativos se presentan en las Figuras N° 6 a 11.

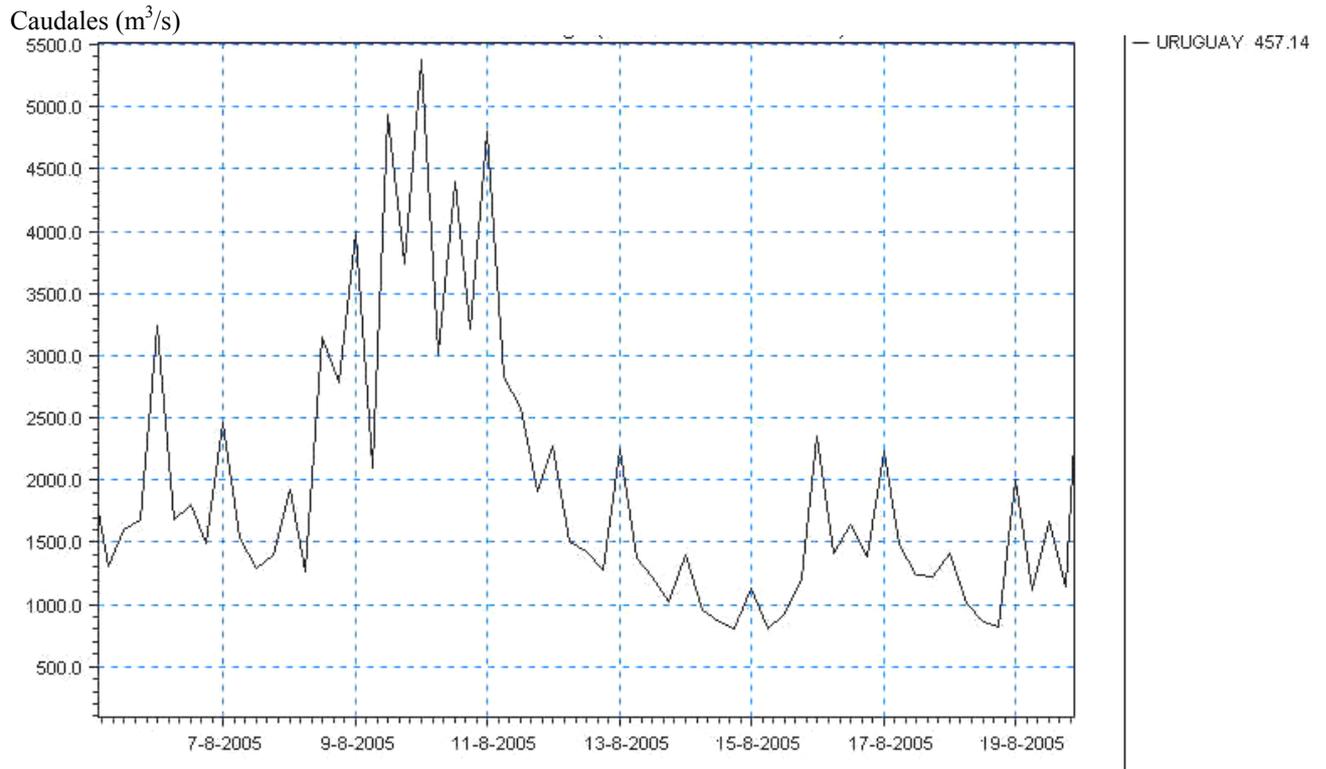


Figura N° 6 Resultados de la simulación unidimensional para la fecha de muestreo (11/08/05)
Caudales medios del río en Concordia

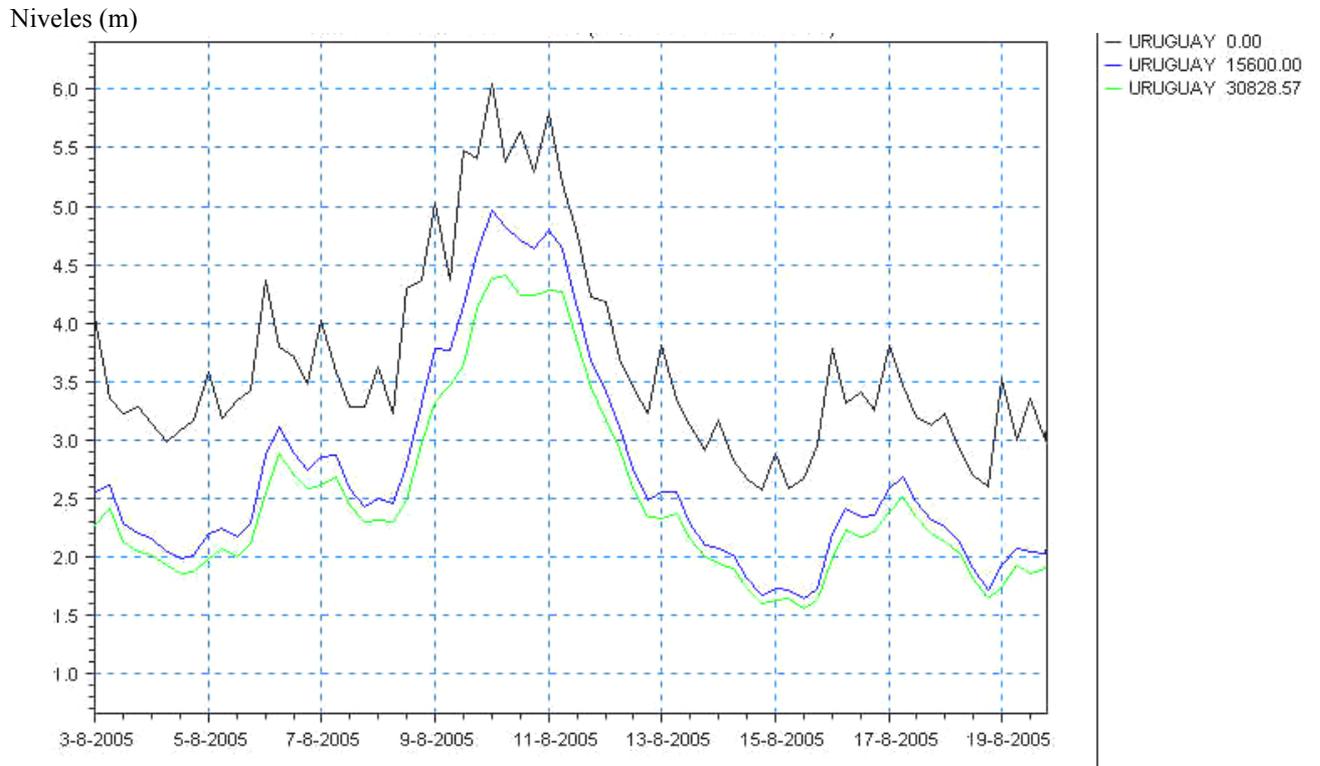


Figura N° 7 Resultados de la simulación unidimensional para la fecha de muestreo (11/08/05)
Niveles medios en secciones transversales del río a diferentes distancias de la presa Salto Grande (km 0)

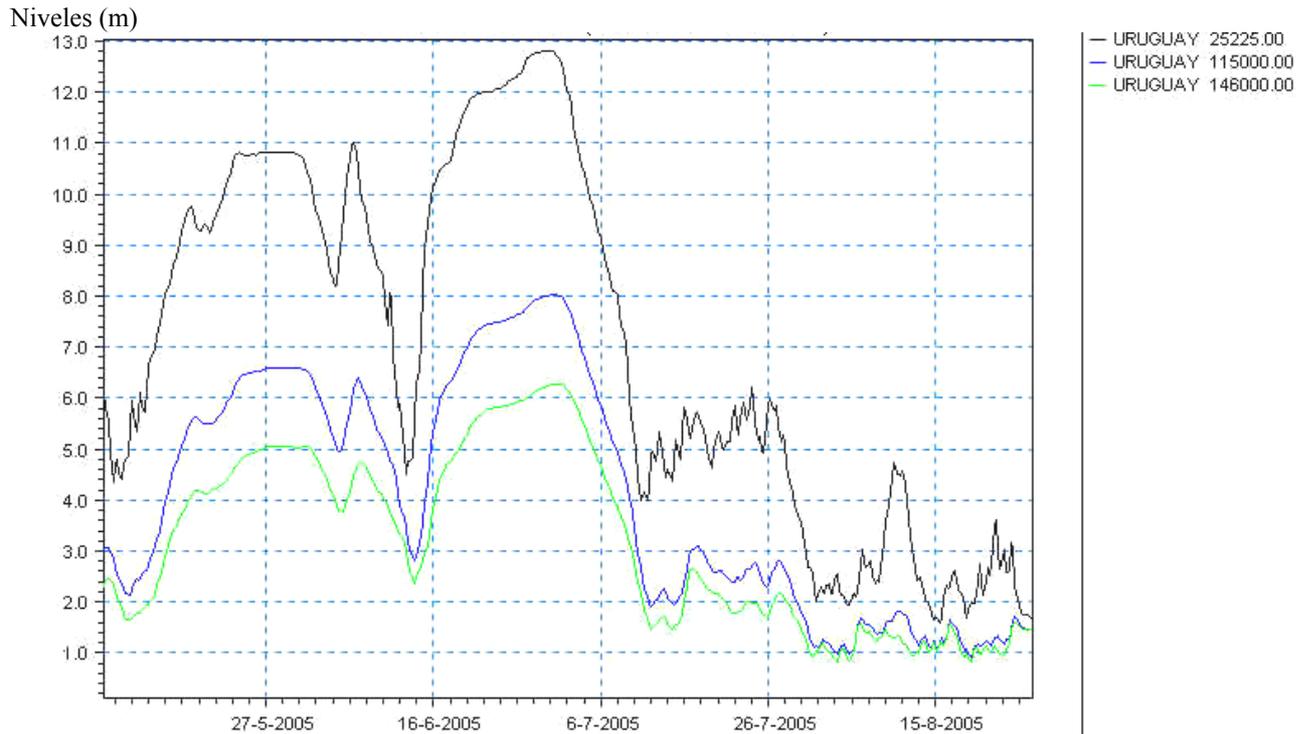


Figura N° 8 Resultados de la simulación unidimensional para la fecha de muestreo (11/08/05)
Niveles en Concordia (Progresiva 25.225), Colón (115.000) y Concepción del Uruguay (146.000)

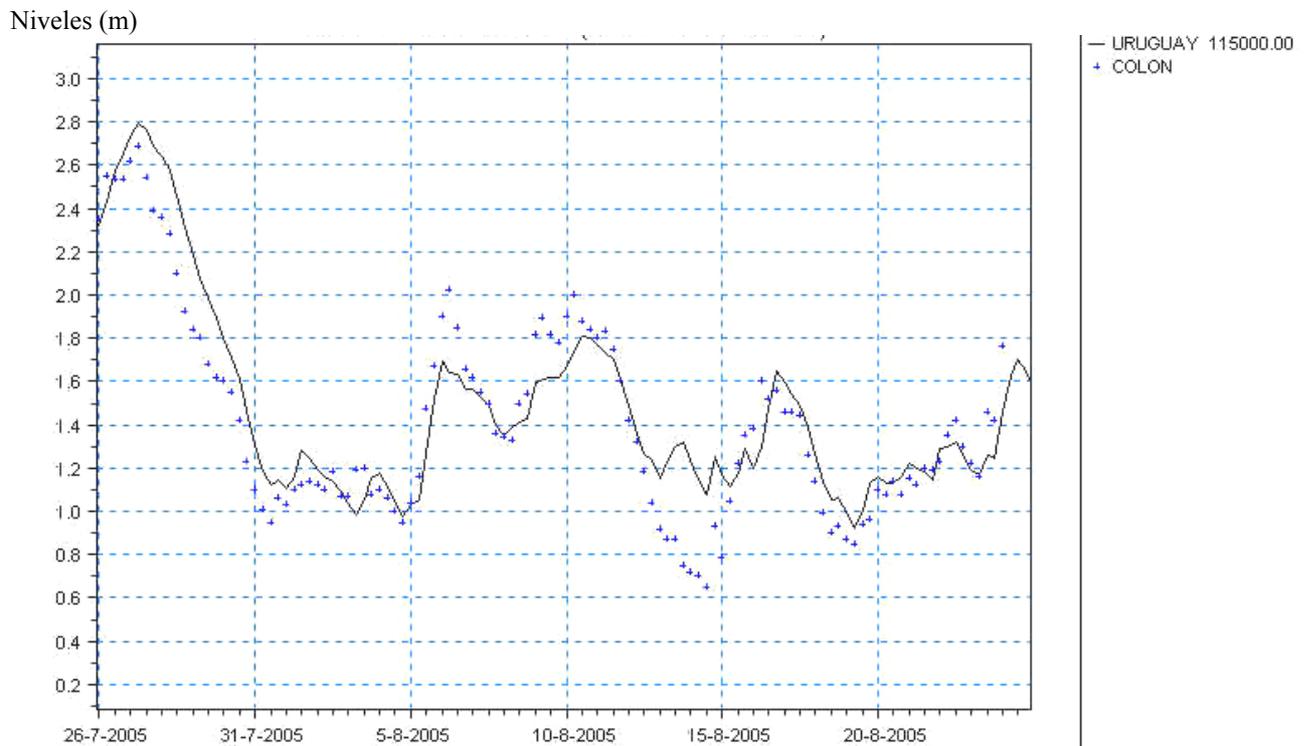


Figura N° 9 Resultados de la simulación unidimensional para la fecha de muestreo (11/08/05)
Niveles Medidos (cruces) y Simulados (línea) en Colón

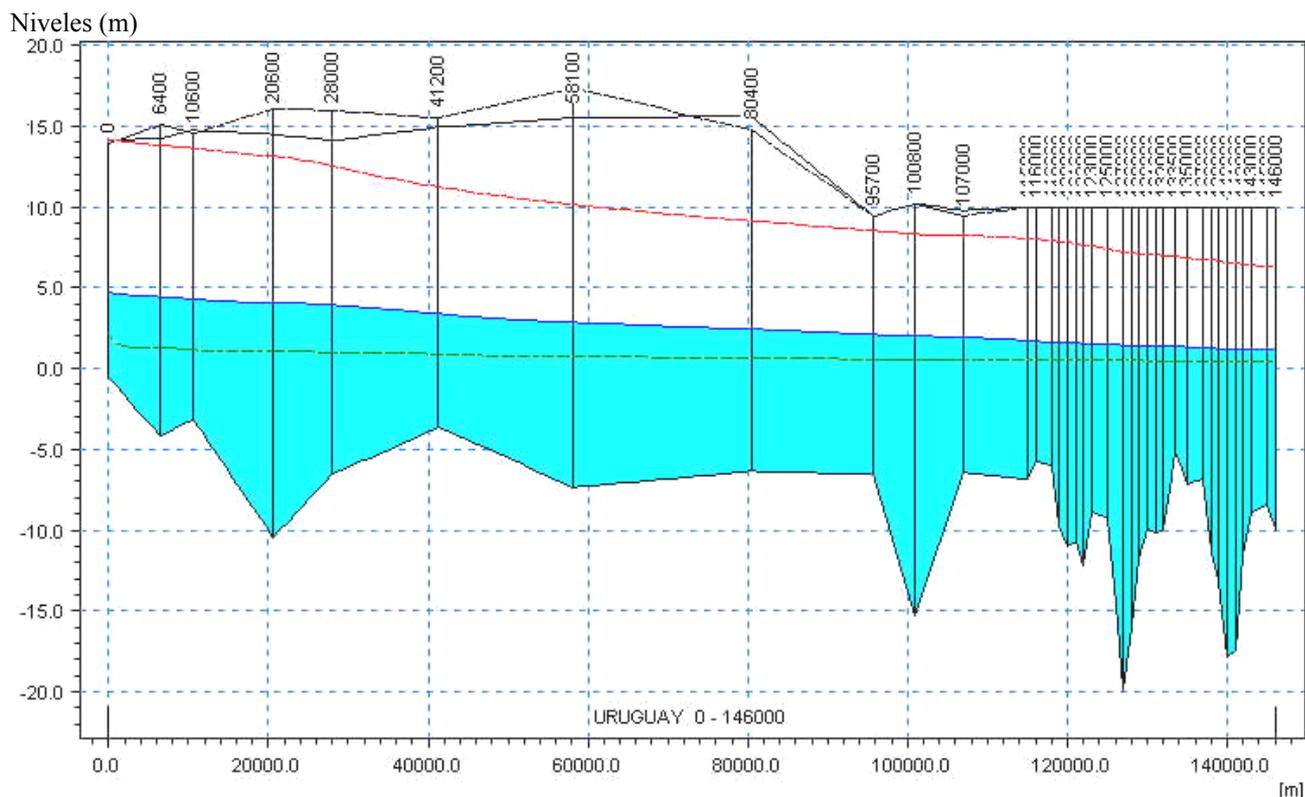


Figura N° 10 Resultados de la simulación unidimensional para la fecha de muestreo (11/08/05)
Variación de niveles desde Concordia hasta Colón.

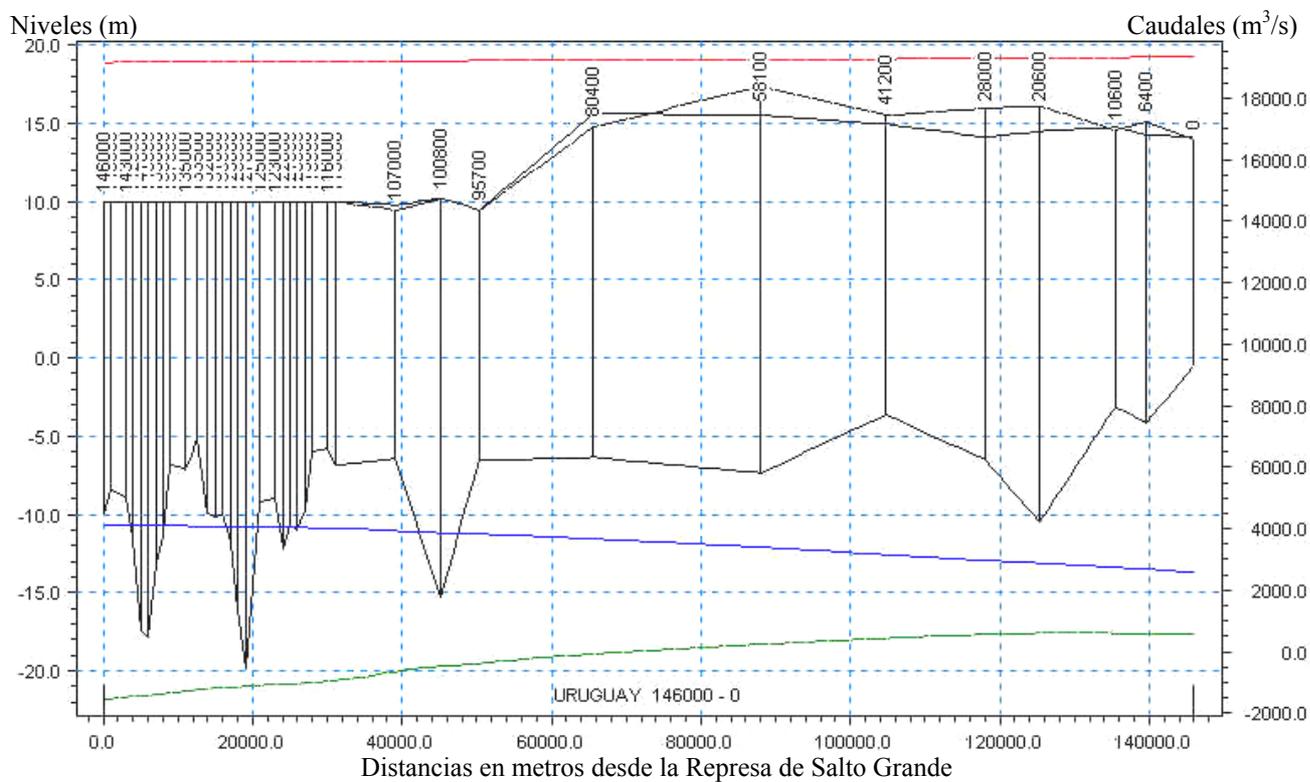


Figura N° 11 Resultados de la simulación unidimensional para la fecha de muestreo (11/08/05)
Variación de caudales desde Concordia hasta Colón (línea azul)
Los Valores Máximos (línea roja) y Mínimo (línea verde) corresponden a un período de simulación más prolongado

MODELACIÓN BIDIMENSIONAL DEL TRAMO CONCORDIA – SALTO

Se aplicaron modelos matemáticos bidimensionales para estudiar la dispersión de contaminantes en el tramo fluvial comprendido entre las ciudades de Concordia (margen argentina) y Salto (margen uruguay), inmediatamente aguas abajo de la represa de Salto Grande, y su zona de influencia.

El tramo fue modelado inicialmente durante el año 2004 efectuándose en tal oportunidad una calibración preliminar. Se presenta una verificación de la modelación a través del contraste con información de concentraciones de bacterias coliformes en muestras de agua tomadas en el mes de Agosto del año 2005 sobre un patrón espacial bidimensional de los puntos de muestreo.

La información correspondiente a las condiciones de borde de nivel aguas abajo y caudal aguas arriba necesarias para las modelaciones bidimensionales, son obtenidas en cada caso mediante la simulación hidrodinámica unidimensional con el modelo MIKE 11, presentadas anteriormente.

DESCARGAS CLOACALES

La descarga cloacal de la ciudad de Concordia se realiza principalmente a través de los colectores San Luis/25 de Mayo.

Para efectuar una estimación de las descargas cloacales, ante la imposibilidad material de muestrear estadísticamente la calidad de los líquidos descargados, se emplearon los siguientes procedimientos::

- Parámetros de cantidad de conexiones cloacales y dotaciones medias correspondientes.
- Condiciones típicas de variabilidad diaria y anual de las dotaciones de agua y de descargas.
- Cierres aproximados de balances de masa de coliformes fecales para las fechas de medición, teniendo en cuenta los valores de base que llegan desde aguas arriba de Colón, y los valores medidos en las diferentes transectas muestreadas.

A los efectos del presente estudio, los caudales máximos, medios y mínimos diarios representarán condiciones extremas y medias de carga contaminante descargada en el río, que combinadas con las condiciones de caudal fluvial que se produzcan, generarán un impacto variable sobre las concentraciones de contaminantes que se registren aguas abajo de las descargas.

En consecuencia, puede estimarse que los máximos impactos en términos de concentraciones de bacterias coliformes en el río se producirán en coincidencia con bajos caudales fluviales (que suelen producirse en verano), junto con máximos consumos de agua y por lo tanto máximas descargas medias diarias (que también ocurren en verano). Por lo tanto, se advierte que este proceso es muy dinámico y variable en el tiempo, siendo imposible caracterizarlo fehacientemente en forma “estática” empleando unas pocas mediciones “representativas”.

El caudal de descarga estimado es de:

$$Q = 145.000 \text{ personas} * 500 \text{ l/hab/día} * 70\% = 50.750 \text{ m}^3/\text{día} = 0,59 \text{ m}^3/\text{s}$$

La descarga industrial posee una influencia menor en el caudal erogado por el sistema, y no aporta una cantidad significativa de coliformes fecales, por lo que no es considerada en el cálculo.

En cuanto a la variabilidad diaria del flujo cloacal urbano (no industrial), se puede adoptar un factor del orden de 1,5. Si estos factores se aplican al flujo urbano, implica que en el día pico, el **caudal máximo promedio diario** podría alcanzar un valor del orden de $0,89 \text{ m}^3/\text{s}$. El valor de **caudal mínimo** puede obtenerse aproximadamente con el cálculo del producto del caudal cloacal medio diario ($0,59 \text{ m}^3/\text{s}$) por la variabilidad diaria mínima (0,7) lo que da un valor de $0,41 \text{ m}^3/\text{s}$.

A su vez, el **caudal máximo horario** puede calcularse con un factor adicional del orden de 1,5, a través del producto del caudal total medio diario ($0,89 \text{ m}^3/\text{s}$) por dicho factor (1,5) lo que da un valor de $1,32 \text{ m}^3/\text{s}$.

Según Kiely (1999), la calidad bacteriológica de un líquido cloacal crudo, puede estimarse en el siguiente rango de coliformes fecales: entre 10 y 100×10^6 NMP/100 ml .

La carga másica máxima considerada en Concordia, en condiciones medias de caudal, es igual a $0,6 \text{ m}^3/\text{s} \times 10^8 \text{ UFC}/100 \text{ ml} = 6 \times 10^7 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$ (coliformes fecales)

Para la ciudad de Salto, la descarga cloacal se ubica aproximadamente en las coordenadas E 6407200, N 6528000. Se obtuvo información que indica la existencia de 11.746 conexiones, correspondientes a una cobertura del 51% de una población de 82.779 habitantes (3,5 habitantes/conexión). Considerando vertido directo, la concentración de bacterias coliformes en la descarga cruda debería ser similar a la adoptada para Concordia.

Sin embargo, como se verá en lo sucesivo, esa hipótesis contradice los resultados de las mediciones de concentración de coliformes fecales en el río efectuadas en el año 2005, para las cuales se encontraron ordenes de magnitud muy superiores en la costa argentina que en la uruguayaya.

Se debió suponer entonces, que al menos durante el período de tiempo en el que se realizaron las mediciones en el río en el año 2004, la concentración de coliformes en la descarga se encontraba reducida (hipótesis que se consideró que debía ser confirmada o refutada en estudios posteriores con mayor cantidad de información de campo). La información complementaria obtenida en un muestreo efectuado el año 2005 confirmó la existencia de niveles altos de contaminación también del lado uruguayo.

Considerando entonces un caudal del orden de $0,2 \text{ m}^3/\text{s}$ y una descarga cloacal con una concentración igual a la asumida para Concordia ($100.000.000 \text{ UFC}/100\text{ml}$), la carga másica máxima adoptada es de $0,2 \text{ m}^3/\text{s} \times 10^8 \text{ UFC}/100 \text{ ml} = 2 \times 10^7 \text{ UFC}/100 \text{ ml}$.

MODELACIÓN DEL TRAMO

Para efectuar la modelación del tramo, se debió obtener información sobre las profundidades del lecho fluvial, y datos sobre las concentraciones de contaminantes. Se generó una malla de elementos finitos para definir con la mayor precisión el área de interés alcanzando las márgenes fluviales conforme a lo que se visualiza en la Imagen Satelital que se presenta en la Figura N° 12.

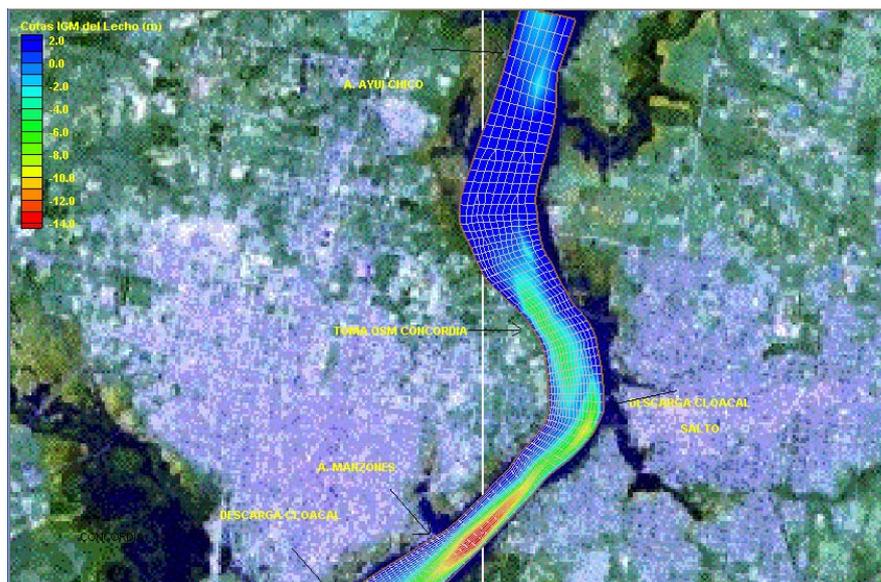


Figura N° 12: Modelo Digital del Lecho del Río Uruguay y Malla de Elementos Finitos en el Tramo Concordia – Salto

Los resultados del muestreo efectuado el 16/09/04, mostraron que en el tramo superior, aguas arriba del colector de Concordia, las condiciones de calidad de agua no presentan una contaminación bacteriológica significativa, razón por la cual se modeló el tramo aguas abajo del arroyo Ayui Chico ubicado inmediatamente al norte de la ciudad.

La malla generada posee 4541 elementos (de los cuales 4505 son cuadriláteros cuadráticos y el resto triángulos) y 14060 nodos.

Las dimensiones de los elementos son variables según la necesidad de precisión en la resolución de las concentraciones; en la zona de las descargas es típicamente de 15 m en la dirección transversal al río, y de 70 m en la dirección del flujo.

Las condiciones hidrométricas en Concordia para la fecha de muestreo anteriormente citado estuvieron entre los 3,3 a 2,87 m, determinando a partir de la ley H-Q las condiciones de caudal aguas arriba y mediante el uso del modelo unidimensional MIKE 11 el nivel aguas abajo (a unos 33 km de la represa).

El modelo se simuló hidrodinámicamente empleando coeficientes de dispersión turbulenta (Eddy Viscosity) iguales a $2500 \text{ m}^2/\text{s}$, y coeficientes de rugosidad de Manning iguales a 0,025 en las áreas profundas y de 0,030 en las zonas poco profundas de márgenes y en el tramo aguas arriba de las ciudades. Para un nivel en Concordia del orden de 3,0 a 3,3 m, el caudal que corresponde es del orden de $1.300 \text{ m}^3/\text{s}$ y el nivel aguas abajo es de sólo 2,3 m o algo inferior (condiciones de estiaje).

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^* :

$$D_{lon} = k_l h u^*$$

$$D_{tran} = k_t h u^*$$

$$u^* = (g h i)^{0,5} = 3,13 U_n / h^{(1/6)}$$

donde i es la pendiente del río, n el coeficiente de rugosidad de Manning (valor típico $n=0,025$ para el tramo del Río Uruguay) y U la velocidad media de la corriente.

Para el tramo en cuestión, en las condiciones de aguas bajas ocurridas durante el muestreo, se obtuvo, $U=0.6$ m/s, $H = 4$ m (cerca de la margen y no muy lejos de la descarga), siendo

$$u^*=3.13*0.6*0.025/4^{(1/6)} = 0.04\text{m/s}$$

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

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

Estos valores sugieren que para las condiciones del Río Uruguay en el tramo de estudio correspondería adoptar un valor de kt del orden de $0,2$, lo cual implica un valor de $D_{tran} = 0,03$.

Los bajos valores obtenidos para esta condición de estiaje son generadores de inestabilidad en el Modelo RMA4, por lo que se debió efectuar la simulación con valores algo superiores. Se espera poder resolver estos inconvenientes en el futuro a través del empleo de un programa propio en elaboración. Para verificar la validez de los bajos coeficientes de dispersión calculados se realizó una modelación expeditiva con el modelo MIKE 21 del DHI.

Los coeficientes empleados en el modelo RMA4 son iguales a $0,1$ m²/s para las márgenes, $0,5$ m²/s para las zonas profundas y 5 m²/s para la zona de bajas profundidades ubicada aguas arriba de las ciudades, en la cual no se simuló descarga cloacal.

Cabe destacar que al ser estos coeficientes mayores a los que se debería adoptar, las plumas simuladas aparecen como transversalmente más anchas y de menor intensidad máxima que las condiciones reales.

RESULTADOS

Los resultados obtenidos con el modelo RMA4 se presentan en las Figuras N° 14 a) y b) con dos rangos diferentes de valores, uno desde 1.000 hasta 100.000 UFC/100ml, y otro desde 10.000 hasta 1.000.000 UFC/100ml, para permitir apreciar los ordenes de magnitud de los valores máximos y mínimos.

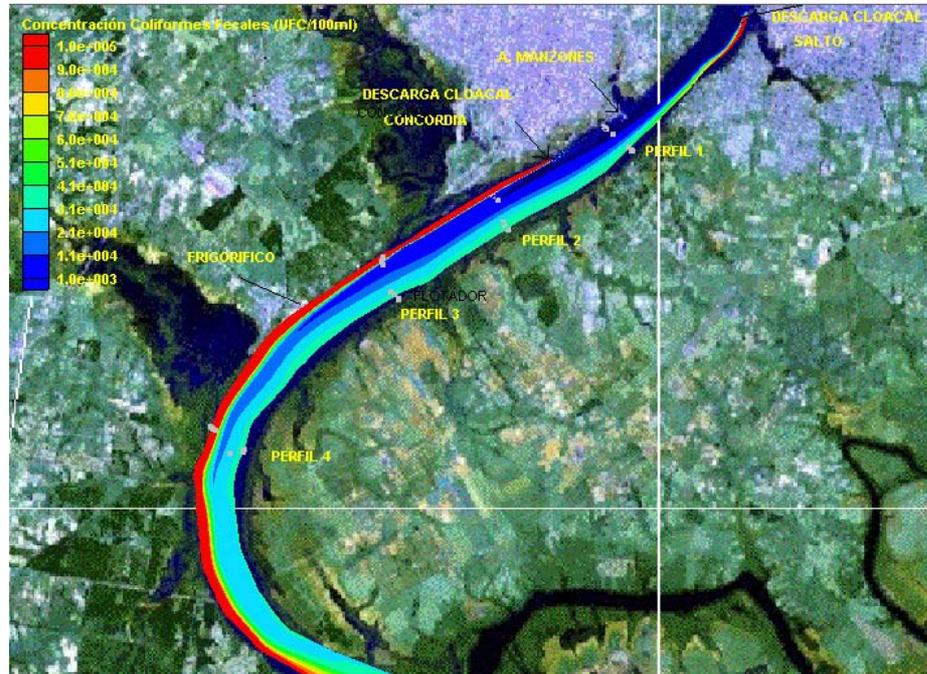


Figura 14 a): Vista general de la contaminación modelada considerando las descargas de Concordia y Salto (Rango: 1.000 a 100.000 UFC/100ml)

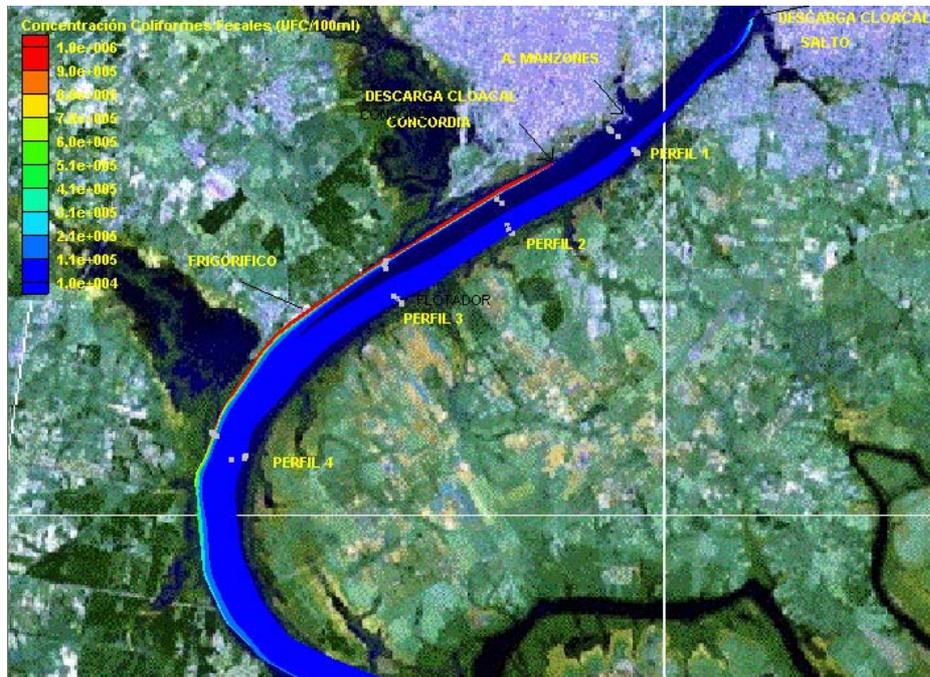


Figura 14 b): Vista general de la contaminación modelada considerando las descargas de Concordia y Salto (Rango: 10.000 a 1.000.000 UFC/100ml)

Se puede apreciar que los resultados obtenidos aún especificando una alta concentración de coliformes en la descarga de Salto, no arrojan valores cercanos al millón de UFC cerca de la costa uruguaya, mientras que si se obtienen estos valores en cercanías de la costa argentina.

Por otro lado, la contaminación transfronteriza atribuible a la descarga de Salto, según esta modelación cruzaría el centro del río con valores que superan las 1.000 UFC/100ml ya en el Perfil 1, y las 10.000 UFC/100ml en el Perfil 2.

Esto se encuentra en contradicción con los resultados del muestreo, por lo cual se reafirma el hecho que el coeficiente de dispersión transversal que debe ser utilizado, es más bajo que el que debió emplearse para obtener convergencia en la solución, con lo cual se requiere aplicar un software de modelación más estable que el RMA4 para poder representar adecuadamente la situación.

Por otro lado, se confirma que la carga contaminante arrojada al río durante el muestreo del año 2005, al menos por la ciudad de Concordia y aparentemente también por la ciudad de Salto, es mayor o igual a la considerada durante el año 2004.

Con el modelo MIKE21, especificando los coeficientes de dispersión calculados según Rutterford (1994), los resultados obtenidos muestran en cambio separación de los flujos contaminantes dentro del tramo modelado, en acuerdo con los resultados del muestreo, como se indica en la Figura N° 15.

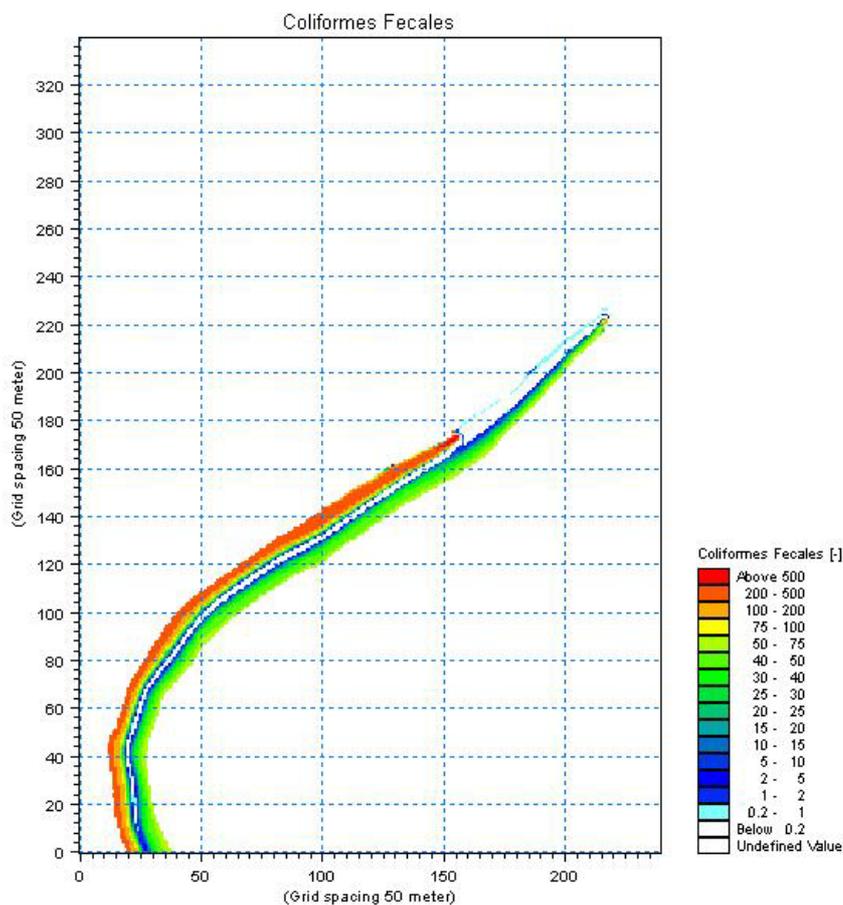


Figura N° 15 Vista general de la contaminación modelada con MIKE 21 para las descargas de Concordia y Salto (Unidades UFC/100ml /1000)

EVOLUCION ESPACIAL DE LOS COLIFORMES FECALES EN EL TRAMO CONCORDIA-COLON.

Se realizó y analizó una simulación unidimensional de transporte de las bacterias coliformes fecales descargadas por Concordia y Salto para el año 2004 con el modelo MIKE 11, individualizando las fechas en que, en Concepción del Uruguay se dan los niveles bajos, medios y altos de las aguas, a los efectos de estudiar la influencia de las descargas de Concordia sobre la ciudad de Colón, como indicador del efecto sobre la zona de intenso uso balneario/turístico del río, que se desarrolla desde dicha ciudad hasta Concepción del Uruguay. Se estudió la variación espacial y temporal de la contaminación analizando diferentes condiciones iniciales de contaminantes y coeficientes de decaimiento según la época del año en consideración.

Las condiciones de descarga consideradas en Concordia y Salto, si bien son estimativas y preliminares, permiten representar adecuadamente el orden de magnitud del fenómeno, dado que han sido estimadas utilizando los valores resultantes de los ajustes efectuados para el modelo matemático bidimensional del tramo cercano a Concordia / Salto.

Se realizaron diversas simulaciones con distintas condiciones a los efectos de evaluar la sensibilidad del modelo. Estas son: sin concentración de base inicial y sin decaimiento, con concentración de base inicial y sin decaimiento, sin concentración de base inicial y con decaimiento invernal, y con concentración de base inicial y con decaimiento invernal, para aguas bajas medias y altas.

Se presente en la Figura N° 16 un ejemplo de este estudio con la condición sin concentración de base inicial y sin decaimiento.

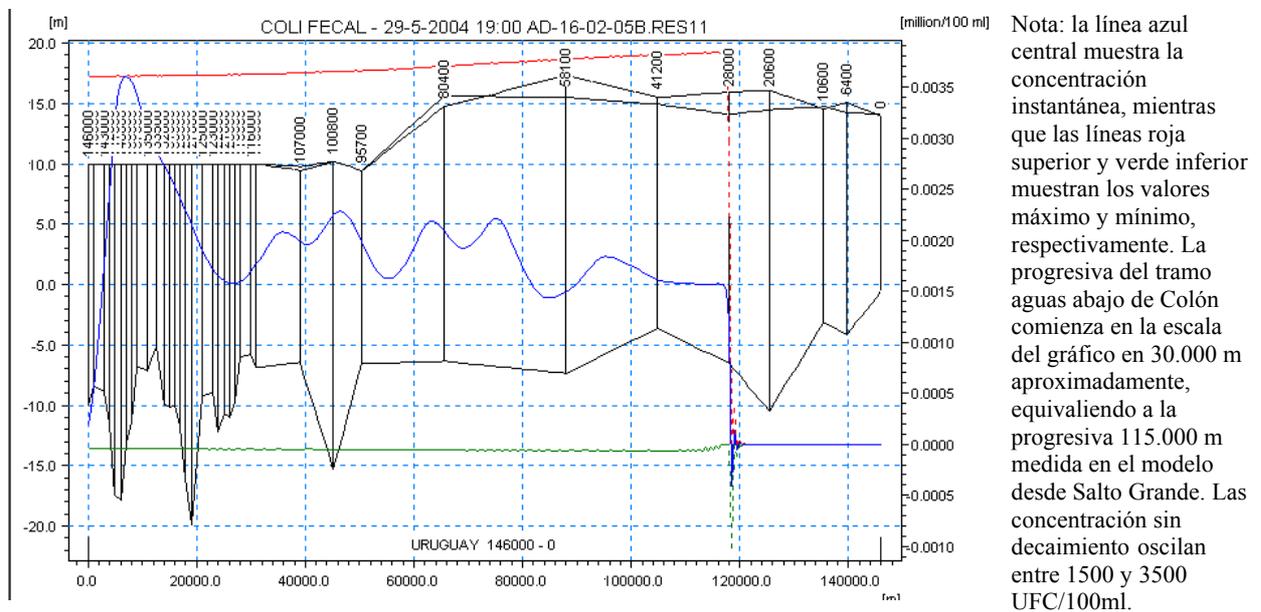


Figura N° 16 Concentraciones de coliformes fecales en el Tramo Concordia – Colón

CONCLUSIONES

Como resultado de los estudios de modelación matemática para el área Concordia – Salto se ha confirmado el aporte de una masa contaminante elevada en ambas márgenes, que si bien no alcanza a mezclarse frente a estas ciudades, seguramente afecta en forma conjunta la calidad de agua del río aguas abajo, incluso en sitios tan alejados como la ciudad de Colón.

Por otro lado, en este sector se ha encontrado un límite a la capacidad de representación del proceso por parte del modelo RMA4, debido a la falta de estabilidad que en ocasiones se produce al bajar los coeficientes de dispersión a los valores que corresponden para obtener una adecuada mezcla transversal. Ello fue subsanado mediante una simulación expeditiva con el Modelo MIKE 21 del DHI que brindó resultados cualitativamente correctos en cuanto a la separación de flujos.

Para el estudio del impacto hacia aguas abajo en la localidad de Colón, distante más de 80kms de las ciudades de Concordia y Salto, realizado en el año 2004, se pudo apreciar que si bien las concentraciones en el río por dilución son del orden de los miles de UFC/100ml, empleando condiciones realistas de decaimiento bacteriano, las mismas descienden a valores del orden de 300 UFC/100ml en condiciones de aguas bajas en invierno (con menor decaimiento y mínima dilución), y hasta 35 a 40 UFC/100ml en condiciones de aguas medias o altas en verano (mayor decaimiento y dilución).

Esto implica que parte de la contaminación que el río trae a la altura de Colón, está causada por las descargas de las ciudades de Concordia y Salto, las cuales en condiciones de aguas medias y altas aportan unos 40 UFC/100ml acercando los valores de base del río al límite para uso recreativo con contacto directo (200 UFC/100ml).

En condiciones de aguas bajas, debido a la menor dilución, las concentraciones que arriban a la zona de Colón pueden llegar a exceder el límite para uso recreativo con contacto directo fijado por la Comisión Administradora del Río Uruguay.

En virtud de las mediciones realizadas en la zona Concordia-Salto durante el año 2005, se infiere que el impacto hacia aguas abajo, resultará mayor o igual que el previsto según la modelación efectuada en 2004.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 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.
- 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.
- Kiely, Gerard** (1999). *Ingeniería Ambiental: Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión*. Interamericana de España.