# EL DESTINO DE LOS CONTAMINANTES ADSORBIDOS EN LOS SEDIMENTOS DENTRO DE UN EMBALSE

Pablo A. Tarela y Angel N. Menéndez

Instituto Nacional del Agua y del Ambiente Casilla de Correo 21, 1802, Aeropuerto de Ezeiza, Buenos Aires, Argentina

#### **RESUMEN**

En este trabajo se presenta un modelo computacional para determinar el destino de los contaminantes sorbidos en los sedimentos finos dentro de un embalse. El proceso de advección y difusión de sedimentos se describe mediante las ecuaciones de Navier-Stokes 2D verticales, resueltas mediante el método de los elementos finitos. El fenómeno de adsorción se representa mediante el modelo de isoterma de lineal.

Se presenta un ejemplo donde se predice la evolución de las capas contaminadas que resultan del proceso de deposición de sedimentos finos y la capacidad de filtrado y almacenamiento de tóxicos en el embalse.

### ABSTRACT

In this paper a computational model to predict the fate of pollutants sorbed into fine sediments within a reservoir is presented. The processes of advection and difusion are described through the 2D vertical Navier-Stokes equations, solved with the finite element method. The sortion phenomenon is represented through the model of the linear isotherm.

An example is presented for the prediction of the evolution of the bottom contaminated layers resulting from the deposition process of fine sediments and the pollutant filtering and storage capacity of the reservoir.

## **INTRODUCCION**

Durante el último medio siglo ha proliferado la construcción de embalses como una respuesta al creciente requerimiento de energía eléctrica y agua para diversos usos. Estos cuerpos de agua modificaron, en menor o mayor medida, el medio ambiente circundante al momento de su creación. En particular, dieron lugar a la aparición de nuevos ecosistemas o, al menos, generaron perturbaciones sobre los ecosistemas iniciales.

La aparición de uno de estos embalses produce desarrollos en su entorno del tipo industrial, agrícolo-ganadero y/o poblacional. En cualquier caso, el espejo de agua se convierte en receptor de sustancias contaminantes derivadas de la actividad del hombre. Algunas de ellas resultan tóxicas, generando nuevos cambios en los ecosistemas.

En particular, las sustancias tóxicas están sujetas a la influencia de los factores ambientales antes de ejercer sus efectos sobre los organismos acuáticos, o el hombre, en el caso de que las aguas sean utilizadas para consumo humano. Cuando las sustancias tóxicas orgánicas entran en un ecosistema acuático, están sujetas a los procesos físicos de advección y dispersión (procesos de transporte) y a su alteración química en otras sustancias (procesos de transformación), tales como los fenómenos de volatilización, fotólisis, hidrólisis, degradación biológica, intercambio con sedimentos, etc.

Como un primer paso en la incorporación de los fenómenos de transformación a la modelación de los procesos físicos de transporte, este trabajo se concentra en la representación del proceso de adsorción a sedimentos.

La adsorción de las sustancias orgánicas sobre o en los sedimentos resulta ser un fenómeno muy importante en el ambiente acuático. Los sedimentos actúan como un medio receptor para los elementos sorbidos, removiéndolos del agua. Ciertos tipos de sustancias son retenidas en los sedimentos por un largo período. Sin embargo, otro tipo de sustancias sorbidas son a menudo liberadas de los sedimentos un tiempo después. En este último caso las sustancias sorbidas se pueden convertir en fuente de contaminación.

Por su parte, el transporte de los sedimentos da lugar a la dispersión de los contaminantes sorbidos. Los procesos de sedimentación que se generan en el embalse producen el enterramiento temporal de los tóxicos. Los ocasionales fenómenos de erosión, e incluso las técnicas de 'flushing' o remoción de sedimentos para ganar capacidad, pueden ocasionar el desentierro de grandes cantidades de contaminantes en períodos de tiempo relativamente cortos. Así, determinar el momento, lugar y forma de la deposición de los sedimentos que llevan contaminantes sorbidos también resulta de utilidad para la gestión ambiental del embalse y su entorno.

Presentada la problemática del transporte y adsorción de contaminantes, en lo que sigue se describe un modelo computacional desarrollado para su estudio y predicción.

# **MODELO DE DISPERSION DE SEDIMENTOS**

El modelo matemático de transporte y difusión de sedimentos ha sido presentado anteriormente<sup>1</sup>. El mismo está compuesto por tres módulos principales:

- Hidrodinámico
- Transporte de sedimentos
- Evolución morfológica del lecho

El modulo hidrodinámico se basa en una versión 2D vertical parabolizada de las ecuaciones de Navier-Stokes, promediadas en el ensamble de estados turbulentos mediante el criterio de Reynolds. El modelo de turbulencia empleado consiste en la prescripción de una viscosidad de torbellino, función de parámetros que evolucionan con el flujo. Este módulo incluye el cálculo (por vía separada) de la ubicación de la superficie libre. Se debe alimentar con las series temporales del caudal de entrada al embalse, operación del embalse y cota de superficie libre en la presa.

Su resolución se lleva a cabo a través del método de elementos finitos<sup>2</sup>. El proceso de cálculo consiste en un método de marcha en el espacio, que incluye la generación de la red de elementos finitos a medida que se avanza. El perfil de velocidades se calcula hasta un fondo efectivo, donde se impone velocidad nula. La tensión contra el lecho, una de las variables fundamentales para la descripción del transporte de sedimentos, se determina utilizando una versión modificada del esquema de Jin<sup>3</sup>.

El transporte de sedimentos se describe mediante una ecuación de convección-difusión para la concentración de partículas en suspensión. La condición de borde para el flujo de sedimentos en el fondo efectivo contempla las diferentes características de los sedimentos gruesos (arena) y finos (limos y arcillas). Para los primeros se determinan los flujos en función de predictores de concentraciones de equilibrio en el fondo, mientras que para los segundos se emplea el concepto de probabilidad de deposición<sup>1</sup>. La carga de fondo se contabiliza empleando fórmulas de transporte. En este caso se debe prescribir el caudal sólido de ingreso al reservorio, como función del tiempo. El método de resolución es análogo al de las ecuaciones de Navier-Stokes.

Finalmente, la evolución morfológica del lecho se determina a través de la ecuación de balance de masa para sedimentos. Su resolución numérica resulta trivial empleando un esquema de diferencias finitas. Sin embargo, el fondo calculado es estable sólo si se utilizan pasos de tiempo que cumplan la condición:

$$\Delta t = \alpha \left( \frac{h}{\left(\frac{dz}{dt}\right)} \right)_{min} \tag{1}$$

donde  $\Delta t$  es el paso de tiempo, h la profundidad local, dz/dt la tasa de erosión/sedimentación local y  $\alpha$  una constante. Empíricamente se determinó que debe cumplirse  $\alpha < 0.1$ , siendo aconsejable que  $\alpha \approx 0.01$ .

El modelo de dispersión de sedimentos ha sido validado con anterioridad<sup>1</sup>.

### **MODELO DE ADSORCION DE CONTAMINANTES**

Los ríos que alimentan los reservorios transportan el material grueso, en general, como cargas de fondo y en suspensión. En un patrón típico de deposición de sedimentos en un embalse, las partículas gruesas caen en la boca del mismo, formando un delta sumergido.

En cambio, las partículas más finas son llevadas por el flujo sólo como carga en suspensión (a excepción de casos límite con corrientes de fondo de alta densidad) y tienden a depositarse en las zonas más profundas del embalse, llegando a las adyacencias de la presa.

Estas últimas partículas son minerales cargados negativamente con una fuerte capacidad de absorber cationes. La interacción del agua con las distintas fracciones de estos sedimentos cohesivos y el propio proceso sedimentario constituye un problema extremadamente complejo, lejos de ser representado en todos sus detalles hoy en día.

De este modo, los sedimentos cohesivos tienen una gran capacidad de asimilar metales pesados, pesticidas y nutrientes que son descargados a las aguas como deshechos de la actividad humana. Como se mencionó, estos contaminantes pueden mostrar diferentes comportamientos dentro del reservorio y pueden ser depositados en distintos lugares, dependiendo de sus propiedades y de las condiciones hidrodinámicas.

La tendencia de la migración de las sustancias químicas en los sedimentos se puede evaluar mediante las denominadas isotermas de adsorción. Estas son expresiones que relacionan la cantidad de un componente adsorbido a su cantidad (expresada como concentración) en la fase fluida, a temperatura constante.

Los modelos de isotermas de equilibrio consideran que el componente sorbido está continuamente en equilibrio con la solución adyacente. Suponiendo que la adsorción es instantánea, reversible y lineal, la isoterma de equilibrio lineal se expresa como<sup>4</sup>:

$$K_{d} = \frac{C_{part}}{C_{sol}}$$
(2)

donde  $K_d$  es el coeficiente de partición,  $C_{part}$  es la concentración del compuesto químico sorbido (mg/g partícula seca) y  $C_{sol}$  es la concentración de ese compuesto químico en solución (mg/l). La tabla 1 muestra algunos coeficientes de partición.

Sustancia	K <sub>d</sub>	Sorbente
Lindano	3 10 <sup>2</sup>	Sedimento
PCB (Aroclor 1254)	7 10 <sup>4</sup>	Sedimento
Benzo(a)pireno	8 10 <sup>4</sup>	Sedimento
2,4-D	3 10 <sup>0</sup>	Suelo
<sup>137</sup> Cs	3.5-10 10 <sup>3</sup>	Sedimento
<sup>90</sup> Sr	4-12 10 <sup>3</sup>	Sedimento
DDT	1 10 <sup>5</sup>	Suelo
Mirex	5 10 <sup>5</sup>	Sedimento
Atracina	$1-5  10^0$	Suelo
2,4,5-T	0.3-3 10	Suelo

*Tabla 1* − *Coeficientes de partición para varios contaminantes comunes (según Southwordth et al, extraída de Matsui<sup>4</sup>)* 

De este modo, utilizando la isoterma de equilibrio lineal, es posible realizar un balance de masa de contaminante en un volumen de control de fluido genérico, resultando (ver figura 1):

$m_{ent}^{sol} = (1 - \beta)m_{ent}$	masa de contaminante entrante en solución	(3)
$m_{ent}^{part} = \beta m_{ent}$	masa de contaminante entrante adsorbida a los sedimentos	(4)
$m_{dep}=\theta\beta m_{ent}$	masa de contaminante depositada	(5)
$m_{sal} = (1 - \theta)\beta m_{ent}$	masa de contaminante saliente	(6)
siendo		
		(7)

$$\theta = 1 - \frac{\phi_{sal}}{\phi_{ent}}$$
 fracción de la carga de sedimentos depositada (7)

donde  $\phi_{sal}$  y  $\phi_{ent}$  son los flujos saliente y entrante de sedimentos, respectivamente, y  $\beta$  incorpora al coeficiente de partición y las constantes adecuadas para la consistencia de las unidades.



Figura 1 – Volumen de control para balance de masa de contaminante

# **ENSAYOS NUMERICOS**

Se realizaron ensayos numéricos para observar el comportamiento del modelo desarrollado. Como problema básico se eligió un embalse tipo para riego y toma de agua potable, ubicado en una zona de pendientes moderadas. Se consideró que la pendiente media inicial del lecho era de 1 m/km, y la longitud del embalse de 10 km (unos 10 m de profundidad en la presa). Se tomó un caudal entrante al embalse de 10 m<sup>3</sup>/s, constante durante toda la simulación.

En cuanto al transporte de sedimentos, se tomó una carga constante en el tiempo, formada por partículas cohesivas con diámetro medio de  $5\mu m$  y concentración entrante de 250 mg/l.

Como contaminante de prueba se utilizó el insecticida Mirex. Se consideró que las actividades adyacentes al embalse producían un ciclo de aporte de contaminante al embalse como el mostrado en la figura 2.

La simulación se realizó sobre un lapso de 50 años. La figura 3 presenta el estado morfológico inicial y el estado evolutivo al cabo de 15 y 30 años, respectivamente.



Figura 2 – Ciclo de aporte de Mirex al embalse.



Figura 3 – De arriba hacia abajo, estados inicial, y al cabo de 15 y 30 años.

El lecho evoluciona formando sucesivas capas de sedimentos unas sobre las otras. En las figuras anteriores cada capa graficada corresponde a un período de 1 año de sedimentación. Las últimas capas tienden a crecer sobre el frente del delta sumergido. Hacia el año 30 de la simulación se produce una disminución por efecto de la colmatación del orden del 60% en la capacidad del reservorio. En el año 50 la capacidad caería al 25% de la inicial.

Obsérvese que el depósito crece tendiendo a generar una zona de fondo casi horizontal, desde su origen hasta el apex. Luego el perfil es de un decaimiento suave, tipo exponencial. Resulta interesante comparar estas características con el patrón de sedimentación del lago Mead (EE.UU.), para el cual se cuenta con una importante base de datos<sup>5</sup>. La figura 4 presenta tres relevamientos del perfil del embalse, correspondientes a la situación inicial (la presa se construyó en 1935), y a los años 1948 y 1963. Nótese que los depósitos simulados se corresponden cualitativamente con los relevados.



Figura 4 – Perfiles relevados en el lago Mead (EE.UU.) – Reproducido de Lara & Sanders<sup>5</sup>.

La figura 5 muestra la concentración de Mirex en los depósitos del lecho para dos estaciones fijas dentro del embalse. En la estación localizada en el km 3 se observan cuatro capas similares, donde se suceden zonas de mayor y menor concentración. Las mismas quedan finalmente enterradas bajo una capa superficial de concentración menor. En la estación ubicada en el km 7 las concentraciones son algo mayores, repitiéndose el patrón de enterramientos sucesivos. Cada pico se corresponde con un pico de liberación anual al embalse.

La concentración de contaminantes en la capa superficial es una variable de interés ecológico. Los procesos limnológicos físicos, químicos y biológicos pueden reciclar estos elementos nuevamente hacia la columna de agua y la cadena alimentaria. Aunque dichos procesos no son tenidos en cuenta aquí, la variación temporal de la concentración superficial de contaminantes sigue siendo un dato importante. La figura 6 presenta esta evolución para la descarga de Mirex considerada.

La concentración mostrada en la figura 6 copia el patrón de descarga de Mirex al embalse. Luego de unos 25 años en esa estación no se producen deposiciones de partículas. Por ello, las capas de mayor concentración, producidas en los primeros años, quedan enterradas.

Finalmente, otro dato de interés es la concentración de contaminante que se espera en las tomas de agua para uso humano. Suponiendo que dichas tomas se localizan en la presa, la figura 7 presenta la predicción del modelo para la concentración de Mirex en solución. Se observa que durante casi toda la simulación las concentraciones son bajas, debido a que la mayor parte de la masa de contaminante vertido se adsorbe y es enterrado. A medida que el embalse se colmata, las corrientes llevan sedimentos hacia la presa cada vez con mayor concentración. Luego del año 40 se produce un aumento explosivo en las concentraciones medias de Mirex disuelto.



Figura 5 – Perfiles verticales de concentración de Mirex en las capas depositadas.



Figura 6 – Concentración superficial de Mirex adsorbido en función del tiempo, para la estación km 7.



Figura 7 – Concentración de Mirex en solución en las tomas de agua del embalse, en función del tiempo.

### **CONCLUSIONES**

Se presentó la primera etapa del desarrollo de un modelo computacional para predecir el destino de los contaminantes adsorbidos en los sedimentos cohesivos dentro de un embalse.

El modelo sedimentológico es elaborado y representa razonablemente la fenomenología del transporte y deposición de este tipo de partículas. El modelo de adsorción es sencillo y fácil de implementar, arrojando resultados razonables en relación a su grado de simplificación. Como trabajo futuro se deben verificar los resultados obtenidos con este modelo mediante datos de campo y/o laboratorio.

#### REFERENCIAS

[1] Pablo Tarela y Angel Menéndez, Simulación del fenómeno de colmatación de embalses, Anales MECOM'96, 1996.

[2] Pablo Tarela and Angel Menéndez, Hydrosedimentologic model to predict reservoir sedimentation, Computational Mechanics, New Trends and Applications, E. Oñate y S. Idelsohn (Eds.), CIMNE, Barcelona, Spain, 1998.

[3] Jin, X. and Kranenburg, C., Quasi-3D Numerical Modeling of Shallow-Water Circulation, Journal of Hydraulic Engineering, ASCE, vol. 119, No. 4, pp. 458-472, 1993.

[4] Matsui, Saburo, Directrices para la gestión de lagos, Comité Internacional de Ambientes Lacustres (ILEC-PNUMA), vol. 4, 1997.

[5] Lara, J.M. and Sanders, J.I., The 1963-64 Lake Mead Survey, US Bureau of Reclamation, REC-OCE-70-21, 1970.