

## TRANSPORTE DE SEDIMENTOS Y METALES PESADOS CON WASP 7.0

**Juan M. Cuello, Alfredo E. Trento y Ana M. Alvarez**

*Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas  
Universidad Nacional del Litoral CC 217, (3000) Santa Fe  
[jmcuello@argentina.com](mailto:jmcuello@argentina.com)*

**Palabras clave:** WASP, sedimentos, cromo, Salado.

**Resumen.** WASP 7.0 (Water Quality Analysis Simulation Program) es un sistema computacional de uso público, capaz de predecir las respuestas hidroambientales de los cursos de agua a impactos de origen natural o antrópico. Aproxima las ecuaciones de transporte de escalares según un esquema de diferencias finitas Eulereano de primer orden. El sistema representa básicamente los procesos de advección y dispersión de constituyentes originados en fuentes puntuales y difusas, permitiendo calcular sus variaciones espaciales y temporales. Representa el cuerpo de agua en segmentos que incluyen la columna líquida y el bentos, en 1, 2 y 3 dimensiones.

Se implementó WASP 7.0 a un tramo de 58 km del río Salado, entre las secciones de las rutas provinciales 6 y 70. Las condiciones iniciales, de borde, la dispersión longitudinal y los coeficientes de partición de metales se definieron a partir de mediciones realizadas en distintos trabajos de campo. Se efectuó un análisis de sensibilidad de los parámetros y se calibró el modelo según la información de campo disponible. Los datos hidrodinámicos se obtuvieron por medio de la implementación del sistema HEC-RAS v 3.1.2 con el que se calcularon volúmenes, tirantes y velocidades del tramo en estudio.

Se determinaron los valores de concentraciones totales de cromo en la columna de agua y en los sedimentos del lecho del tramo en estudio para un escenario del río en estado estacionario y aguas bajas. Los resultados obtenidos con el sistema WASP 7.0, en función de las hipótesis formuladas y condiciones planteadas inicialmente, fueron satisfactorios.

## 1 INTRODUCCIÓN

La problemática del transporte de metales pesados en aguas superficiales merece actualmente una gran atención en la comunidad científica, por su impacto directo en la salud humana y en los diferentes organismos vivos de los ambientes acuáticos. Debido al avance tecnológico de las últimas décadas, que ha permitido detectar con creciente precisión concentraciones de estas sustancias, se conocen mejor los efectos tóxicos generados por la presencia de metales pesados en el ambiente y con mayor detalle sus procesos de transporte en la naturaleza. En relación a ello debe destacarse que las aguas de los ríos y estuarios son el último reservorio de los tóxicos inorgánicos, fundamentalmente debido a su carácter conservativo y a la conocida relación que existe entre los metales pesados y los sedimentos finos, lo cual fundamenta la importancia de esta temática en la literatura científica actual.

En el presente trabajo se relatan las actividades relacionadas a la aplicación del sistema computacional WASP 7.0 (USEPA, 2005) con vistas a simular el transporte de sedimentos finos y cromo total en aguas del río Salado. En primer lugar se describen las principales características del sistema, el modelo matemático con sus ecuaciones diferenciales; el modelo numérico, desarrollando el método en diferencias finitas para la resolución de las ecuaciones diferenciales principales; y una descripción del modelo computacional.

Posteriormente se desarrolló una aplicación del modelo en un tramo de la cuenca baja del río Salado, en la provincia de Santa Fe, para una situación de aguas bajas con un registro mínimo histórico del año 1999. Se utilizaron datos de campaña y de laboratorio que fueron ingresados en el modelo de transporte. La información hidrodinámica fue obtenida por medio de la simulación con el modelo hidrodinámico HEC-RAS v 3.1.2. Se realizó la calibración correspondiente para concentraciones de sedimentos finos y cromo, y se efectuó un análisis de sensibilidad de parámetros que intervienen en el proceso de transporte.

## 2 EL MODELO WASP

WASP 7.0 (Water Quality Analysis Simulation Program) es un sistema computacional capaz de predecir y simular el transporte de escalares en general presentes en diferentes cuerpos de agua (lagos, ríos, estuarios), entre ellos los sedimentos y metales pesados en particular. Versiones anteriores del modelo han sido utilizadas en el estudio de la calidad de aguas de diversos ambientes acuáticos, por ejemplo, polución con metales pesados en el río Profundo en Carolina del Norte (JRB, 1984), eutroficación en el estuario Potomac (Thomann et al., 1982) entre otros.

Este sistema permite el modelado de cuerpos de agua tanto uni, bi o tridimensionales, dependiendo principalmente del grado de precisión que requiera el estudio y el tipo de escenario que se esté tratando.

Consiste básicamente en dos sub programas que pueden o no trabajar conjuntamente, uno de ellos es el modelo hidrodinámico DYNHYD5, que permite simular el movimiento del agua; el otro es el propio WASP que representa la interacción de los distintos constituyentes con la masa de agua.

El sistema computacional proporciona la opción de elegir entre diferentes subrutinas, de manera de precisar la clase de constituyente que se pretende estudiar, las seis subrutinas a las que se hace referencia son Eutroficación; Tóxico simple; Tóxico no ionizante; Tóxico orgánico, Mercurio y Calor.

El sistema dispone de un preprocesador en el cual se ingresa la información básica, y un posprocesador que permite visualizar los resultados obtenidos posteriores a la simulación. Entre la información de entrada se deben definir y precisar el transporte advectivo y

dispersivo; condiciones de borde; condiciones iniciales; cargas tóxicas de fuentes puntuales y no puntuales; y parámetros cinéticos, constantes y funciones temporales.

La discretización del escenario de estudio se realiza a través de diferentes segmentos interconectados, que permiten obtener la configuración geométrica del mismo (Figura 1) Existen cuatro tipos de segmentos: columna de agua superficial; columna de agua sub-superficial; lecho superior activo; y lecho inferior.

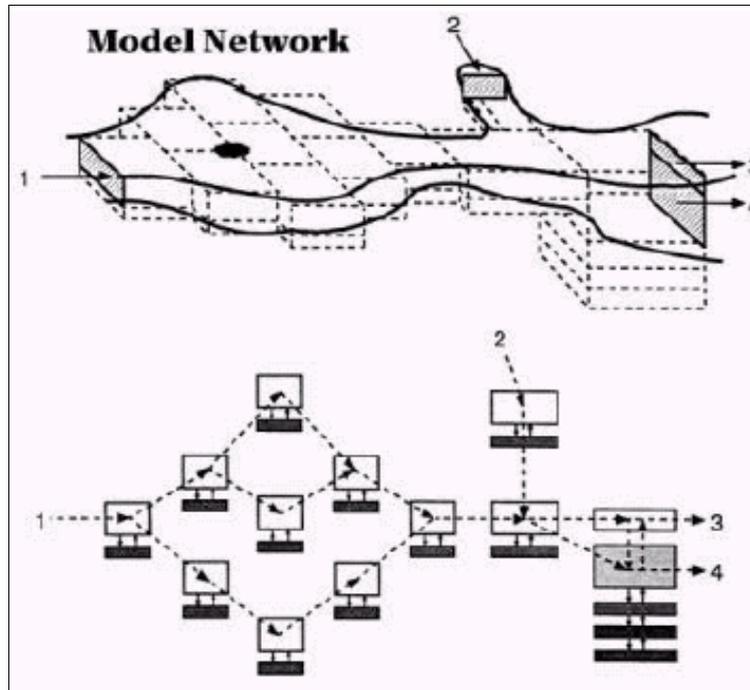


Figura 1: Esquema de segmentación. (Figura 5-2 de Wool et al., 2001).

## 2.1 Modelo Matemático

Las ecuaciones de gobierno se basan en el principio de conservación de masa, por lo cual el modelo matemático presenta una ecuación de balance, para cada constituyente, con una ecuación diferencial en derivadas parciales genérica de la forma:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(uc) - \frac{\partial}{\partial y}(vc) - \frac{\partial}{\partial z}(wc) + \frac{\partial}{\partial x}\left(E_x \frac{\partial c}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(E_y \frac{\partial c}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(E_z \frac{\partial c}{\partial z}\right) + S_L + S_B + S_K \quad (1)$$

Donde  $c$  es la concentración puntual del constituyente (mg/l);  $t$  es el tiempo (días);  $u$ ,  $v$ ,  $w$  son las componentes de la velocidad longitudinal, lateral y vertical respectivamente (m/s);  $E_x$ ,  $E_y$ ,  $E_z$  son los coeficientes de difusión turbulenta longitudinal, lateral y vertical respectivamente ( $m^2/s$ );  $S_L$  es la tasa de carga directa y difusa ( $g/(m^3 \text{ día})$ );  $S_B$  es la tasa de carga de contorno ( $g/(m^3 \text{ día})$ ); y  $S_K$  es la tasa de transformaciones cinéticas totales, positiva si es una fuente y negativa si es un sumidero ( $g/(m^3 \text{ día})$ ).

En cursos de agua para los cuales la escala espacial en el sentido principal del escurrimiento es sustancialmente mayor a las escalas espaciales del ancho y la profundidad, es posible suponer condiciones de homogeneidad vertical y lateral de las concentraciones del constituyente estudiado. Esta situación es típica en el escenario del río Salado en aguas bajas y medias, donde el transporte de escalares puede suponerse unidireccional. De tal modo, mediante una integración respecto a las coordenadas respectivas ( $z$  e  $y$ ) de la ecuación (1), se obtiene la siguiente ecuación unidimensional:

$$\frac{\partial}{\partial t}(AC) = \frac{\partial}{\partial x} \left( -U_x AC + E_L A \frac{\partial C}{\partial x} \right) + A(S_L + S_B) + A(S_K) \quad (2)$$

Donde  $C$  es la concentración del constituyente media en la sección (mg/l);  $U_x$  es la velocidad media en la sección (m/s);  $A$  es el área de la sección transversal al flujo (m<sup>2</sup>); y  $E_L$  es el coeficiente de dispersión longitudinal (m<sup>2</sup>/s).

En el segundo miembro, en el primer paréntesis se representa el campo advectivo y en el segundo el dispersivo, luego las tasas de cargas y por último los distintos tipos de transformaciones.

La información hidrodinámica para el cálculo del proceso de advección puede ser proporcionada de manera externa como ya se ha mencionado, o alternativamente WASP recalcula internamente volúmenes y velocidades con ecuaciones basadas en la geometría hidráulica, es decir en función del caudal. Para ello requiere datos de rugosidad; pendiente de energía; ancho; y longitud del tramo estudiado. Una segunda opción permite el empleo de la onda cinemática

Particularmente para metales pesados y sedimentos, el mecanismo de advección del agua de los poros del lecho se representa en la ecuación (3), sólo para agua y metal pesado disuelto.

$$\frac{\partial M_{ik}}{\partial t} = Q_{ji} f_{Dj} C_{jk} / n_j \quad (3)$$

Donde  $M_{ik}$  es la masa del metal pesado  $k$  en el segmento  $i$  (g);  $C_{jk}$  es la concentración total de metal pesado  $k$  en el segmento  $j$  (mg/l);  $n_j$  es la porosidad del segmento ( $l_w/l$ );  $f_{dj}$  es la fracción disuelta de metal pesado en el segmento  $j$ ; y  $Q_{ji}$  es el flujo de agua de los poros desde  $j$  hacia  $i$  (m<sup>3</sup>/día),  $l_w$  es el volumen de agua y  $l$  el total.

De la misma manera, el proceso dispersivo en la columna de agua viene dado por la resolución de la ecuación (4).

$$\frac{\partial M_{ik}}{\partial t} = \frac{E_{ij}(t) A_{ij}}{L_{cij}} (C_{jk} - C_{ik}) \quad (4)$$

Donde  $M_{ik}$  es la masa de constituyente  $k$  en el segmento  $i$  (g);  $C_{ik}$ ,  $C_{jk}$  son las concentraciones del constituyente  $k$  en segmentos  $i$  y  $j$  (mg/l);  $E_{ij}(t)$  es el coeficiente de dispersión temporal entre  $ij$  (m<sup>2</sup>/día);  $A_{ij}$  es la sección de interfase entre los segmentos  $i$  y  $j$  (m<sup>2</sup>); y  $L_{cij}$  es la longitud de mezcla característica entre segmentos  $i$  y  $j$  (m).

El intercambio difusivo de metal pesado en el agua de los poros, entre segmentos del lecho esta dado por:

$$\frac{\partial M_{ik}}{\partial t} = \frac{E_{ij}(t) A_{ij} n_{ij}}{L_{cij} / n_{ij}} \left( \frac{f_{Djk} C_{jk}}{n_j} - \frac{f_{Dik} C_{ik}}{n_i} \right) \quad (5)$$

Donde  $f_{Dik}$ ,  $f_{Djk}$  son las fracciones disueltas del metal  $k$  en segmentos  $i$  y  $j$ ;  $n_{ij}$  es la porosidad promedio en la interfase  $ij$  ( $l_w/l$ );  $E_{ij}(t)$  es el coeficiente de difusión temporal en el intercambio  $ij$  (m<sup>2</sup>/s);  $A_{ij}$  es la sección de interfase entre los segmentos  $i$  y  $j$  (m<sup>2</sup>); y  $L_{cij}$  es la longitud de mezcla característica entre segmentos  $i$  y  $j$  (m).

El transporte de sedimentos gruesos y finos se encuentra esquematizado en la Figura 2. En la misma se representan los mecanismos de velocidad de caída, depositación, resuspensión, sedimentación, advección y dispersión. A continuación se presentan las ecuaciones utilizadas por el modelo para describir dichas situaciones.

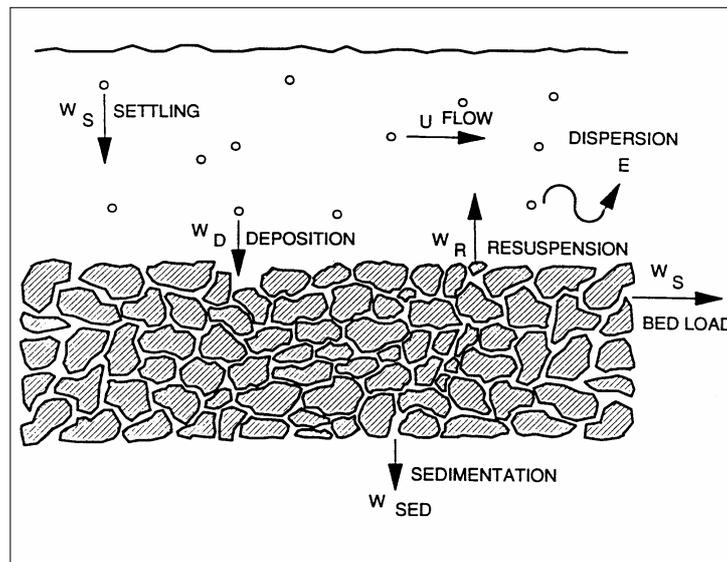


Figura 2: Modelo conceptual del transporte de sedimentos. (USEPA, 2005)

En referencia a los sedimentos suspendidos, el intercambio entre la superficie béntica y la columna de agua viene dado por:

$$W_{Bs} = A_{ij}(w_R S_i - w_D S_j) \quad (6)$$

Donde  $W_{Bs}$  es el flujo neto de sedimentos (g/día);  $S$  es la concentración de sedimentos ( $g/m^3$ );  $w_D$  es la velocidad de depositación (m/día);  $w_R$  es la velocidad de erosión o resuspensión (m/día);  $A_{ij}$  es el área de la superficie del lecho en planta ( $m^2$ );  $i$  es el segmento béntico; y  $j$  es el segmento de agua.

En cuanto a los sedimentos del lecho, si se asume una profundidad constante del mismo, y se desprecia el flujo dispersivo, el balance de sedimentos en un lecho superior estacionario está dado por:

$$d_i \frac{\partial S_i}{\partial t} = w_D S_j - (w_R + w_s) S_i \quad (7)$$

Donde  $w_s$  es la velocidad de sedimentación del lecho superior (m/día);  $S_i$  es la concentración de sedimentos en el lecho superior ( $g/m^3$ );  $S_j$  es la concentración de sedimentos en el agua ( $g/m^3$ ); y  $d_i$  es la profundidad del lecho superior (m).

Y para la capa inferior del lecho:

$$d_k \frac{\partial S_k}{\partial t} = w_s S_i - w_{sk} S_k \quad (8)$$

Donde  $S_k$  es la concentración de sedimentos en el lecho inferior ( $g/m^3$ );  $w_{sk}$  es la velocidad de sedimentación del lecho inferior (m/día);  $d_k$  es la profundidad del lecho inferior (m).

Existe una relación directa entre los sedimentos finos y metales pesados, conocida con el nombre de sorción. Consiste en los mecanismos de adsorción y desorción del metal pesado sobre el sedimento fino. Esto se debe a las fuerzas electroquímicas y gran superficie relativa de la partícula de sedimento fino. En general, las reacciones de adsorción y desorción entre sedimentos y metales son mucho más rápidas que otros procesos ambientales e

hidrodinámicos, por lo que puede asumirse el principio de equilibrio de sorción (Schnoor, 1996). Por lo tanto:

$$C_{sij} = f_s C_{ij} \quad (9)$$

$$C_w = f_D C_{ij} \quad (10)$$

Donde  $C_{sij}$  es la concentración sorbida del metal  $i$  sobre el sólido  $s$  en el segmento  $j$  (mg/l);  $C_{wij}$  es la concentración disuelta del metal  $i$  en el segmento  $j$  (mg/l); y  $C_{ij}$  es la concentración total del metal  $i$  en el segmento  $j$  (mg/l).

Siendo:

$$f_D = \frac{n}{n + \sum_s K_{ps} M_s} \quad (11)$$

$$f_s = \frac{K_{ps} M_s}{n + \sum_s K_{ps} M_s} \quad (12)$$

Donde  $M_s$  es la concentración del sedimento de tipo  $s$  (kg/L) y  $K_{ps}$  es el coeficiente de partición del metal en el sedimento  $s$  (l<sub>w</sub>/kg).

## 2.2 Modelo Numérico

El sistema WASP resuelve una aproximación en diferencias finitas de la ecuación (1) con un esquema de tipo Eulereano de primer orden.

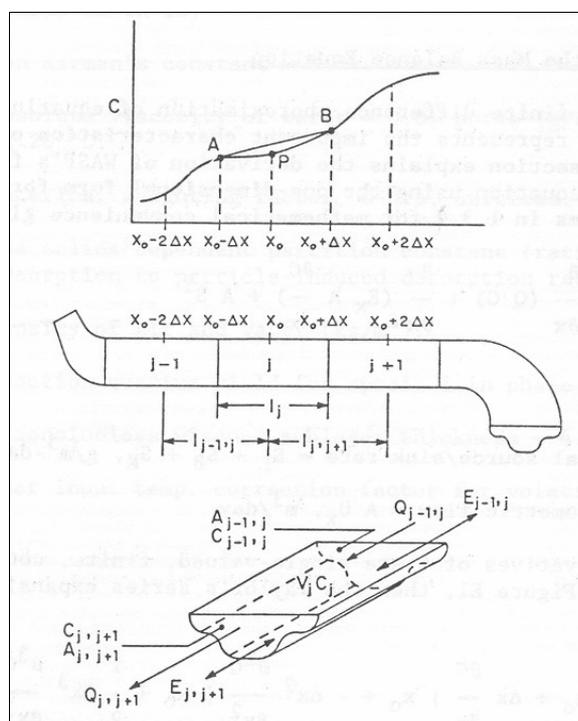


Figura 3: Esquema de definición para la ecuación en diferencias finitas. (Apéndice “E”, Wool et al., 2001).

Sustituyendo en el término advectivo de la forma unidimensional, la aproximación en diferencia finita centrada, para la ecuación (2), da:

$$\frac{\partial}{\partial x}(QC) = \frac{Q_{x_0+\Delta x} C_{x_0+\Delta x} - Q_{x_0-\Delta x} C_{x_0-\Delta x}}{2\Delta x} \quad (13)$$

Con  $x_0$  un nodo genérico y  $\Delta x$  el intervalo espacial. En forma similar para el término dispersivo:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( E_L A \frac{\partial C}{\partial x} \right) = \frac{(E_L A)_{x_0+\Delta x} \frac{C_{x_0+2\Delta x} - C_{x_0}}{2\Delta x}}{2\Delta x} - \frac{(E_L A)_{x_0-\Delta x} \frac{C_{x_0} - C_{x_0-2\Delta x}}{2\Delta x}}{2\Delta x} \quad (14)$$

Aplicando la aproximación en diferencias al segmento  $j$  en una malla como la indicada en la Figura 3,  $x_0$  corresponde al centro de  $j$ ;  $x_0 + \Delta x$  a la interfase  $j, j+1$ ;  $x_0 - \Delta x$  a la interfase  $j-1, j$ ;  $x_0 + 2\Delta x$  al centro de  $j+1$ ; y  $x_0 - 2\Delta x$  al centro de  $j-1$ . Multiplicando por  $\lambda_j$ , el balance de masa en el segmento  $j$  da:

$$\frac{\partial}{\partial t} (V_j C_j) = -Q_{j,j+1} C_{j,j+1} + Q_{j-1,j} C_{j-1,j} + R_{j,j+1} (C_{j+1} - C_j) - R_{j-1,j} (C_j - C_{j-1}) + V_j S_j^T \quad (15)$$

Donde  $V_j$  es el volumen del segmento  $j = A_j \lambda_j$  ( $m^3$ );  $R$  es el flujo dispersivo  $= E A/L_c$  ( $m^3/\text{día}$ );  $L_c$  es la longitud característica (m);  $S_j^T$  es la tasa total en segmento  $j = S_L + S_B + S_K$  ( $g/(m^3 \text{ día})$ ) y  $\lambda_j$  es la longitud del segmento  $j$ . Las concentraciones en la interfase  $C_{j,j+1}$  y  $C_{j-1,j}$  debe ser expresadas en términos de las concentraciones del segmento:

$$C_{j,j+1} = \nu C_{j+1} + (1-\nu)C_j \quad (16)$$

$$C_{j-1,j} = \nu C_j + (1-\nu)C_{j-1} \quad (17)$$

Donde  $\nu$  es el factor de ponderación numérico (factor advectivo) entre 0 y 1. Especificando  $\nu = 0$ , da una aproximación regresiva de primer orden para el término advectivo, y si  $\nu = 1/2$ , da una aproximación centrada.

La ecuación (15) se puede extender a la forma multi dimensional. Considerando  $i$  segmentos contiguos al segmento  $j$ , denotando las interfases como  $ij$ . La ecuación general queda:

$$\frac{\partial}{\partial t} (V_j C_j) = -\sum_i Q_{ij} C_{ij} + \sum_i R_{ij} (C_i - C_j) + \sum_L V_j S_{Lj} + \sum_B V_j S_{Bj} + \sum_K V_j S_{Kj} \quad (18)$$

Donde:  $Q_{ij}$  es el caudal, definido como positivo cuando sale del segmento  $j$ , y negativo cuando ingresa a  $j$  ( $m^3/\text{día}$ ).

La ecuación (18) es la expresión general usada en WASP para evaluar la derivada de la masa para cada segmento  $j$  durante cada paso de tiempo  $t$  entre el tiempo inicial  $t_0$  y el tiempo final  $t_f$ . Dadas concentraciones y volúmenes a tiempo  $t$ , WASP calcula la nueva masa a tiempo  $t+\Delta t$  usando un esquema Eulereano de primer orden:

$$(V_j C_j)_{t+\Delta t} = (V_j C_j)_t + \frac{\partial}{\partial t} (V_j C_j)_t \Delta t \quad (19)$$

Donde:  $\Delta t$  es el paso de tiempo (días).

WASP calcula las nuevas concentraciones dividiendo por los volúmenes actualizados:

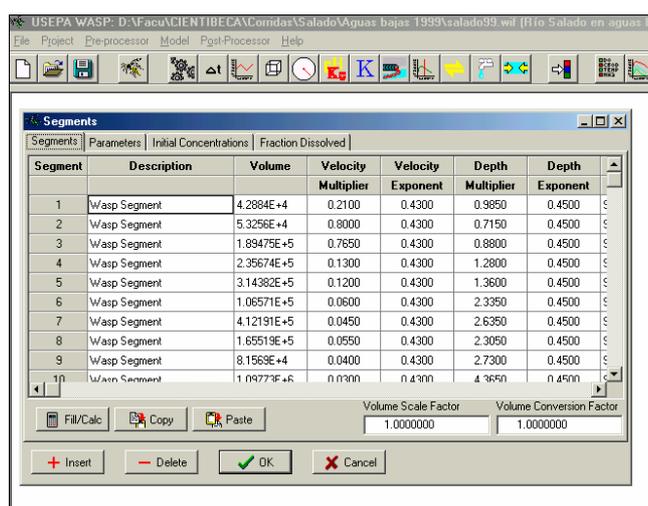
$$C_{j,t+\Delta t} = (V_j C_j)_{t+\Delta t} / V_{j,t+\Delta t} \quad (20)$$

Los nuevos volúmenes son calculados internamente desde los campos de caudales especificados, usando el principio de continuidad.

El código numérico de WASP no admite concentraciones negativas en los segmentos, ya que provoca la inestabilidad numérica de la solución. Una concentración negativa podría ser calculada para los constituyentes con bajas concentraciones en las vecindades de gradientes espaciales significativos. Si la derivada de una masa calculada indujera en el segmento a una concentración menor a cero, WASP impone una concentración positiva en dicho segmento dividiendo por la mitad la masa presente al tiempo  $t$ . Según los autores del modelo, la experiencia demostró que este procedimiento es generalmente aceptable. Se puede evitar esta corrección especificando el valor apropiado para la opción de la solución negativa. Si posteriormente se manifestaran concentraciones negativas e inestabilidad, la simulación debe comenzarse adoptando un paso de tiempo menor. (Wool et al., 2001).

### 2.3 Modelo Computacional

WASP 7.0 posee una interfase con el sistema operativo Windows que permite un manejo y control interactivo de los datos para la simulación. Consiste en una serie de iconos y menús contextuales que permiten ingresar la información de entrada. Entre ellos se encuentran el intervalo de impresión de los datos, paso de tiempo adoptado para la simulación, datos de parámetros, cuadro de segmentación, variables de estado a simular, tipos y valores de constantes a utilizar, cargas puntuales o difusas, funciones temporales, intercambios difusivos y dispersivos, flujos advectivos y condiciones de borde. La información de salida puede verse a través de un post procesador inserto en el sistema, o por medio de un archivo exportado en formato de planilla de cálculo.



The screenshot shows the 'Segments' window in WASP 7.0. The window title is 'USEPA WASP: D:\MacuACIENTIBECA\Comidas\Salado\Aguas bajas 1998\salado89.wsl (R10 Salado en aguas b...'. The window contains a table with the following data:

Segment	Description	Volume	Velocity Multiplier	Velocity Exponent	Depth Multiplier	Depth Exponent
1	Wasp Segment	4.2884E+4	0.2100	0.4300	0.9850	0.4500
2	Wasp Segment	5.3256E+4	0.8000	0.4300	0.7150	0.4500
3	Wasp Segment	1.89475E+5	0.7650	0.4300	0.8800	0.4500
4	Wasp Segment	2.35674E+5	0.1300	0.4300	1.2800	0.4500
5	Wasp Segment	3.14382E+5	0.1200	0.4300	1.3600	0.4500
6	Wasp Segment	1.06571E+5	0.0600	0.4300	2.3350	0.4500
7	Wasp Segment	4.12191E+5	0.0450	0.4300	2.6350	0.4500
8	Wasp Segment	1.65519E+5	0.0550	0.4300	2.3050	0.4500
9	Wasp Segment	8.1569E+4	0.0400	0.4300	2.7300	0.4500
10	Wasp Segment	1.09773E+5	0.0300	0.4300	4.3650	0.4500

Below the table, there are fields for 'Volume Scale Factor' (1.000000) and 'Volume Conversion Factor' (1.000000). At the bottom, there are buttons for '+ Insert', '- Delete', 'OK', and 'Cancel'.

Figura 4: Ventana de información de segmentación. (Imagen de WASP 7.0).

## 3 IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO

Para la implementación del sistema WASP se adoptó como escenario de estudio un tramo del río Salado de aproximadamente 57 km, en la provincia de Santa Fe. El trayecto se encuentra comprendido desde el puente de la ruta provincial N° 6 (RP 6), hacia aguas abajo

hasta el puente de la ruta provincial N° 70 (RP 70). Se optó por una situación del río en aguas bajas como la ocurrida en noviembre de 1999, y en estado estacionario, de manera tal que las diferentes secciones implementadas en el modelo hidrodinámico estuvieran contempladas dentro del cauce principal.

### 3.1 Trabajos de campo y laboratorio

En Noviembre del año 99 se efectuaron trabajos de campaña en diferentes secciones del tramo en estudio. Se relevaron datos batimétricos e hidrodinámicos, y se tomaron muestras de sedimentos y de diversos metales pesados, a los fines de determinar sus concentraciones de cada sección (Trento et al., 2000). El caudal medido en fecha fue  $Q = 5.5 \text{ m}^3/\text{s}$ . Los puntos de muestreo están representados en la Figura 5. Las concentraciones de sedimentos suspendidos  $S_w$  y de cromo total  $C_{tw}$  fueron determinadas en laboratorio y los valores obtenidos se muestran en la Tabla 1. Por otro lado, se determinaron los valores de los coeficientes de partición del cromo, en la columna de agua y en el lecho. Los detalles se encuentran en Gallo et al., (2006).

Sección	$S_w$ (mg/l)	$C_{tw}$ ( $\mu\text{g/l}$ )
RP N°6	117	100
Rincón del Pintado	74	<10
RP N° 70	55	<10

Tabla 1: Concentraciones medidas.

### 3.2 Segmentación

La segmentación del trayecto se desarrolló como se muestra en la Figura 5. Se subdividió el tramo total en treinta segmentos, quince de columna de agua sub superficial, y los restantes situados por debajo, representando la superficie béntica superior. La separación entre cada sector está vinculada con las secciones utilizadas para la simulación hidrodinámica. La información hidrodinámica se obtuvo con la implementación del modelo HEC-RAS v 3.1.2 y en la Tabla 2 se observan los volúmenes, velocidades y tirantes calculados correspondientes a cada segmento del cuerpo de agua. Estos son introducidos en el modelo de transporte como parte de los datos iniciales para la simulación.

### 3.3 Información de entrada

En primer lugar se eligió el sub-modelo “Tóxico simple”, que posee como variables de estado un tipo de tóxico, además de limos y arcillas; arenas; y sólidos orgánicos.

Teniendo en cuenta una escala de tiempo advectiva o de traslado ( $L/U_x$ ), se tomaron veinte días como tiempo total de simulación. De esta manera se alcanzó un equilibrio en las concentraciones de sedimentos y metales, para condiciones de flujo estacionario. El paso de tiempo de cálculo adoptado fue de un minuto, de manera de lograr una buena aproximación, preferentemente en los primeros instantes de la corrida.

Las condiciones de borde adoptadas fueron las correspondientes a las secciones de la ruta provincial N° 6 (aguas arriba), y la ruta provincial N° 70 (aguas abajo). Las concentraciones de borde de sedimentos y cromo se muestran en la Tabla 1.

Los valores utilizados del coeficiente de partición del cromo fueron  $K_{pw} = 62576 \text{ l/kg}$  en la columna de agua.

El coeficiente de dispersión longitudinal, como una primera aproximación, se determinó por medio de la ecuación (21), (Fischer et al, 1979). Se obtuvo un valor promedio entre todos

los segmentos de aproximadamente  $E_L = 18 \text{ m}^2/\text{s}$ .

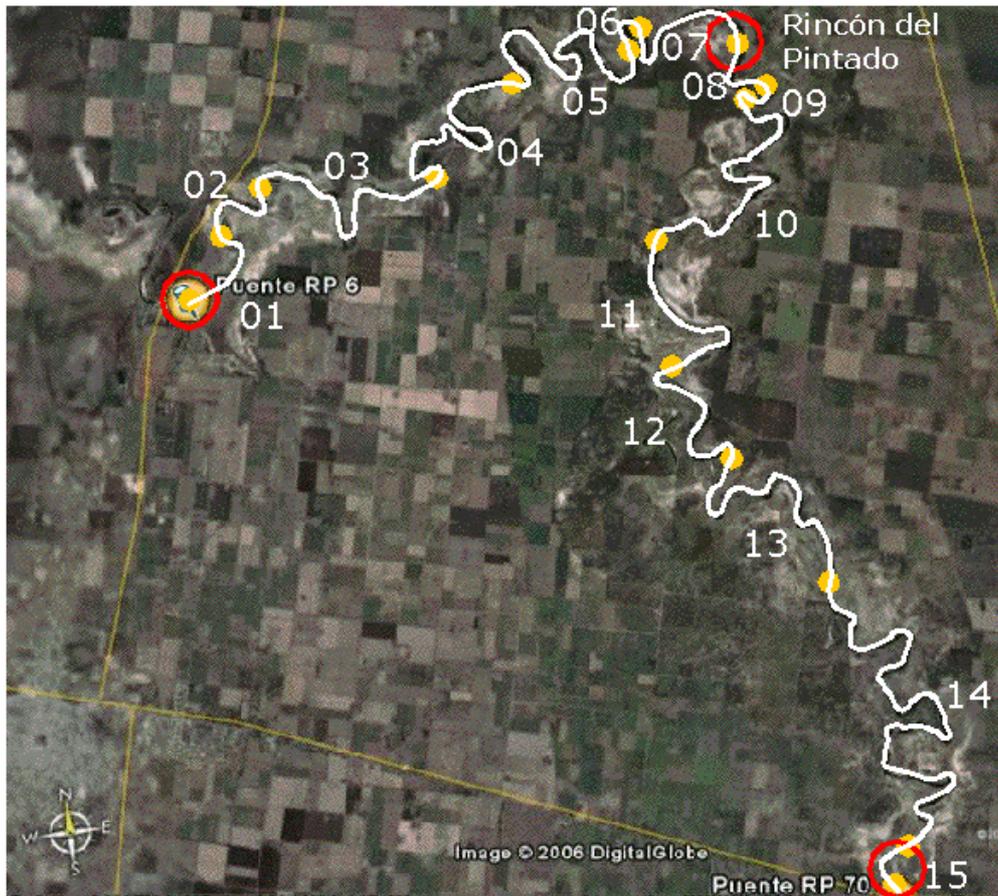


Figura 5: Puntos de muestreo y esquema de segmentación. (Imagen de [www.maps.google.com](http://www.maps.google.com)).

Segmento N°	Volumen (m <sup>3</sup> )	Velocidad (m/s)	Tirante (m)
1	42884	0.21	0.98
2	53256	0.22	0.72
3	189475	0.18	0.88
4	235674	0.13	1.28
5	314382	0.12	1.36
6	106571	0.06	2.34
7	412191	0.05	2.64
8	165519	0.06	2.31
9	81569	0.04	2.73
10	1097733	0.03	4.37
11	478088	0.06	4.14
12	288697	0.07	2.67
13	310734	0.12	1.91
14	292944	0.23	0.80
15	69526	0.16	1.80

Tabla 2: Información hidrodinámica del tramo.

$$E_L = \frac{0.011 U_x^2 B^2}{d u_*} \pm 50\% \quad (21)$$

Donde:  $U_x$  es la velocidad media (m/s);  $B$  es el ancho (m);  $d$  es el radio hidráulico (m); y  $u_*$  es la velocidad de corte (m/s). En cuanto al coeficiente de difusión vertical, fue tomado dentro de un rango experimental con un valor aproximado inicial de  $E_y = 1 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$ , (USEPA, 2005). Se adoptó una velocidad de depositación para partículas de sedimentos finos,  $w_d = 1 \text{ m/día}$ . Se despreciaron los efectos de resuspensión de sedimentos debido a las bajas tensiones de corte de fondo calculadas.

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Calibración

En primer lugar, se ajustaron las concentraciones de sedimentos en base a  $E_L = 25 \text{ m}^2/\text{s}$ , con un  $w_D$  fijo en  $1 \text{ m/día}$ . Posteriormente, con la calibración de  $C_{tw}$ . En este caso fue variándose el coeficiente de difusión vertical, que representa el intercambio de partículas disueltas entre la superficie béntica y la masa de agua. Luego de varias ejecuciones se logró calibrar el modelo para un valor de  $E_y = 3 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$ . De particular importancia es calcular adecuadamente el ancho del cauce principal para un correcto funcionamiento del modelo. Esta información fue obtenida de los trabajos antecedentes realizados por integrantes del proyecto CAI+D 2002 (FICH).

La Figura 6 y la Figura 7 muestran los resultados alcanzados en la calibración del modelo.

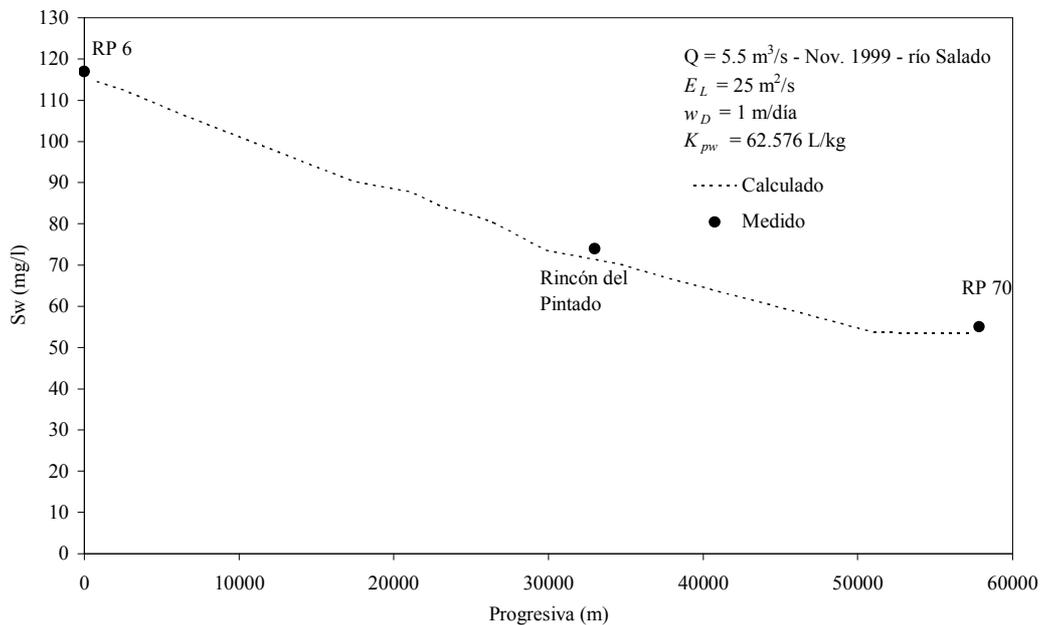


Figura 6: Perfil longitudinal de concentración de sedimentos finos en la columna de agua.

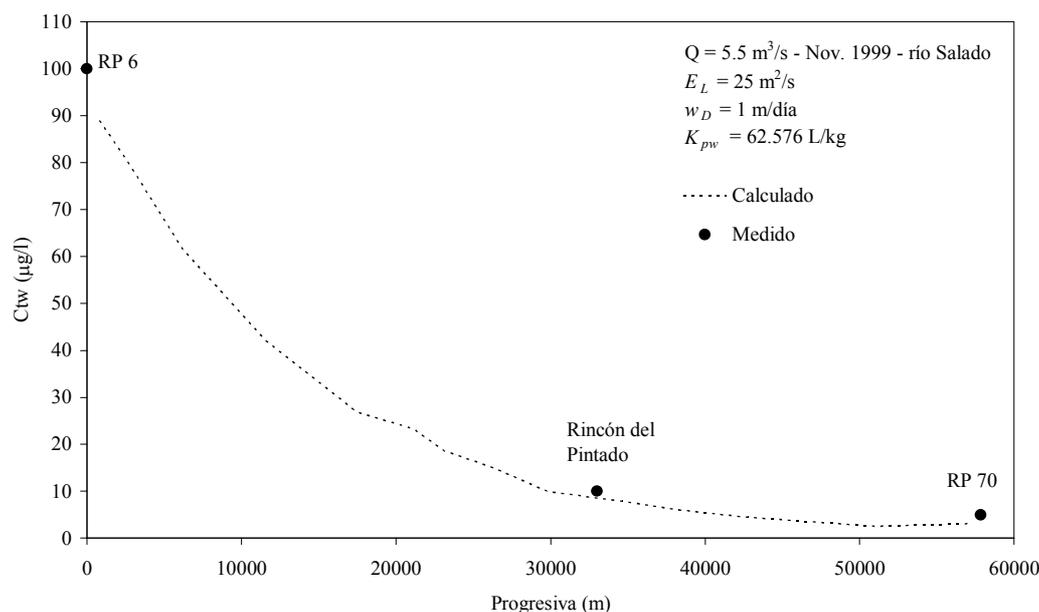


Figura 7: Perfil longitudinal de concentración de cromo total en la columna de agua.

#### 4.2 Análisis de sensibilidad

El análisis de sensibilidad del modelo se realizó variando en  $\pm 50\%$  el valor de tres parámetros: el coeficiente de dispersión longitudinal  $E_L$ , el coeficiente de partición del cromo en el agua  $K_{pw}$ , y la velocidad de depositación de sedimentos finos  $w_D$ .

Con la variación de  $E_L$  se verificaron los resultados que se muestran para  $S_w$  en la Figura 8, verificándose al igual que para  $C_{tw}$ , escasas variaciones ante los cambios impuestos para el coeficiente de dispersión.

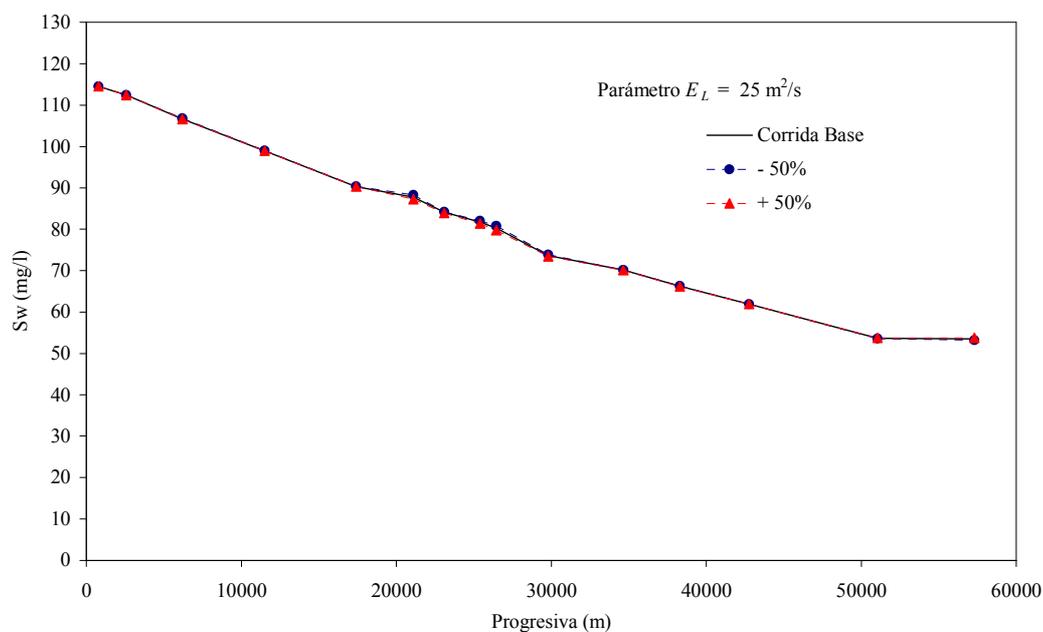


Figura 8: Análisis de sensibilidad. Concentración de sedimentos finos en el agua.

A continuación, se muestran los resultados obtenidos con la variación de  $K_{pw}$ . Para este caso, además de la concentración total  $C_{tw}$  (Figura 9), se tuvieron en cuenta las concentraciones de cromo en forma disuelta  $C_{sw}$  (Figura 10) y particulada  $C_{pw}$  (Figura 11).

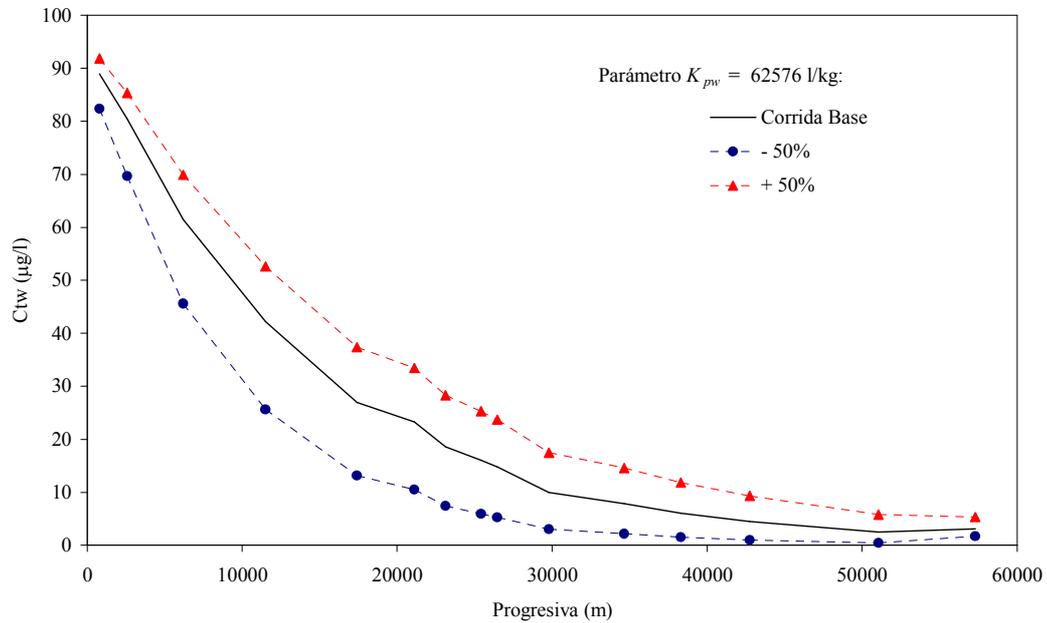


Figura 9: Análisis de sensibilidad. Concentración total de cromo en el agua.

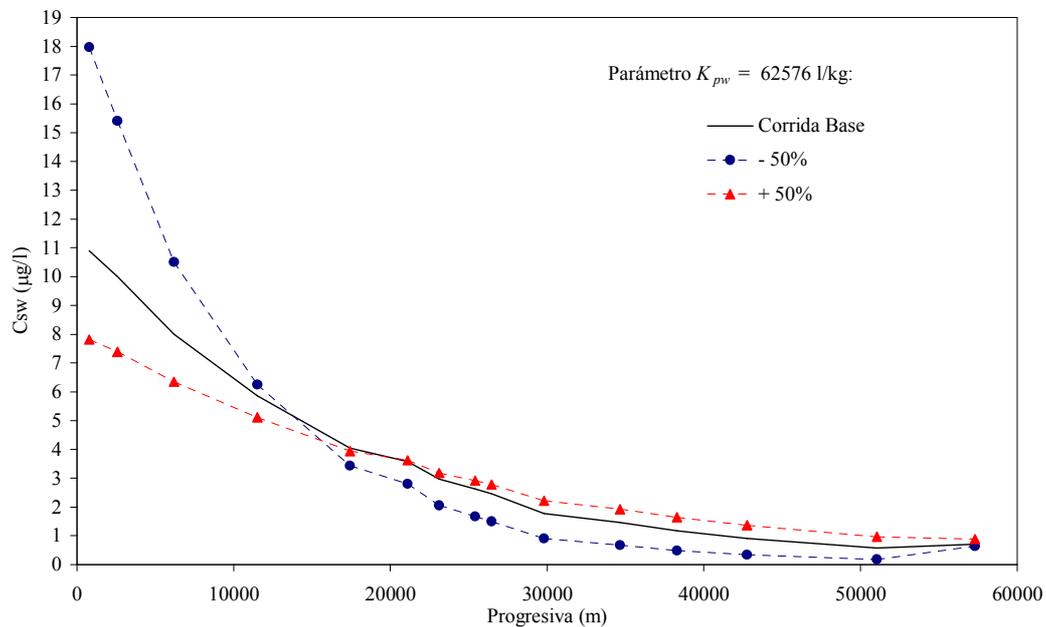


Figura 10 : Análisis de sensibilidad. Concentración de cromo disuelto en agua.

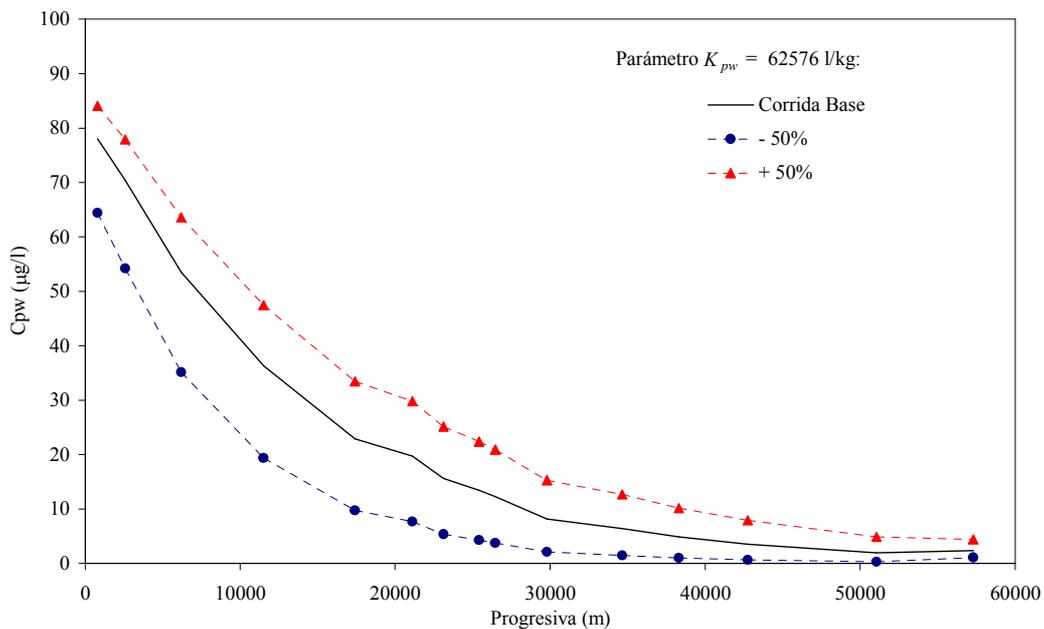


Figura 11: Análisis de sensibilidad. Concentración de cromo sorbido, en agua.

Finalmente, la variación de  $w_D$  se muestra en la [Figura 12](#) y la [Figura 13](#).

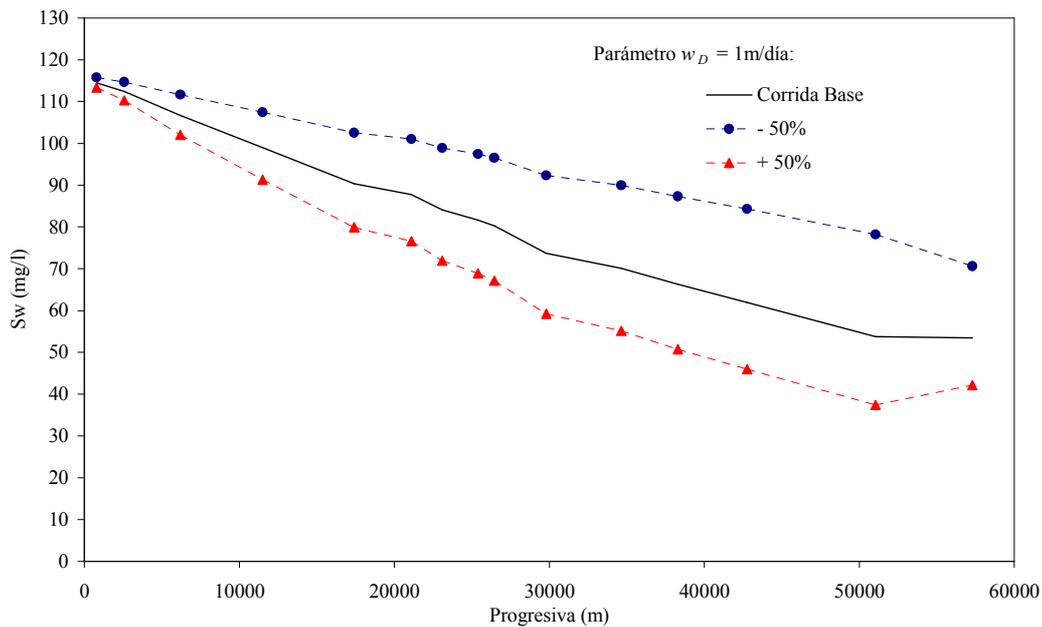


Figura 12: Análisis de sensibilidad. Concentración de sedimentos en agua.

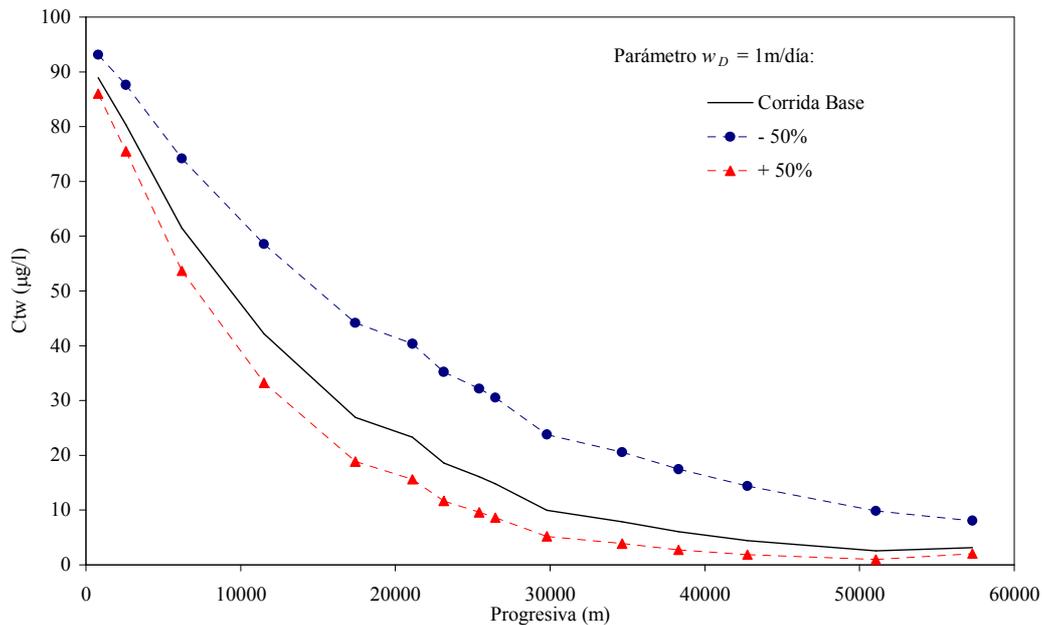


Figura 13: Análisis de sensibilidad. Concentración de sedimentos en el lecho.

## 5 CONCLUSIONES

Se destaca la preponderancia de la fase particulada del cromo respecto de la disuelta, lo cual pone de manifiesto la importancia de considerar la presencia de los sedimentos finos en cualquier estudio de tipo ambiental en este tramo del río Salado.

El decaimiento de la concentración de sedimentos suspendidos se realiza a una tasa constante a lo largo del tramo, al contrario de lo que sucede con  $C_{tw}$ , advirtiéndose en los primeros 15 km. un gradiente de concentraciones negativo sustantivamente mayor que en el tramo siguiente. Este comportamiento diferenciado se calculó también principalmente para la fase disuelta del cromo y en menor medida para la fase particulada.

Los resultados del análisis de sensibilidad para  $E_L$  fueron poco relevantes para las condiciones actuales del escenario de aplicación. El valor de  $E_L$  adoptado se encuentra dentro de un rango aceptable, en comparación con el calculado.

El  $K_{pw}$ , obtenido en base a mediciones de campo, permitió un ajuste adecuado respecto a las mediciones de  $C_{tw}$ . El análisis de sensibilidad puso de manifiesto la importancia de este parámetro.

La  $w_D$  adoptada, obtenida en base a información bibliográfica permitió obtener resultados acordes a los registrados, mostrándose de igual modo la extrema importancia de este parámetro, que para el caso de los sedimentos finos está asociado a los procesos de floculación.

Se debe dejar en claro que la simulación efectuada en este trabajo, no contempló el impacto sobre el curso de agua de fuentes líquidas industriales que son descargadas aguas arriba de la sección de entrada al tramo en estudio y la no estacionalidad de la hidrodinámica.

**Agradecimientos:** este trabajo fue realizado en el marco de una Cientibeca de la UNL en el proyecto de Investigación CAI+D 2002 “Transporte de Metales Pesados en Cursos Fluviales, Modelación Numérica y Cálculo de Parámetros en Laboratorio”, subsidiado por la Universidad Nacional del Litoral – UNL.

## 6 REFERENCIAS

- HEC, Hydrologic Engineers Center. Hec-Ras v 3.13 (River Analysis System) Hydraulic Reference Manual U.S Army Corps of Engineers, [www.usace.army.mil](http://www.usace.army.mil), CA, 2005.
- H. B. Fischer, E. J. List, R. C. Y. Koh, J. Imberger, and N. H. Brooks. *Mixing in inland and coastal waters*. Academic Press, New York, 1979.
- M. Gallo, A. Trento, A. Alvarez, H. Beldoménico and D. Campagnoli. *Dissolved and particulate heavy metals in the Salado River (Santa Fe, Argentina), Water, Air, & Soil Pollution*, aceptado para su publicación, 2006.
- JRB, Inc. *Development of Heavy Metal Waste Load Allocations for the Deep River, North Carolina*. JRB Associates, Mc Lean, VA, for U.S. EPA Office of Water Enforcement and Permits, Washington, DC, 1984.
- J. L. Schnoor. *Environmental Modeling, Fate and Transport of Pollutants in Water, Air and Soil*. J. Wiley, New York, 1996.
- R.V. Thomann, and J. J. Fitzpatrick. *Calibration and Verification of a Mathematical Model of the Eutrophication of the Potomac Estuary*. Prepared for Department of Environmental Services, Government of the District of Columbia, Washington, DC, 1982.
- A. Trento, A. M. Alvarez y S. Rojas. *Simulación Hidrodinámica y del Transporte de Poluentes en el río Salado (Santa Fe, Argentina)*. XIX Congreso Latinoamericano de Hidráulica – Córdoba, Argentina, III, 695-704, 2000.
- USEPA, Environmental Protection Agency. WASP 7.0. Water Quality Analysis Simulation Program, <http://www.epa.gov/athens/wwqtsc/html/wasp.html>, 2005.
- T. Wool, R. Ambrose, J. Martin and E. Comer. *Water Quality Analysis Simulation Program, User's Manual*. USEPA, 2001.