

## UN MODELO DE PARTICULAS PARA LA DINÁMICA DE CROMO Y SEDIMENTOS EN EL RÍO SALADO

Alfredo Trento<sup>a</sup>, Ana Alvarez<sup>a</sup>, Leonardo Filippa<sup>a</sup>, Marcos Gallo<sup>b</sup> y Susana Vinzón<sup>b</sup>

<sup>a</sup>Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral (UNL) CC 217, (3000) Santa Fe, Argentina, [alfredotrento@yahoo.com](mailto:alfredotrento@yahoo.com), [talva3@hotmail.com](mailto:talva3@hotmail.com), [leofi2004@yahoo.com.ar](mailto:leofi2004@yahoo.com.ar)

<sup>b</sup>Laboratorio de Dinamica de Sedimentos Coesivos, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Cx Po 68508- Centro de Tecnologia-1100, RJ, Brasil, [marcosgallo@peno.coppe.ufrj.br](mailto:marcosgallo@peno.coppe.ufrj.br), [susana@peno.coppe.ufrj.br](mailto:susana@peno.coppe.ufrj.br)

**Palabras clave:** cromo, partículas, Salado.

**Resumen.** Se representó el transporte de cromo asociado a sedimentos en el río Salado (Santa Fe-Argentina). Los vertidos, originados en un difusor sub-acuático, se simularon como una fuente vertical en línea de erogación continua. El objetivo fue obtener una representación de la dinámica de advección-dispersión-reacción del cromo, su interacción con los sedimentos suspendidos en la columna de agua y con los sedimentos del lecho. El escenario ambiental fue definido según las condiciones de aguas bajas imperantes en noviembre de 2008. La hidrodinámica se calculó con un sistema computacional bidimensional en planta y el transporte de cromo y sedimentos con un esquema 2DH de trayectoria de partículas. El modelo de transporte se calibró en base a mediciones realizadas en campo y determinaciones de laboratorio de muestras de agua y del lecho.

Los resultados obtenidos indican que la erogación de la fuente representó un aumento de aproximadamente un orden de magnitud hacia aguas abajo, con un decaimiento en el final del tramo. La escala temporal para el transporte de Cr en el lecho fue sustancialmente mayor a la calculada para el cromo en la columna de agua. El transporte de sedimentos finos suspendidos fue determinante para explicar el transporte de cromo mayoritariamente en forma particulada.

## 1 INTRODUCCIÓN

Los metales pesados como el cromo, son sustancias naturales que participan en complejos ciclos biogeoquímicos, cuya característica principal es que no se degradan en el ambiente (Schnoor, 1996) sino que solamente se transforman, son persistentes en los sistemas acuosos y se tornan tóxicos en ciertas condiciones (Beltrame et al., 2009). Los metales que originalmente están disueltos en el agua (Maddock & Lopes, 1988) tienen gran afinidad con el material particulado, pudiendo depositarse y luego, cuando se dan condiciones propicias para la erosión y/o resuspensión, transformarse en una fuente potencial de contaminación del curso de agua (Westrich & Förstner, 2007). Se debe considerar que los sedimentos del lecho y suspendidos son parte integral e inseparable de un río, con la capacidad de almacenar y transportar los metales en los cauces, planicies y finalmente en los estuarios (Gibbs, 1983). Un desafío importante en la evaluación del destino del Cr, su transporte, y el potencial riesgo para la biota acuática en una cuenca hidrográfica es generalmente la escala del sistema, y la falta de conjuntos de datos integrados de agua, material en suspensión y sedimentos. Por otra parte, una serie de factores como múltiples fuentes de contaminación y la presencia de varios contaminantes, confunden y aumentan el nivel de dificultad para evaluar el potencial riesgo ecotoxicológico (Szalinska et al., 2010).

Los sedimentos pueden contener elevadas concentraciones de metales pesados llegando a presentar hasta un millón de veces más metal que un volumen equivalente de agua, siendo esta proporción una función tanto de la química del metal como de la química del sedimento y del medioambiente circundante (Fairbrother et al., 2007). Es por ello que en la comunidad científica la relación metal-sedimentos recibe especial atención, dado que los metales que ingresan a los sistemas acuáticos y son sorbidos por los sedimentos están sujetos a múltiples reacciones de transformación (Maddock & Lopes, 1988) y de transporte.

El escenario ambiental de este trabajo es un tramo del curso inferior del río Salado (Santa Fe, Argentina) de 7 km de longitud (Figura 1), donde se encuentra localizada una fuente que eroga vertidos con cromo al río por medio de un difusor sumergido. El difusor está cerca de la margen derecha, en la sección donde la ruta provincial 6 (RP6) atraviesa al Salado. El tramo de río en estudio define un dominio de cálculo, que llamaremos también dominio “anidado”, está delimitado aguas arriba por una sección hidráulica ubicada a 2,6 km de la fuente y aguas abajo por otra distante 4,3 km de la fuente. Su cauce tiene un ancho promedio de 60 m, con albardones bien definidos en ambas márgenes y una profundidad promedio de 0,80 m en aguas bajas. El dominio anidado está comprendido en otro “extendido”, de 64 km de largo, delimitado aguas arriba por la sección transversal correspondiente a la confluencia del río Salado con el arroyo Cululú, y aguas abajo por la sección definida por la intersección con la ruta provincial 70 (RP70). El curso principal del río está bordeado por amplias planicies, empleadas principalmente para la producción de carne y de leche. La cuenca en la cual se localiza el tramo en estudio se inscribe en una región económicamente próspera, debido a su desarrollo agro-industrial, y a su producción de alimentos para el mercado nacional e internacional.

Existen antecedentes de la presencia de cromo y otros metales en tramos del río Salado y de sus afluentes, los arroyos Cululú y Las Prusianas (Gagneten et al., 2007). Gallo et al. (2006) determinaron concentraciones totales de cromo, de hasta 1500 µg/L y 11000 µg/g (en las inmediaciones de la fuente), y de 140 µg/L y 600 µg/g (aguas abajo de la fuente), en agua y en sedimentos de fondo respectivamente. Estas concentraciones superan largamente las consideradas naturales en aguas superficiales por Salomons & Förstner (1984). Debe tenerse en cuenta que el cromo persiste en el ambiente sin degradación y puede ser transportado en forma disuelta y/o particulada asociado a los sedimentos, principalmente a las arcillas y limos

finos, muy abundantes en aguas del río Salado.

El objetivo de este trabajo consiste en simular las variaciones espaciales y temporales de concentraciones de sedimentos suspendidos y concentraciones de cromo, en la columna de agua y en el lecho, según los vertidos de la fuente, en las condiciones hidrodinámicas de aguas bajas de noviembre de 2008.

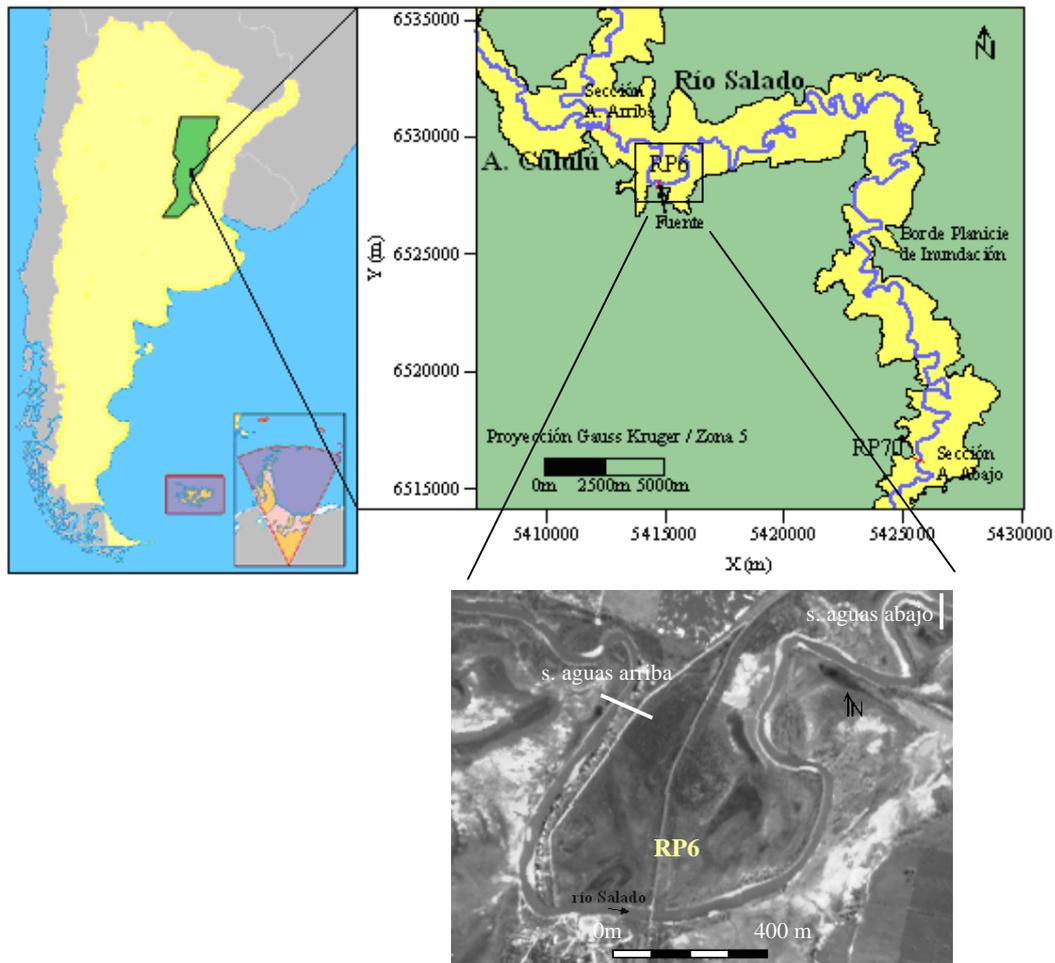


Figura 1: Tramo en estudio del cauce del río Salado, secciones de bordes, planicie de inundación, ubicación de la fuente y dominio “anidado” de modelación.

## 2 METODOLOGÍA

### 2.1 Modelo Matemático

El transporte de cromo y sedimentos en un ambiente fluvial comprende diversos procesos gobernados por la advección, la dispersión, la erosión-depositación y la cinética de sorción-desorción, que matemáticamente pueden representarse por un sistema de ecuaciones diferenciales en derivadas parciales (EDDP). El modelo matemático se compone de tres EDDP, una ecuación para las concentraciones totales de cromo en agua,  $C_{Tw}$ , otra para las

concentraciones de Cr en los sedimentos del lecho,  $r$  y la tercera para la concentración de sedimentos finos suspendidos,  $S_w$ . Las consideraciones físico-matemáticas de esas EDDP remiten a los trabajos pioneros de [Schnoor \(1996\)](#). El supuesto básico del modelo es el cumplimiento del equilibrio instantáneo de sorción, según el cual el tiempo necesario para lograr una relación de equilibrio sorción-desorción del cromo es mucho menor que el tiempo necesario para los procesos de mezcla advectivos-dispersivos. Los parámetros más relevantes son los coeficientes de partición de metales para la columna de agua y para el lecho,  $Kp_w$  y  $Kp_b$ , respectivamente. Su determinación es importante pues están relacionados con la salinidad natural de las aguas y otras variables de estado ([Johansson et al., 2001](#)). Se adoptó el supuesto de que la concentración de sedimentos en el lecho,  $S_b$ , fue invariable en el tiempo, por lo tanto no se tuvieron en cuenta cambios por migración de formas de fondo.

$$\frac{\partial C_{T,w}}{\partial t} + \frac{\partial UC_{T,w}}{\partial x} + \frac{\partial VC_{T,w}}{\partial y} = \frac{1}{h} \frac{\partial}{\partial x} \left( E_x h \frac{\partial C_{T,w}}{\partial x} \right) + \frac{1}{h} \frac{\partial}{\partial y} \left( E_y h \frac{\partial C_{T,w}}{\partial y} \right) + \frac{k_L}{h} \left( \frac{r}{Kp_b} - f_{dw} C_{T,w} \right) + r \frac{\alpha}{\gamma} S_b - k_s C_{T,w} f_{pw} \quad (1)$$

$$\frac{\partial r}{\partial t} = \left( \frac{Kp_b}{1 + S_b Kp_b} \right) \left[ -\frac{k_L}{d_a} \left( \frac{r}{Kp_b} - \frac{C_{T,w}}{1 + S_w Kp_w} \right) + k_s \gamma C_{T,w} \frac{S_w Kp_w}{1 + S_w Kp_w} - r \alpha S_b \right] \quad (2)$$

$$\frac{\partial S_w}{\partial t} + \frac{\partial US_w}{\partial x} + \frac{\partial VS_w}{\partial y} = \frac{1}{h} \frac{\partial}{\partial x} \left( h E_x \frac{\partial S_w}{\partial x} \right) + \frac{1}{h} \frac{\partial}{\partial y} \left( h E_y \frac{\partial S_w}{\partial y} \right) + \frac{m_e}{h} - \frac{m_d}{h} + S \quad (3)$$

La concentración total de cromo en agua es  $C_{T,w} = C_{sw} + C_{pw}$ , con  $C_{sw}$  y  $C_{pw}$  las concentraciones de cromo soluble y particulado, respectivamente. La concentración de cromo sorbido a los sedimentos de fondo es  $r = C_{pb}/S_b$ , con  $C_{pb}$  la concentración del metal particulado en el lecho. El coeficiente  $\gamma = h/d_a$  se consideró constante, aproximación justificable dada las escalas espaciales y temporales del modelo. Con  $h$  la profundidad local y  $d_a$  la profundidad de la capa activa del lecho (considerada constante), que representa el espesor de intercambio del cromo del lecho con la columna de agua. Los coeficientes  $f_{dw} = C_{sw}/C_{T,w}$  y  $f_{pw} = C_{pw}/C_{T,w}$  son las fracciones de Cr en agua, disuelta y particulada, respectivamente,  $\alpha$  la tasa de erosión/resuspensión,  $k_s = W_s/h$  la tasa de sedimentación, con  $W_s$  la velocidad de sedimentación media de los sedimentos en la vertical,  $k_L$  un coeficiente de transferencia de masa del metal entre la columna de agua y el agua de los poros de los sedimentos del lecho, o viceversa. Las velocidades medias en la vertical son  $U$  y  $V$ , en las coordenadas espaciales horizontales  $x$  e  $y$  respectivamente,  $t$  es el tiempo.

La dispersión longitudinal y transversal, tanto de cromo como de sedimentos, están parametrizadas por los coeficientes  $E_x = D_L \cos^2 \varphi + D_T \sin^2 \varphi$  y  $E_y = D_L \sin^2 \varphi + D_T \cos^2 \varphi$ , respectivamente ([Bedford, 1994](#)), con  $\varphi$  el ángulo entre la línea de corriente y el eje  $x$ ,  $D_L = \alpha 5.93 u_* h$  y  $D_T = \beta 0.27 u_* h$ , de acuerdo a las conocidas ecuaciones de Elder. Los coeficientes  $\alpha$  y  $\beta$  son parámetros de ajuste, y  $u_*$  es la velocidad de fricción calculada del siguiente modo:

$$u_* = \frac{n(U^2 + V^2)^{0.5} g^{0.5}}{h^{1/6}} \quad (4)$$

Con  $n$  el coeficiente de rugosidad de Manning.

Otros procesos representados fueron la pérdida de Cr de la columna de agua debido a sedimentación y la transferencia hacia el lecho, la incorporación de Cr a la columna de agua por transferencia desde el lecho y por erosión, y la incorporación de Cr debida a fuentes. Se representó la descarga como una fuente vertical en línea, con caudal y concentraciones constantes de cromo y sedimentos.

En la ecuación de transporte de sedimentos finos (3), se consideraron los procesos de erosión y depositación. Con  $m_e$  la tasa de erosión o resuspensión,  $m_d$  la tasa de sedimentación. El modelo considera que la erosión, resuspensión y depositación son procesos estrictamente pasivos, es decir, que su escala espacial vertical en relación al espesor de cambio en el lecho,  $E_{vd}$ , debe ser sustancialmente menor que la escala de las profundidades locales  $h$  del escurrimiento,  $E_h$ . La erosión del lecho se cuantifica mediante la ecuación de Ariathurai & Arulanandan (1978), en la cual el principal parámetro es la tensión de corte crítica para la erosión,  $\tau_c$ . La sedimentación de finos se evalúa de acuerdo a la ecuación propuesta por Nicholas et al. (2006), en la cual el principal parámetro es la velocidad crítica del flujo por debajo de la cual ocurre depositación. Los procesos de transporte comunes a las ecuaciones (1) y (3) son la advección, la dispersión longitudinal y la transversal.

## 2.2 Condiciones de implementación del modelo hidrodinámico y mediciones

La batimetría fue registrada mediante ecosonda desde un bote a lo largo del centro del cauce. Se acotó el pelo de agua en las secciones RP6 y RP70, mediante lectura de escala hidrométrica. El caudal fue medido mediante aforo por vadeo con mini-molinete. Se midió la turbiedad en 12 verticales ubicadas en 6 secciones transversales, mediante una sonda. Se tomaron muestras de agua con una botella Wildco de 2,2 L y muestras de sedimentos del lecho con una draga, para determinar  $r$ , la porosidad  $\phi$  y  $S_b$ . Las concentraciones de sólidos suspendidos totales ( $S_w$ ) se determinaron en laboratorio según la norma ASTM Method D3977-97B (Guo, 2006). Las concentraciones de cromo total y disuelto en agua y en sedimentos del lecho se determinaron por FAAS o HGAAS, según norma EPA 200.2 (Martin et al., 1994).

Las condiciones hidrodinámicas del tramo en estudio se calcularon en dos etapas. En la primera se empleó el sistema computacional HEC-RAS 4.0 (Brunner, 2008) implementado en el dominio “extendido” (Figura 1). Las condiciones de borde aguas arriba fueron definidas con series diarias de caudales para el período entre el 27 de octubre y el 25 de diciembre de 2008. En la sección RP70 se implementó una curva de descarga calculada en base a los caudales suministrados por la SSRH (2004). Se destaca que en esta sección se dispone de lecturas hidrométricas diarias. Se consideraron las batimetrías de 34 secciones transversales (obtenidas en relevamientos de campo anteriores) y el coeficiente de rugosidad  $n$  de Manning se fijó en 0.04 según estudios antecedentes. El modelo hidrodinámico fue calibrado con el registro de la cota del pelo de agua en RP6 y en secciones intermedias.

En una segunda etapa se utilizó el módulo hidrodinámico 2DH de SisBAHIA® (Rosman, 2010) para el dominio “anidado”. El sistema resuelve la ecuación de conservación de masa integrada a lo largo de la vertical y las dos ecuaciones de conservación de cantidad de movimiento con la aproximación de aguas someras (para escurrimientos homogéneos), en las direcciones horizontales  $x$  e  $y$ . La discretización espacial en el plano horizontal  $x$ - $y$  del dominio se hace mediante elementos finitos Lagrangeanos isoparamétricos. En este caso las variables del escurrimiento y los parámetros del dominio son definidos por polinomios Lagrangeanos cuadráticos en una malla cuadrangular. En la discretización temporal son aplicados esquemas de diferencias finitas de segundo orden, utilizándose el esquema de

Crank-Nicholson para los términos lineales y una factorización implícita de segundo orden en los no lineales (Rosman, 2010). Las ecuaciones gobernantes del modelo 2D requieren condiciones iniciales y de contorno, ya sean estos contornos de tierra o abiertos. Los primeros representan los márgenes de los cuerpos de agua y posibles puntos con aflujos y reflujos. Los contornos abiertos representan los límites del dominio de agua modelado, y no una frontera sólida. La prescripción de velocidades normales, o caudales, está usualmente asociada a contornos terrestres y las elevaciones de la superficie libre son generalmente asociadas a contornos abiertos.

El dominio “anidado” en estudio comprende aproximadamente una superficie de 0,36 km<sup>2</sup> del cauce del río, se muestra en la Figura 2. Este dominio de modelación se representó con una malla compuesta de 1261 elementos cuadrangulares isoparamétricos, de 9 nodos por elemento, con un total de 5719 nodos. Se emplearon elementos de un ancho no mayor a 30 m, de modo de contar con cinco a nueve nodos de cálculo en la dirección transversal a la corriente. El plano horizontal de referencia para las batimetrías se ubicó en cota cero IGM. Las condiciones hidrodinámicas iniciales y de borde en la sección de aguas arriba se establecieron en función de los resultados obtenidos con el sistema computacional 1D, aplicado en el dominio “extendido”. La sección de borde de aguas arriba está a 2600 m de la sección de RP6 (Figura 3) y la de borde de aguas abajo a 4300 m de RP6. En la sección de aguas abajo fue fijado un nivel de agua de 15,66 m cota IGM para el caudal aforado  $Q = 4,3 \text{ m}^3/\text{s}$ . La simulación se efectuó para un tiempo total de 36 horas, con un intervalo temporal  $\Delta t = 5$  segundos.

### 2.3 Modelo de partículas e implementación

La aproximación numérica a la solución de las ecuaciones (1) y (3) consistió de la combinación lineal de dos componentes, una determinística y otra estocástica. Esta última es función del movimiento aleatorio de las partículas, que representan la cantidad de masa de un escalar cuyo dinámica se pretende representar (Tompson, 1993; Kitanidis, 1994). En el modelo de trayectoria de partículas la posición de cada partícula en un sistema de coordenadas rectangulares se representa por el vector  $X(t)$ . El movimiento aleatorio de cada partícula se describe por una ecuación no lineal de Langevin (Dimou y Adams, 1993):

$$\frac{dX}{dt} = A(X, t) + B(X, t)\xi(t) \quad (5)$$

en la cual  $A(X, t)$  es un vector que representa la componente determinística que actúa para cambiar la posición  $X(t)$ , la variable  $B(X, t)$  es un tensor que caracteriza la componente aleatoria, y  $\xi(t)$  es un vector compuesto de números aleatorios. De acuerdo a Tompson y Gelhar (1990), la forma discreta de la ecuación (5) es:

$$X_n = X_{n-1} + A(X_{n-1})\Delta t + B(X_{n-1})Z(0,1)\sqrt{\Delta t} \quad (6)$$



Figura 2: Grilla del dominio “anidado” para el modelo hidrodinámico SisBaHiA<sup>®</sup>, se indica la traza de la sección transversal RP6.

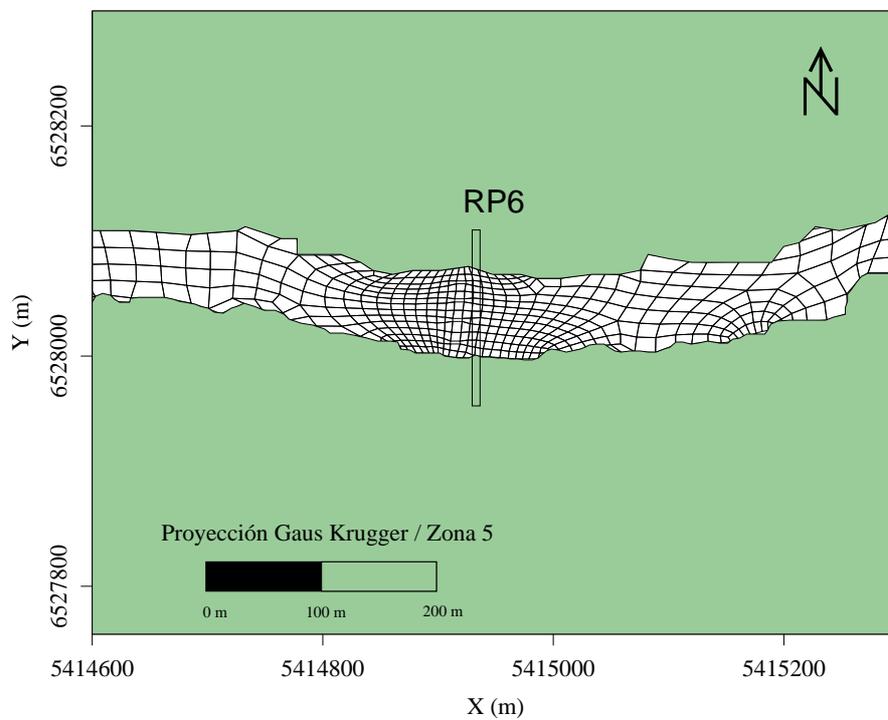


Figura 3: Sector de grilla del dominio “anidado” en las inmediaciones de la sección transversal RP6.

donde  $X_n$  es la posición para el tiempo  $n\Delta t$ , con  $n$  un número entero positivo y  $\Delta t$  el intervalo de tiempo,  $Z$  es un vector de tres componentes aleatorios independientes con media cero y

varianza unitaria. La teoría del método de trayectoria de partículas está fundada en la analogía entre la ecuación de Fokker-Planck y la ecuación de advección-difusión (Jin, 1993). Si se define una función de densidad de probabilidades  $P$  para  $X(t)$ , esta satisface la ecuación de Fokker-Planck, que puede escribirse del siguiente modo:

$$\frac{\partial P}{\partial t} + \frac{\partial(A_i P)}{\partial X_i} = \frac{\partial^2}{\partial X_i^2} (B_{ij} P) \quad (7)$$

Las variables  $A_i$  y  $B_{ij}$  están relacionadas directamente a sus homólogas de la ecuación de Langevin (5). La densidad de probabilidades  $P$  de la trayectoria de partículas es equivalente a la concentración del escalar. Luego, por analogía, puede obtenerse para la ecuación bidimensional:

$$\Delta x = \left( U + \frac{E_x}{h} \frac{\partial h}{\partial x} + \frac{\partial E_x}{\partial x} \right) \Delta t + Z_1 \sqrt{2 E_x \Delta t} \quad (8)$$

$$\Delta y = \left( V + \frac{E_y}{h} \frac{\partial h}{\partial y} + \frac{\partial E_y}{\partial y} \right) \Delta t + Z_2 \sqrt{2 E_y \Delta t} \quad (9)$$

donde  $Z_1$  y  $Z_2$  son números aleatorios independientes. El primer término de la derecha representa el desplazamiento determinístico y el segundo, el aleatorio. El término determinístico tiene tres componentes: las velocidades medias del flujo, los gradientes batimétricos y el último los gradientes de los coeficientes de dispersión, debido a la no-homogeneidad de los coeficientes. Los últimos dos son llamados 'términos de deriva' (Kitanidis, 1994).

Las partículas se mueven a cada intervalo de tiempo  $\Delta t$  debido a los efectos combinados de la advección y la dispersión. La elección de  $\Delta t$  está condicionada a que la distancia que se desplaza cada partícula no sea mayor que el tamaño de la celda sobre la cual se desea calcular la concentración, de ese modo ninguna partícula puede viajar más allá de las celdas vecinas en cada  $\Delta t$  y así se disminuyen los errores por extrapolación de velocidades desde la celda de origen. Esta condición es muy importante cuando el campo de velocidades es no uniforme. Existen diferentes modos de interpolar las velocidades, en el presente trabajo se empleó un esquema bilineal.

El modelo requiere definir las condiciones iniciales y el efecto de los bordes laterales. En este caso se implementaron bordes totalmente reflejantes. Para una fuente continua, a cada intervalo de tiempo ingresa una cantidad de masa conocida  $M_s$ , distribuída en un número prefijado de partículas homogéneas. Las concentraciones son evaluadas para cada celda según el número de partículas y el volumen de agua de la misma, asignándose el valor de la concentración al centro de la celda. Son factores importantes para una buena representación, considerar: a) el número adecuado de partículas, b) el procedimiento de interpolación de velocidades y c) los efectos de bordes. El algoritmo de trayectoria de partículas está libre de concentraciones negativas y pérdidas de masa, lo cual lo hace particularmente apto para representar fuentes verticales en línea como la que se pretende simular (Korotenko et al., 2004). Los detalles numéricos del modelo de trayectoria de partículas pueden consultarse en Trento et al. (2005).

La ecuación (2) fue discretizada del siguiente modo:

$$r_j^{t+1} = r_j^t (1 - a_{7j} \Delta t) + C_{T_w}^{t+1} a_{8j} \Delta t \quad (10)$$

Con  $a_{7j} = (k_L + d_a \alpha K_{pb} S_b) / (d_a (1 + K_{pb} S_b))$  y  $a_{8j} = K_{pb} (h_j k_s K_{pw} S_w^{t+1} + k_L) / (d_a (1 + K_{pb} S_b) (1 + K_{pw} S_w^{t+1}))$ , los subíndices  $j$  y los supraíndices  $t$  indican niveles de cálculo espaciales y temporales, respectivamente.

Se emplearon intervalos temporales  $\Delta t = 10$  segundos. El ingreso de la masa de sedimentos y cromo desde la fuente se representó mediante el ingreso de ocho partículas de 10 gramos cada una para la masa de sedimentos suspendidos y de 0,021 gramos para la masa de cromo, en cada  $\Delta t$ , para un caudal erogado equivalente al 2% del caudal del río. La escala temporal del transporte de los escalares en la columna de agua, aproximada por el tiempo de viaje o escala advectiva, fue de 4 hs. El cálculo de las concentraciones se realizó en base a un espaciamiento de 5 m. El modelo se procesó para un tiempo total de 36 hs, para condiciones hidrodinámicas estacionarias. La tensión de corte crítica para erosión se fijó en  $0,20 \text{ N/m}^2$ , la velocidad crítica para depositación  $U_{cr} = 0,07 \text{ m/s}$ ,  $k_s = 1 \cdot 10^{-06} \text{ 1/s}$ . El coeficiente de partición para la columna de agua se adoptó de acuerdo a los resultados obtenidos por Gallo et al. (2006) en  $K_{pw} = 40 \text{ m}^3/\text{kg}$  y para los sedimentos se adoptó  $K_{pb} = 3 \text{ m}^3/\text{kg}$ . En base a la profundidad de muestreo en el lecho, se consideró  $d_a = 0,01 \text{ m}$  y se adoptó  $k_L = 4,95 \cdot 10^{-05} \text{ m/s}$ . Los coeficientes  $K_{pw}$ ,  $k_L$ ,  $k_s$  y  $d_a$  se emplearon como parámetros de ajuste del modelo. Los coeficientes de dispersión  $D_L$  y  $D_T$  fueron  $0,081$  y  $0,030 \text{ m}^2/\text{s}$ , respectivamente.

La concentración de sedimentos en el lecho se calculó mediante  $\phi: S_b = 1200 \text{ kg/m}^3$ . Se establecieron como condiciones iniciales  $S_w(x, 0) = 0,080 \text{ kg/m}^3$ ,  $C_{T_w}(x, 0) = 0,002 \text{ mg/m}^3$  y  $r(0) = 10 \text{ mg/kg}$ . En la sección de aguas arriba se fijaron  $S_w(0, t) = 0,030 \text{ kg/m}^3$ ,  $C_{T_w}(0, t) = 0,001 \text{ mg/m}^3$  compatibles con las mediciones efectuadas.

### 3 RESULTADOS

Los resultados de la simulación hidrodinámica mostraron que el campo de velocidades se estabilizó en apenas 4 hs. De acuerdo a los resultados del sistema SisBAHIA<sup>®</sup>, los módulos de velocidades medias en la vertical estuvieron en el rango entre  $0,02$  y  $0,19 \text{ m/s}$ , con profundidades entre  $0,30$  y  $1,20 \text{ m}$ .

En la Figura 4 se muestra la distribución de concentraciones de sedimentos suspendidos calculadas para  $t = 3$  hs, las cuales se encuentran dentro del mismo orden que las concentraciones medidas, en un valor promedio de  $0,082 \text{ g/L}$ . Se advierte que la nube de sedimentos no ha alcanzado la sección de aguas abajo del dominio y que tampoco se mezcló completamente en la transversal en las cercanías de la fuente. Los resultados del modelo para tiempos posteriores, de  $t = 4$  hs en adelante, indican condiciones de equilibrio sedimentológico en casi todo el dominio de cálculo. El análisis granulométrico con un difractómetro de laboratorio mostró que los sedimentos finos se encontraron mayoritariamente en la categoría de limos finos y medios.

En la Figura 5 se muestra la distribución de concentraciones de cromo total en la columna de agua para  $t = 3$  hs. El alcance de la pluma de cromo en la columna de agua es similar a la pluma de  $S_w$  mostrada en la Figura 4. Aproximadamente a las cuatro horas de la emisión, la nube de concentraciones se estabiliza y alcanza condiciones de mezcla completa en la sección transversal, a una distancia de aproximadamente  $400 \text{ m}$  agua abajo de la fuente. Esta distancia resulta aproximadamente la mitad de la obtenida con la fórmula de Fischer et al. (1979) para condiciones de flujo uniforme.

La fracción particulada calculada del Cr en agua fue, en promedio  $0,75$ , lo cual pone en

evidencia la tendencia del Cr a transportarse sorbido a los sedimentos finos suspendidos. Estos resultados acuerdan satisfactoriamente con las mediciones realizadas en laboratorio.

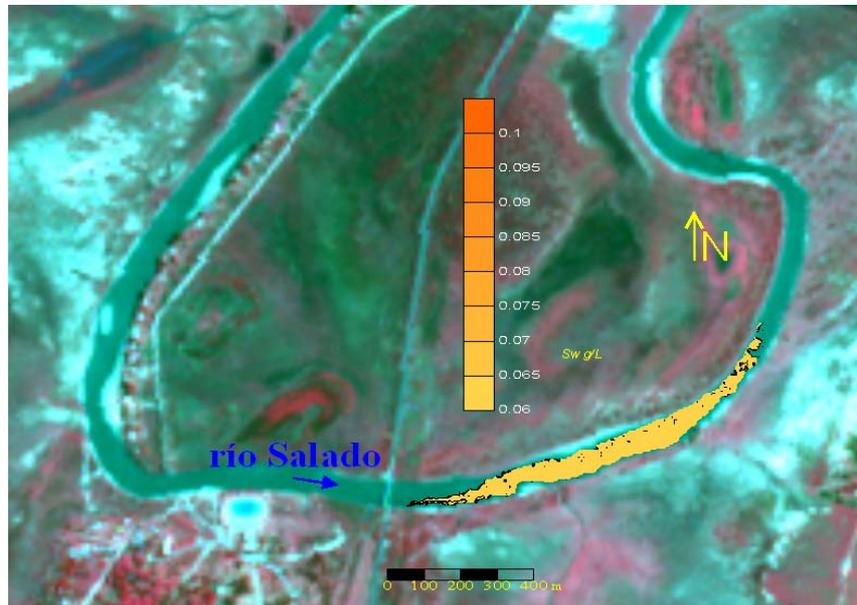


Figura 4: Nube de  $S_w$  calculada con el modelo para  $t=3$  hs

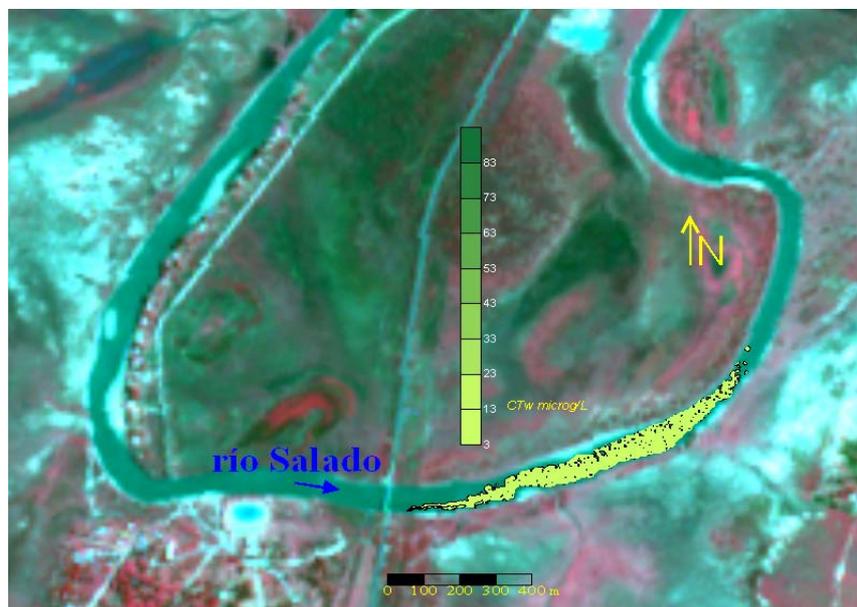


Figura 5: Nube de  $C_{Tw}$  calculada con el modelo para  $t=3$  hs

Las concentraciones medidas de Cr en los sedimentos del lecho,  $r$ , alcanzaron un valor máximo de  $28 \mu\text{g/g}$  aguas abajo de la fuente, con una distribución irregular. El modelo representó adecuadamente las concentraciones medidas para  $t > 48$  hs, lo cual muestra que la escala de tiempo del cromo en el lecho es muy distinta a la de la columna de agua. Resultados

similares se obtuvieron en un estudio antecedente (Trento & Alvarez, 2008).

Un análisis de sensibilidad efectuado con  $d_a=3$  cm demostró que la escala de tiempo para  $r$  aumenta, mientras que no se observaron cambios sustanciales para  $C_{Tw}$ , para las mismas condiciones hidro-sedimentológicas simuladas.

#### 4 CONCLUSIONES

Se realizó una simulación hidrodinámica en base a ecuaciones integradas en la vertical, que permitió representar adecuadamente las condiciones observadas durante los trabajos de campo en noviembre de 2008.

Las mediciones con sonda de turbiedad y el análisis en laboratorio de las muestras de agua recolectadas, permiten concluir que existieron condiciones de equilibrio sedimentológico en el dominio de modelación. Esas condiciones se representaron satisfactoriamente con el modelo numérico de transporte de sedimentos suspendidos.

Las nubes de  $S_w$  y  $C_{Tw}$  se estabilizaron para  $t=4$  hs. La distancia de mezcla completa en la sección transversal, se logró 400 m aguas abajo de la fuente, aproximadamente.

La escala temporal para las concentraciones de Cr en el agua fue de 4 hs, mientras que el lecho requiere como mínimo 48 hs para alcanzar condiciones estables de  $r$ , en condiciones estacionarias.

#### Agradecimientos

Este trabajo fue realizado en el marco de los Proyectos de Investigación CAI+D 2009 PI 38-194, subsidiado por la Universidad Nacional del Litoral (UNL, en Santa Fe) y PICT RAICES 35885, subsidiado por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica de Argentina y UNL.

#### REFERENCIAS

- Ariathurai, R., and Arulanandan, K., Erosion Rates of Cohesive Soils, *Journal of Hydraulics Division*, 104:279-283, 1978.
- Bedford, K. Diffusion, dispersion and sub-grid parameterization. Chapter 4 in "Coastal, Estuarial and Harbour Engineers" Reference Book", Ed. by M. B. Abbot and W. A. Price, E&FN Spon, 1994.
- Beltrame, M., De Marco, S., and Marcovecchio, J., Dissolved and particulate heavy metals distribution in coastal lagoons. A case study from Mar Chiquita Lagoon, Argentina, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85:45-56, 2009.
- Brunner, G., HEC-RAS, *River Analysis System, Hydraulic Reference Manual, Versión 4.0*. U.S. Army Corps of Engineers. (<http://www.hec.usace.army.mil>), 2008.
- Dimou, K.N., and Adams, E.E., A Random-walk, Particle Tracking Model for Well-mixed Estuaries and Coastal Waters, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 37:99-110, 1993.
- Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K., and Wood, W., Framework for metals risk assessment, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 68:145-227, 2007.
- Fischer, H.B., List, E.J., Y.Koh, R.C., Imberger, J., and Brooks, N.H., *Mixing in inland and coastal waters*, Hermosa Publ., New Mexico, USA, 1979.
- Gagneten, M., Gervasio, S., and Paggi, J., Heavy Metal Pollution and Eutrophication in the Lower Salado River Basin (Argentina), *Water, Air and Soil Pollution*, 178:335-349, 2007.
- Gallo, M., Trento, A., Alvarez, A., Beldoménico, H., and Campagnoli, D., Dissolved and Particulate Heavy Metals in the Salado River (Santa Fe, Argentina), *Water, Air, and Soil Pollution*, 174:367-384, 2006.
- Gibbs, R., Effect of Natural Organic Coatings on the Coagulation of Particles, *Environmental*

- Sciences and Technologies*, 17(4):237-240, 1983.
- Guo, Q., Correlation of Total Suspended Solids (TSS) and Suspended Sediment Concentration (SSC) Test Methods, New Jersey Department of Environmental Protection, Division of Science, Research and Technology. Contract No. SR05-005, 2006.
- Jin, X. Y., *QuasiThree-Dimensional Numerical Modelling of Flow and Dispersion in Shallow Water*. Report 93-3, Delf University of Technology, 174 p, 1993.
- Johansson H., M. Lindstrom and L. Hakanson, On the Modelling of the Particulate and Dissolved Fractions of Substances in Aquatic Ecosystems-Sedimentological and Ecological Interactions, *Ecological Modelling*, 137:225-240, 2001.
- Kitanidis, P., Particle-tracking equations for the solution of the advection- dispersion equation with variable coefficients, *Water Resources Research*, 30:3225 -3227, 1994.
- Korotenko, K., Mamedov, R., Kontar, A., and Korotenko, L., Particle tracking method in the approach for prediction of oil slick transport in the sea: modelling oil pollution resulting from river input, *Journal Marine Systems*, 48(1-4):159-170, 2004.
- Maddock, J., and Lopes, C., Behaviour of Pollutnat Metals in Aquatic Sediements, in: Seelinger U., Lacerda L., & Patchineelam, S. R. (eds), *Metals in Coastal Environments of Latin America*, Heidelberg, Springer-Verlag, Germany, 1988.
- Martin, T.D., Creed, J.T., and Brockhoff, C.A., Sample preparation procedure for spectrochemical determination of total recoverable elements: U.S. Environmental Protection Agency Report, Revision 2.8, EMMC Version, 12 p, 1994.
- Nicholas, A., Walling, D., Sweet, R., and Fang, X., New strategies for upscaling high-resolution flow and overbank sedimentation models to quantify floodplain sediment storage at the catchment scale, *Journal of Hydrology*, 329:577– 594, 2006.
- Rosman, P., Referência Técnica do SisBaHiA®, (<http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br>), 2010.
- Salomons, W., and Förstner, U., Trace metal analysis on polluted sediments Part II: Evaluation of environmental impact, *Environmental Technology Letter*, 1:506-517, 1984.
- Schnoor, J., Modelling trace metals, in: *Environmental modelling-fate and transport of pollutants in water, air and soil*. John Wiley & Sons Inc, Iowa , USA, 1996.
- SSRH, Subsecretaría de Recursos Hídricos, *Estadística Hidrológica de la República Argentina*. Presidencia de la Nación, Rep. Argentina, 2004.
- Szalinska, E., Dominik, J., Vignati, D., Bobrowski, A., and Bas, B., Seasonal transport pattern of chromium(III and VI) in a stream receiving wastewater from tanneries, *Applied Geochemistry*, 25 :116-122, 2010.
- Tompson, A.F.B. and Gelhar L.W., Numerical simulation of solute transport in three-dimensional, randomly heterogeneous porous media, *Water Resources Research*, 26:2541-2562, 1990.
- Tompson, A.F.B., Numerical Simulation of Chemical Migration in Physically and Chemical Heterogeneous Porous Media, *Water Resources Research*, 29:3709-3726, 1993.
- Trento, A., and Alvarez, A., Modeling the Transport of Chromium and Fine Sediments with a Meshless Method, VIII World Conference on Computational Mechanics (WCCM8), Venice, Italy, 2008.
- Trento, A., Vinzón, S., Mascarenhas, F.B., and Roldão J., Assessments on the Particle-Tracking Method Applied to Transport Problems, CIL0702 in Proceedings of the XXVI Iberian Latin-American Congress on Computational Methods in Engineering, CILAMCE 2005, ABMEC & Latin American Assoc. of Comp. Methods in Engineering (AMC), Guarapari, Espírito Santo, Brazil, 2005.
- Westrich, B., and Förstner, U., *Sediment Dynamics and Pollutant Mobility in Rivers. An interdisciplinary Approach*, Springer, Germany, 2007.