

## VI MODELO DE AUTODEPURACION

Según el problema concreto de calidad abordado, el modelo que se diseña y aplique puede ser químico, ( oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, nitrógeno, metales), ecológico ( flora, fauna), y térmico ( difusión térmica del agua)

*El propósito del modelo de autodepuración se fundamenta en determinar el contenido de oxígeno disuelto real mediante su evolución en los ríos de estudio. Con esto se busca conocer los valores mínimos exigibles y de esta manera mantenerlos por encima de éstos según la utilización asignada.*

Por la complejidad que representa por sí mismo el sistema fluvial, aunado a la cantidad de contaminantes vertidos sobre él, el proceso de autodepuración depende de las interacciones que se desarrollen. Van a intervenir diferentes parámetros en relación directa con las características del río, así como los factores climáticos locales. Esto conllevará a marcar escenarios específicos de trabajo

Al zonificar el río en tramos con características homogéneas entre sí, se debe considerar el caudal circulante asimilable a régimen permanentes, los vertidos constantes.

En este sentido, interesa en forma concreta el desarrollo del **modelo de oxígeno disuelto**.

### 1. Modelo de Oxígeno disuelto ( OD)

- **Antecedentes:**

A nivel de investigación, el modelo fue trabajado por Streeter y Phelp en el año de 1925. Describió la respuesta natural del río Ohio a los vertidos de materia biodegradable y el consumo de oxígeno disuelto en el agua.

Se caracteriza por ser de índole matemático, utilizando ecuaciones algebraicas.

Constituye el modelo que más se ha aplicado en los estudios de calidad de agua, gracias a los resultados que proporciona. Se le considera un modelo unidimensional, simple, que tiene un bajo requerimiento de datos del río, donde la calidad del agua se describe con base en dos parámetros *el Oxígeno disuelto y demanda biológica de oxígeno*.

$$- \quad v(z) \frac{d(DBO)}{dz} = r(DBO, OD, T)$$

$$- \quad v(z) \frac{d(OD)}{dz} = r(DBO, OD, T)$$

Donde:

$z$  = Distancia

$v(z)$  = Velocidad del flujo del río

$DBO$  = Demanda bioquímica de oxígeno mg/l

$OD$  = Oxígeno disuelto mg/l

$T$  = Temperatura

$r(DBO, OD, T)$  = Cinética del proceso

El modelo acepta que la DBO desaparece por un proceso de biodegradación y, según una cinética de primer orden, el OD presenta una cinética de desaparición de primer orden respecto de la DBO, que coincide con la desaparición de la DBO y de primer orden respecto al déficit de OD, obteniéndose las ecuaciones siguientes:

- Para la autodepuración de la materia biodegradable:

$$v(z) \frac{dDBO}{dz} = K_1 (DBO)$$

- Para el oxígeno disuelto, expresado como déficit de oxígeno.

$$v(z) \frac{d(OD)}{dz} = K_1 (DBO) + K_2 (OD_{sat} - OD)$$

Donde:

$OD_{sat}$  = Oxígeno disuelto de saturación mg/l

Sin embargo, el planteamiento original ha tenido modificaciones, resultado de las múltiples aplicaciones realizadas por diferentes investigadores, los cuales han encontrado que el modelo presentaba limitaciones debido a las simplificaciones realizadas. Las ecuaciones iniciales utilizadas por Streeter y Phelps han sido modificadas con el propósito de describir mejor " las cinéticas de las sustancias que intervienen o incluir nuevos términos que proporcionen una mejor información del estado del río. ( Poch, Sola y Rigola 1985)

En este sentido, al modelo original se le incorporó en su balance de oxígeno nuevos componentes, a saber:

- Aporte/consumo debido a las plantas acuáticas
- Consumo de sedimentos

Siguiendo con la búsqueda de representatividad a los diferentes fenómenos que contribuyen al proceso de autodepuración se tienen los siguientes aportes:

\* Thomas. 1948. Propuso una conexión que tuviera en cuenta la desaparición de la DBO por causas distintas de la descomposición microbiológica, y adicionó el término  $K_3$  como constante cinética global de los fenómenos de sedimentación , floculación.

\* Camps.1963 y Dobbins 1964. Propusieron modificaciones similares

$$\frac{d(DBO)}{dt} = - ( K_1 - K_3 ) DBO + R$$

$$\frac{d(OD_{sat} - OD)}{dt} = K_1 (DBO) - K_2 (OD_{sat} - OD) - A$$

Donde,

R = Velocidad de adición de la DBO a la corriente del agua por resuspensión de los lodos depositados en el fondo. ( Camps) y aportación superficial local ( Dobbins)

A = Adición neta resultante de la acción fotosintética de las plantas y de la respiración mas el efecto combinado de la descomposición de los lodos depositados en el fondo del río.

\* Dresnack y Dobbins. 1968 Establecen una relación mas compleja de A. Donde A representaría la suma de la velocidad de desaparición del OD por la descomposición de los lodos del fondo, la desaparición por respiración de las plantas y la formación de oxígeno por fotosíntesis.

\* Hausen y Frankel, 1965. Incorporan las variaciones diurnas del OD, agregando  $P_m \times \cos (gt - F)$

Donde:

$P_m$  = Amplitud de las oscilaciones diurnas de la velocidad de adición de OD por las actividades fotosintéticas y respiratorias del sistema biótico

$g$  = Período de las oscilaciones

$F$  = Retardo de fase

\* O'connor 1967 y O'connor -Ditiro 1970. Incorporaron las variaciones diurnas de OD mediante series de Fourier, haciendo la distinción entre la DBO de origen carbonoso de la DBO nitrogenada.

Con base a todos aquellos aportes sobre el proceso de oxigenación y desoxigenación a que llegaron los diferentes investigadores, algunos de ellos citados en este trabajo, se establecio un esquema general del *BALANCE DE OXIGENO*

• **Dinámica del proceso**

Retomando el esquema anterior, la dinámica del proceso parte de que, en la corriente de agua se presenta un *balance de oxígeno disuelto* que depende de su capacidad para reoxigenarse. Esta capacidad es función de los procesos de *transporte* ya sea por *advección* y/o *difusión* que se producen en el sistema y de los aportes y consumo de oxígeno.

La advección o transporte de un constituyente aparece como consecuencia del flujo del agua en el que éste está disuelto o suspendido. La difusión es el resultado de la turbulencia de las aguas, donde se lleva a cabo un mezclado localizado, influenciado por las variaciones de velocidad y gradientes de concentración que se producen en las mismas. La velocidad de transporte de masa es proporcional al gradiente de concentración.

Este aporte y consumo de oxígeno se conoce como **reoxigenación**. La mayor fuente de oxígeno provienen de la reaireación atmosférica, de la fotosíntesis de algas, plantas acuáticas y el oxígeno aportado por los afluentes.

La reaireación es proporcional al déficit de oxígeno disuelto. La cantidad de oxígeno aportado por la fotosíntesis está en función del tamaño de la población de las algas y de la luz solar que reciban. La concentración de oxígeno disuelto puede variar entre el día y la noche por la acción de la radiación solar

*Descripción de los componentes de aporte dentro del balance de oxígeno :*

- *Aporte del cauce y del vertido*

Según Hernandez ( 1994 ), si se parte de que el cauce viene definido por un caudal  $Q = F(t)$  y una concentración de oxígeno  $C_{ox} = f(t)$ , y que el vertido viene definido con un caudal  $q = F'(t)$  y una concentración de oxígeno  $C'_{ox} = f'(t)$ , siendo  $t$  el tiempo, la concentración de oxígeno en el punto donde se han homogenizado ambos caudales será :

$$C = \frac{Q C_{ox} + q C'_{ox}}{Q + q}$$

Corresponde determinar en este "punto" el valor de  $DBO_5$  de las aguas homogenizadas, definido como  $L_0$  con variación a lo largo del tiempo, esto debido a las variaciones de caudal y a las cargas aportadas tanto por el río como por los vertidos

- *Accion fotosintética*

Su comportamiento está en relación con la contaminación del cauce, de la velocidad de la corriente, de la profundidad, de la temperatura, del contenido de nutrientes

- *Reaireacion superficial*

Es la absorción de oxígeno captado de la atmósfera por la superficie de interfase. Según Metcalf- Eddy ( 1995 ), cuando la concentración de oxígeno disuelto de una lámina de agua expuesta libremente se encuentra por debajo de la de saturación, se produce un flujo neto de oxígeno entre la atmósfera y el agua. Este flujo es proporcional a la diferencia entre la concentración de OD presente y la concentración de saturación. Explica que para un volumen de control con una superficie libre de contacto, la velocidad del aumento de la cantidad de OD debido a la reaireación superficial se puede expresar como:

$$r_R = K_R \frac{A}{V} (C_s - C) = \frac{K_R}{H} (C_s - C) = K_2 (C_s - C)$$

Donde:

$r_R$  = ganancia de oxígeno por unidad de tiempo y de volumen de agua, debida a la reaireación superficial,  $M/TL_3$

$K_R$  = Velocidad de flujo de reaireación  $L/T$

$A$  = Superficie de contacto con la atmósfera del volumen de control,  $L_2$

$V$  = Volumen de volumen de control  $L_3$

$C_s$  = Concentración de saturación del oxígeno disuelto,  $M/L_3$

$C$  = Concentración de oxígeno disuelto,  $M/L_3$

$H$  = Profundidad del volumen de control,  $L$

$K_2$  = Velocidad de reaireación superficial  $1/T$

• **Cálculo de la reaireación**

¿Cómo se calcula la reaireación? Mediante la tasa de reaireación, explicada por Metcalf-eddy (1985), con base al siguiente método:

Esta tasa de reaireación se le denomina  $rR$  y se define como:

$$rR = K_2 (C_s - C)$$

Donde:

$K_2$  = Constante de reaireación,  $d^{-1}$  (base e)

$C_s$  = Concentración de saturación de oxígeno disuelto, mg/l

$C$  = Concentración de oxígeno disuelto, mg/l

La constante de reaireación puede estimarse determinando la características del río y usando una de las fórmulas empíricas que han sido propuestas por O'Connor y Dobbins (1956) para corrientes naturales.

$$K_2 = \frac{294 (D_f V)^{1/2}}{H^{3/2}}$$

Donde,

$D_f$  = Coeficiente de difusión molecular para el oxígeno  $m^2$  /día

$V$  = Velocidad media de la corriente, m/s

$H$  = Profundidad media del flujo, m.

La variación del coeficiente de difusión molecular con la temperatura, puede aproximarse mediante la siguiente expresión

$$D_{fT} = 1,760 \times 10^{-4} m^2/d \times 1,037^{T-20}$$

$1,760 \times 10^{-4} m^2$  /día = Coeficiente de difusión molecular para el oxígeno a 20 °C,

$D_{fT} = D_f (20^\circ C) \times 1,037^{T-20}$ . Coeficiente de difusión molecular para el oxígeno a la temperatura  $T$  °C.

$T$  = Temperatura, °C

Haciendo referencia siempre a O'Connor y Dobbins, pero citado por Linfield C. Brown y Thomas O. Barnwell en la traducción realizada por Francisco Cubillo González de la publicación The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E - UNCAS. consideraron además las características de turbulencia de una corriente, desarrollando las siguientes ecuaciones para determinar  $K_2$ .

- \* Para velocidades bajas y condiciones isotrópicas:

$$K_2^{20} = \frac{(Dm u)^{0.5}}{d^1}$$

- \* Para ríos con velocidades altas y condiciones no isotrópicas, la relación es:

$$K_2^{20} = \frac{480 \cdot Bm^{0.5} \cdot So^{0.25}}{d^{1.23}} \cdot 2.31$$

Donde:

So = Pendiente del cauce pies

d = Calado medio pies

u = Velocidad media en pies/día

$K_2$  = Coeficiente de reaeración  $\text{día}^{-1}$ . Se expresa en función de la velocidad y el calado. ( Calado :superficie que alcanza la superficie del agua sobre el fondo).

Dm = Coeficiente de difusión molecular (  $\text{pies}^2 / \text{día}$  ) que se puede calcular como:

$$Dm = 1.91 \times 10^3 \times (1.037)^{T-20}$$

siendo T la temperatura.

Sin embargo, la constante de reaeración ha sido trabajada por otros autores a partir de la incorporación de otras características, según casos concretos de investigación, entre ellos se tienen:

- \* Streeter.1926. Formula genérica de la cual partieron los restantes investigadores

$$K_2 = \frac{c v^n}{H^2}$$



Donde:

$v$  = Velocidad horizontal del agua ( m/s)

$H$  = Profundidad de la corriente ( m)

$c$  y  $n$  = coeficientes

- \* Churchill, Elmore y Buckingham ( 1962 ) .  $K_2$  a 20°C

$$K_2^{20} = 5,026 u^{0,969} d^{-1,673} 2,31$$

Donde:

$u$  = Velocidad media en el río, pies/seg

$d$  = Calado medio del río, pies

$K_2$  = Coeficiente de reaeración 1/día

- \* Owens, Edwards y Dibbs ( 1964 ). Aplicado principalmente para ríos rápidos y poco profundos. Para corrientes con velocidades entre 0,1 y 5 pies por segundo y calados entre 0,4 y 11 pies.

$$9,4 u^{0,67} / d^{1,85} 8 2,31$$

Donde:

$u$  = Velocidad media en pies/seg

$d$  = Calado medio en pies

- \* Thackston y Krenkel ( 1966 ). Resultado del análisis de varios ríos del valle del tennessee.

$$K_2^{20} = 10,8 ( 1 + F^{0,5} ) u^* / d * 2,31$$

Donde:

$F$  = Número de Froude, se obtiene por la fórmula :

$$F = \frac{u^*}{gd}$$

$u^*$  = Velocidad ft/seg

$$u^* = d \text{ s, } g = \frac{u n d}{1.49 d^{1.167}}$$

Siendo:

d = Calado medio ft  
 g = Aceleración de la gravedad, ft/sec<sup>2</sup>  
 s<sub>e</sub> = Pendiente de la línea de energía  
 u = Velocidad media, ft/sec  
 n = Coeficiente de Manning

\* Tsivoglou y Wallace ( 1972 ). Establece que el coeficiente de reaeración para un tramo es proporcional al cambio de cota de la lámina de agua en este tramo e inversamente proporcional al tiempo que el agua tarda en recorrerlo.

$$K_2^{20} = c \frac{\Delta h}{t_t}$$

Donde:

c = Constante de proporcionalidad, ( ft<sup>-1</sup> )  
 Δh = Diferencia de cotas en lámina de agua en el tramo (ft)  
 t<sub>t</sub> = Tiempo de recorrido del tramo ( días )

Se asume que el régimen es uniforme, donde la diferencia de cotas de agua es  
 Δh = Se Ax

Donde.

Se = Pendiente de la línea de energía, ft/ft  
 Δx = Longitud del tramo, ft

Dado el tiempo de recorrido del tramo por t<sub>t</sub> =  $\frac{Ax}{u}$

u = Velocidad media en el tramo

Sustituyendo los valores se tiene  $K_2^{20} = ( 3600 \times 24 ) c Se u$

Las constantes de 3600 y 24 convierten la velocidad a unidades de pies por día.  
 La pendiente se puede dar directamente o calcularse mediante la siguiente fórmula:

$$Se = \frac{u^2 n^2}{( 1,49 )^2 d^{4/3}}$$

Donde:

d = Profundidad media, ft

n = Coeficiente de Manning

El coeficiente c se determina empíricamente. TenEch ( 1978 ) recomienda:

$$c = 0,054 \text{ ft}^{-1} \text{ ( a } 20^{\circ}\text{C ) para } 15 < Q < 3000 \text{ ft}^3/\text{sec}$$

$$c = 0,110 \text{ ft}^{-1} \text{ ( a } 20^{\circ}\text{C ) para } 1 < Q < 15 \text{ ft}^3/\text{sec}$$

Asimismo con base a otros estudios se han establecido constantes de reaeración  $K_2$  para temperatura de  $20^{\circ}\text{C}$  para distintas masas de agua. Lo anterior permite acceder al  $K_2$  mediante el uso de la cuadro n°10:

Cuadro No. 10

| Masa de agua                                  | Intervalo de $K_2$ a $20^{\circ}\text{C}$<br>( base e ) |
|-----------------------------------------------|---------------------------------------------------------|
| Pequeñas charcas y aguas estancadas           | 0,10 - 0,23                                             |
| Corrientes de lento discurrir y grandes lagos | 0,23 - 0,35                                             |
| Corriente grandes de poca velocidad           |                                                         |
| Corriente grandes de velocidad normal         | 0,35 - 0,46                                             |
| Corrientes rápidas                            | 0,46 - 0,69                                             |
| Rápidos y cascadas                            | 0,69 - 1,15                                             |
|                                               | > 1,15                                                  |

Fuente Metcalf-eddy.1885

Debido a que el  $K_2$  se definió para temperatura de  $20^{\circ}\text{C}$  ( según la tabla n° 9 ), se convierte en una limitante a la hora de contemplar otras temperaturas diferentes a esta.

En este sentido, se debe recurrir a la siguiente fórmula ya trabajada por Phelps, E.B ( 1944 ):  $( K_2 )_t = ( K_2 )_{20^{\circ}\text{C}} ( 1,024^{t-20} )$

• **Concentración de saturación del OD**

**¿Cuál es el comportamiento para que se lleve a cabo la concentración de saturación del oxígeno disuelto ?** Se plantea a partir de la condición de que la capacidad de solubilidad del oxígeno en el agua, disminuye cuando aumenta la temperatura, aumenta la concentración de sólidos disueltos y disminuye la presión atmosférica.

**¿Cómo se determina?** Haciendo siempre referencia a Cubillo ( ) en la traducción "The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E - UNCAS," se establece que se puede determinar mediante la siguiente ecuación

$$\ln O^* = -139.34410 + (1.575701 \times 10^5 / T) - (6.642308 \times 10^7 / T^2) + (1.2438 \times 10^7 / T^3) - (8.621949 \times 10^{11} / T^4)$$

Donde:

$O^*$  = Concentración de equilibrio de oxígeno a 1.0 atm, mg/l

T = Temperatura (°K) = (°C + 273 x 150) para un rango de °C entre 0 y 40.0 °C.

Para condiciones de presión no standard, la concentración de equilibrio ( $O^*$ ) se consigue a partir de:

$$O_p = O^* P \left[ \frac{(1 - P_{wv}/P)(1 - P)}{(1 - P_{wv})(1 - O_p)} \right]$$

Donde:

$O_p$  = Concentración de equilibrio de oxígeno a presión no standard.  
mg/l

$O^*$  = Concentración de equilibrio de oxígeno a 1.000 atm, mg/l

P = Presión ( atm) entre 0.0 y 2.0 atm.

$P_{wv}$  = Presión parcial de vapor de agua ( atm ), que puede calcularse como:

$$\ln P_{wv} = 11.8571 - (3840.7/T) - 216961/T^2$$

y

$$0 = 0.000975 - (1.426 \times 10^{-5} t) + (6.436 \times 10^{-8} t^2)$$

siendo t = temperatura en °C

Por otro lado, Hernández (1994) citando a Ran y Wooten presenta mediante una fórmula polinómica cómo determinar el oxígeno de saturación ( OS ), en función de la temperatura para **corrientes de agua no contaminada**.

$$(O.S) = 14,652 - 0,41022 T + 0,007991 T^2 - 0,000077774 T^3$$

En caso de integrar, la salinidad expresada en % de saturación, Hernández estableció su calculo a partir de la siguiente fórmula:

$$OS = 10 \left( \frac{47,5 - 5,45 \times S}{(32,4 + T)} \right)$$

#### • Agotamiento del OD o desoxigenación

El otro fenómeno que se genera en la corriente de agua es el **agotamiento del oxígeno o desoxigenación**. El consumo de oxígeno se genera por la oxidación bioquímica de los carbonáceos y materia orgánica nitrogenada, la demanda béntica de oxígeno y consumo en la respiración de las algas.

En este sentido, Metcalf-Eddy ( 1985), explica el proceso a partir de:

- La oxidación bacteriana de la materia orgánica ( biodegradable ) suspendida y disuelta.

La cantidad de oxígeno requerido para estabilizar un residuo se mide normalmente por medio de la DBO<sub>5</sub>, pues constituye la fuente primaria de utilización o agotamiento de oxígeno en el río.

La tasa de consumo de oxígeno es  $r_D = - K' L$

Donde,

$K'$  = Constante de reacción de primer orden,  $d^{-1}$

$L$  = DBO última en el punto de cuestión, mg/l

Sustituyendo  $Loe^{-K' t}$  por  $L$ , se pasa a  $r_D = - K' Loe^{-K' t}$

Donde  $Lo$  = DBO última en el punto de vertido mg/l

El segundo aspecto a considerar es como determinar la constante de desoxigenación denominada  $K_1$ . A este respecto se han establecido varios métodos,

Hernandez 1994 explica que para este caso se puede aplicar el **método de los mínimos cuadrados**. Este se aplica a los datos de la DBO, y fue puesto en práctica por Theriault.

El principio del método consiste en una función lineal que aproxime los valores reales ( obtenidos al aplicar el logaritmo de la DBO/tiempo ) . Se basa en que la suma de los cuadrados de las desviaciones respecto a la media es un mínimo. La diferencia entre  $y = \log \text{ DBO}$ , de la curva óptima, y el valor real, es un término residual que se denomina  $R$ .

La recta de optimización se obtiene haciendo expresión de la suma de los  $R^2$ .

En este sentido, la forma de calcular  $K_1$  es mediante la ecuación ( Phelps y Theriault)

$$y = L_0 ( 1 - e^{-K_1 t} )$$

Otra alternativa es el método de la **pendiente**, desarrollado por Thomas, se aplica cuando los intervalos de medición no son iguales. Se parte de que existe una relación lineal entre la velocidad de variación de la DBO y la propia DBO.

$$\frac{dy}{dt} = K ( L - y )$$

Donde  $y'$  representa  $dy/dt$  y utilizando el método de mínimos cuadrados, se obtiene la diferencia  $R = LK - Ky - y'$  que se asimila a la forma de  $a + by + y''$ , para aplicar el método se hace mínimo el valor  $\sum R^2$

Las ecuaciones normales estarían dadas por

$$na + b\sum y - \sum y^1 = 0$$

$$a\sum y + b\sum y^2 - y\sum y^1 = 0$$

$$\text{Donde el valor de } y^1 = \frac{(\underline{y_2} - \underline{y_1}) \cdot (\underline{t_3} - \underline{t_2}) + (\underline{y_3} - \underline{t_2}) \cdot (\underline{t_2} - \underline{t_1})}{\underline{t_2} - \underline{t_1} \quad \underline{t_3} - \underline{t_2}} \\ \text{-----} \\ \underline{t_3} - \underline{t_1}$$

El valor de  $y^1$  representa la pendiente de la curva en  $t_2$

$$\text{Cuando los intervalos son iguales } y_n = \frac{Y_{n+1} - Y_{n-1}}{t_{n+1} - t_{n-1}}$$

El tercer método de aplicación es el de **laboratorio**. El procedimiento se basa en aceptar que la reacción de oxidación es monomolecular. Consiste en representar, en un gráfico en tiempos ( abscisas) y logaritmo de DBO, remanente ( ordenadas)

Se plantea que el problema que se presenta es predecir con base a los datos de la DBO, la DBO última (  $L$  ). Con los valores de  $L$  y DBO ( $y$ ) medidos cada cierto tiempo, se representan los valores de  $\log (L - y)$ . Los puntos han de aproximarse por una línea recta, que se puede obtener por el método de mínimos cuadrados, o trazada a estima. El valor de la pendiente de la recta es la tasa  $K_1$  y el de la ordenada en origen la DBO ultima (  $L$  )

Se recomienda aplicar los tres métodos con el fin de comparar los resultados y seleccionar el ( os) valores oportunos o reales al fenómeno.

- *Demanda de oxígeno de los fangos y de los depósitos de los bentos.*

La materia demasiado pesada para permanecer en suspensión se deposita, formando un depósito de fango o capa bentónica, en el fondo de la corriente. Si los depósitos son de lento discurrir puede ejercer una importante demanda de oxígeno sobre el agua.

Las tasas de deposición y arrastre de la materia depositada varía con la velocidad y turbulencia del río. Se puede dar el caso de que la sedimentación reduzca la carga de DBO, si se lleva a cabo una coagulación de la materia coloidal, o por el contrario se dará un aumento de la DBO resultado del retorno de la partículas al agua.

El consumo de oxígeno se establece a partir de la formula empírica desarrollada por Fair, Moore y Thomas, aplicable cuando la velocidad de la corriente es inferior a 0.1 m/s

$$y_m = 3,14 ( 10^{-2} y_o ) C_f w \frac{( 5 + 160 w ) t_a}{1 + 160 w}$$

Donde:

- $y_m$  = Maxima demanda de oxígeno en  $g/m^2$   
 $y_o$  = DBO<sub>5</sub> a 20 °C de los lodos depositados en g/Kg de materia volátil  
 $w$  = Cantidad diaria de sólidos volátiles decantados en  $Kg/m^2$   
 $t_a$  = Tiempo en el que se efectúa la decantación en días  
 $C_f$  = Factor de corrección de la temperatura respecto a los 20 °C

Se obtiene, mediante la siguiente fórmula:

$$C_f = \frac{(1 - e^{-\frac{K}{t_a}})}{(1 - e^{-\frac{K}{20}})}$$

El consumo de oxígeno por bentos se ha establecido en el cuadro n°11., para temperaturas de 20°C. En caso contrario se aplica la siguiente ecuación :

$$D_B (T) = D_B (20^\circ C) \times 1,065^{T-20}$$

Cuadro No.11

| Fondo                                                | Demanda de D <sub>B</sub> de oxígeno $g/m^2 \cdot dia$ |
|------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|
| Bacterias filamentosas ( $10g/m^2$ )                 | -7                                                     |
| Lodos aguas residuales urbanas                       | -4                                                     |
| Lodo aguas residuales lejos de la salida del desague | -1.5                                                   |
| Lodo de estuarios                                    | -1.5                                                   |
| Fondo arcilloso                                      | -0.5                                                   |
| Suelos rocosos                                       | -0.07                                                  |

Fuente Hernández, 1994



Metcalf - Eddy ( 1995 ), expone que la representación del comportamiento de un vertido continuo se puede representar en forma general mediante la siguiente ecuación:

$$D = \frac{KLo}{K_2 - K} (e^{-K_1t} - e^{-K_2t}) + D_0e^{-K_2t} - \frac{r_p - r_{Rp} - K_s/H}{K_2} (1 - e^{-K_2t})$$

|                       |                 |                                                                  |
|-----------------------|-----------------|------------------------------------------------------------------|
| Eliminación de la DBO | Déficit inicial | Fotosíntesis, respiración y demanda de oxígeno de los sedimentos |
|-----------------------|-----------------|------------------------------------------------------------------|

Donde:

D = Déficit de oxígeno disuelto

D<sub>0</sub> = Déficit de oxígeno disuelto en el punto x = 0

t = Tiempo de recorrido

El autor plantea que dependiendo de las características y/o situaciones que se presenten en el cauce, esta ecuación general se modifica en el sentido de que se incorporan en el análisis los componentes con aporte significativo.

Respecto al comportamiento esencial que se produce en el cauce, éste se basa en que aguas abajo del punto de vertido, la reducción de la DBO genera un descenso del OD. Al mismo tiempo el OD se recupera debido a la reaeración superficial a una velocidad proporcional al déficit de OD. A determinada distancia del punto de vertido, las aportaciones debidas a la reaeración igualan el consumo de DBO, y se alcanza el máximo valor del déficit de OD. Aguas abajo de este punto, las aportaciones son superiores al consumo, lo cual implica una reducción del déficit de OD.

Así mismo el autor plantea que esta ecuación es válida para un tramo de río sin fuentes o cursos de agua tributarios. Sin embargo, se puede aplicar secuencialmente a una serie de tramos comprendidos entre fuentes o cursos de agua tributarios, adoptando los valores de Lo y D<sub>0</sub> adecuados a cada tramo.

• Pasos para el desarrollo del modelo

¿Cómo se desarrolla el modelo? Se basa en la suposición de que los vertidos están completamente mezclados con el agua del río. Donde la concentración del vertido ya mezclado esta dado por :

$$C_o = \frac{Q_r C_r + q_w C_w}{Q_r + q_w}$$

Donde:

$C_o$  = Concentración inicial del constituyente en el punto de vertido.  
mg/l

$Q_r$  = Caudal del río m<sup>3</sup>/s

$C_r$  = Concentración del constituyente en el río antes del mezclado, mg /l

$q_w$  = Canal de agua residual, m<sup>3</sup> /s

$C_w$  = Concentración del constituyente en el agua residual, mg /l

A partir de aquí se puede seguir pasos que permitan metodológicamente ir obteniendo la información deseada para el análisis correspondiente

Entre los cálculos que se pueden llevar a cabo se tienen:

• Cálculo de  $K_1$ .

- Método de mínimos cuadrados

$$y = L_o ( 1 - e^{-K_1 t} )$$

- Método de la pendiente
- Método de laboratorio

• Cálculo de la DBO última, denominada  $L$ .

$$L = \frac{DBO_5 \text{ de la mezcla}}{1 - e^{-K_1 t}}$$

- Cálculo de la  $K_2$ . Mediante utilización de tabla o aplicando , según sea el caso concreto, alguna de las fórmulas descritas en apartados anteriores.. Considerando siempre la calibración para temperaturas diferentes a 20°C.

- Cálculo del déficit de oxígeno, este se define como:

$$D = (C_s - C)$$

$C_s$  = Concentración de saturación de oxígeno disuelto, mg/l

$C$  = Concentración de oxígeno disuelto, mg/l

- Cálculo del tiempo crítico ( $T_c$ ). Mediante la siguiente expresión

$$T_c = \frac{1}{K_2 - K_1} \ln \left[ \frac{K_2}{K_1} \left\{ 1 - D_o \left( \frac{K_2 - K_1}{K_1 \cdot L_o} \right) \right\} \right]$$

- Cálculo del espacio critico ( $X_c$ ). Mediante:

$$X_c = v \cdot T_c$$

Donde :

$v$  = velocidad de la corriente

- Cálculo del déficit crítico ( $D_c$ ). Mediante

$$D_c = \frac{K_1}{K_2} \cdot L^{K_1} (X_c / v)$$

En forma de resumen Hernández (1994). establece recomendaciones orientadas a la aplicación del modelo de oxígeno disuelto en un río.

- A partir de la desoxigenación producida por los vertidos urbanos o industriales, y por medio del conocimiento del oxígeno real se conseguira cuantificar el comportamiento reoxigenador de los diversos tramos de los ríos considerados.
- Comprobar el modelo a partir de los niveles de caudal existentes. Está en relación a la alternativa de depuración que se desee. Se busca la DBO que debiera adaptarse para lograr que las características fisico- químicas y biológicas de los ríos sean válidas, frente a las utilizaciones deseadas.
- Sumado a lo anterior y en función de las proyecciones de población y de la evolución de los vertidos, se fijarán las necesidades de depuración, para el estiaje del año de interés, de forma que garanticen correctamente las futuras utilizaciones de los ríos.

Cómo los estiajes pueden ser variados dependiendo de las condiciones climáticas es necesario tener en cuenta que:

- A menores caudales, menor capacidad de dilución y menos OD circulante.
- Peores condiciones físicas de reoxigenación. Si aumenta la temperatura de las aguas reduce la saturación del oxígeno disuelto, con lo que la relación del oxígeno (real/saturado) aumenta. Entre menor superficie de la lámina de agua menor oxigenación
- Mayor desoxigenación, ya que al disminuir la velocidad conduce a igualar la DBO y mayor consumo de oxígeno en cada tramo.
- Incremento de vertidos en algunos ríos, por el fuerte aumento de población en época de verano

Siguiendo con el planteamiento de Hernández, establece que para llevar a cabo el modelo se deben adoptar una serie de hipótesis, entre ellas.

- El modelo realizará sucesivos balances de oxígeno disuelto, tanto para las situaciones actuales y futuras.
- Se puede considerar, como simplificación, que la reoxigenación depende del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto y de la superficie de lámina de agua de cada tramo del río.
- El oxígeno de saturación se determina en función de la temperatura y de la concentración de cloruros.
- El porcentaje de saturación, relación entre el oxígeno disuelto real y el de saturación, se considera determinante del coeficiente de reoxigenación ( g/ m / día), obtenible mediante curvas o fórmulas empíricas, corregidas posteriormente en función del comportamiento autodepurado real
- La superficie de reoxigenación, medida en las campañas de análisis y por fotointerpretación, se puede considerar su independencia de los caudales
- La conjunción del coeficiente de reoxigenación de la superficie de la lámina de agua, lleva a la cuantificación global, de oxigenación en cada tramo considerado.
- La desoxigenación, se estima en función de la DBO<sub>5</sub>, que se puede cuantificar mediante oportunos análisis, considerándose los efluentes vertidos directamente a los ríos de estudio, o a través de sus diversos afluentes.
- La DBO<sub>5</sub>, se considera una evolución lineal a lo largo del tiempo, hipótesis simplificativa, optimista en los dos primeros días.

## 2. Un modelo para la gestión de la calidad de los ríos (GRYM)

### • Descripción del modelo ( GRYM )

Como caso de aplicación concreto y con desarrollo metodológico, la Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid y el Canal de Isabel Segunda ha adaptado y aplicado un modelo para la gestión de la calidad de los ríos ( GRYM ) con el propósito de apoyar la mejor gestión del sistema de estaciones depuradoras de aguas residuales.

Operativamente el sistema se ha basado en programa Qual2E ( 1970) y Qual2E-Uncas ( EPA 1985) , haciéndose las mejoras en el lenguaje Fortran. El propósito del sistema es su uso para la asignación de cargas de vertidos, determinación de concentraciones permitidas y otras evaluaciones de contaminantes.

La interfase de comunicación con el usuario para entrada y salida se ha realizado con un compilador ANSIC y el tratamiento gráfico de los resultados con AUTOCAD.

Los tipos de datos que se pueden manejar son los siguientes:

- Vertidos o detracciones puntuales
- Características de las cabeceras de los ríos simulados
- Climatología a considerar
- Aportes a disminuciones uniformes repartidos
- Fecha de simulación
- Características de las depuradoras
- Conexiones artificiales

El río se trabaja con tramos y elementos, donde se analiza las características de los efluentes y su incidencia puntual sobre los cauces. El modelo aporta la posibilidad de conocer las variaciones que se producen entre puntos de muestreo en una condición dada, y permiten predecir las concentraciones a lo largo de un cauce bajo diferentes condiciones climatológicas, caudal circulante, agua desembalsada concentración y caudal de vertidos.

El desarrollo del modelo considera varias etapas:

- La calibración.
  - Previa con datos existentes con anterioridad a la construcción del modelo.
  - Definitiva con datos de calibración obtenidos en campañas diseñadas específicamente para la calibración

Con la calibración se permite ampliar el número de contaminantes a considerar en la interacciones de los procesos de autodepuración y, por tanto, nuevos parámetros

- Verificación
  - Datos posteriores a la calibración y condiciones diferentes a las iniciales
- Validación
  - Vertidos de depuradoras según los límites admisibles

La función de Qual2E. se fundamenta en la simulación de los procesos y relaciones que tienen lugar, entre los contaminantes y constituyentes de la calidad de las aguas de cauces para unos escenarios determinados ( invierno, verano, otoño y primavera). Los escenarios deben caracterizarse por condiciones climáticas fijas para cada tramo, unos caudales circulantes asimilables a régimen permanente y unos vertidos con caudal constante. Esto responde al denominado análisis estático.

Posteriormente se pasa al análisis cuasidínamico (Qual2E). Es importante aclarar que este análisis implicaría trabajar con la variable tiempo, la cual no se contempla, pero sí, permite calcular la influencia de las variaciones climáticas derivadas de las oscilaciones que se producen en un ciclo diario. Permite mantener el régimen permanente de caudal circulante y de vertidos, determinar las variaciones que tienen lugar en el agua a lo largo de un día, a intervalos de una hora.

También realiza el análisis de incertidumbre, éste valora la incidencia de cada uno de los parámetros que rigen los procesos que simula el modelo y analizar las consecuencias de un vertido de aguas a un cauce

Así como cuantificar el error cometido en las predicciones y los riesgos que se derivan del nivel de concentración de contaminantes, que corresponde a cada vertido, o la transcendencia de asignar un valor u otro a un índice de interpelación durante la calibración

Para llevar a cabo este análisis se recurrirá varios métodos ( Qual2E-UNCAS )

- *Método de sensibilidad.* Se perturba una o varias de las variables en una magnitud dada y se analizan las variaciones de los resultados
- *Análisis de varianza.* Estima la varianza de los resultados a partir de la varianza de las variables
- *Simulación de Monte Carlo.* Analiza numéricamente el comportamiento de un sistema complejo en el que existen elementos con características aleatorias. Perturban aleatoriamente las variables de acuerdo con una función de probabilidad, el resultado se analiza mediante técnicas estadísticas

El modelo incluye los siguientes parámetros para simular más características del sistema hidrológico.:

- Oxígeno disuelto
- Demanda bioquímica de oxígeno
- Temperatura
- Algas con clorofila A
- Nitrógeno como nitrógeno orgánico
- Nitrógeno como amonio
- Nitrógeno como nitritos
- Fósforo como fósforo orgánico
- Fósforo disuelto
- Coliformes



El modelo que es de carácter general, presenta ciertas limitaciones para su desarrollo como son:

- Un máximo de 25 tramos
- Elementos de calculo, no mas de 20 por tramo o 250 en total
- Elementos de cabecera, máximo 7
- Elementos de confluencia, máximo 6
- Elementos de entrada y detracción de agua, máximo un total de 25

Modificaciones, que en caso necesario pueden cambiarse.

• **Aplicación del modelo. Ejemplo río Jarama**

Con la finalidad de ilustrar en parte, la aplicación del modelo GRYM en su expresión gráfica, se seleccionó como ejemplo, el caso del río Jarama en su trayecto por la Comunidad de Madrid. Información suministrada gracias a la a colaboración del Sr. Francisco Cubillo y Belen Segura del Canal de Isabel Segura.

Aclarando de antemano, que no se trata de un análisis del comportamiento de los resultados obtenidos gráficamente, pues son el reflejo de los múltiples factores que intervienen en el río, para lo cual, no se dispone de la información ni de la realización de trabajo de campo que permitieran llevar a cabo dicho trabajo.

Siguiendo con el modelo el río Jarama en su trayecto longitudinal se trabaja mediante tramos definidos de acuerdo a las características hidráulicas que presentaba.

Los tramos seleccionados son los siguientes:

| Tramos considerados     | Distancia en Km |
|-------------------------|-----------------|
| Valdetales - Uceda      | 120 - 116       |
| Uceda - Ayo. Pajar      | 116 - 111       |
| Ayo. Pajar - S. Vicente | 111 - 106       |
| S. Vicente - F. el Saz  | 106 - 87        |
| F. el Saz - Guadalix    | 87 - 85         |
| Guadalix - Ayo. Paeque  | 85 - 82         |
| Ayo. Paeque - Viavuelas | 82 - 78         |
| Viavuelas - Ayo. Vega   | 78 - 74         |
| Ayo. Vega - Valdebebas  | 74 - 71         |
| Valdebebas - Rejas      | 71 - 64         |
| Rejas - Ayo Teatinos    | 64 - 63         |
| Ayo. Teatinos - Henares | 63 - 56         |
| Henares - Pantuena      | 56 - 49         |
| Pantuena - Arganda      | 49 - 42         |
| Arganda - P. del rey    | 42 - 38         |
| Presa del rey           | 38 - 37         |
| Rey - Ayo. Vega         | 37 - 26         |
| Ayo. Vega - SM. Vega    | 26 - 23         |
| SM. Vega - Pte. Largo   | 23 - 9          |
| Pte. Largo - Tajo       | 9 - 0           |

Fuente: Canal de Isabel II

A partir de la información que alimenta la base de datos de la simulación, se representó el comportamiento que caracterizaba longitudinalmente al río Jarama, en forma gráfica. Considerando cada parámetro de interés para el análisis del proceso de autodepuración del río en sus diversos tramos.

Por otro lado, y con base a los datos recolectados en los puntos de muestra ubicados en los tramos indicados anteriormente, se procedió a representar gráficamente el comportamiento de los parámetros.

Para ello se trabajo con dos hipótesis o escenarios, correspondiente al *verano* y al *otoño*. Esto con la finalidad de comparar los resultados, teniendo presente que las condiciones geográficas, los caudales, la cantidad y calidad de los vertidos y los aportes de afluentes influyen y modifican el comportamiento en cada estación, incidiendo en el proceso de autodepuración del río.

Los vertidos que se descargan al río Jarama proceden de plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas de Valdebebas, Rejas, Arganda.

En este trayecto del río Tajo se recibe el aporte de caudal de los arroyos de S. Vicente, Viñuelos, de la Vega, Teatinos y Cañada; de los ríos Guadalix, Henares, Manzanares y Tajuña. También se ubican el embalse del vado, la presa de valdentales y Del Rey.

Este escenario hace que el análisis de un caso como este sea complejo, considerando los múltiples factores que están interviniendo y por ende la capacidad de autodepuración del río. Así mismo se tendría con base a los datos de muestreos proceder a una calibración que permita tener los elementos básicos del proceso y determinar el aporte significativo de los componentes del balance de oxígeno

Los parámetros representados son el caudal, la temperatura, el oxígeno disuelto, la DBO, DQO, materias en suspensión, conductividad, pH,  $\text{NO}_3$ , y  $\text{NH}_4$  para el año el año de 1994.

Ahora bien, no todos los parámetros de la simulación disponen de datos por razones de acceso de la información o ausencia de ésta. Asimismo se presentó el problema concreto de no disponer de datos de muestra, especialmente de la DBO, por razones de reducciones presupuestarias para este año.

De allí, que a la hora de sobreponer los datos de la simulación y muestreo, no se puedan comparar. Sobre todo considerando la importancia de la DBO para el modelo de oxígeno disuelto.

El resultado final es la representación gráfica del comportamiento de los parámetros simulados y muestreados para cada hipótesis en una sola figura, permitiendo visualizar comparar dicho comportamiento (Anexo 1 (verano) y 2 (otoño)).

## VII. CONCLUSIONES

Al abordar el tema de la contaminación ambiental en un determinado río por la presencia de aguas residuales urbanas de origen doméstico, significa enfrentarse a una alteración de su composición natural, eliminación y/o reducción de su capacidad autodepuradora, resultado de la incorporación de ciertos elementos o sustancias en concentraciones o niveles determinados. Lo anterior conlleva a generar un impacto ambiental, con efectos tanto para el sistema fluvial como para la salud y bienestar del hombre.

En este sentido se establecen las siguientes conclusiones:

- El estudio sobre el proceso de autodepuración de un río contaminado por aguas residuales urbanas de origen doméstico en una cuenca hidrográfica debe realizarse bajo un enfoque integral, donde incorpore al sistema fluvial, a los factores físico geográficos y demográficos. Justificado en que existe una interrelación entre estos componentes y, por ende, una aportación y/o reducción del proceso autodepurador, en relación con la dinámica del balance de oxígeno que se desarrolle.
- El elemento perturbador de las condiciones del río, lo constituye las aguas residuales urbanas de origen domésticas al ser vertidas ya sea en forma puntual o difusa sobre éste. Estas presentan una composición heterogénea formada por productos orgánicos, inorgánicos y microorganismos, éstos se distribuyen en el agua de acuerdo a su densidad, ya sea en sólidos decantables, suspensión. Así mismo presenta características físico-químicas y biológicas. Entre las características físicas se tiene los sólidos totales ( sedimentables, coloidales, suspensión y disueltos ), olores, temperatura, color , densidad y turbidez. A nivel químico se presenta la materia orgánica, la materia inorgánica, el pH, la conductividad, cloruros, alcalinidad, nitrógeno y fósforo. Y por último los microorganismos existentes son las bacterias, las algas, los protozoos , plantas y animales.

- Metodológicamente se tiene en un primer plano que la fuente principal de contaminación del río son los vertidos de origen directo provenientes de plantas de tratamiento y/o aguas residuales no tratadas, así como de procedencia difusas de aguas pluviales, modificando la capacidad autodepuradora de éste, que esta en relación con las características, composición y concentración de los constituyentes

En un segundo plano el río como un sistema unidimensional no es una unidad espacial aislada, sino por el contrario, es un componente esencial de la cuenca hidrográfica.

Entre los *factores geográficos* mas importantes de considerar por su incidencia en el sistema fluvial, se encuentran el clima, la topografía, la geología, la morfología, los suelos, la hidrología, la vegetación y el crecimiento demográfico .

*Los factores fisico geográficos* no se pueden concebir aisladamente, sino que participan interrelacionadamente entre sí. La geomorfología condiciona el depósito de los materiales transportados , favorecidos a su vez por la topografía, la litología del suelo, la cobertura vegetal. Por otro lado, las precipitaciones influyen en las oscilaciones del caudal y en el aporte de sólidos al río por su capacidad de arrastre. Este comportamiento se presenta con variaciones dependiendo de la estación o época de año.

Mientras que a nivel propiamente del *sistema fluvial*, se debe trabajar con las características de éste, tales como la longitud del cauce, la anchura, la profundidad, la pendiente y el ,patrón de drenaje. Dependiendo de éstas se ve favorecido o no el proceso de autodepuración

El *factor demográfico* es un componente fundamental ya que constituye la fuente generadora del agua residual urbana doméstica, resultado de la práctica cultural . Aquí se establece una relación entre el crecimiento de la población, la distribución espacial, movimientos migratorios de carácter turístico, abastecimiento/consumo de agua, comportamiento diarios de consumo.

- Desde la perspectiva del *balance de oxígeno* se trabaja como alternativa metodológica con el modelo de oxígeno disuelto por representar un indicador de calidad del agua, constituir uno de los elementos imprescindibles para el sistema acuático, donde su disminución por debajo de ciertos valores, o su ausencia alteran profundamente a éste.

El modelo de oxígeno disuelto se convierte en un indicador o guía de control de la calidad del agua, en aspectos tales como *límites admisibles según usos del agua que la sociedad establezca tanto para la vida acuática y reutilización de ésta* .

A nivel teórico el modelo de oxígeno disuelto se ha desarrollado bastante al considerar diversos escenarios de trabajo e incorporación de nuevos componentes dentro del balance de oxígeno disuelto.

Sin embargo, a nivel operativo y/o práctico constituye un modelo complejo, debido principalmente al gran número de datos experimentales necesarios para determinar los valores de los componentes que integran el balance de oxígeno y por consiguiente algunos de sus parámetros. Información que en muchos casos es difícil de determinar, en este caso se recomienda trabajar con los *aportes más significativos*.

Asimismo se le considera como un parámetro global, resultante de las interrelaciones de los procesos ecológicos, químicos y físicos que tienen lugar en el agua. No proporciona información sobre determinadas sustancias que pueden ser críticas para el análisis.

Por tanto, el modelo de oxígeno disuelto constituye uno de los tantos modelos de calidad de agua, con las ventajas que representa al dar una visión global del problema de contaminación en un tiempo y espacio determinado. Sin que esto signifique que sea de carácter único, por el contrario o se pueden utilizar indicadores ecológicos basados en la presencia y abundancia de determinados organismos acuáticos.

---

## VIII BIBLIOGRAFÍA

- BENITEZ, Alberto. Captación de aguas subterráneas. Ed Dossal. Madrid España. 1972
- CARACTERIZACION hidrobiológica de la red fluvial de Alava y Gipuzkoa. Estudio del departamento de economía, planificación y medio ambiente del gobierno Vasco, realizado durante los años 1988-1990, en el laboratorio de zoología de la universidad del país Vasco 1992. País Vasco. España
- CARRERA, C. Trabajos prácticos de geografía humana. ed. Síntesis. Madrid. 1988
- CELADE. Métodos para proyecciones subnacionales de población. Bogota. Colombia. 1989
- CUBILLO, Francisco. Modelos de calidad de aguas superficiales. Modelos mecanicistas de lagos y embalses. Canal de Isabel II. Curso sobre eutrofización de embalses e indicadores biológicos de la calidad de las aguas en los ríos. Ministerio de obras públicas, transporte y medio ambiente. 1994. Madrid. España.
- CUBILLO, Francisco. GRYM. Un modelo para la gestión de calidad de los ríos de la comunidad de Madrid. 1992. Canal de Isabel II España
- CUBILLO Francisco. Situación actual de la calidad de las aguas en los ríos de la comunidad de Madrid. Consejería de Obras Públicas y Transportes. Dirección General de Recursos Hidráulicos. 1986. España.
- CUBILLO Francisco; Alfonso Andres. Calidad de aguas superficiales modelos simplificados. Comunidad de Madrid. Consejería de Obras Públicas y Transportes Dirección General de Recursos Hidráulicos. 1984. España.



- 
- DAVIS S y De Wiest. Hidrogeología .ed Ariel. 1971 Barcelona España.
  - DEWSME González, Eduardo. El control de los vertidos a cauces públicos.  
revista E y S Municipales.
  - DIAZ Pineda, Francisco. Ecología I. Ambiente físico y organismos vivos.  
Editorial síntesis. Madrid. España. 1993
  - ESTAY Low, Aliro. Estudios de los niveles de contaminación y otros  
parámetros de calidad de las aguas y sedimentos del río Henares. Tesis  
doctoral. Madrid. España. 1991
  - FRANCO Hernandez, Julia; Membiela Iglesia, Pedro; Rodríguez Labrador  
Xurxo y Vidal López, Manuel. Calidad de las aguas en la cuenca del río  
Arnoya ( Orense ): Indices Físico químicos y bióticos. Revista  
Tecnología del agua, No.119. Enero. 1994
  - FIESTAS Ros de Ursinos; Bustos Aragón; Borja Padilla. Nuevas perspectivas  
en la depuración de aguas residuales urbanas. RETEMA.1991
  - FUNDACION MAPFRE. Manual de contaminación ambiental. editorial  
MAPFRE. S.A. Madrid, 1994. España
  - GARZON Heydt, Guillermina. Geología e impacto ambiental de embalses.  
Efectos de la construcción de presas en el medio geológico.CEDEX.  
Madrid. España. 1988.
  - GOMEZ Mariano; Cabezudo L; Vázquez, J.L. Estudio del deterioro en la  
calidad del agua de Palmira ( La Coruña) y sus causas. Revista E y S  
Municipales.
  - GOMEZ B, Miguel. Estadística descriptiva. 4ed EUNED. 1980 San José.  
Costa Rica

- GOMEZ B, Miguel. Estadística descriptiva. 4ed. EUNED. 1980. San José. Costa Rica
- HERNANDEZ Muñoz Aurelio. Abastecimiento y distribución de agua. Escuela Tec. Sup. de Ing. de caminos, canales y puertos. Universidad Politécnica de Madrid. 3ed. 1993. Madrid. España.
- HERNANDEZ, Aurelio. Saneamiento y alcantarillado . Escuela Tec. Sup de Ing. de caminos, canales y puertos. Universidad Politécnica de Madrid. 3ed. 1993. Madrid. España.
- HERNANDEZ Muñoz, Aurelio. Depuración de aguas residuales . Escuela Tec. Sup. de Ing. de caminos, canales y puertos. Universidad Politécnica de Madrid. 3ed. 1994. Madrid. España.
- HERNANDEZ Muñoz, Aurelio. Posibilidades de reutilización de las aguas. Escuela Tec. Sup. de Ing. de caminos, canales y puertos. Universidad Politécnica de Madrid. Revista RETEMA. mayo/junio. 1993. Madrid. España.
- HERVAS José María. Métodos de determinación en línea de contaminantes orgánicos. Revista .Tecnología del agua. Año XI-N.77. Enero. 1991
- GIRALDELLI B, Waldvogel . Parámetros demográficos proporcionales: una alternativa para aplicar el “ método de los componentes para proyectar la población de áreas pequeñas. Métodos para proyecciones subnacionales de población CELADE Bogota. Colombia .1989
- GRANADOS. Proyecciones de población de la comunidad de Madrid. Instituto de Demografía. Comunidad de Madrid. Consejería de Economía.1989
- INSTITUTO de Demografía. Proyecciones de poblacion española .volumen.1994. Madrid
- HOLMES, Arthur. Geología física. Ed Omega. S.A. 1952 Estados Unidos

- MEDINA Calvo, Miltón. Depuración de las aguas residuales con vista a la reutilización. Tesina. XI . Master de Contaminación Ambiental. Escuela Tec. Sup. de Ing. de caminos, canales y puertos. Universidad Politécnica de Madrid. 1995
- MEJON Zarraluqui, Fernando. Valoración de la contaminación de los ríos procedentes de las aguas residuales. Cuenca del Tajo. Revista de Obras Públicas. Febrero. 1993. Madrid España
- METCALF-EDDY. Ingeniería Sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales .ed Labor, S.A. ed en español. 1985. Barcelona España
- METCALF-EDDY. Ingeniería de Aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización.. ed 3. Mc Graw Hill. Español. 1995. España
- MOPU. La vigilancia de la contaminación fluvial. Dirección General de Obras Hidráulicas. 1981. España.
- MUJERIEGO Rafael. La reutilización planificada de efluentes. Escuela Tec. Sup. de Ing. de caminos, canales y puertos. Universidad Politécnica de Madrid. Revista, RETEMA. Marzo/abril. 1994 . Madrid. España
- PENA Manuel , Simón. Comportamiento hidrológico de la cuenca alta del riu algar.. instituto de Cultura “ Juan Gil- Albert”. Diputación de Alicante. Alicante 1992. España
- PINERO Parra Maria: Segura Belen. Trabajos previos para la modelización de la calidad de las aguas. Zona de presión de Hortaleza 1993. Dirección de Ingeniería y Desarrollo. Canal Isabel II. España

- POCH Espallargas, Manuel. Modelos de calidad del agua. Posibilidades, alternativas y ejemplos de aplicación en España. Ed Prensa XXI. S.A. Barcelona. 1990. España
- POCH Manuel; Sola Carlos y Rigola Miguel. I. Desarrollo de un modelo de calidad de agua. Optimización de inversiones en depuración de cuencas hidrográficas. Revista de Ingeniería Química. Agosto. 1985
- POCH Manuel; Sola Carlos y Rigola Miguel. II. Desarrollo de un modelo de calidad de agua. Optimización de inversiones en depuración de cuencas hidrográficas. Revista de Ingeniería Química. Setiembre. 1985
- PONTE, Ricardo. Determinación de la precipitación media sobre un área por superficie multicuadrática. Iniversidad de los Andes. Ed UNED. 1987
- PRIETO R, Gregorio y García de Jalón Diego. Evolución temporal de la calidad biológica de las aguas del río Jarama. Tevista de Ambito Forestal. No.17. Madrid. 1987
- PUJOL J, Miguel. Proyecciones de población a nivel nacional. Método de los componentes. CELADE
- RODRIGUEZ Hurtado, Encarnación. Modelos de autodepuración natural de las cuencas españolas. Revista: Tecnología del agua. No 27, mayo-junio. 1986 Madrid .España.
- ROMER, Henry. Fotogeología aplicada. Ed Eudeba. 1969 Argentina
- SOLA A, Longas; Guinea A y López Santoveña. Estudio hidroquímico del río Henares ( cuenca del tajo) II, evolución longitudinal y análisis

factorial de los parámetros físico químicos en el tramo Guadalajara-Alcala de Henares. Revista. Tecnología del agua. No..74. Octubre.1990

- SEOANEZ Calvo, Mariano. Tecnologías naturales para el uso y tratamiento de las aguas residuales urbanas. ed.J.L.S, S.L. 1995. España.
- STRAHLER, Arthur Geografía física. Ed Omega S.A. Barcelona España , 1984
- TADINOS, George. Elementos de demografía. Espasa. Calpe. Madrid. 1990
- VALIN Alonso, José . Plan regional de saneamiento de Castilla y León.