

MODELIZACION DEL ESTUARIO DE GERNIKA (URDAIBAI)

Iosu de Madariaga (*)

RESUMEN

Un modelo general para estuarios fue adaptado a las características físico-químicas del estuario de Gernika. Empleando este modelo, se realizaron diversas simulaciones de distribuciones longitudinales de salinidad y turbiedad, que posteriormente fueron comparadas con datos de campo.

Se encontraron desviaciones significativas para las predicciones de las distribuciones de salinidad cuando se produjo un incremento en el flujo del río. Sin embargo, las predicciones mostraron un buen ajuste para las distribuciones de turbiedad. Los cambios temporales de ambos parámetros fueron bien predichos por el modelo.

Por último, se simularon las variaciones espacio-temporales de un contaminante bajo las condiciones ambientales definidas para los períodos estudiados.

SUMMARY

A general estuarine model was adapted to the physico-chemical characteristics of the Gernika estuary. Different simulations of the axial distributions of salinity and turbidity were performed using this model, and then compared with field data.

Significant deviations were found for model predictions of salinity distributions when river inflow increased. However, model predictions showed a good agreement for turbidity distributions. For both parameters, temporal changes were well predicted by the model.

Finally, the spatio-temporal variations of a contaminant were simulated under the environmental conditions defined for the study periods.

LABURPENA

Estuari eredu orokor bat Gernikako estuarioaren karakteristika fisiko-kimikoei egokitu zen. Ereditu hau erabiliz, gazitasun- eta uhertasun-banaketa luzerako simulaketak burutu ziren, eta arrezkero kanpo-datuekin gonbaratu ziren.

Ibai-fluxuak gehitu zirenean, desbideraketa adierazgarriak aurkitu ziren gazitasun-banaketen iragarpenetan. Hala ere, uhertasun-banaketetarako iragarpenek egokitasun ona adierazi zuten. Parametro biontzat, ereduak aldaketa denboralak ondo aurreikusi zituen.

Azkenez, ikerketa-denboraldietarako zehazturiko inguru-baldintzen menpean, kutsatzaile baten aldakuntza espazio-denboralak simulatu ziren.

(*) Plymouth Marine Laboratory. Prospect Place, West Hoe, Plymouth PL1 3DH (U.K.)

INTRODUCCION

El estuario de Gernika es, sin lugar a dudas, el ecosistema costero de Euskadi que más exhaustivamente ha sido estudiado en los últimos años (Orive *et al.*, 1984; Villate, 1984; Gobierno Vasco, 1986; Madariaga, 1987; Madariaga & Ruiz, 1988; Madariaga, 1989; Madariaga *et al.*, 1989; Madariaga & Orive, 1989; Navarro *et al.*, 1989; Villate *et al.*, 1989; 1990). Se encuentra situado en Bizkaia ($43^{\circ} 22' N$ y $2^{\circ} 40' W$), dentro de los límites de la comarca de Urdaibai, declarada recientemente "Reserva de la Biosfera" por el Gobierno Vasco. La longitud aproximada del estuario es de 12 km, su profundidad media es de 3.5 m y la amplitud de marea puede llegar a superar los 4.5 m. Se trata pues, de un sistema estuárico de corto recorrido y buena comunicación con el mar, caracterizado por una onda mareal de tipo estática (Ketchum, 1983). En general, este modelo corresponde al de todos los estuarios de la costa vasca (Villate *et al.*, 1990).

La definición del estuario en el sentido teórico y su aplicabilidad para la descripción de un modelo de funcionamiento va a depender fundamentalmente del estudio de la circulación de las aguas neríticas y fluviales. Los procesos de flujo de entrada de agua de mar, así como los de reflujo de salida, van a determinar todos los fenómenos de transporte, sedimentación y resuspensión que controlan la biología del sistema.

En Gernika, la peculiar geomorfología del estuario hace que las tasas de intercambio mareal más elevadas se encuentren en su tramo exterior, donde se observa un vaciado prácticamente total con cada marea (Gobierno Vasco, 1986). Como la magnitud del caudal fluvial es pequeña en relación con el volumen estuárico, los tiempos de flujo en este sistema son del orden de meses, aunque ello no signifique necesariamente un intercambio limitado de agua dulce (Villate *et al.*, 1989). Hay que considerar además que la extensión de la cuenca hidrográfica guerniquesa, estimada en unos 142 km², es cuarenta veces mayor que la ría, y por tanto, aunque en muchos momentos no se observe un flujo de agua de río importante, potencialmente el aporte fluvial puede ser considerable (Madariaga & Ruiz, 1988).

Estas características hacen del estuario de Gernika un ecosistema de gran variabilidad a pequeña escala espacio-temporal (Madariaga & Orive, 1989). Las fuertes fluctuaciones en el régimen de circulación de la ría someten a los organismos a drásticas alteraciones del medio, lo que puede llegar a ocasionar importantes variaciones en sus tasas fisiológicas y reproductivas (Navarro *et al.*, 1989). Por otro lado, los procesos de dispersión de contaminantes industriales y urbanos van también ligados a estas variaciones, lo cual es tenido muy en cuenta a la hora de realizar vertidos ilegales.

Los recientes avances en el campo de la modelización, y la amplia difusión de los ordenadores personales en la última década, nos han permitido acceder con facilidad a los más complejos modelos informáticos. Su empleo ha supuesto una gran ayuda para el conocimiento de la estructura básica y del funcionamiento de muchos ecosistemas, así como para la evaluación de impactos ambientales debidos a alteraciones naturales o artificiales (Ewell, 1989). Básicamente, se pueden distinguir dos tipos de modelos a nivel de ciencia ecológica:

los teóricos (por ejemplo, los de Lotka-Volterra para la dinámica de poblaciones) y los aplicados, mucho más flexibles en su formulación y de carácter netamente predictivo (Jorgensen & Tundisi, 1990).

En el presente trabajo se ha utilizado un modelo general para estuarios, ajustándolo a las características físico-químicas del estuario de Gernika. Posteriormente, se ha evaluado la validez del modelo comparando sus predicciones para unas premisas determinadas con los resultados de campo obtenidos *in situ* bajo esas mismas condiciones. Por último, se ha simulado la posible distribución de un contaminante (tributilina) a lo largo del estuario en circunstancias específicas.

MATERIAL Y METODOS

El simulador utilizado ha sido recientemente desarrollado por la casa comercial Plymsolve, dependiente del ministerio británico de Medio Ambiente (N.E.R.C.). Se trata básicamente de la representación de un estuario ideal cuyas secciones transversales son rectangulares y aumentan progresivamente hacia la desembocadura. El fondo estaría cubierto por una capa móvil de sedimento desde el que se produce un intercambio de material particulado con la columna de agua. Los contaminantes pueden ir disueltos o asociados a partículas y están sometidos a procesos de transporte y/o sedimentación a lo largo del estuario.

El programa requiere la entrada de datos que describan las características físico-químicas del estuario. Las dimensiones estuáricas fueron calculadas a partir de mapas topográficos de la zona, elaborados y cedidos por la Diputación Foral de Bizkaia. El estuario fue dividido en doce segmentos de igual longitud (1000 m), en cada uno de los cuales se definieron las tasas de flujo de agua dulce, las amplitudes de marea y las características del sedimento. Los datos de caudal del río Oka fueron facilitados por Ibaizaina, servicio dependiente del Departamento de Urbanismo y Medio Ambiente de la Diputación Foral de Bizkaia. Las amplitudes de marea correspondientes a las condiciones simuladas fueron calculadas a partir de tablas de marea, y corregidas según la variación del ascenso de marea a lo largo de la ría (Gobierno Vasco, 1986; Villate *et al.*, 1989). Aunque las características del sedimento en los distintos tramos del estuario se encuentran ya descritas (Gómez Tejedor, 1970; Gobierno Vasco, 1986), las constantes de intercambio con la columna de agua aún no han sido determinadas, por lo que se emplearon valores medios correspondientes a otros estuarios de la costa británica de características similares al de Gernika (Bale *et al.*, 1985). Otras constantes de equilibrio requeridas por el modelo, y la definición de las propiedades del contaminante elegido para la simulación (tributilina, TBT) fueron asimismo estimadas a partir de trabajos en otras áreas de estudio (Dyer, 1974; Uncles *et al.*, 1985; Randall & Weber, 1986; Bale, 1987; Maguire, 1987; Unger *et al.*, 1988; Van Lenssen, 1988; Park & James, 1989; Uncles & Stephens, 1989; Barton *et al.*, 1990).

Los datos de campo para la comprobación del modelo se obtuvieron durante tres muestreos intensivos de 6-7 días de

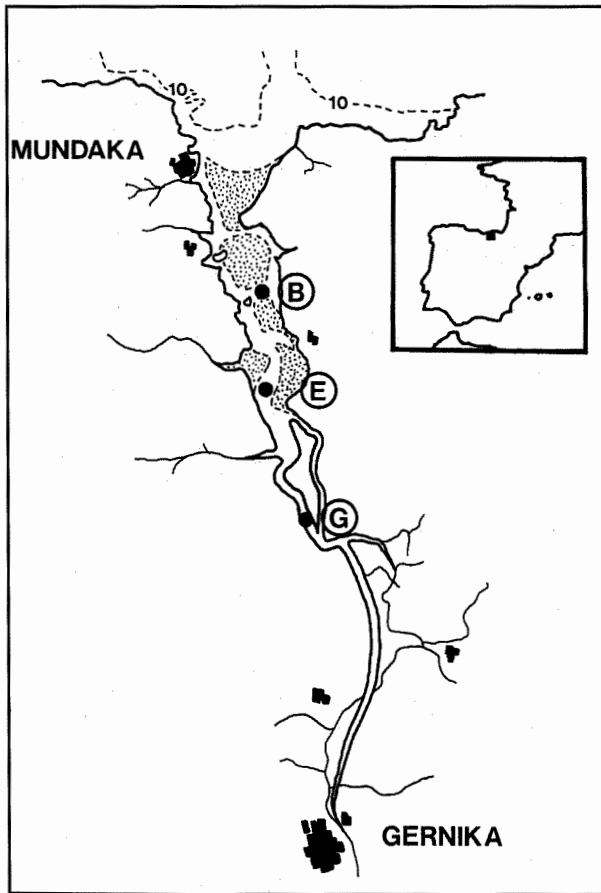


Figura 1. Área de estudio y posición de las estaciones de muestreo.

duración en las siguientes fechas: del 29 de octubre al 3 de noviembre de 1987 (campana de otoño), del 25 al 30 de enero de 1988 (campana de invierno), y del 22 al 28 de Abril de 1988 (campana de primavera). La presentación y discusión de los resultados de estas campañas pueden ser encontradas en trabajos anteriores (Madariaga & Ruiz, 1988; Madariaga, 1989; Madariaga & Orive, 1989).

Con el objeto de detectar el gradiente longitudinal del estuario, se establecieron tres puntos de muestreo a lo largo del mismo (Fig. 1). La estación más cercana al mar (B) se situó frente al islote de San Antonio, la central (E) en la marisma de Kanala y la superior (G) poco antes de alcanzar el canal de Gernika.

Las muestras de agua para los diferentes análisis físico-químicos se tomaron desde una embarcación con botellas oceanográficas tipo Van Dorn, en pleamar y a dos profundidades (superficie y fondo). Se realizaron perfiles verticales de luz (radiación fotosintéticamente activa, P.A.R.) mediante un sensor Li-Cor. A partir de estos valores se calculó el coeficiente de atenuación vertical de la luz (K) utilizando la ley de Beer-Lambert. Este coeficiente se encuentra relacionado con la profundidad de visión del disco de Secchi (S) y con la cantidad de materia orgánica particulada en suspensión (P), pará-

metros que definen la turbiedad del agua, por las siguientes expresiones:

$$K = 1.43S^{-1} + 0.036 \text{ (Madariaga, 1989) (1)}$$

$$S^{-1} = 0.04p + 0.100 \text{ (Joint, 1983) (2)}$$

Despejando de (1) y (2):

$$P = 17,48K + 3.13 \text{ (en mg l}^{-1}\text{)}$$

Tanto los valores calculados de turbiedad, como los de salinidad, que fueron determinados mediante un salinómetro de inducción Beckman perteneciente al laboratorio de Química analítica del Servicio de Investigación Oceanográfica del Gobierno Vasco, se presentan integrados para la columna de agua.

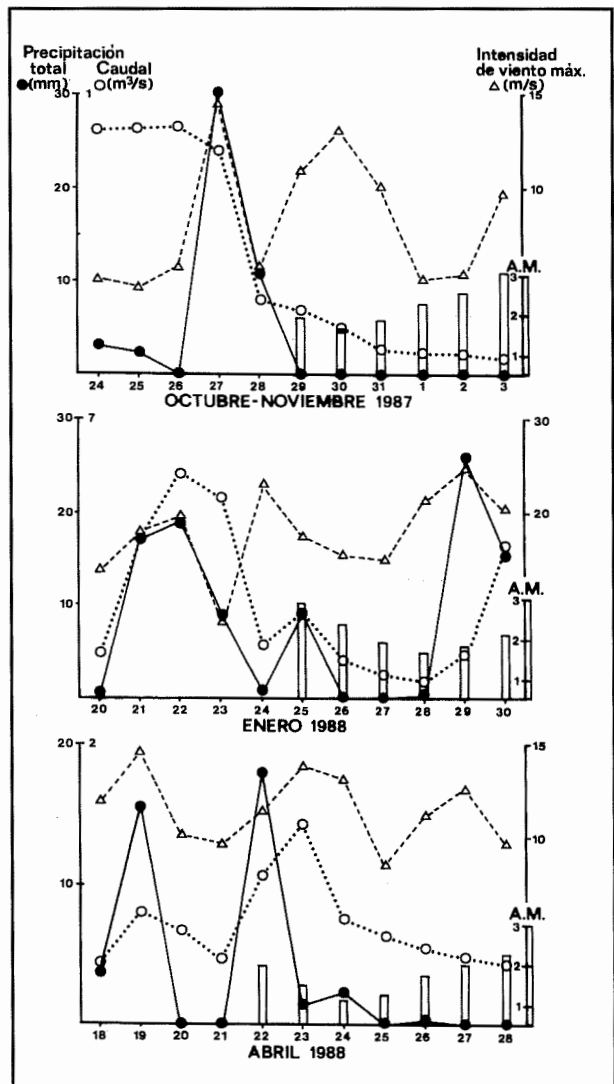


Figura 2. Variación temporal de los parámetros ambientales durante las tres épocas de estudio (A.M.= amplitud de marea, en m).

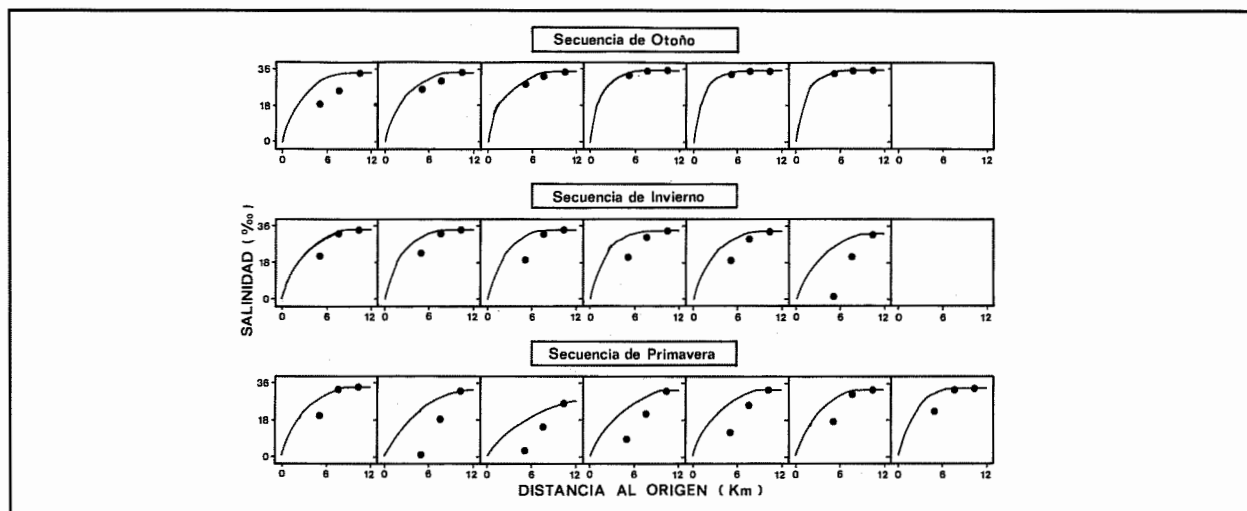


Figura 3. Cambios en la distribución longitudinal de la salinidad durante las tres épocas de estudio (línea continua= predicciones del modelo; puntos= valores reales obtenidos *in situ*).

Los datos meteorológicos fueron facilitados por el Servicio de Meteorología del Aeropuerto de Sondika.

La modelización se realizó en un ordenador personal IBM 50 y para los cálculos estadísticos se empleó el programa SAS (Statistical Analysis System).

RESULTADOS Y DISCUSION

La variación en la situación meteorológica durante las tres épocas de estudio se encuentra reflejada en la figura 2. En esta figura se representan además las amplitudes de marea correspondientes a los días de muestreo, y los cambios producidos en el caudal del río Oka, principal tributario del estuario de Gernika. Los tres períodos estudiados se caracterizaron

por una elevada inestabilidad atmosférica, con pulsos de lluvia intensos e irregulares y vientos continuados del N-NO que alcanzaron intensidades superiores a los 20 m/s durante la campaña de invierno. Las precipitaciones recibidas en la cuenca tuvieron una respuesta inmediata en los niveles de caudal del río Oka (Madariaga & Ruiz, 1988), que sufrieron drásticas variaciones –de un factor de 10 ó superior– en un corto espacio de tiempo.

En la figura 3 se puede observar la variación diaria en la distribución de salinidades a lo largo del estuario durante las tres épocas estudiadas. Se representan las mediciones reales de campo junto con las predicciones del modelo bajo condiciones idénticas. De la comparación directa de ambas representaciones resulta obvio a simple vista que no existe un ajuste perfecto. En concreto, para los días en los que los incre-

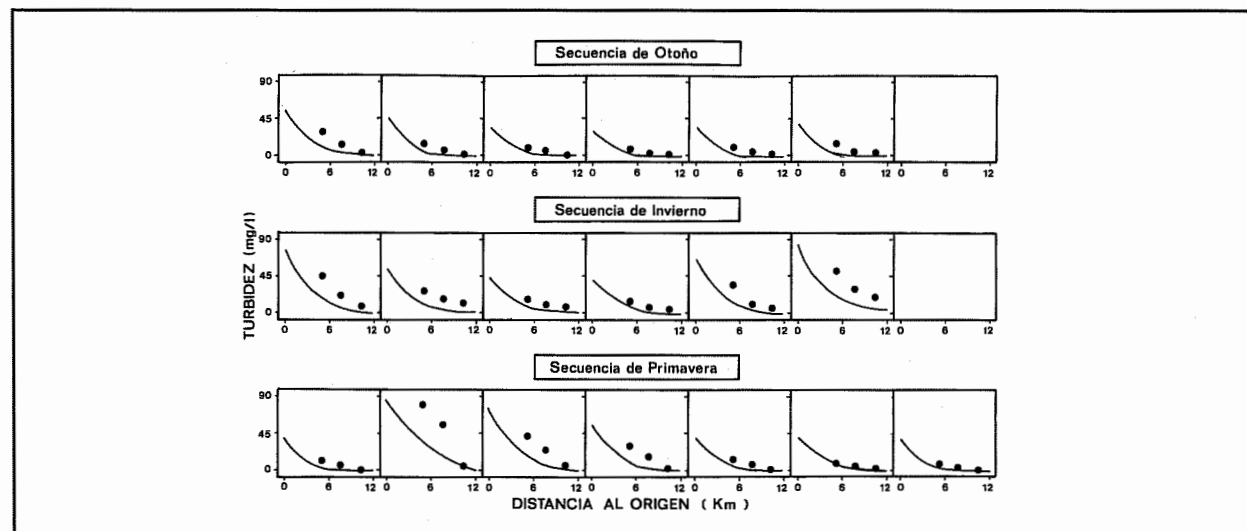


Figura 4. Cambios en la distribución longitudinal de la turbiedad durante las tres épocas de estudio (línea continua= predicciones del modelo; puntos= valores reales obtenidos *in situ*).

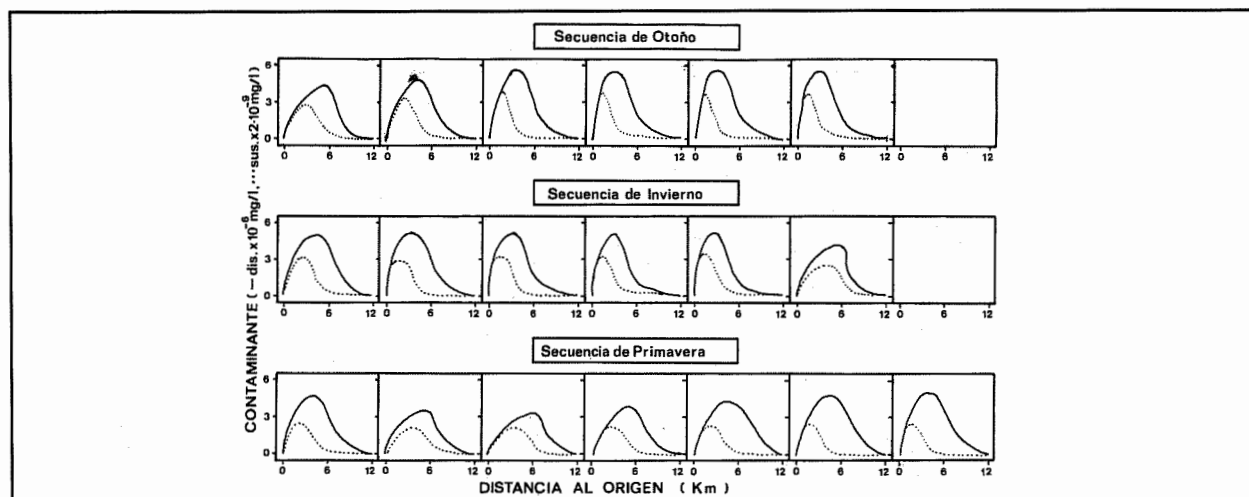


Figura 5. Cambios en la distribución de TBT (valores hipotéticos y simulando un flujo de entrada constante del contaminante en el kilómetro 5 del estuario) durante las tres épocas de estudio (línea continua= TBT disuelto; línea punteada= TBT asociado a partículas en suspensión).

mentos de caudal alteraron la circulación de la ría, se observa una desviación importante en los rangos más bajos de salinidad. Este hecho se debe fundamentalmente a que el modelo es incapaz de predecir los desplazamientos del origen del estuario, que es definido geográficamente como un punto fijo, y no de un modo funcional. Aunque se trata de una limitación importante, el efecto sólo se hace patente en la simulación de estuarios pequeños, donde el movimiento de las masas de agua se produce a una escala espacio-temporal mucho más reducida (J.R.W. Harris, comunicación personal). Hay que considerar además que en el caso del estuario de Gernika, en las épocas de fuerte avenida fluvial, el canal actúa como una "conducción cerrada" que facilita los desplazamientos de las masas de agua dulce, y por tanto, el corrimiento del origen del estuario.

Sin embargo, el simulador es capaz de predecir con eficacia los cambios temporales en la distribución axial de salinidad (coeficiente de correlación lineal $r = 0.929$, $p < 0.0001$ $n = 57$), producidos como consecuencia de las variaciones ocurridas en el flujo del río y en la amplitud de marea.

Se encontró un mejor ajuste para los valores estimados de turbiedad (Fig. 4), así como para sus variaciones temporales ($r = 0.982$, $p < 0.0001$ $n = 57$). El modelo predice la existencia de los máximos de turbiedad en la cabecera del estuario y de un gradiente negativo continuo hacia la desembocadura, lo que se corresponde con la realidad (Orive *et al.*, 1984; Madariaga, 1989). Las mayores discrepancias, al igual que ocurría con la salinidad, se observan en los días afectados por los pulsos de lluvia.

La modelización de estuarios de gran envergadura a lo largo de la última década ha mostrado la dificultad que supone trabajar con sistemas altamente complejos y variables (Hamilton, 1990). A pesar de ello, y aunque el modelo utilizado no es específico para el estuario de Gernika, los resultados obtenidos lo validan al menos para la predicción de variaciones temporales.

Se realizó una tercera simulación para la distribución de TBT a lo largo del estuario bajo las mismas condiciones que en los casos anteriormente estudiados (Fig. 5). La tributilina es un agente biocida asociado a pinturas utilizadas para embarcaciones, y puede encontrarse disuelta en el agua, en suspensión o en el sedimento (Maguire, 1987). En la simulación no se consideró la fracción asociada al sedimento. Antes de ejecutar el programa se introdujo en el modelo un flujo continuo de esta sustancia (0.25 Kg/s) en el kilómetro 5 del estuario, con el objeto de evaluar los posibles efectos de una entrada de contaminante en la variación de su distribución a lo largo del sistema.

Según las predicciones del modelo, los máximos de contaminante aparecerían en el tramo superior del estuario y se verían ligeramente desplazados hacia el mar con fuertes descargas del río. La cantidad total de contaminante en el agua disminuiría significativamente en épocas de mayores flujos, lo que hace pensar en una gran capacidad de dispersión de vertidos en el estuario de Gernika. De hecho, la entrada de TBT simulada no parece afectar a la distribución del contaminante en ninguno de los casos. Desafortunadamente, no existen datos tomados *in situ* que puedan corroborar estos resultados.

AGRADECIMIENTOS

La elaboración de este trabajo ha sido posible gracias a la casa comercial Plymsolve, que permitió el empleo de su simulador "ecos", y al Laboratorio Marino de Plymouth, que facilitó todos los medios informáticos necesarios. Los datos de campo se obtuvieron durante la realización de un proyecto financiado por una Beca de Formación de Personal Investigador del Departamento de Educación, Universidades e Investigación del Gobierno Vasco.

BIBLIOGRAFIA

- BALE, A.J., MORRIS, A.W. & HOWLAND, R.J.M. 1985. Seasonal sediment movement in the Tamar Estuary. *Oceanológica Acta*, 8: 1-6.
- BALE, A.J. 1987. The characteristics, behaviour and heterogeneous chemical reactivity of estuarine suspended particles. Ph.D. Thesis, Plymouth Polytechnic.
- BARTON, M.L., STEPHENS, J.A., UNCLES, R.J. & WEST, J.R. 1990. Particle fall velocities and related variables in the Tamar Estuary. In: M. Elliott & J-P. Ducrotoy (eds.), *Estuaries and coasts: spatial and temporal intercomparisons*. Olsen & Olsen, Fredensburg, Denmark, pp. 31-36.
- DYER, K.R. 1974. The salt balance in stratified estuaries. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, 2: 273-281.
- EWELL, K.C. 1989. Learning to simulate ecological models on a microcomputer. *Ecological Modelling*, 47: 7-17.
- GOBIERNO VASCO, 1986. *Estudio oceanográfico de la ría de Mundaka*. Colección Itxaso, 3. Departamento de Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. 205 pp.
- GOMEZ TEJEDOR, J. 1970. *Guernica. Geología y fisiografía de su comarca*. Diputación Foral de Bizkaia. pp. 13-63.
- HAMILTON, P. 1990. Modelling salinity and circulation for the Columbia River Estuary. *Prog. Oceanog.*, 25: 113-156.
- JOINT, I.R. 1983. Measurement of microbial processes. In: A.W. Morris (ed.), *Practical procedures for estuarine studies*. N.E.R.C. 262 pp.
- JORGENSEN, S.E. & TUNDISI, J.G. 1990. ISEM's 7th International Conference on the State of Art in Ecological Modelling. *Ecological Modelling*, 52: 3-5.
- KETCHUM, B. 1983. *Ecosystems of the World*, 26: *Estuaries and Enclosed Seas*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. 500 pp.
- MADARIAGA, I. de 1987. Variabilidad a pequeña escala temporal de la producción primaria y de la biomasa fitoplanctónica en el estuario de Gernika en julio de 1987. Tesis de licenciatura. Departamento de Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Ciencias. U.P.V./ E.H.U. 157 pp. (inédita).
- MADARIAGA, I. de & RUIZ, A. 1988. Variabilidad a pequeña escala temporal de la concentración de nutrientes disueltos en el estuario de Gernika (Otoño e Invierno). *Kobie (Serie Ciencias Naturales)*, 17: 49-56.
- MADARIAGA, I. de 1989. Uhartasun-aldakuntzak Gernikako estuarioan. *Elhuyar*, 15: 8-12.
- MADARIAGA, I. de, ORIVE, E. & BOALCH, G.T. 1989. Primary production in the Gernika estuary during a summer bloom of the dinoflagellate *Peridinium quinquecorne*, Abé. *Botanica Marina*, 32: 159-165.
- MADARIAGA, I. de & ORIVE, E. 1989. Spatio-temporal variations of sizefractionated primary production in the Gernika estuary. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 127: 273-288.
- MAGUIRE, R.J. 1987. Environmental aspects of tributyltin. *Applied Organometallic Chemistry*, 1: 475-498.
- NAVARRO, E., IGLESIAS, J.I.P. & LARRANAGA, A. 1989. Interannual variation in the reproductive cycle and biochemical composition of the cockle *Cerastoderma edule* from Mundaca Estuary (Biscay, North Spain). *Mar. Biol.*, 101: 503-511.
- ORIVE, E., SANTIAGO, J. & VILLATE, F. 1984. Variabilidad de algunos parámetros físicos y biológicos en la ría de Mundaka. *Cuadernos da Area de Ciencias Mariñas*, 1: 129-138.
- PARK, J.K. & JAMES, A. 1989. A unified method of estimating longitudinal dispersion in estuaries. *Water Science and Technology*, 21: 981-993.
- RANDALL, L. & WEBER, J.H. 1986. Adsorptive behaviour of butyltin compounds under simulated estuarine conditions. *The Science of Total Environment*, 57: 191-203.
- UNCLES, R.J., ELLIOTT, R.C.A. & WESTON, S.A. 1985. Observed fluxes of water, salt and suspended sediment in a partly mixed estuary. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, 20: 147-167.
- UNCLES, R.J. & STEPHENS, J.A. 1989. Distributions of suspended sediment at high water in a macrotidal estuary. *J. Geo. Res.*, 94: 14395-14405.
- UNGER, M.A., MACINTYRE, W.G. & HUGGETT, R.J. 1988. Sorption behaviour of tributyltin on estuarine and freshwater sediments. *Environm. Tox. Chem.*, 7: 907-915.
- VAN LEUSSEN, W. 1988. Aggregation of particles, settling velocity of mud flocs: a review. In: J. Dronkers & W. van Leussen (eds.), *Physical Processes in Estuaries*, Springer-Verlag, New York, pp. 347-403.
- VILLATE, F. 1984. Harpacticoides meiobentónicos (Crustacea-Copépoda) en el plancton de la ría de Mundaka (Vizcaya). *Cuadernos da Area de Ciencias Mariñas*, 1: 261-271.
- VILLATE, F., FRANCO, J., RUIZ, A. & ORIVE, E. 1989. Caracterización geomorfológica de cinco sistemas estuarinos del País Vasco. *Kobie (Serie Ciencias Naturales)*, 18: 157-170.
- VILLATE, F., FRANCO, J., GONZALEZ, L., MADARIAGA, I. de, RUIZ, A. & ORIVE, E. 1990. A comparative study of hydrography and seston in five estuarine systems of the Basque Country. In: M. Elliott & J-P. Ducrotoy (eds.), *Estuaries and coasts: spatial and temporal intercomparisons*. Olsen & Olsen., Fredensburg, Denmark, pp. 97-105.