

MÉTODOS DE ESTUDIO DEL DÉFICIT DE OXÍGENO ORIGINADO POR VERTIDOS DE AGUAS RESIDUALES EN ZONAS COSTERAS

José A. Revilla¹, Kalin N. Koev¹, Antonio Roldán¹, César Álvarez¹, Rafael Díaz²

Grupo de Trabajo en Emisarios Submarinos.

¹E.T.S. Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria

² Confederación Hidrográfica del Norte

RESUMEN: Un factor a considerar en el dimensionamiento de la capacidad de transporte de los interceptores costeros de redes unitarias de saneamiento es la reducción del oxígeno disuelto que pueden experimentar las aguas costeras por alivios de tormenta procedentes desde aquél.

La complejidad y alto costo computacional del conjunto de los modelos matemáticos necesarios para conocer la evolución del oxígeno disuelto en zonas costeras y la necesidad de estudiar este fenómeno en términos probabilísticos, aconsejan la utilización de métodos alternativos basados en el modelado matemático de un número limitado de casos.

En este artículo se proponen dos métodos alternativos de estudio del déficit de oxígeno originado por alivios procedentes de redes unitarias de saneamiento. En el primero de ellos los análisis estadísticos se efectúan sobre las causas del déficit (volúmenes vertidos) y en el segundo sobre los efectos (concentraciones de oxígeno en el mar). Ambos se han aplicado al estudio del interceptor costero de la Bahía de Pasajes (Guipúzcoa), obteniéndose resultados similares.

INTRODUCCION

Los colectores interceptores de sistemas unitarios de saneamiento se encuentran dotados de estructuras de alivio que determinan el caudal máximo a transportar en tiempo de lluvia hacia el punto final de tratamiento o de vertido, dando lugar a un régimen discontinuo de alivios con frecuencia, duración y magnitud dependientes del régimen pluviométrico de la zona.

Lo más habitual en zonas costeras es que los alivios mencionados tengan lugar en aguas litorales, provocando impactos indeseables cuya evolución está condicionada por la propia hidrodinámica del medio. Entre ellos cabe destacar, por ser objeto de numerosa bibliografía científica, la contaminación bacteriológica de las aguas de baño, la modificación de las características tróficas por aporte de nutrientes, la contaminación de fondos marinos por sedimentación de los sólidos aportados y la disminución del contenido del oxígeno disuelto en las aguas receptoras.

Aunque todos los fenómenos indicados son de capital importancia para el correcto diseño de una red de saneamiento, su estudio presenta serias dificultades desde el propio planteamiento del problema, en el que escasean fundamentos teóricos para establecer con carácter general valores límites de los parámetros que definen el estado del medio receptor. En este sentido, es el caso del oxígeno disuelto, de entre los señalados, el que quizá se encuentra más falto de criterios que puedan condicionar el proyecto de los sistemas de evacuación y vertido de los elementos de intercepción. En los otros casos citados, la existencia de normativa (76/160/CEE, 1975; 79/923/CEE, 1979) o la asimilación del fenómeno a otros semejantes más observados (Vollenweider R.A., 1968) ha ido proporcionando medios y herramientas que, aunque simples, han servido para evaluación y crítica de los efectos producidos.

Los principales problemas en el estudio del déficit de oxígeno en aguas litorales sometidas a vertidos de aguas residuales pueden clasificarse en cuatro cate-

rías diferenciadas: el primero de ellos radica en el excesivo carácter empirista de los métodos de cuantificación de las diferentes fuentes de oxígeno (reaireación desde la atmósfera, aportación desde efluentes tributarios y producción fotosintética) o de los consumos del mismo (oxidación de residuos carbonáceos y nitrogenados, consumo por respiración de las plantas y demanda desde los sedimentos). En segundo lugar, el carácter aleatorio de los vertidos desde las estructuras de alivio, es decir de los principales causantes del déficit de oxígeno, hace que los estudios en términos de condiciones medias carezcan de significación. La tercera dificultad estriba en las especiales condiciones hidrodinámicas de las aguas costeras, que obligan a utilizar complejos modelos matemáticos para la determinación de las variaciones de las características del medio y convierten en inútiles a los clásicos métodos y fórmulas (*Streeter H.W. y E.B. Phelps, 1925*) que marcan la evolución de la concentración del oxígeno disuelto. Por último, la ausencia de criterios claros sobre los niveles que debe alcanzar el contenido de oxígeno disuelto, en función de los diferentes usos a los que puedan estar sometidas las aguas litorales, introduce un factor de incertidumbre en el análisis de resultados que puede convertir en estériles los esfuerzos realizados en etapas anteriores.

En el presente artículo se proponen dos métodos alternativos para el estudio de la evolución del oxígeno disuelto y su aplicación en el diseño de la red de saneamiento basados en el tratamiento probabilístico de los resultados obtenidos con los modelos matemáticos habituales. En el primero de ellos, el estudio se lleva a cabo mediante la aplicación del conjunto de modelos matemáticos (escorrentía, circulación en redes, dispersión en medio marino de alivios, etc.) a una serie de episodios reales de vertidos que cumpliendo con una serie de propiedades estadísticas se les hace representativos del régimen general de alivios. En el segundo método se aplican sucesivamente los diferentes modelos matemáticos a una serie limitada de aguaceros y se establece un modelo de regresión entre el déficit de oxígeno que experimenta la zona receptora y los volúmenes aliviados. Ambas metodologías se aplican al estudio del oxígeno disuelto en la Bahía de Pasajes (Guipúzcoa) obteniéndose resultados concordantes.

NIVELES ADMISIBLES DEL OXÍGENO DISUELTO

Las principales manifestaciones del impacto producido por bajas concentraciones de oxígeno disuelto en aguas litorales radica en la aparición de olores u otros efectos

antiestéticos y el aumento de la mortalidad de la flora y fauna marina. Lógicamente, es este último aspecto el que marca los valores más limitativos en lo que se refiere al establecimiento de los niveles mínimos admisibles.

Son tantas las variables que influyen en las condiciones de vida marina (especie, edad, temperatura, estado nutricional, etc.) que, salvo para especies concretas (*USEPA, 1976; 1985*) y localizaciones determinadas, resulta imposible establecer criterios de carácter general respecto a especificaciones de calidad mínima por condiciones de oxígeno disuelto en aguas marinas.

Sin embargo, parece que los diferentes investigadores del tema (*Thomann R.V. y JA. Mueller, 1987*) están de acuerdo en que los niveles admisibles de oxígeno no deben marcarse solamente en términos de un valor mínimo de la concentración como ha venido siendo muy frecuente. Parece que, como mínimo, deben ser considerados dos valores, uno de ellos representativo de la punta de contaminación (contaminación aguda) que, aun tratándose de un valor instantáneo, tenga carácter letal para la flora y fauna y el otro característico de las condiciones de contaminación media (contaminación crónica) cuyo mantenimiento también tendría efectos letales, al menos para una gran parte de las especies.

Cuando la contaminación de las aguas litorales es debida a cargas introducidas por efluentes localizados, como es el caso de los vertidos procedentes de los aliviaderos de tormenta, debe tenerse en cuenta que existe una zona, normalmente denominada de mezcla, en la que resulta imposible cumplir en todo instante con especificaciones de calidad muy exigentes. Es la zona desde la que se irradian las cargas contaminantes que han sido previamente introducidas y su extensión o tamaño debe formar parte de los criterios de calidad que condicionen el dimensionado de los elementos de la red de saneamiento.

Un último aspecto, que sorprendentemente tiende a olvidarse en los estudios de impacto, es que cuando, como es el caso, la contaminación está originada por causas de carácter aleatorio, el incumplimiento de los criterios de calidad adoptados debe analizarse en términos probabilísticos (*Nikolov, KK. et al., 1994*). Una forma plausible para hacerlo sería mediante el concepto de período de retomo, cuyo valor debería elegirse con extensión suficiente para que los ecosistemas afectados dispongan de tiempo suficiente para su recuperación.

MODELADO DE LA EVOLUCIÓN DEL OXÍGENO DISUELTO

La variación de la concentración del oxígeno disuelto en el medio marino es consecuencia del efecto conjunto de los tres procesos físicos siguientes:

- ▮ La hidrodinámica marina.
- ▮ La evolución de las sustancias introducidas.
- ▮ La interacción entre las distintas sustancias.

Las ecuaciones que rigen cada uno de los procesos indicados se indican a continuación:

Modelado de la hidrodinámica marina

Para el modelado de la hidrodinámica marina cuando se trata de zonas poco profundas y protegidas como en las que normalmente se efectúan los vertidos de tormenta, cabe admitir las siguientes hipótesis:

- ▮ El flujo es aproximadamente horizontal.
- ▮ La hipótesis de Boussinesq para las tensiones turbulentas es válida.
- ▮ La presión se distribuye hidrostáticamente.
- ▮ El agua está poco estratificada.
- ▮ Las principales fuerzas propulsoras son el viento y la marea.

Con estas hipótesis se llega a las siguientes ecuaciones de la onda larga promediadas en vertical.

a) Ecuaciones de la conservación de la cantidad del movimiento.

$$\frac{\partial U}{\partial t} + U \frac{\partial U}{\partial x} + V \frac{\partial U}{\partial y} = -g \frac{\partial \eta}{\partial x} + fV - \frac{\tau_{bx}}{\rho h} + \frac{\tau_{sx}}{\rho h} + v_h \nabla_h^2 U \tag{1}$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + U \frac{\partial V}{\partial x} + V \frac{\partial V}{\partial y} = -g \frac{\partial \eta}{\partial y} + fU - \frac{\tau_{by}}{\rho h} + \frac{\tau_{sy}}{\rho h} + v_h \nabla_h^2 V \tag{2}$$

b) Ecuación de la continuidad.

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(Uh) + \frac{\partial}{\partial y}(Vh) = 0 \tag{3}$$

en donde x e y son las coordenadas Cartesianas en el plano horizontal, t el tiempo, $U(x,y,t)$ la velocidad en dirección x promediada en vertical, $V(x,y,t)$ la velocidad

en dirección y promediada en vertical, f el parámetro de Coriolis, T_{sx} y T_{sy} las tensiones superficiales debidas al viento en las direcciones x e y respectivamente, τ_{bx} y τ_{by} las tensiones tangenciales debidas a fricción en fondo en las direcciones x e y respectivamente, h la profundidad, ρ la densidad del agua, V_h el coeficiente de viscosidad de remolino y η el nivel de la superficie libre.

La resolución numérica del sistema de ecuaciones 1 a 3 normalmente se lleva a cabo en diferencias finitas, haciendo uso del esquema denominado ADI (Leendertse J. y S. Lin, 1976).

Modelado de la evolución de las sustancias en el medio marino.

La evolución de la concentración c_i de una sustancia en el medio marino se puede modelar resolviendo numéricamente la ecuación de transporte de masa cuya forma bidimensional es:

$$\frac{\partial c_i}{\partial t} + U \frac{\partial c_i}{\partial x} + V \frac{\partial c_i}{\partial y} - \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial c_i}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(D_y \frac{\partial c_i}{\partial y} \right) = S_i \tag{4}$$

donde $c_i(x,y,t)$ es la concentración de la sustancia "i", D_x y D_y los coeficientes de dispersión en dirección x e y respectivamente y S_i la cantidad de la sustancia "i" introducida en el medio.

Así como para las ecuaciones anteriores (1), (2) y (3) existe opinión prácticamente unánime sobre el esquema numérico a adoptar, para la ecuación (4), a pesar de las numerosas investigaciones realizadas hasta la fecha, no existe acuerdo sobre el esquema numérico más adecuado dentro de una solución en diferencias finitas.

Modelado de las interacciones de las distintas sustancias.

En el caso del oxígeno disuelto se tienen que considerar, en una primera aproximación, al menos dos sustancias que interaccionan entre sí, que son el propio oxígeno disuelto (OD) y la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO).

Considerando, como es habitual, que la evolución de ambas sustancias obedece a una cinética de interacción de primer orden, se pueden escribir las siguientes ecuaciones (Thomann R.V. y J.A. Mueller, 1987):

$$\frac{d(OD)}{dt} = K_1(C_s - (OD)) - K_2(DBO)\lambda^{(T-20)} - (5)$$

$$- R_{20} \lambda^{(T-20)} + F - B$$

$$\frac{d(DBO)}{dt} = -K_2(DBO)\lambda^{(T-20)} \quad (6)$$

donde (OD) es la concentración del oxígeno disuelto, t el tiempo, K_1 el coeficiente de recuperación del oxígeno, C_s la concentración del oxígeno a saturación, K_2 el coeficiente de degradación de la (DBO) , λ el coeficiente de la temperatura de Arrhenius, T la temperatura del agua, R_{20} la tasa de consumo de oxígeno a 20° C, F la tasa de producción de oxígeno (Fotosíntesis) y B la demanda de oxígeno por sedimentos.

Si la ecuación (4) para cada sustancia se resuelve en diferencias finitas, entonces el sistema de ecuaciones (5) y (6) se debe resolver para cada celda de la malla en cada paso de tiempo.

Desde un punto de vista metodológico, el modelado de los vertidos correspondientes a un aguacero comprende el cálculo del régimen de caudales en colectores, la evaluación de los vertidos en las diferentes estructuras de alivio y la dispersión y dilución de éstos en el medio marino. El coste computacional es tan elevado que resulta prácticamente imposible modelar todos los aguaceros que constituyen la base de datos de partida a poca representatividad que se la exija.

ENFOQUES ALTERNATIVOS PARA EL ESTUDIO PROBABILÍSTICO DEL FENÓMENO

El objetivo de los estudios de la evolución de oxígeno disuelto en el litoral es comprobar si, debido al régimen de vertidos procedentes de uno o varios aliviaderos de tormenta de un interceptor costero, se viola en una serie de puntos del litoral, no pertenecientes a la que se ha denominado zona de mezcla, unos determinados criterios de calidad, marcados en términos de concentraciones mínimas de oxígeno mantenidas durante un cierto tipo (corto o largo según de trate de analizar la contaminación aguda o crónica respectivamente) y de un período de retomo.

Se debe partir, por tanto, de una serie representativa de las cargas contaminantes que los aliviaderos introducen en el medio litoral. Si se considera, como suele ser habitual, que en las aguas residuales las diferentes sustancias se encuentran en proporciones constantes, la serie citada puede sustituirse por la de volúmenes

vertidos, logrando así, introducir como variables explicativas del fenómeno, las directamente resultantes de la aplicación de los modelos hidrodinámicos terrestres.

La manera de abordar el problema admite un doble enfoque en el sentido de efectuar los análisis estadísticos sobre las causas (serie de volúmenes vertidos) o sobre los efectos (concentraciones de oxígeno disuelto).

En el primer caso pueden elegirse episodios de vertidos sucesivos (episodios de vertido de diseño) que presenten un período de retorno igual al asumido en los criterios de calidad marcados y proceder al modelado de su evolución en el medio receptor.

En el segundo caso se pretendería contrastar que dentro de la secuencia de variación de las concentraciones de oxígeno originadas por la serie de volúmenes vertidos desde aliviaderos, a las concentraciones representativas de los criterios de calidad les corresponde el período de retomo elegido. Como se verá más adelante, una forma plausible de obtener la serie histórica de concentraciones a partir de los volúmenes vertidos es mediante el uso de modelos de regresión.

Como puede suponerse, con ambos métodos se pretende evitar el modelado de la evolución de todos los vertidos producidos en el medio marino que, en función de la base de datos disponibles, podrían ascender a varios miles y supondría un coste computacional tan importante que para el caso habitual de uso de PC pudiera constituir, como se ha dicho, una tarea imposible.

Método basado en la elección de episodio de vertidos de diseño.

Se denominará episodio de vertido de diseño de orden L a una serie consecutiva de vertidos que cumple con las siguientes condiciones (Figura 1):

- Los efectos que produce sobre el valor de la concentración del oxígeno disuelto son independientes de los producidos por vertidos anteriores y posteriores.
- El tiempo máximo sin vertidos en la serie que constituye el episodio de vertido es de L días, correspondiendo al volumen total vertido el mismo período de retomo que el establecido en los criterios de calidad.

La primera condición expresa la independencia de los

efectos producidos por los vertidos del episodio de diseño respecto a otros anteriores o posteriores. Se iniciará, pues, tras un lapso de tiempo suficientemente largo, dependiente de las condiciones de renovación de la zona costera estudiada, sin vertidos, en el que se han establecido unas concentraciones de oxígeno disuelto naturales, normalmente equivalentes a las de saturación para las condiciones ambientales existentes. Igualmente el episodio de diseño finalizará cuando dicha situación se vuelva a alcanzar.

Con la segunda condición trata de contemplarse la inercia que presenta el fenómeno, en el sentido de que el efecto producido por un vertido puede solaparse con el debido a otro posterior. De esta forma, y al desconocer cuál es la combinación de vertidos que produce

Si para éste se cumplen los criterios de calidad marcados, es decir si las concentraciones de oxígeno disuelto no se sitúan por debajo de las establecidas en aquéllos, se supondría que la red está correctamente dimensionada. El incumplimiento de dichos criterios exigiría modificar los elementos necesarios de la red de saneamiento, recalcular la secuencia histórica de vertidos, determinar los nuevos episodios de diseño y modelar sus evoluciones para comprobar de nuevo los niveles de calidad (Figura 2).

Método basado en estudios de regresión.

Se parte en este caso del conocimiento simultáneo de una serie de vertidos suficientemente amplia y de los contenidos de oxígeno en los puntos de interés, de

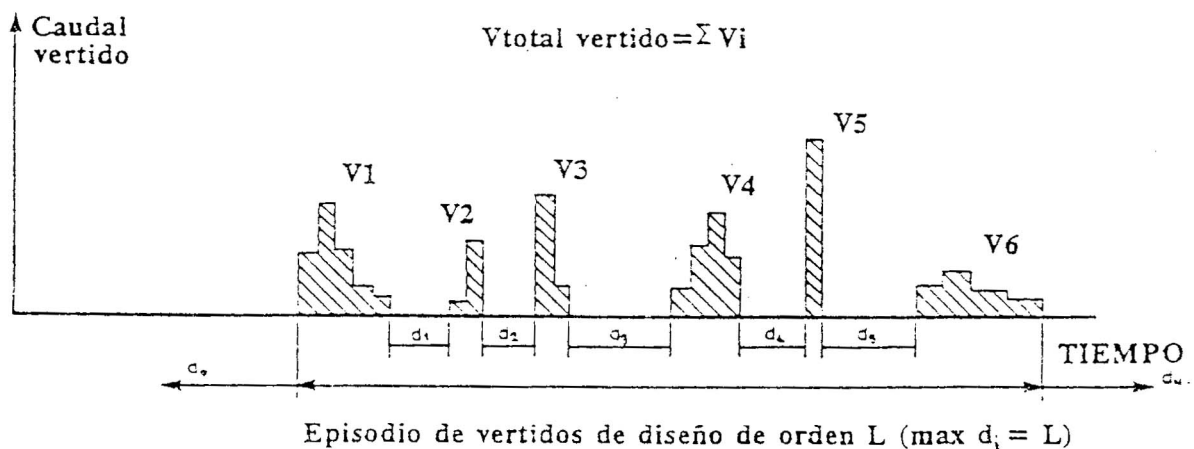


Figura 1. Parámetros utilizados para la definición de un episodio de vertido (d_0 y d_n son suficientemente grandes para independizar los efectos ambientales del episodio de vertidos)

los efectos más desfavorables, deben analizarse no sólo los vertidos aislados correspondientes a un determinado periodo de retomo, sino episodios de vertidos con dicho periodo de retomo e intervalos entre vertidos de duraciones iguales o menores a las necesarias para que los vertidos sucesivos de dichos episodios no produzcan efectos solapables. Dicho de otra forma, los órdenes de los episodios de de diseño que deben considerarse tienen que variar entre cero y el número de días necesario para que desaparezcan los efectos producidos por un vertido.

De entre todos los episodios de diseño posibles, la red de saneamiento vendrá condicionada por aquel que produzca las mínimas concentraciones de oxígeno disuelto, que se denominará episodio de diseño crítico.

forma que pueda establecerse una ecuación de regresión entre ambas variables de la forma.

$$(OD)_i = f(W_i, W_{i-1}, \dots, W_{i-n}) + \epsilon \quad (7)$$

en donde $(OD)_i$ es la concentración de oxígeno disuelto en el día i , W_{i-j} el volumen de agua residual vertido en el día $i-j$ ($j = 0 \dots n$), n el número de días que tarda en desaparecer el efecto producido por un vertido y ϵ el error aleatorio.

Como se ve, la ecuación (7) trata de expresar la inercia del fenómeno antes comentada a través de los volúmenes vertidos en días anteriores al de evaluación de la concentración del oxígeno.

Aunque en términos generales en los estudios de

regresión la forma de la ecuación (7) puede ser arbitraria, en este caso, y con el fin de reducir el número de parámetros de ajuste, resulta interesante introducir el hecho de que la evolución del oxígeno disuelto en un medio marino y la de las sustancias que lo consumen viene bien explicada con un modelo cinético de primer orden. Por ello, parece lógico admitir que la dependencia de la concentración del oxígeno disuelto y los volúmenes vertidos en días anteriores se rigen por una ley exponencial. Consecuentemente se propone como ecuación a ajustar la siguiente:

$$(OD)_i = \sum_{L=0}^n \alpha_L \left\{ \sum_{j=i-L}^i W_j \exp[-K_L(i-j)] \right\}^{\beta_L} + \gamma + E \quad (8)$$

en donde α_u , K_u , β_L y γ son parámetros de ajuste. Entre estos parámetros presentan un claro significado físico los valores K_L (constantes de degradación de las sustancias consumidoras de oxígeno) y el término independiente γ que se puede interpretar como el valor de la concentración del oxígeno en condiciones de saturación.

APLICACIÓN AL CASO DE LA BAHÍA DE PASAJES (GUIPÚZCOA)

El colector interceptor previsto en la zona de Pasajes debe ser dimensionado de manera que sea capaz de transportar fuera de la cuenca las cargas contaminantes que no pueden ser asimiladas por la Bahía, en donde evacuan los diferentes aliviaderos de tormenta del mismo. Dicha Bahía constituye una zona cerrada (Fig. 3) en donde, entre otros, actualmente existen problemas de déficit de oxígeno.

Aunque existe una serie de aliviaderos dispuestos a lo largo del interceptor costero, los principales problemas de anoxia se presentan en la esquina Oeste, donde las aguas se encuentran prácticamente estancadas. En el resto de los aliviaderos, las propias corrientes

que se originan en la bahía aseguran unas condiciones de renovación tales que no se producen problemas por bajas concentraciones de oxígeno.

El problema radica en comprobar si la capacidad del colector en su último tramo es suficiente para que los vertidos que se produzcan en la zona indicada sean compatibles con unos criterios de calidad adoptados.

Para ello se dispuso de una serie de cincuenta años de registros pluviométricos con unos siete mil episodios lluviosos que fueron modelados con el fin de obtener los caudales circulantes en la red y, consecuentemente, la serie de vertidos por aliviaderos.

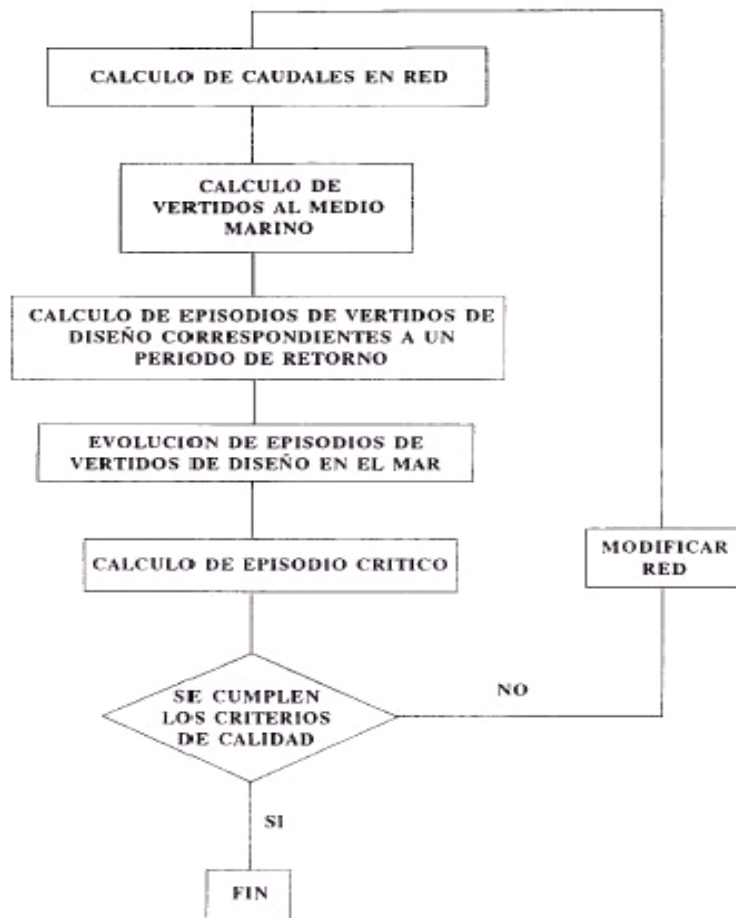


Figura 2. Diagrama de flujo para el estudio de la variación de la concentración de oxígeno disuelto en el medio marino producida por un régimen de alivios.

A. Criterios de calidad

Tras una serie de campañas biológicas efectuadas

en la zona y el análisis de la documentación existente al respecto, se adoptó el criterio de calidad fijado por las siguientes premisas:

- Se considerará una zona de mezcla máxima de unos 300 m. desde la esquina oeste de la Bahía (Fig. 1). En ella las concentraciones de oxígeno disuelto nunca bajarán de 0.5 mg/l.
- En ningún punto de la Bahía la concentración media horaria de oxígeno disuelto (contaminación aguda) será menor de 1 mg/l. ni la concentración media diaria (contaminación crónica) inferior a 4 mg/l.

analizado el tiempo máximo que persiste el efecto producido por un vertido, habiéndose estimado el mismo en siete días.

Para las características previstas de la red de saneamiento se ha modelado el total de los aguaceros disponibles, habiéndose obtenido en el punto de interés la serie histórica de volúmenes vertidos por aliviaderos (más de 5.000 vertidos). Estos datos se han analizado para evaluar los máximos volúmenes totales vertidos en episodios de diseño de órdenes comprendidos entre 0 y 7 días tal como se indica en la Tabla 1. En dicha tabla se resaltan los episodios de diseño con período de retomo igual a 3 años (línea 16).

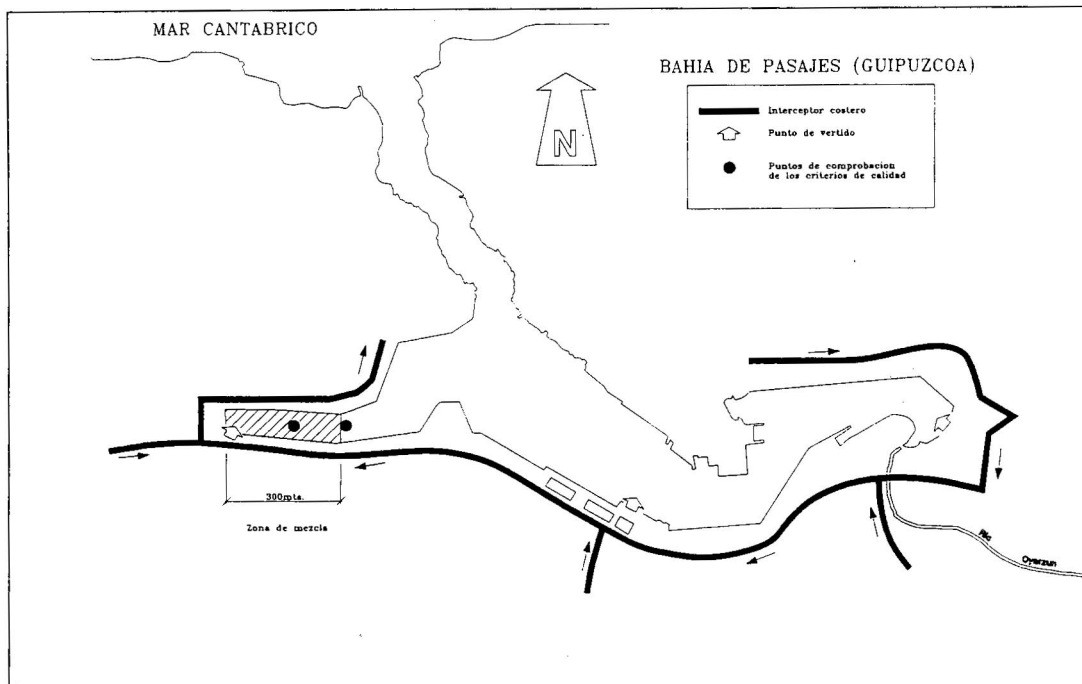


Figura 3. Esquema general del interceptor costero de la Bahía.

- Todos los valores indicados deberán ser cumplidos con un período de retorno mínimo de 3 años, que es el tiempo estimado como necesario para la recuperación de los impactos producidos por descensos inadmisibles de la concentración de oxígeno.

B. Aplicación del método basado en la elección de los episodios de vertidos de diseño.

Con los modelos matemáticos descritos se ha

Una vez modelada la evolución de todos los episodios de diseño citados, se concluyó que el más desfavorable o crítico es el de orden 5, con fecha de inicio el 24-11-1981, y de finalización el 10-01-1982 (Fig. 4).

En la Figura 5 se presentan los valores instantáneos de las concentraciones de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y del Oxígeno Disuelto (OD) en el punto de

vertido, obtenidas por aplicación de los modelos matemáticos descritos al episodio de diseño crítico. En ella puede observarse que la concentración del oxígeno disuelto nunca desciende por debajo de 0.5 mg/l. tal como exige el criterio de calidad en la zona de mezcla.

Por último, en las Figuras 6 y 7 se muestran los valores medios horarios y diarios de la concentración de oxígeno disuelto en la frontera de la zona de mezcla, correspondientes al episodio de diseño crítico. Al cumplirse también en dichos puntos el criterio de calidad adoptado puede concluirse que las características previstas para la red de saneamiento son adecuadas.

C. Aplicación del método basado en estudios de regresión.

Haciendo uso de los valores de las concentraciones medias diarias de oxígeno calculadas en la aplicación del método anterior, se ha ajustado (Mar-quardt D. W., 1969) el modelo de regresión no

lineal formulado en la ecuación (8), obteniéndose la forma simplificada indicada a continuación:

$$(OD)_i = \alpha_1 \left\{ \sum_{j=7}^i W_j \exp[-K(i-j)] \right\} + \alpha_2 W_i^{\beta_2} + \gamma \quad (9)$$

Para los siguientes valores de los parámetros $K = 0.201$, $\alpha_1 = -2.362$, $\beta_1 = 0.192$, $\alpha_2 = 0.199$, $\beta_2 = 0.205$ y $\gamma = 7.810$.

El coeficiente de correlación obtenido ha sido $R^2 = 0.779$.

Debe señalarse que en la ecuación (9) la concentración de oxígeno disuelto $(OD)_i$ se expresa en mg/l. y los volúmenes W_i en decenas de miles de metros cúbicos.

En la Figura 8 se muestra los contenidos de oxígeno obtenidos mediante modelado matemático y la ecuación de regresión (9).

Tabla 1. Volúmenes fatales máximos vertidos en episodios con intermitencias de L días consecutivos sin vertido (L = 0 a 7).

	fecha inicio	días 0	fecha inicio	días 1	fecha inicio	días 2	fecha inicio	días 3	fecha inicio	días 4	fecha inicio	días 5	fecha inicio	días 6	fecha inicio	días 7
1	490929	155994	830821	167311	830816	196123	830816	196839	740826	216421	600825	344838	600825	344838	600621	419631
2	630917	117191	490928	156044	490928	156044	490928	156044	830816	196839	630801	317370	630801	317370	630621	400336
3	771113	104816	601219	119589	601214	148582	601214	154578	490928	156044	830711	243477	660927	301006	520626	347307
4	531013	82882	630917	117191	741015	119239	630911	151485	601214	154578	661025	224634	740816	276881	650616	318235
5	800919	82669	771112	105434	630917	117191	550828	136187	630911	151485	740826	216421	830624	272192	660927	302295
6	601228	75174	531011	89651	661114	110271	661114	128677	650812	139657	490919	196579	490819	253753	830624	278973
7	650821	67845	540812	85423	771112	105434	540726	126763	501023	137371	501023	187568	501023	238290	740816	276881
8	520703	63390	800919	82669	550831	102845	741015	119239	550828	136187	540726	168743	508028	229029	490819	253753
9	811211	63357	360705	78720	581212	100257	581028	117902	661114	128677	650626	145698	440815	222681	501023	238290
10	730921	60899	650821	67845	531011	92501	771112	105434	540726	126763	550828	136187	770512	218183	350822	229029
11	470904	59044	470831	66729	730920	87309	791020	100483	581028	117902	770512	133841	691014	206230	440815	222681
12	581030	57834	520702	66223	540809	86467	811204	98027	820929	111132	591017	127518	520718	196884	770512	218183
13	540820	55088	811211	63357	821002	84119	531011	92501	771112	105434	581123	125781	540726	175687	781213	216375
14	661007	52654	730920	61805	800919	82696	761011	91789	791020	100483	531011	124359	650616	165698	691014	206230
15	760705	52173	581030	57834	360703	80321	820929	87662	711105	99536	640826	119428	380801	148266	671012	199749
16	550805	49880	550831	57827	520702	76527	730920	87309	811204	98027	811124	117091	640725	142016	470820	199424
17	610526	49489	790109	55396	791104	76077	710512	83288	780312	97643	360516	116448	700115	141710	790103	193282
18	691030	47049	840928	53618	700802	74325	360628	83032	531011	92501	820920	116324	550828	136187	550828	191687
19	791114	46272	760704	52977	710512	72733	800919	82696	761011	91789	440922	116053	811124	134361	540726	175687
20	830822	46266	661007	52654	650816	67907	501126	81626	460417	89929	430620	108210	591017	127518	308001	167988
21	640530	45238	610525	49489	811204	66989	700802	80546	730920	87309	700115	106018	581123	125781	580929	166723
22	821005	43518	691030	47049	470831	66729	520702	72300	700719	84629	791020	100483	531011	124359	360505	155730
23	710726	43050	441094	46619	641005	64440	381116	77181	360628	83032	350822	100389	510101	119159	591006	149767
24	760930	42990	741018	45908	841013	57928	650812	74372	800919	82696	711105	99536	360516	116448	640709	143441
25	700306	42954	431111	45754	560518	55797	781228	68248	691214	82434	780312	97643	820920	116324	700115	141710
26	431113	42269	560523	45334	760702	52997	430921	67800	520702	78300	460417	97497	791004	113307	811124	134361
27	560526	41198	640530	45239	671027	52912	470531	66720	381116	77181	840904	92276	671012	110579	531011	124359
28	360705	39579	821004	44316	680728	50915	750301	66714	640925	77041	761011	91789	370208	109732	510101	11959
29	780806	39375	420826	44249	501202	50461	641005	66646	671206	75046	690724	90939	430820	108210	820920	11624
30	500925	37969	461020	43222	610525	49489	610407	66422	841013	71867	730920	87309	400314	108094	370114	112542
31	461201	37643	710726	43030	780121	48120	351019	59153	71292	800919	82696	710421	104155	430520	108210	820920
32	400514	36965	670930	42950	460423	47723	841013	57928	351103	69087	520626	79273	471115	102170	400314	108094
33	410927	36856	700806	42954	691030	47049	591017	56615	430921	67808	381116	77181	780312	97643	390531	105734
34	681103	36644	720808	41620	720404	46951	560518	55797	560518	66978	671206	75046	640417	97497	710211	104155
35	420826	36486	681102	41352	371022	46757	390424	53072	470831	66729	370216	74652	840904	92276	760925	102298
36	450522	35225	371001	41051	441004	46619	671027	52912	750301	66716	511220	74365	761011	91789	460417	97497
37	840123	32632	380907	40853	431111	45754	400514	52455	610407	66422	560518	66978	450513	87485	840904	92276
38	370730	31477	780806	39375	400423	44826	620501	51675	441121	62512	470831	66729	730920	87309	450513	87485
39	441008	31079	571213	39056	420826	44249	680728	50915	420817	57566	750301	66716	610327	84559	730920	87309
40	350624	29517	500925	37969	480807	42947	720330	49456	400514	53152	610407	66422	800919	82696	610327	84559
41	441102	28726	400514	36965	450109	41918	450104	49297	390424	53072	570523	58151	390531	81971	800919	82696
42	741007	27949	410927	36856	380907	40853	480728	49057	621026	52469	420817	57566	560518	66978	420921	71775
43	380908	25125	591025	36125	591025	46023	47723	481025	51406	400706	56863	753011	66716	560510	67304	67304
44	720420	24024	351011	35968	571213	39056	690412	47182	680728	50915	680728	56232	720731	64287	750301	66716
45	590820	23948	450520	35280	410927	36856	371022	46757	720330	49456	390531	53616	571207	64127	720731	64287
46	620531	23416	750821	29550	351011	35968	441001	46484	450104	49297	411026	52583	680519	63410	571207	64127
47	390719	22368	481101	20444	750821	29456	420826	44249	371022	46757	621026	52469	420608	61470	680519	63410
48	750821	21872	620530	26000	620530	26000	410515	42904	571207	45045	481025	51406	410415	53592	481014	61653
49	571213	21388	370424	25118	370424	25118	571213	39056	410515	42904	450513	50730	621026	52469	410415	53592
50	510523	20040	511030	22455	510923	22981	510417	27474	510913	42263	720325	50547	681025	51406	621026	52469

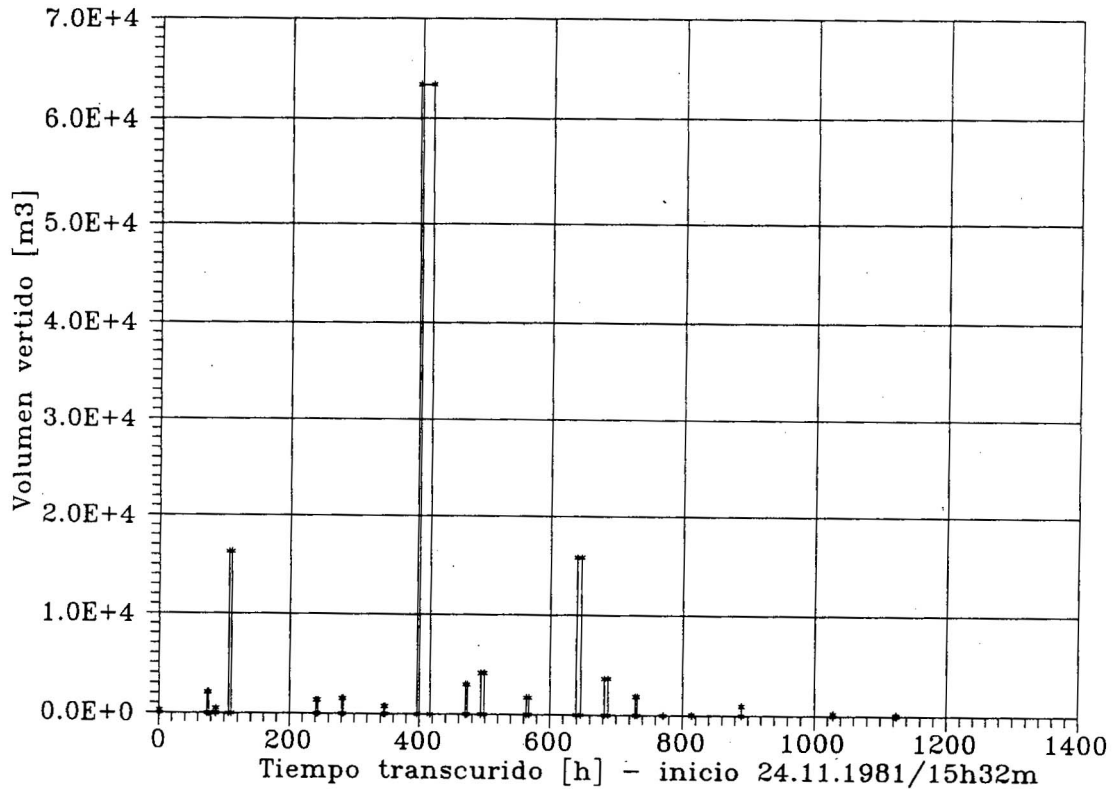


Figura 4. Volúmenes venidos en el episodio de diseño crítico (24-11-81 - 10-01-1982).

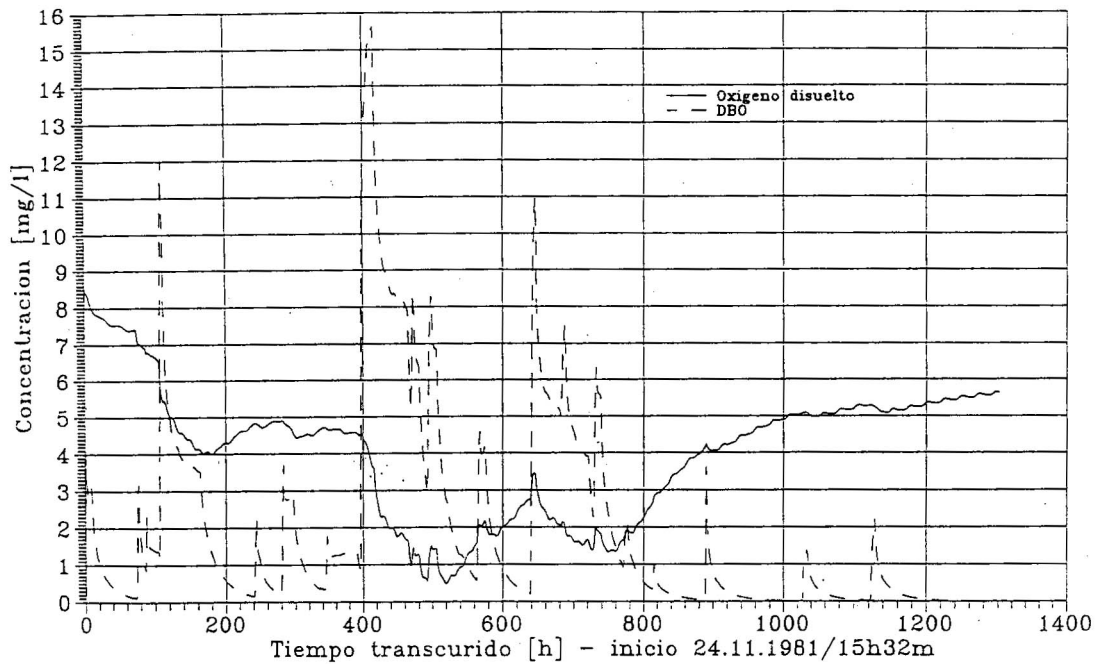


Figura 5. Evolución del oxígeno disuelto y de la DBO en el punto de vertido para el episodio de diseño crítico.

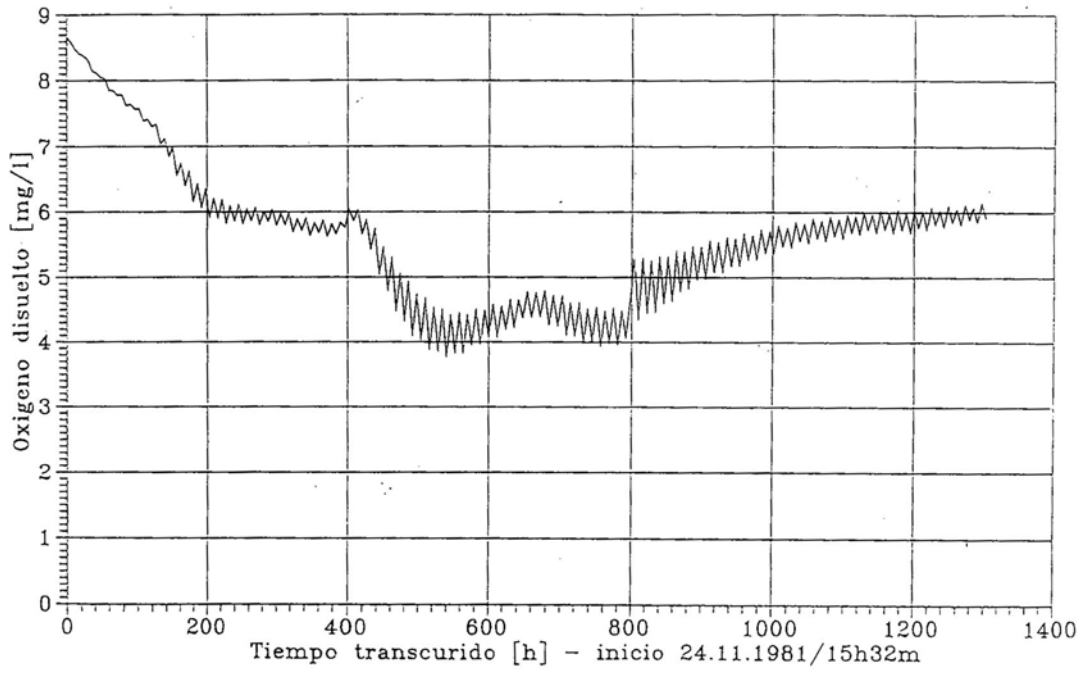


Figura 6 . Concentración media horaria del oxígeno disuelto en el límite de la zona de mezcla para el episodio de diseño crítico.

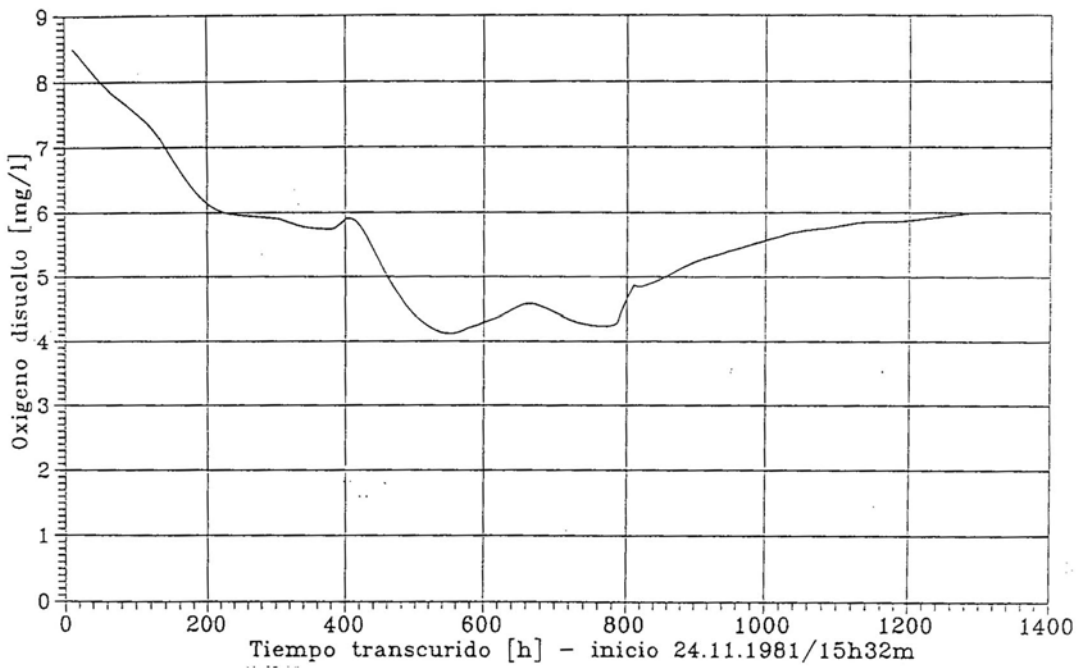


Figura7. Concentración media diaria del oxígeno disuelto en el límite de la zona de mezcla para el episodio de diseño crítico

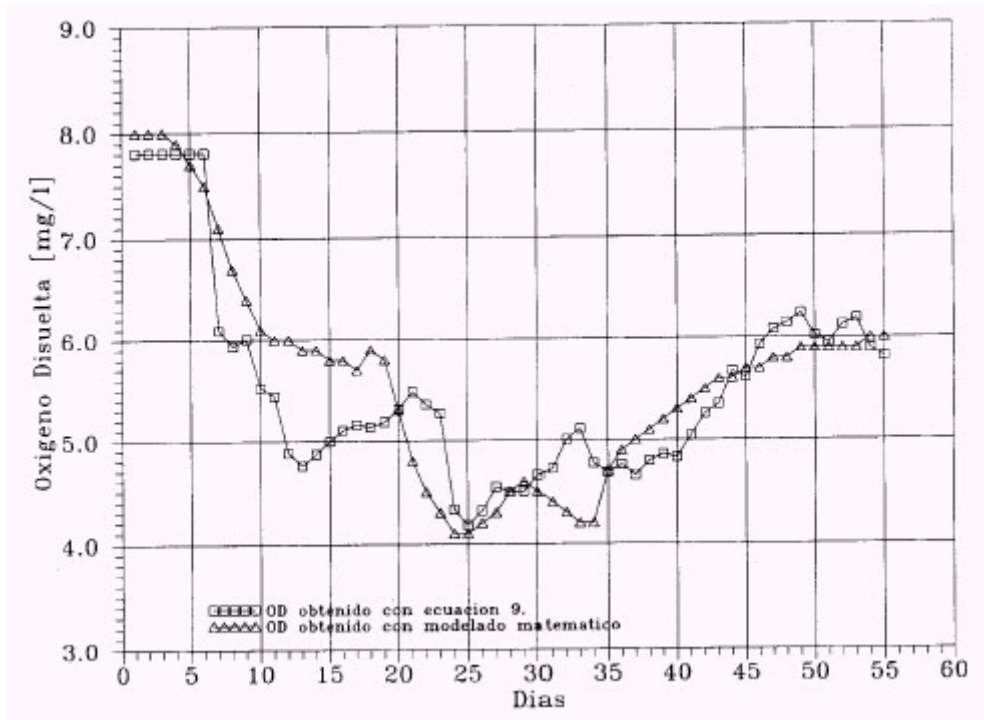


Figura 8. Concentración de oxígeno disuelto medio diario obtenido por modelado matemático y por la ecuación (9).

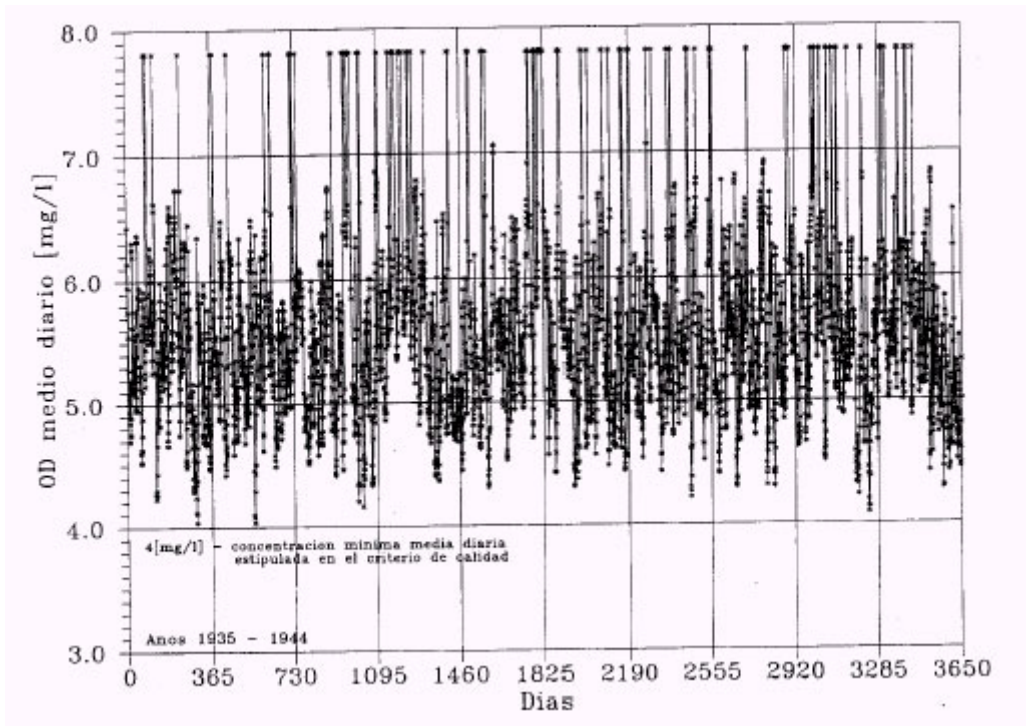


Figura 9. Evolución del oxígeno disuelto medio diario en la década 1935-1944, obtenido con la ecuación (9).

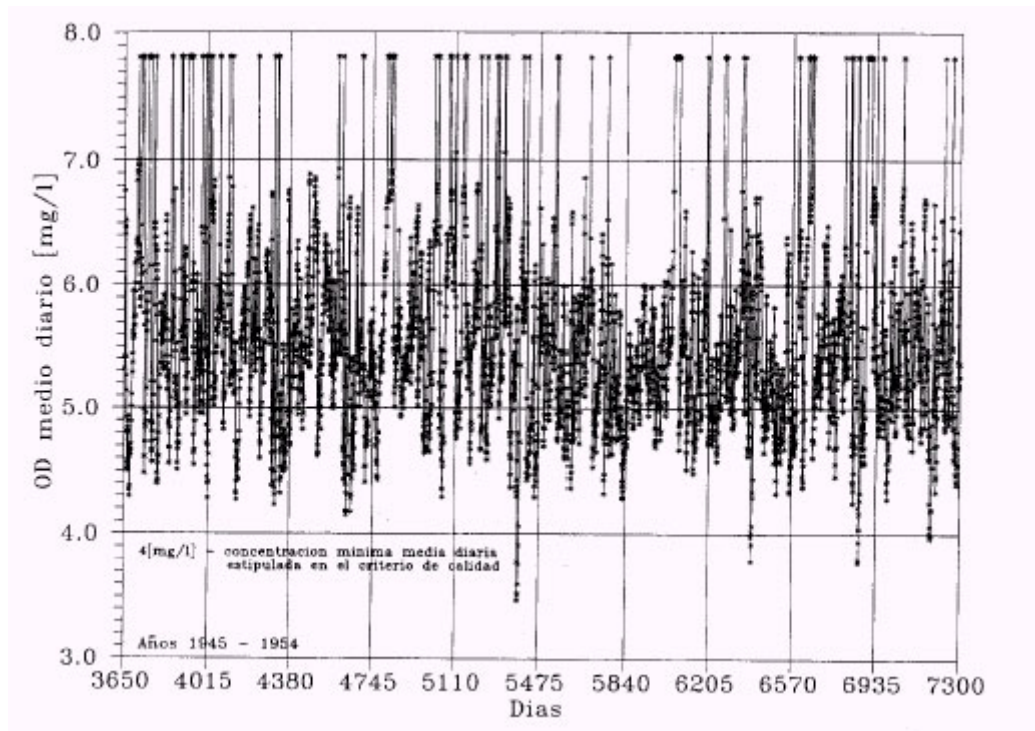


Figura 10. Evolución del oxígeno disuelto medio diario en la década 1945-1954, obtenido en la ecuación (9).

Una vez obtenida la ecuación de regresión indicada, se han calculado los valores de la concentración media diaria de oxígeno disuelto para los cincuenta años de los que se disponen datos de lluvia y por lo tanto, mediante modelado de la red de saneamiento, de los vertidos. Se ha comprobado que en esos cincuenta años se han violado los criterios de calidad dieciocho veces lo que, aproximadamente, corresponde a un período de retomo de 3 años. En las Figuras 9 y 10 se muestra, a título de ejemplo, la evolución de la concentración del oxígeno en las décadas 1935-1944 y 1945-1954 respectivamente.

CONCLUSIONES

Del conjunto de consideraciones desarrolladas en el presente artículo, merecen destacarse las siguientes conclusiones:

a) Para un adecuado conocimiento de la evolución de la concentración del oxígeno disuelto en zonas

litorales o estuarinas se hace necesaria la utilización de complejos modelos matemáticos capaces de contemplar la hidrodinámica marina y el transporte e interacción de distintas sustancias vertidas al mar.

b) Para el establecimiento de criterios de calidad de la zona litoral por condiciones de oxígeno disuelto parece oportuno considerar diferentes niveles de concentraciones mínimas admisibles asociadas cada una de ellas a un determinado período de retomo. Ello implica que el impacto producido por los vertidos de tormenta en una zona costera debe analizarse en términos probabilísticos.

c) Dada la imposibilidad física de modelar la evolución del oxígeno disuelto para una serie histórica de vertidos de extensión suficiente para caracterizar el fenómeno, debe recurrirse a métodos alternativos basados en los resultados obtenidos en la aplicación de los modelos matemáticos existentes a una serie limitada de casos representativos.

- d) De entre los métodos alternativos presentados, el basado en la elección de episodios de vertidos de diseño permite determinar la validez o no del dimensionado de la red de saneamiento con la modelación de un solo episodio de vertido independiente, al realizarse todos los análisis estadísticos sobre las causas que originan los impactos (vertidos).
- e) La aplicación de modelos de regresión entre las causas de los impactos (vertidos) y los efectos (concentraciones de oxígeno disuelto) permite comprobar de manera rápida el período de retorno correspondiente a las concentraciones mínimas admisibles especificadas en los criterios de calidad.
- f) La aplicación de los dos métodos indicados para el caso particular de la Bahía de Pasajes, en donde había que comprobar la adecuación o no del interceptor costero para el cumplimiento de unos criterios de calidad prefijados, ofreció resultados concordantes, por lo que ambos se presentan como alternativas de cálculo posibles.

REFERENCIAS

- 76/160/CEE (1975) *Directiva del Consejo relativa a la calidad de las aguas de baño, Diario Oficial de las Comunidades Europeas, N° L31/1.*
- 79/79/923/CEE (1979) *Directiva del Consejo relativa a la calidad exigida a las aguas para cría de moluscos, N° L28/47.*
- Fundación Leonardo Torres Quevedo, Confederación Hidrográfica del Norte (1992) *Prediseño del Sistema General de Saneamiento del Área de San Sebastián-Bahía de Pasajes.*
- Fundación Leonardo Torres Quevedo, Confederación Hidrográfica del Norte (1993) *Prediseño del Sistema General de Saneamiento del Área de Gijón y Aviles.*
- Fundación Leonardo Torres Quevedo, Diputación Foral de Guipúzcoa (1994) *Estudio de Definición de las Obras de Canalización, Tratamiento y Evacuación de Aguas Residuales en el Litoral Guipuzcoano.*
- Fundación Leonardo Torres Quevedo, Confederación Hidrográfica del Norte (1994) *Esquema General de Saneamiento del Área de San Sebastián-Bahía de Pasajes.*

- Leendertse, J. y S. Lim (1976) *Multidimensional Numerical Modelling of Estuaries and Coastal Seas.* Advances in Hydroscience, Vol. 11, Academic Press.
- Marquardt, D.W. (1963) *An Algorithms for least square estimations of non-linear parameters.* J. Soc. Ind. Appl. Math., 11.
- Nikolov, K. K., J.A. Revilla, C. Alvarez y A. Luceño, (1994) *A Design Methodology for Combined Sewer System Elements with Overflows in Coastal Zones.* Journal of Coastal Research, 1013.
- Streeter, H.W. y E.B. Phelps (1925) *A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River, III, Factor Concerned in the Phenomena of Oxidation and Reaeration.* U.S. Publ. Health, Publ. Health Bulletin N° 146, February 1925, 75 pp.
- Thomann, R.V. y J.A. Mueller (1987) *Principles of Surface Water Quality Modelling and Control.* Harper Collins Publishers.
- Vollenweider, R.A. (1968) *Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication,* Organ. Econ. Coop. Dev., Paris, Tech. Report N° DAS/CSI/68.27.
- USEPA (1976) *Quality Criteria for Water.* Washington, D.C.
- USEPA (1985) *Ambient Water Quality Criterion for Dissolved Oxygen, Freshwater Aquatic Life (Draft).*

LISTA DE SÍMBOLOS

- B* Demanda de oxígeno por sedimentos.
- C* Concentración.
- C_s* Concentración del oxígeno disuelto a saturación.
- DBO* Concentración de la demanda bioquímica de oxígeno.
- D_x* Coeficiente de dispersión en dirección *x*.
- D_y* Coeficiente de dispersión en dirección *y*.
- F* Tasa de producción de oxígeno (Fotosíntesis).
- f* Parámetro de Coriolis.

VERTIDOS EN ZONAS COSTERAS

g	Aceleración gravitatoria.	V	Velocidad de la corriente en dirección y .
h	Profundidad del agua.	W	Volumen vertido.
i	Índice.	x	Coordenada Cartesiana.
j	Índice.	y	Coordenada Cartesiana.
K	Parámetro de ajuste correspondiente a una constante de degradación.	α	Coefficiente de ajuste.
K_1	Coefficiente de recuperación del oxígeno disuelto.	β	Coefficiente de ajuste.
K_2	Constante de degradación del DBO .	γ	Coefficiente de ajuste.
L	Orden del período de diseño.	ε	Error aleatorio.
n	Número de días en los que desaparece el efecto de un vertido de agua residual.	λ	Coefficiente de la temperatura de Arrhenius.
OD	Concentración del oxígeno disuelto.	ν	Coefficiente de "eddy viscosity".
R	Coefficiente de correlación.	ρ	Densidad del agua.
R_{20}	Tasa de consumo de oxígeno a 20° C.	τ_{bx}	Tensión en el fondo en dirección x .
T	Temperatura.	τ_{by}	Tensión en el fondo en dirección y .
t	Tiempo.	τ_{sx}	Tensión en la superficie en dirección x .
U	Velocidad de la corriente en dirección x .	τ_{sy}	Tensión en la superficie en dirección y .
		η	Nivel de la superficie libre.