

TRANSPORTE DE METALES PESADOS EN CURSOS FLUVIALES

Ana M. T. Alvarez, Alfredo E. Trento

*Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas
Universidad Nacional del Litoral CC 217, (3000) Santa Fe
talva@fich1.unl.edu.ar, atrento@fich1.unl.edu.ar*

Palabras clave: metales, ríos, partición, sedimentos, Quickest

Resumen. *Los ríos y estuarios suelen ser los principales receptores de los residuos generados por las actividades humanas (efluentes industriales, rurales y urbanos) los que aportan sustancias sumamente peligrosas, especialmente metales pesados. Los metales pesados se encuentran en los diferentes componentes de un sistema acuático: agua, sedimentos suspendidos, lecho y los distintos componentes de la biodiversidad. La contaminación de sedimentos es considerada por varios organismos ambientales internacionales como el mayor riesgo en estos ambientes acuáticos en virtud de que estos elementos persisten en el medio como micropoluentes con elevada toxicidad.*

En el presente trabajo se simuló el transporte de hierro y cromo en un curso fluvial: el arroyo Las Prusianas (Santa Fe), con un modelo Eulereano que aproxima la ecuación de advección dispersión mediante un algoritmo de tercer orden. Se determinaron las variaciones espaciales y temporales al nivel de concentraciones totales de metales en agua y en sedimentos de fondo.

La implementación del modelo se realizó bajo el supuesto de equilibrio instantáneo, equivalente a admitir que las escalas de tiempo de los principales procesos de transporte (advección, dispersión, resuspensión y sedimentación) son sustancialmente mayores que las escalas de las cinéticas de sorción de los metales pesados. El modelo, aún en una primera etapa de desarrollo, permitió representar muy bien las concentraciones totales medidas en agua y sedimentos de fondo, con lo cual se espera contar con una importante herramienta de predicción y manejo de sistemas ambientales fluviales.

1 INTRODUCCION

Los metales pesados (MP) se encuentran en forma natural en el agua y pueden aumentar su presencia a través de actividades antrópicas: industriales, agrícolas, municipales. Una serie de daños a la salud humana y al medio ambiente están asociados a una mayor o menor concentración de MP¹. Metales como cobre, cinc y manganeso son micronutrientes esenciales para el crecimiento de los organismos acuáticos, en cuanto que otros metales como mercurio, plata, plomo y cadmio no son requeridos para su metabolismo y son tóxicos hasta en pequeñas concentraciones. Dependiendo de su concentración, todos los metales son tóxicos, incluyendo aquellos mencionados como micronutrientes. Algunos volátiles como el cadmio, cinc, mercurio y plomo pueden ser transportados por gases y cenizas suspendidas en el aire y depositarse tanto en el agua como en el suelo, arrastrados por el escurrimiento sobre las superficies de las cuencas, transportados por canales y arroyos hasta los ríos y finalmente conducidos hasta los estuarios, que suelen ser sus principales receptores. De tal modo, los cursos de agua y en especial sus sedimentos, tanto de fondo como suspendidos no sólo actúan como vehículos del transporte de metales sino que constituyen una gran fuente de acumulación de MP en el ambiente acuático^{2,3}.

En recientes estudios con trazadores aplicados a un curso fluvial se determinó que en las zonas de recirculación, o zonas “muertas” del río, se depositó hasta un 76% de cromo (Cr) en los sedimentos de fondo⁴. En este sentido es que se afirma que los sedimentos constituyen el último sumidero para los metales pesados⁵.

La necesidad de evaluar y predecir las consecuencias ambientales del transporte de metales en ríos y estuarios se tradujo en la formulación de varios modelos numéricos^{6,7,8,9,10,11,12,14,15,16}. Entre ellos, Katopodes y Piasecki⁶ aproximaron la solución de la ecuación 2D de advección-dispersión-reacción para un cuerpo de aguas someras con contaminantes bien mezclados en la vertical, mediante el método de Elementos Finitos. Para ríos y estuarios otros autores⁷ desarrollaron un modelo de advección-difusión de metales pesados en la fase disuelta, partición entre las fases, transporte de sedimentos y transporte de constituyentes orgánicos por volatilización y biodegradación. Se empleó un esquema implícito en direcciones alternadas en Diferencias Finitas con coeficientes empíricos para la partición. Shrestha y Orlob⁸ elaboraron un código en Elementos Finitos para el transporte de sedimentos cohesivos, cálculo de erosión y sedimentación. La remoción de MP de la columna de agua resulta de los procesos de adsorción sobre los sedimentos suspendidos. Un modelo 2D integrado en vertical⁹, fue desarrollado en 1999 mediante un esquema en Diferencias Finitas para calcular las concentraciones disueltas y particuladas de metales y el transporte de sedimentos; el coeficiente de partición lo expresaron en función de la salinidad.

En 2002 otros investigadores¹⁰ simularon el transporte de sedimentos, los procesos de resuspensión y las concentraciones de metales pesados en agua para eventos, desde fuentes puntuales y no puntuales con la versión 1D del modelo Environmental Fluid Dynamics Code (EFDC)¹¹, con un esquema en Diferencias Finitas. Este modelo de transporte de contaminantes es similar al modelo Wasp5 Toxic model¹². Los resultados pusieron de manifiesto la importancia de las fuentes no puntuales y de la acumulación de metales en el lecho. Una descripción sobre modelos tridimensionales puede consultarse en Hayter y

Pakala¹³ y Falconer y Lin¹⁴, para aplicaciones en experimentos de laboratorio en Sui Liang Huang¹⁵ y para modelos integrados para cuencas en Solo-Gabriele y Perkins¹⁶.

En este trabajo se modela el transporte de hierro (Fe) y cromo (Cr) en la cuenca del arroyo Las Prusianas (Figura 1), ubicada en el centro de la provincia de Santa Fé (Argentina), con un área aproximada de 1200 km². Posee tres cursos de agua permanentes: los arroyos Las Prusianas, Flesia y La Paloma, además de numerosos canales artificiales menores, bañados y cañadas que desaguan a los cursos principales. El centro urbano más importante es la ciudad de Rafaela con 83.600 habitantes aproximadamente, que junto a los poblados menores (Grutly, Nuevo Torino, Felicia, Pilar, Humboldt, etc.) suman en total 115.000 habitantes en el área de la cuenca. Desde el punto de vista económico sobresalen los emprendimientos vinculados a la industria láctea, la actividad agro-industrial basada en establecimientos metalúrgicos, mecánicos, frigoríficos y de la industria del cuero. Actualmente el empleo de los cursos de agua como receptores de las descargas cloacales, pluviales, industriales y otros efluentes del más diverso origen sin un adecuado tratamiento sanitario ha provocado un serio daño en la calidad de las aguas superficiales¹⁷. La presencia de MP en las mismas ha sido adjudicada a curtidurías ubicadas en la ciudad de Rafaela que verterían sus desechos líquidos a un canal.



Figura 1: Ubicación del tramo en estudio

2 MODELO CONCEPTUAL

Conocer los procesos y mecanismos que controlan el ciclo de los MP en el ambiente acuático es de fundamental importancia para comprender la real dimensión de su impacto. Los metales son sensiblemente afectados por mecanismos de sorción, sedimentación y

resuspensión, tienen tendencia a formar fuertes complejos en solución, complejos superficiales con algunos ligantes en las partículas sólidas, a presentar adsorción física, sorción química e intercambio de iones con superficies sólidas. Debido a esto su análisis presenta dificultades, haciéndose necesario distinguir entre el metal disuelto y el adsorbido, para lo cual se apeló a la definición del coeficiente de partición, K_p ¹⁸. De lo dicho se desprende que los MP pueden existir en aguas de río en dos fases: particulada y disuelta. En la primera están adsorbidos a los sedimentos en suspensión y a los de fondo, fundamentalmente los sedimentos finos (limos y arcillas), en la segunda están disueltos en el cuerpo de agua o en el agua de los poros del lecho. Durante el transporte se produce un intercambio constante entre estas fases¹⁹.

Debido a que los MP tienen un comportamiento conservativo, es decir, no se degradan por procesos de biodegradación, fotólisis o decaimiento radiactivo, no se producen pérdidas de masa lo cual agrava la problemática ambiental al acumularse en la biota y el medio acuático en general. Asimismo los metales pueden aparecer en diferentes formas químicas, exhibiendo diferentes modos de transporte y toxicidad, con lo cual su análisis puede llegar a ser sumamente complicado.

Las variaciones en las concentraciones de sedimentos en agua (S_w) y de fondo (S_b) realizan dos acciones bien marcadas en los procesos de polución¹⁹:

- con altos contenidos de arcillas minerales y coloides orgánicos e inorgánicos, pueden adsorber una gran variedad de poluentes presentes en el agua, entre ellos, MP. A través de la depositación de esos materiales puede reducir la concentración de poluentes en la columna de agua.
- en contraposición, los sedimentos pueden producir una polución secundaria de la columna de agua, que se desarrolla cuando los sedimentos del fondo (contaminados) son resuspendidos por la corriente de agua.

La Figura 2 muestra un modelo conceptual de los diferentes procesos que ocurren entre el lecho del río y en la columna de agua. Se indican las cinéticas de reacciones físicas (sedimentación, resuspensión, adsorción/desorción, transferencia de gases), transformaciones biológicas (oxidación/reducción biológica) y reacciones químicas (hidrólisis, oxidación, fotólisis). Las variables involucradas son: las concentraciones [$M_{MP}L^{-3}$] de metal solubles en agua y en el volumen ambiental del lecho ($C_{s,w}$ y $C_{s,b}$), las concentraciones [$M_{MP}L^{-3}$] de metal en las partículas sólidas del agua y lecho ($C_{p,w}$ y $C_{p,b}$), las concentraciones [M_sL^{-3}] de sedimentos en agua y volumen ambiental del lecho (S_w y S_b), las tasas constantes [$L^3M_{MP}^{-1}T^{-1}$] de adsorción (k_1 y k_3), las tasas constantes [T^{-1}] de desorción (k_2 y k_4), las tasas constantes de degradación [T^{-1}] I_w y I_b , la tasa constante [T^{-1}] de sedimentación ($k_s=vs/h$), la tasa constante de resuspensión o erosión (a), la capa activa (d) del lecho [L]. El subíndice s indica soluble, p particulada, w en agua y b en el lecho.

Son varios los parámetros que afectan la sorción y la partición, entre los mecanismos que regulan las interacciones de las fases disueltas y sólidas son posibles indicar: las condiciones hidrodinámicas que influyen en la depositación de las partículas o su resuspensión, cambios en la concentración y tamaños de sedimentos y las propiedades físico-químicas del cuerpo de agua (pH , conductividad, temperatura y oxígeno disuelto) y de los sedimentos²⁰.

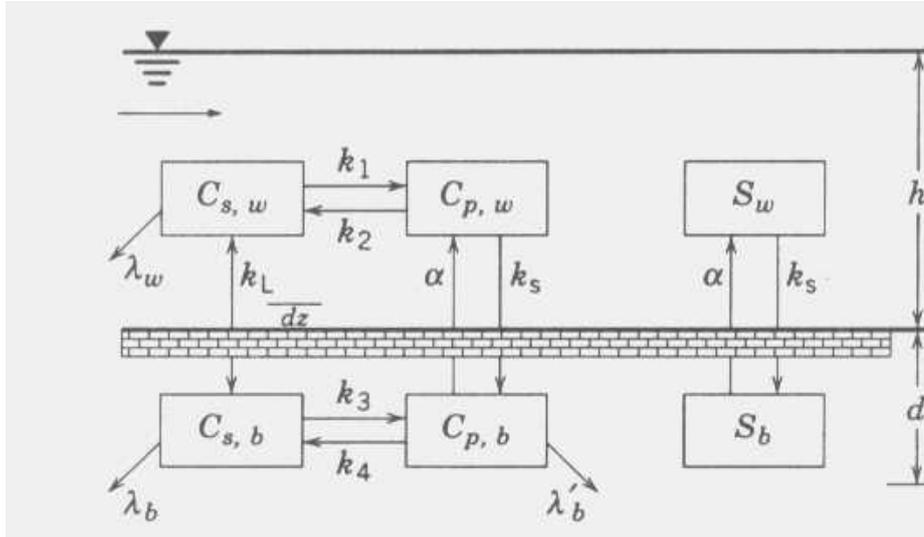


Figura 2: Esquema de las reacciones en la columna de agua de un río.

Si los tiempos de transporte (advección, dispersión, resuspensión y sedimentación) son relativamente lentos comparados con las cinéticas de sorción, como en el caso de los MP, entonces el equilibrio instantáneo puede ser asumido. Bajo estas condiciones, es aplicable el concepto de coeficiente de partición²¹, donde Kp [$L^3M_s^{-1}$] es simplemente la razón entre las tasas de adsorción y las de desorción: $Kp_w = k_1/k_2$ y $Kp_b = k_3/k_4$.

La posibilidad de determinar un coeficiente de partición sedimento/agua diferente para el lecho (Kp_b) y para la columna de agua (Kp_w), es debido básicamente a la dependencia del Kp respecto a los sedimentos suspendidos y del lecho²².

3 MODELO MATEMÁTICO DE METALES PESADOS EN RÍOS Y ESTUARIOS

3.1 Modelo General de seis ecuaciones

La advección, dispersión y reacción de los MP pueden ser simuladas mediante una ecuación de balance de masa de MP en tres dimensiones¹³. Bajo el supuesto de mezcla completa en las direcciones vertical y lateral, sólo son considerados los términos advectivos y dispersivos en la dirección principal del escurrimiento. De tal modo la ecuación de transporte de MP se expresa entonces:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(E_L A \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \frac{1}{A} \frac{\partial (QC)}{\partial x} \pm Reacciones \quad (1)$$

Donde C es la concentración de MP [$M_{MP} L^{-3}$], x es la coordenada longitudinal [L], A es el área de la sección transversal [L^2], E_L es el coeficiente de dispersión longitudinal [L^2T^{-1}], Q es el caudal líquido [L^3T^{-1}]. Respecto a las cinéticas de reacciones físicas, químicas y

transformaciones biológicas que ocurren predominantemente en la columna de agua y en el lecho (Figura 2) se considera que:

- las constantes de degradación de primer orden son diferentes en los sedimentos del lecho I_b que en la columna de agua I_w .
- las constantes de adsorción y desorción difieren en la columna de agua comparándolas con los sedimentos, debido a que estos procesos y el Kp sedimento/agua, son funciones directas de la concentración de sólidos (S_w y S_b), como ya se explicó.
- Las tasas constantes de primer orden, de sedimentación y resuspensión (k_s y a), se usan tanto para las concentraciones de sólidos (S_w y S_b) como para los tóxicos adsorbidos.
- el coeficiente de transferencia de masas (k_L) expresa la velocidad a la cual la fase disuelta por difusión molecular se mueve a través de la capa de contacto de espesor dz , en los dos sentidos en la vertical, hacia los sedimentos y desde la columna de agua. Una vez que el MP atraviesa esa capa se asume una mezcla vertical con el resto del MP contenido en agua y sedimento.
- la capa activa (d) del lecho generalmente no es homogénea y su espesor puede cambiar durante el período de interés, lo cual es difícil de predecir. En el modelo se la considera constante.

Bajo estas hipótesis se obtiene el modelo matemático para el transporte de MP y sedimentos en un flujo unidireccional, compuesto de 6 ecuaciones diferenciales en derivadas parciales, que es aplicable aún en ausencia de equilibrio instantáneo²².

para la fase disuelta en la columna de agua:

$$\frac{\partial C_{s,w}}{\partial t} = -\frac{I}{A} \frac{\partial (QC_{s,w})}{\partial x} + \frac{I}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(EA \frac{\partial C_{s,w}}{\partial x} \right) - k_1 C_{s,w} S_w - I_w C_{s,w} + k_2 C_{p,w} + \frac{k_L}{h} (C_{s,b} - C_{s,w}) + F_s(x,t) \quad (2)$$

para la fase particulada en la columna de agua:

$$\frac{\partial C_{p,w}}{\partial t} = -\frac{I}{A} \frac{\partial (QC_{p,w})}{\partial x} + \frac{I}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(EA \frac{\partial C_{p,w}}{\partial x} \right) - k_s C_{p,w} + a \frac{C_{p,b}}{g} + k_1 C_{s,w} S_w - k_2 C_{p,w} + F_p(x,t) \quad (3)$$

para los sólidos suspendidos en la columna de agua:

$$\frac{\partial S_w}{\partial t} = -\frac{I}{A} \frac{\partial (QS_w)}{\partial x} + \frac{I}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(EA \frac{\partial S_w}{\partial x} \right) - k_s S_w + \frac{a}{g} S_b + G_s(x,t) \quad (4)$$

para la fase soluble en los sedimentos del lecho:

$$\frac{\mathcal{I} C_{s,b}}{\mathcal{I} t} = -k_3 C_{s,b} S_b + k_4 \frac{C_{p,b}}{S_b} - I_b C_{s,b} - \frac{k_L}{d} (C_{s,b} - C_{s,w}) \quad (5)$$

para la fase particulada en los sedimentos del lecho:

$$\frac{\mathcal{I} C_{p,b}}{\mathcal{I} t} = k_3 \frac{C_{s,b}}{S_b} - k_4 C_{p,b} + k_s C_{p,w} g - a C_{p,b} \quad (6)$$

para los sedimentos del lecho:

$$\frac{\mathcal{I} S_b}{\mathcal{I} t} = k_s S_w g - a S_b \quad (7)$$

donde: $F_s(x,t)$ es la descarga de fuentes distribuidas de MP soluble [$\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$], y $F_p(x,t)$ es la descarga de fuentes distribuidas de MP adsorbido en la columna de agua [$\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$]. $G(x,t)$ es la descarga de fuentes distribuidas de sólidos suspendidos en la columna de agua [$\text{ML}^{-3}\text{T}^{-1}$], $g = h/d$ es el cociente entre la profundidad de agua y la altura de la capa activa del lecho.

3.2 Modelo de dos ecuaciones

Las concentraciones totales de MP en la columna de agua, $C_{T,w}$ y en los sedimentos del lecho, $C_{T,b}$ se obtienen a partir de la suma del MP adsorbido soluble y particulado en cada fase:

$$C_{T,w} = C_{s,w} + C_{p,w} \quad (8)$$

$$C_{T,b} = C_{s,b} + C_{p,b} \quad (9)$$

Sumando las ecuaciones (2) y (3) y las ecuaciones (5) y (6), bajo las siguientes consideraciones:

- se supone equilibrio instantáneo, luego es válido el concepto de Kp .
- En ausencia de degradación por transformaciones químicas y biológicas $I_w = I_b = 0$.
- S_w y S_b son temporalmente constantes, es decir:

$$\frac{\mathcal{I} S_b}{\mathcal{I} t} = 0 \quad (10)$$

$$\frac{\mathcal{I} S_w}{\mathcal{I} t} = 0 \quad (11)$$

De este modo se obtiene el modelo matemático de dos ecuaciones:

$$\frac{\partial C_{T,w}}{\partial t} = -\frac{l}{A} \frac{\partial (QC_{T,w})}{\partial x} + \frac{l}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(E_L A \frac{\partial C_{T,w}}{\partial x} \right) - k_s f_{p,w} C_{T,w} + \frac{k_L}{h} \left(\frac{r}{Kp_b} - f_{d,w} C_{T,w} \right) + \frac{aS_b r}{g} + F_s + F_p \quad (12)$$

$$\frac{\partial r}{\partial t} = \frac{k_s f_{p,w} C_{T,w} g}{\left(S_b + \frac{l}{Kp_b} \right)} - \frac{k_L}{d} \left(\frac{\frac{r}{Kp_b} - f_{d,w} C_{T,w}}{S_b + \frac{l}{Kp_b}} \right) - a S_b \frac{r}{\left(S_b + \frac{l}{Kp_b} \right)} \quad (13)$$

$$a = \frac{k_s S_w g}{S_b} \quad (14)$$

Si se asume una isotérmica lineal, se pueden definir los coeficientes de partición²³:

$$Kp_w = \frac{C_{p,w}}{C_{s,w}} \quad (15)$$

$$Kp_b = \frac{r}{C_{sbporos}} \quad (16)$$

con:

$$r = \frac{C_{p,b}}{S_b} \quad (17)$$

y

$$C_{sbporos} = \frac{C_{s,b}}{f} \quad (18)$$

f : porosidad del sedimento y r : cantidad de metal pesado sorbido a los sedimentos de fondo [$M_{MP} M_s^{-1}$].

Los coeficientes de partición se emplean para calcular las fracciones disueltas y particuladas, según las relaciones siguientes¹⁸:

$$f_{d,w} = \frac{l}{(1 + Kp_w S_w)} \quad (19)$$

$$f_{p,w} = \frac{Kp_w S_w}{(1 + Kp_w S_w)} \quad (20)$$

$$f_{d,b} = \frac{C_{s,b,poros}}{C_{T,b}} = \frac{l}{f + Kp_b r_s (1-f)} \quad (21)$$

$$f_{p,b} = 1 - f_{d,b} = 1 - \frac{I}{f + Kp_b r_s (1 - f)} \quad (22)$$

ρ_s : densidad del sedimento [$M_s L^{-3}$]

4 MODELO NUMÉRICO

Se empleó el esquema numérico Eulereano Quickest (Quadratic Upstream Interpolation for Convective Kinematics with Estimated Streaming Terms), propuesto por Leonard²⁴ que presenta un error de truncamiento de tercer orden espacial y temporal, y que está prácticamente libre de las oscilaciones de los esquemas centrados y de la disipación numérica de los esquemas regresivos aún para condiciones altamente advectivas. El algoritmo se obtiene a partir de la ecuación de advección-difusión mediante desarrollos en serie de Taylor y operaciones algebraicas, con las siguientes premisas: a) despreciando todas las derivadas espaciales de orden superior a tres, b) convirtiendo las derivadas temporales a espaciales mediante la ecuación (1) y c) despreciando todas las derivadas temporales de orden superior a tres.

La ecuación (12) se discretiza entonces del siguiente modo:

$$C_{T,w_j}^{t+1} = C_{T,w_j}^t + a_1 C_{T,w_{j-1}}^t - a_2 C_{T,w_j}^t + a_3 C_{T,w_{j+1}}^t + a_4 C_{T,w_{j-2}}^t - BC C_{T,w_j}^t + AC r_j^t \quad (23)$$

$$a_1 = k' (1 - 3c) - \frac{c}{2(c^2 - c - 2)} \quad (24)$$

$$a_2 = k' (2 - 3c) - \frac{c}{2(c^2 - 2c - 1)} \quad (25)$$

$$a_3 = k' (1 - c) - \frac{c}{6(c^2 - 3c + 2)} \quad (26)$$

$$a_4 = k' c + \frac{c}{6(c^2 - 1)} \quad (27)$$

$$AC = \left(\frac{k_L}{h Kp_b} + k_s S_w \right) Dt \quad (28)$$

$$BC = \left(\frac{k_L f_{d,w}}{h} + k_s f_{p,w} \right) Dt \quad (29)$$

Con $k' = E_L Dt Dx^{-2}$ coeficiente de dispersión adimensional y $c = UDtDx^{-1}$ el número de Courant, Dx el incremento espacial y Dt el incremento temporal.

La ecuación (13) discretizada:

$$r_j^{t+1} = (1 - AR Dt) r_j^t + BR Dt C_{T,w_j}^{t+1} \quad (30)$$

$$AR = \frac{\frac{k_L}{Kp_b} + h k_s S_w}{d \left(S_b + \frac{1}{Kp_b} \right)} \quad (31)$$

$$BR = \frac{(k_L f_{d,w} + h k_s f_{p,w})}{d \left(S_b + \frac{1}{Kp_b} \right)} \quad (32)$$

Verificándose que la ecuación (30) constituye una excelente representación de la solución teórica:

$$r = \frac{-(r_0 AR + BR C_{T,w}) e^{-AR t} - BR C_{T,w}}{-AR} \quad (33)$$

Las ecuaciones (23) y (30) requieren condiciones iniciales ($C_{T,w}(x,0) = C_0$ y $r = r_0$), mientras que (23) requiere también condiciones de borde en $x=0$ y en $x=L$. Adoptándose un valor fijo en el borde de aguas arriba y una condición de gradiente nulo en el de aguas abajo.

5 METODOLOGIA

5.1 Trabajos de campo y laboratorio

Se realizaron siete relevamientos de campo entre 1999 y 2001, donde se acotaron 10 tableros de puentes y alcantarillas y se determinaron las geometrías de secciones transversales en los cauces de los arroyos Las Prusianas, Flesia y La Paloma (Figura 1). Se aforó en distintas secciones con molinete Ott y se midieron niveles hidrométricos en todas las secciones. La única fuente puntual de contaminación encontrada en el tramo corresponde a la sección de cabecera. Respecto a las variables de calidad de aguas se midieron “in situ” indicadores convencionales y para la determinación de las concentraciones totales y disueltas de Cr y Fe en agua se realizó la toma de muestras mediante una botella muestreadora Wildco (Beta Plus, USA) de material plástico de 2,2 litros de capacidad. En el caso del sedimento de fondo las muestras se extrajeron con dragas cilíndricas de plástico de elaboración propia,

tomadas aproximadamente de los primeros 5 cm del lecho. En laboratorio se determinaron las concentraciones de sedimentos suspendidos y las concentraciones de metales totales y disueltos en agua y en sedimentos del lecho. Mayores detalles pueden consultarse en Gallo²⁵. Los análisis granulométricos mostraron que el 90% de los sedimentos son finos, lo que coincide con las características sedimentológicas generales del centro-sur de la provincia de Santa Fe²⁶, destacándose la existencia natural de abundantes segregaciones y motas de sesquióxidos de Fe y Mn.

5.2 Adimensionalización de las ecuaciones

Se realizó el análisis dimensional de las ecuaciones (12) y (13) con el objetivo de conocer la importancia relativa de cada proceso respecto al fenómeno en estudio. Los 5 primeros términos del miembro derecho de la ecuación (12) representan los fenómenos de: advección, dispersión, sedimentación, transferencia de masa entre agua de los poros del lecho-columna de agua y erosión o resuspensión, respectivamente. Mientras que los tres términos del miembro derecho de la ecuación (13) representan la sedimentación, transferencia de masa y erosión respectivamente. Se adoptaron escalas temporales para la advección, difusión en sedimentos de fondo y sedimentación: $T_{adv} = L U^{-1}$, $T_{dif} = D_m d^{-2}$ y $T_{ws} = W_s h^{-1}$, donde W_s [$L T^{-1}$] es la velocidad de sedimentación y D_m el coeficiente de difusión molecular [$L^2 T^{-1}$].

Las relaciones entre las escalas muestran que para $T_{adv} = 76$ hs, $T_{adv}/T_{ws} = 27.5$ y $T_{adv}/T_{dif} = 340$, con $L = 55$ km, $U = 0.2$ m s^{-1} , $D_m = 0.0025$ cm² s^{-1} , $d = 0.02$ m, $W_s = 0.0001$ m s^{-1} y $h = 0.5$ m. Teniendo en cuenta estos valores, se concluye que los términos que representan la sedimentación y la transferencia de masa son de igual importancia que la advección, mientras que el de dispersión es dos órdenes de magnitud menor y la erosión muestra escasa relevancia para este ejemplo.

5.3 Implementación del Modelo

Se implementó el modelo para representar las concentraciones totales en agua y en los sedimentos del lecho de *Cr* y *Fe*. Se simuló el tramo del arroyo Las Prusianas comprendido entre las localidades de Rafaela y Grutly (Figura 1), de aproximadamente 55 km de largo. Se consideraron despreciables los aportes de MP de dos afluentes del arroyo. Las velocidades medidas y las concentraciones de sedimentos suspendidos permitieron verificar las condiciones estacionarias y la escasa variación del transporte de sólidos suspendidos a lo largo del escurrimiento. Las velocidades medias variaron en el intervalo 0.20 a 0.35 ms⁻¹, las profundidades y otros detalles pueden consultarse en Sieber²⁷. Se calcularon las fracciones disueltas y particuladas de cada constituyente, al igual que los coeficientes de partición. El coeficiente de dispersión se calculó mediante una fórmula empírica. Se adoptó una porosidad $f=0.40$, un intervalo espacial $Dx = 500$ m y temporal $Dt = 180$ s.

Se establecieron las siguientes condiciones iniciales: $C_{T,w}(x,0) = 0$ mgL⁻¹ y $r(x,0) = 30$ mgKg⁻¹ para el *Cr*. Para el *Fe* $C_{T,w}(x,0) = 0$ mgL⁻¹ y $r(x,0) = 30000$ mgKg⁻¹. Para las condiciones de borde: $c_{T,w}(0,t) = 0.38$ mgL⁻¹ para el *Cr* y $C_{T,w}(x,0) = 0.90$ mgL⁻¹ para el *Fe*.

Con el fin de verificar los resultados del modelo se los comparó (Figura 3) con los obtenidos mediante una solución analítica²⁸ de la ecuación (23).

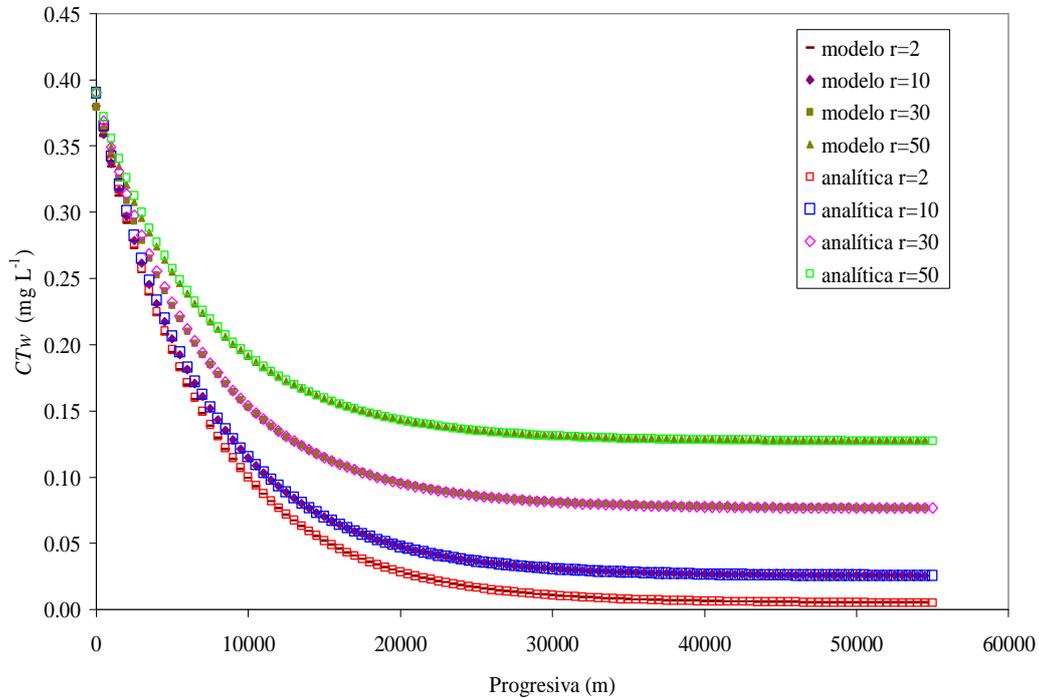


Figura 3: Comparación entre resultados del modelo y los de una solución analítica para $C_{T,w}$ de Cr .

6 RESULTADOS Y CONCLUSIONES

En las Figuras 4 y 5 se graficaron las concentraciones calculadas y medidas de $C_{T,w}$ y r para Cr , para $t = 5$ días, tiempo que es aproximadamente igual a la escala del modelo. Se destaca que se logra una adecuada representación para $C_{T,w}$ en todo el tramo mientras que para r sólo en los primeros 10 km. Para el Fe se lograron buenos resultados en las proximidades de la cabecera del arroyo mientras que en el resto del tramo el modelo subestima los valores medidos. Esta situación podría deberse, al igual que el r del Cr , a la existencia de aportes naturales²⁶ de estos constituyentes desde la capa freática, aportes no contemplados en el modelo por falta de información.

La comparación de los resultados de $C_{T,w}$ y r obtenidos con el modelo y con las respectivas soluciones teóricas, muestran el correcto funcionamiento del modelo.

Se espera enriquecer el modelo con la inclusión de una ecuación para el transporte de sedimentos suspendidos.

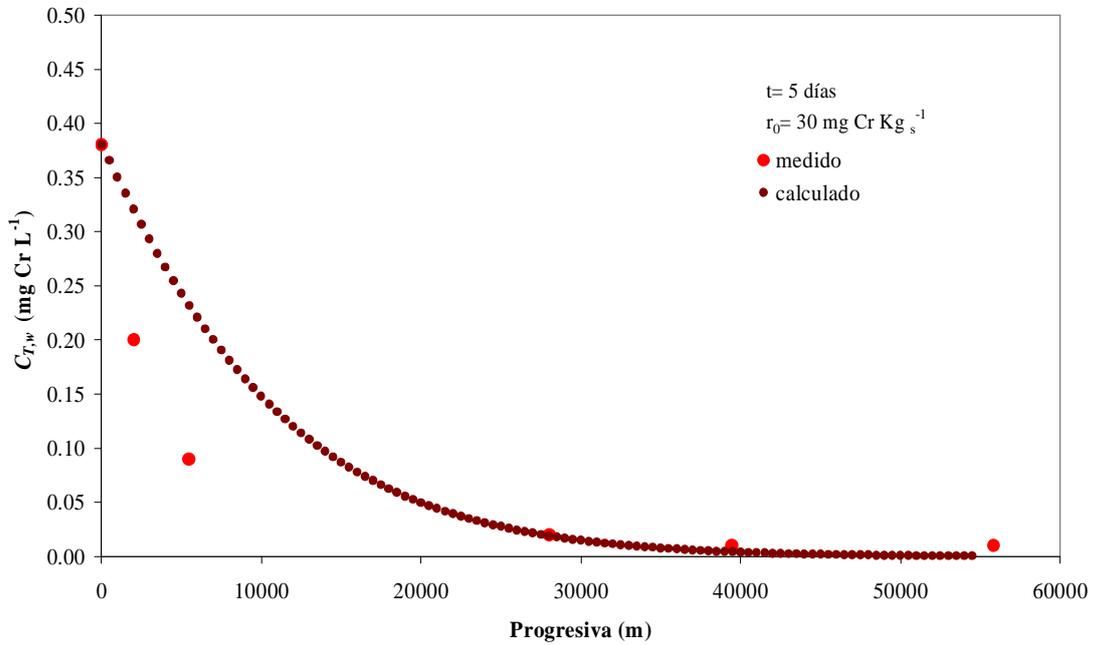


Figura 4: Concentraciones Totales de Cr en agua medidas y calculadas.

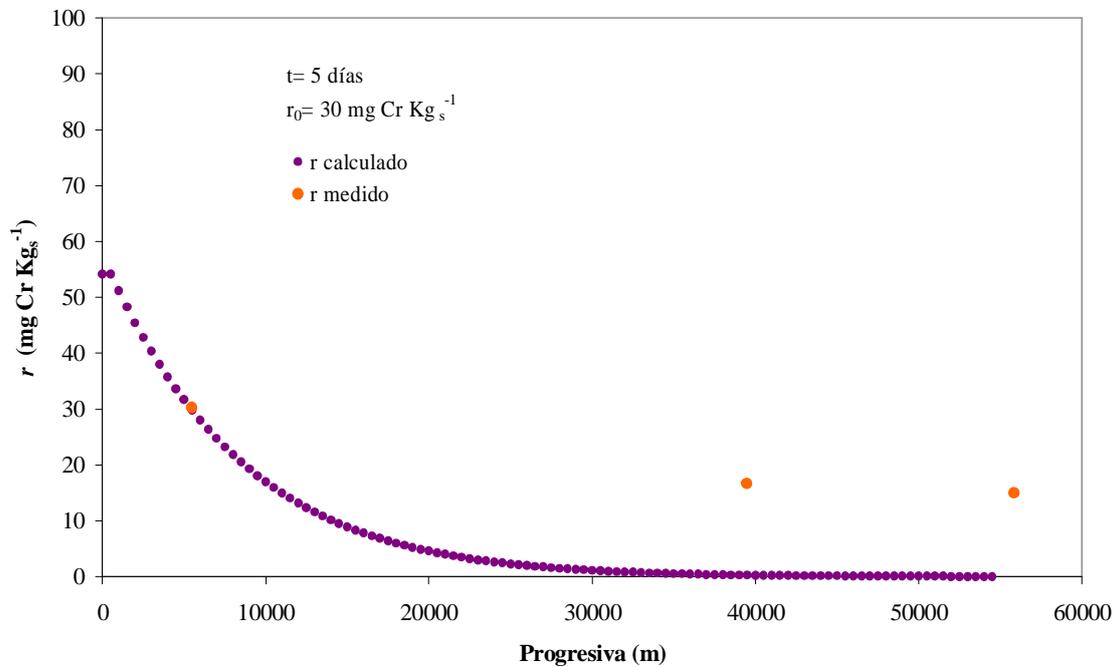


Figura 5: Concentraciones de Cr en sedimentos del lecho medidas y calculadas.

7 REFERENCIAS

- [1] USEPA (United States Environmental Protection Agency), Partition coefficients for metals in surface water solid and waste. Office of Solid Waste. Washington DC, 74 pp. (1999).
- [2] C. Zago, A.E. Giblin and A. Bergamasco, "Changes in the metal content of surficial sediments of Boston Harbor since the cessation of sludge discharge", *Marine Environmental Research*, **51**, 5, 389-415 (2001).
- [3] S.N. Sin, H. Chua, W. Lo and L.M. Ng, "Assessment of heavy metal cations in sediments of Shing Mun River, Hong Kong", *Environmental International*, **26**, 297-304 (2001).
- [4] H. Johansson, 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).
- [5] R.J. Gibbs, "Effect of Natural Organic Coatings on the Coagulation of Particles", *Environmental Science & Technology*, **17** (4), 237-240, (1983).
- [6] N. Katopodes and M. Piasecki, "Site and Size optimization of contaminant sources in surface water systems", *J. of Environmental Engineering*, **122**, 10, 917-934 (1996).
- [7] B. Ng, A. Turner, A.O. Tyler, R.A. Falconer and G.E. Millward, "Modelling Contaminant Geochemistry in Estuaries", *Water Resources*, **30**, 1, 63-74 (1996).
- [8] P.M. Shrestha and G.T. Orlob, "Multiphase distribution of cohesive sediments and heavy metals in estuarine systems", *J. of Environmental Engineering*, **112**, 8, 730-740 (1996).
- [9] F. Mwanuzi and F. De Smedt, "Heavy Metals distribution model under estuarine mixing", *Hydrological Processes*, **13**, 5, 789-804 (1999).
- [10] Z. Ji, J.H. Hamrick. and J. Pagenkopf, "Sediment and Metals Modeling in Shallow River", *J. of Environmental Engineering*, **128**, 2, 105-119 (2002).
- [11] J.H. Hamrick and T.S.Wu, Computation design and optimization of the EFDC/HEM3D surface water hydrodynamic and eutrophication models. Next generation environmental models and computational methods, G. Delich and M.F. Wheeler, eds., Society of Industrial and Applied Mathematics, Philadelphia, 143-156, (2002).
- [12] R.B. Ambrose, T.A. Wool and J.L. Martin, The water quality analysis and simulation program, Wasp5: Part A, model documentation version 5.1, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Environmental Research Laboratory, Athens, Ga., (1993).
- [13] E.J. Hayter and C.V. Pakala, "Transport of Inorganic Contaminants in Estuarial Waters", *J. of Coastal Research*; **5**, 217-230 (1989).
- [14] R.A. Falconer and B. Lin, Invited lecture: Modelling salt, sediment and heavy metal fluxes in estuarine waters, Environmental Hydraulics, Lee, Jayawardena & Wang, Balkema Rotterdam (1999).
- [15] S. L. Huang, "Cadmium adsorption by sediment in a turbulent tank", *Water Research*, **35**, 11, 2635-2644 (2001).
- [16] H.M. Solo-Gabriele and F.E. Perkins, "Watershed-specific model for streamflow, sediment, and metal transport", *J. of Environmental Engineering*, **123**, 1, , 61-70 (1997).

- [17] A. E. Trento, A. M. Alvarez, B. L. de Abramovich, Análisis de Calidad de Aguas del A° Las Prusianas, XIX Congreso Nacional del Agua, 233-234 (2002).
- [18] S.C. Chapra, *Surface Water-Quality Modelling*, John Wiley and Sons Inc., Iowa., (1997).
- [19] H. Jinchi and L. Jinxiu, Impact os sediment movement on the water quality of Three Gorge Reservoir, Environmental Hydraulics, Lee, Jayawardena & Wang, Balkema Rotterdam, (1999).
- [20] M. Salomao, Dinámica de metais pesados nas fracoas particulada e dissolvida na porcao inferior do rio Paraiba do Sul, R.J , Tese de Mestrado - UENF, Rio de Janeiro, (1999).
- [21] R.V. Thomman and J.A. Mueller, *Principles of surface water quality modeling and control*, Harper Collins Publishers, (1987).
- [22] Schnoor J L., *Modelling trace metals. In: Environmental modelling-fate and transport of pollutants in water air and soil*, John Wiley and Sons Inc, Iowa , 684 pp. (1996).
- [23] J.J. Sansalone and S.G. Buchberger, "Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water", *Environmental Engineering*, **123** (2):134–143 (1997).
- [24] B.P. Leonard, "A stable and accurate convective modelling procedure based on quadratic upstream interpolation", *Comp. Methods in Applied Mech. and Eng.*, **19**, 59-98 (1979).
- [25] M. N. Gallo, A. E. Trento, D. Campagnoli, H. Beldoménico, Estudio Temporal y Espacial de Concentraciones de Metales Pesados en Aguas de un Tramo del Río Salado; XIX Congreso Nacional del Agua, 239-240 (2002).
- [26] D. Kröhling, O. Orfeo, "Sedimentología de unidades loésicas (Pleistoceno tardío-Holoceno) del centro-sur de Santa Fe", *Asoc. Arg. de Sedimentología*, **9** (2), 135-154 (2002).
- [27] F. D. Sieber, A. E. Trento, A. M. Alvarez, Análisis de Medidas de Mitigación para el A° Las Prusianas, XIX Congreso Nacional del Agua, 219-220 (2002).
- [28] R. Runkel, "Solution of the advection-dispersion equation:continuous load of finite duration", *J. of Environmental Engineering*, 122, 9, 830-832 (1996).