

**INGENIERÍA AMBIENTAL APLICADA AL AGUA: CURSO BÁSICO
AULA DE MEDIO AMBIENTE DE SUANCES
UNIVERSIDAD DE CANTABRIA
Suances, 20 al 24 de julio de 1997**

VERTIDO AL MAR DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

JOAQUÍN SUÁREZ LÓPEZ / IÑAKI TEJERO MONZÓN/ ALFREDO JÁCOME BURGOS

14.1.- CARACTERÍSTICAS DE LA CONTAMINACIÓN MARINA.

- 14.1.1.- Introducción.
- 14.1.2 - Evolución de los contaminantes y efectos sobre el medio marino.
- 14.2.- ALTERNATIVAS Y SOLUCIONES AL VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES AL MAR.
 - 14.2.1.- Regeneración y reutilización de aguas residuales urbanas.
 - 14.2.3.- Vertido a otro medio receptor.
 - 14.2.3.- Depuración y vertido de aguas residuales al mar.
 - 14.2.4.- Emisarios submarinos.
- 14.3.- MODELO DE AUTODEPURACIÓN.
 - 14.3.1.- Mezcla y dilución.
 - 14.3.2.- Transparencia y dispersión.
 - 14.3.3.- Reacción de los contaminantes.
 - 14.3.4.- La desaparición bacteriana tras el vertido al mar de aguas residuales urbanas mediante emisarios submarinos.
 - 14.3.4.1.- Indicadores microbiológicos.
 - 14.3.4.2.- Fenómenos y factores que producen la disminución de la concentración de indicadores bacteriológicos en el mar.
 - 14.3.4.3.- Submodelos de desaparición bacteriana.
- 14.4.- NORMATIVA APLICABLE.
 - 14.4.1.- Normativa general sobre vertido al mar.
 - 14.4.2.- Instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar.

14.1.- CARACTERÍSTICAS DE LA CONTAMINACIÓN MARINA.

14.1.1.- INTRODUCCIÓN.

Las aguas del mar tienen características diferentes a las de las aguas continentales. Tanto física como químicamente el medio oceánico se comporta como un medio receptor totalmente diferente al de los sistemas acuáticos de agua dulce. La hidrodinámica del agua del mar determina de forma fundamental la especial evolución de los contaminantes que se introducen en él.

A pesar de la impresión de inmensidad de la masa de agua marina hay que tener en cuenta que sólo un 7.6% de la superficie de los océanos es plataforma continental y que de ella es de donde se extrae un 87% de las aportaciones totales de pesca y el 100% del marisco. La riqueza biológica que existe en el mar se concentra en una pequeña parte de su superficie.

La actividad humana que se desarrolla en la costa siempre ha utilizado como vertedero de sus aguas residuales de todo tipo al mar. La presión sobre el medio marino se ha ejercido fundamentalmente en la costa, sobre las plataformas continentales. Es a esas aguas de la línea de costa, por lo tanto, a la que la misma sociedad exige calidad para los numerosos usos que desea dar a la franja costera: baños, cría de moluscos y peces, pesca de bajura, navegación recreativa, etc.

14.1.2.- EVOLUCIÓN DE LOS CONTAMINANTES Y EFECTOS SOBRE EL MEDIO MARINO.

La gran masa de agua marina de que se dispone para conseguir diluir la contaminación de un posible vertido permite suponer que a una cierta distancia del punto de introducción del contaminante sus concentraciones van a ser pequeñas. Esto es así si las condiciones hidrodinámicas que determinen el transporte y la dispersión del contaminante son adecuadas. Lo que sí se debe tener en cuenta cuando se realice un vertido al mar son los efectos locales del mismo. En zonas puntuales las concentraciones de contaminantes y la degradación de la zona pueden no ser admisibles.

A continuación se analiza la evolución de diferentes parámetros de contaminación, que normalmente asociamos con las aguas residuales urbanas, cuando son introducidos en el medio marino:

- **OD:** El agua del mar suele estar saturada en oxígeno, la agitación del oleaje y la acción del viento determinan que la reaeración superficial sea intensa. El consumo por parte de la biota no influye en los niveles de OD en la gran masa de agua. La elevada salinidad hace que el valor del OD de saturación sea menor que el correspondiente en aguas dulces para una misma temperatura.
- **MO:** En sistemas acuáticos con poca capacidad de dilución o con flujos fundamentalmente longitudinales, o con poca capacidad de renovación hidráulica, la materia orgánica en su proceso de degradación puede llegar a consumir el OD disponible. En el mar, con una cantidad de oxígeno disuelto para procesos de degradación biológica es inmensa, no se producen situaciones críticas de disponibilidad de OD a no ser en el entorno del propio vertido, cuando todavía no se ha realizado una buena mezcla. Por otra parte, la disponibilidad de MO significa disponibilidad de alimento para los niveles inferiores de la cadena trófica. El mar tiene una gran capacidad autodepuradora o asimiladora de materia orgánica.
- **Flotantes:** Los detergentes, grasas, aceites, plásticos ligeros, etc., no se mezclan con la masa de agua disponible, sino que afloran a la superficie. Su poca capacidad de degradación, junto con la acción del viento, permiten que se alejen a grandes distancias de los puntos de vertido y que se acumulen en ciertos lugares. Su efecto puede ser lejano en el tiempo y en el espacio.
- **Tóxicos:** La introducción de tóxicos (metales pesados, compuestos orgánicos tóxicos, etc.) al medio marino es uno de los mayores peligros del vertido de aguas residuales al mar. Los tóxicos son muy persistentes, son peligrosos a bajas concentraciones y pueden ser bioacumulables. Su persistencia puede permitir que su efecto sea lejano en el tiempo y en el espacio. Los efectos locales también pueden ser muy importantes.
- **Contaminación bacteriológica:** Los parámetros de contaminación bacteriológica son los principales a tener en cuenta cuando se trata de alcanzar objetivos de calidad para agua de baño o cultivos marinos frente a vertidos urbanos. Los organismos filtradores actúan como acumuladores de la contaminación bacteriológica, con el consiguiente peligro para el hombre si los ingiere. En 1973 un brote de cólera en Italia fue causado por la ingestión de mejillones.

La persistencia de los gérmenes patógenos en el medio marino viene condicionada por numerosos fenómenos y factores que se tratarán con mayor profundidad en apartados posteriores. El conocer la evolución y persistencia de la contaminación bacteriológica es fundamental cuando se diseñan instalaciones de vertido de aguas residuales al medio marino.

- **Nitrógeno y fósforo:** La acumulación de nutrientes en zonas costeras de lenta renovación del agua puede originar fenómenos de eutrofización similares a los que se producen en aguas continentales, en lagos y embalses. La aparición de algas, junto con el aumento de turbidez, pueden hacer que estas zonas no sean adecuadas para el baño por problemas estéticos. Son zonas con altos tiempos de renovación de aguas las dársenas de los puertos, las bahías, las rías, los estuarios, los mares cerrados, etc.
- **Sólidos en suspensión:** La evolución de los sólidos en suspensión o de materiales inertes en el mar está condicionada por la hidrodinámica. Si el vertido se realiza en zonas con elevada turbulencia y agitación los materiales se pueden dispersar y no producirán efectos locales. Si la zona de vertido es de aguas tranquilas o sin corrientes los materiales se irán acumulando en el fondo. Localmente se puede dañar la capa béntica original y toda la vida que en ella se desarrollaba. Los SS que se vierten y los fangos acumulados en el fondo, si la velocidad del agua es suficiente, pueden verse sometidos a sucesos de resuspensión y generar puntualmente graves problemas de turbidez. Si la zona marina en donde se vierten los SS es de muy alta calidad y transparencia (p.e. una cala ibicenca), el impacto producido por la turbidez puede ser inadmisibile.

14.2.- ALTERNATIVAS Y SOLUCIONES AL VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES AL MAR.

14.2.1.- REGENERACIÓN Y REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

Las aguas dulces que llegan al mar, tanto a través de los cauces naturales como a través de vertidos, se salen del tramo del ciclo hidrológico en los que el agua es directamente utilizable por el hombre o de la zona en que puede acceder a ella con un coste reducido. Cuando la disponibilidad del recurso es baja y cualquier ahorro del mismo u optimización de su gestión es muy importante, la pérdida de agua dulce reutilizable o regenerable puede suponer un derroche.

El proceso de tratamiento necesario para que un agua residual pueda ser reutilizada se denomina generalmente regeneración y el resultado de dicho proceso agua regenerada. El concepto de reutilización del agua trata de enfatizar la utilización de ésta para un aprovechamiento concreto, en contraposición a su vertido en un curso natural de agua u otro medio receptor.

El desarrollo turístico en las zonas costeras ha supuesto un importante incremento de la demanda de agua para abastecimiento y riego de zonas ajardinadas. Las zonas agrícolas, sobre todo en la costa mediterránea, han continuado demandando fuertes dotaciones para mantener la alta productividad. La gestión de los recursos hidráulicos

en esas condiciones plantea dos líneas de actuación complementarias: por una parte, la utilización racional del agua, evitando consumos excesivos, y por otra, la reutilización de agua residual para usos.

Las zonas costeras españolas, especialmente del levante, Sur e insular, se caracterizan por la relativa coincidencia entre las mayores producciones de agua residual, que se registra durante la temporada estival, y la máxima demanda de agua para riego agrícola y jardinería. Al margen de las exigencias técnicas y financieras que esas demandas estacionales plantean, tanto en el sistema de abastecimiento de agua como en el de tratamiento y vertido de agua residual, la reutilización de agua residual en zonas costeras ofrece claras ventajas económicas y ambientales. Las principales alternativas de reutilización son:

- a) riego de jardinería, con la consiguiente mejora de las condiciones de vida, del aspecto estético y del carácter lúdico de los núcleos urbanos;
- b) riego agrícola, como fuente de recursos económicos de gran interés;
- c) recarga de acuíferos costeros y de zonas húmedas;
- d) uso industrial.

14.2.2.- VERTIDO A OTRO MEDIO RECEPTOR.

En zonas costeras, frente a la solución de verter las aguas residuales en el mar, siempre hay que considerar la posibilidad de verter el efluente depurado a otros medios como puede ser el terreno, ríos, estuarios, lo cual puede llegar a constituir una solución más adecuada.

14.2.3.- DEPURACIÓN Y VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES AL MAR.

Cuando se adopta, por motivos económicos, técnicos o sociales, la solución de verter al mar las aguas residuales se debe alcanzar un equilibrio entre el poder autodepurador del medio receptor y la capacidad de la planta de depuración. El diseño del proceso de depuración, al igual que si realizáramos el vertido en cualquier otro medio acuático, se debe hacer teniendo en cuenta tanto el impacto del vertido como el balance económico óptimo.

El conocer con fiabilidad la evolución de los contaminantes y el impacto sobre el medio marino determina la necesidad del uso de modelos de calidad de aguas. Los modelos permiten integrar el transporte y las transformaciones de los contaminantes en el medio, y por tanto optimizar el diseño de las estructuras de tratamiento y vertido.

La utilización del mar como parte de un sistema de tratamiento de aguas residuales constituye un uso del dominio público que puede entrar en conflicto con otros usos legítimos del mismo, además de representar un riesgo para el ecosistema de la zona, razones por las cuales debe estar sujeto a ciertas restricciones.

La necesidad de proteger usos implica la adopción de criterios adecuados. Los principales usos que se ven afectados por la existencia de vertidos de aguas residuales al mar son el baño y los cultivos marinos. Ambos usos tienen normativas que establecen la calidad de las aguas para su desarrollo. La colocación del vertido de aguas residuales no debe alterar los usos ya existentes o los planificados para un futuro, por lo que las nuevas infraestructuras deberán ser diseñadas de forma que la calidad del agua marina no se altere por encima de ciertos valores.

El establecimiento de criterios para calidad de aguas de baño se hace en función de razones estéticas, razones técnico-económicas y razones epidemiológicas. Estos criterios deben aplicarse de forma casi continua, tanto en tiempo seco como en tiempo de lluvia. El cumplimiento de las condiciones en tiempo de lluvia lleva a establecer nuevas estrategias de depuración y vertido que sobredimensionan de forma considerable las instalaciones respecto a lo necesario para tiempo seco. El diseño de las instalaciones de tratamiento y vertido con criterio ambiental implica la consideración los caudales de aguas residuales en tiempo de lluvia.

El origen de la contaminación que se vierte al mar a través de las diferentes estructuras se puede comprender fácilmente en el diagrama siguiente:

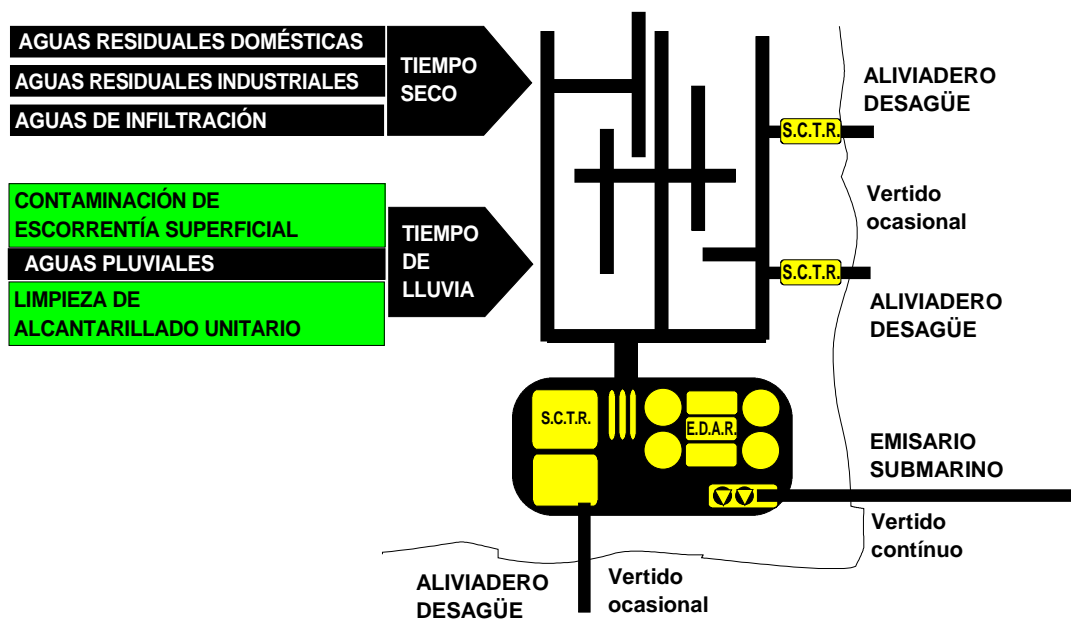
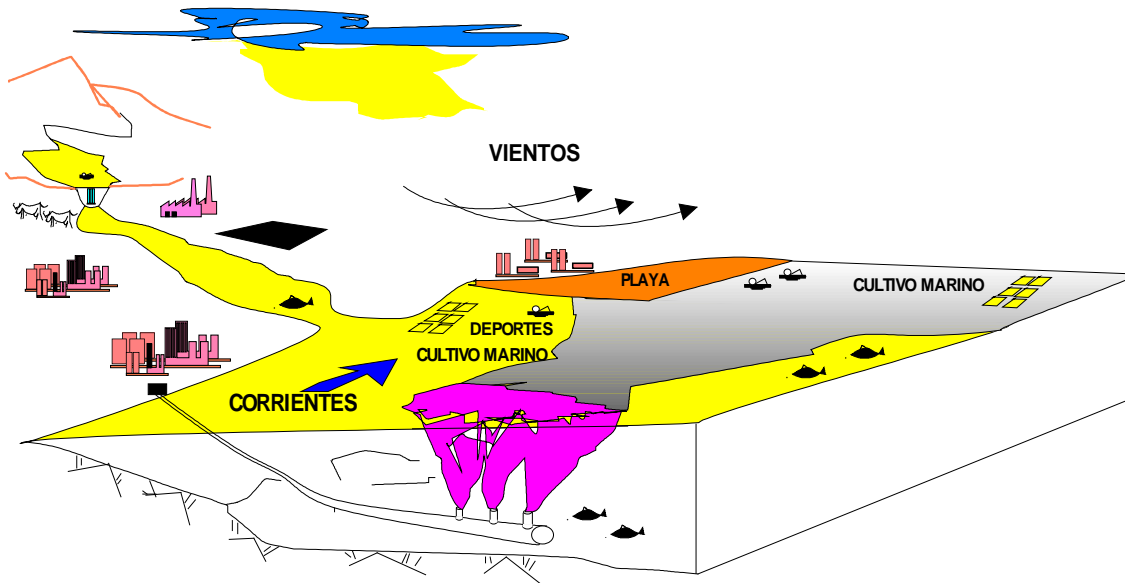


Diagrama general de fuentes de aguas residuales urbanas y sistemas de tratamiento y vertido (S.C.T.R., sistemas de control y tratamiento de reboses; E.D.A.R., estaciones depuradoras de aguas residuales)

14.2.4.- EMISARIOS SUBMARINOS.

La denominación de emisarios submarinos a las conducciones cerradas, con flujo a presión, denominadas emisarios submarinos, utilizadas para introducir las aguas residuales en el mar y que tienen por objetivo optimizar la mezcla y dilución inicial de los contaminantes (más de 100 veces) y alejar el punto de vertido de las zonas a proteger (más de 500 metros), de forma que dé tiempo a los mecanismos de autodepuración a reducir las concentraciones de contaminantes. En definitiva se trata de reducir y delimitar el efecto local del vertido y aprovechar la capacidad de autodepuración del mar.



Esquema básico de un sistema de vertido al mar a través de emisario submarino.

14.3.- MODELO DE AUTODEPURACIÓN.

En la evolución de cualquier contaminante en un sistema acuático se pueden distinguir tres fenómenos fundamentales.:

- 1) Mezcla y dilución.
- 2) Transporte.
- 3) Reacciones del contaminante. Degradación.

La disminución de la concentración de un contaminante dado debido a un cierto fenómeno de autodepuración puede expresarse a través del denominado factor de dilución D , que se define como:

$$D = \frac{C_o}{C_t}$$

en donde:

C_o = concentración inicial del contaminante

C_t = concentración final del contaminante

Si se denomina D_1 a la dilución que se produce por mezcla inicial, D_2 a la dilución que se produce por transporte y dispersión, y D_3 a la disminución de la concentración de bacterias por su propia cinética de reacción, la concentración final del contaminante será:

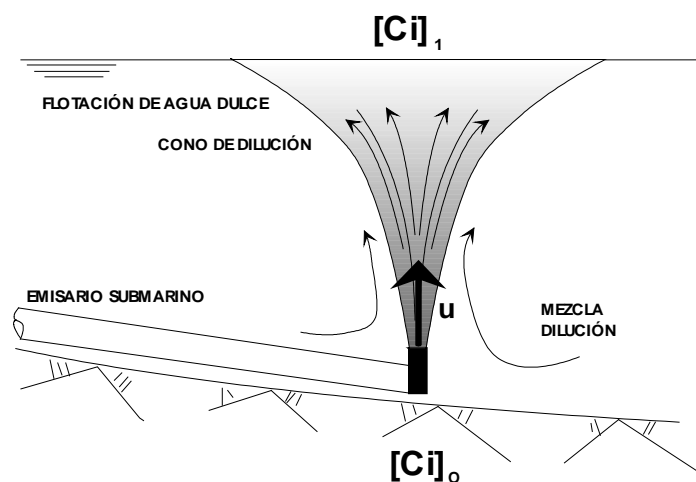
$$C_f = \frac{C_o}{D_1 \cdot D_2 \cdot D_3}$$

Esta concentración C_f deberá cumplir los objetivos de calidad establecidos, es decir, ser inferior a un valor legalmente establecido.

14.3.1.- MEZCLA Y DILUCIÓN INICIAL.

Cuando se diseña un emisario submarino se busca situar las boquillas de inyección del agua residual, los difusores, a una profundidad que optimice el proceso de mezcla y dilución inicial. La dilución inicial se consigue gracias a la incidencia del flujo emergente con la masa de agua marina. La fuerza de impulsión que trae el agua por la conducción queda amortiguada prácticamente en los primeros metros y es la diferente densidad del agua inyectada (diferente salinidad y temperatura) la que genera la fuerza ascensional del agua residual. La profundidad a la que se realice la inyección es el parámetro fundamental que determina el grado de dilución. Otros factores son la morfología de los difusores, su disposición, la orientación de los chorros incidentes, las corrientes submarinas incidentes, y la existencia o no de termoclina. Es el único de los fenómenos citados que se puede controlar en algún grado de forma ingenieril.

Cuanto mayor es la profundidad de inyección mayores suelen ser los costes de implantación y construcción del emisario.



Existen fórmulas empíricas y numerosos estudios para estudiar los valores de dilución inicial que se consiguen en función del lugar y la forma en que se introducen los chorros.

Una fórmula de este tipo es la de CEDERWALL, que se utilizaba en la antigua Instrucción Española de vertido al mar:

$$D_1 = 0.54 \cdot F \cdot \left(\frac{Y}{d \cdot F} + 0.68 \right)^5$$

en donde:

$$F = \text{número de Froude} = \frac{v}{\sqrt{0.27 \cdot d}}$$

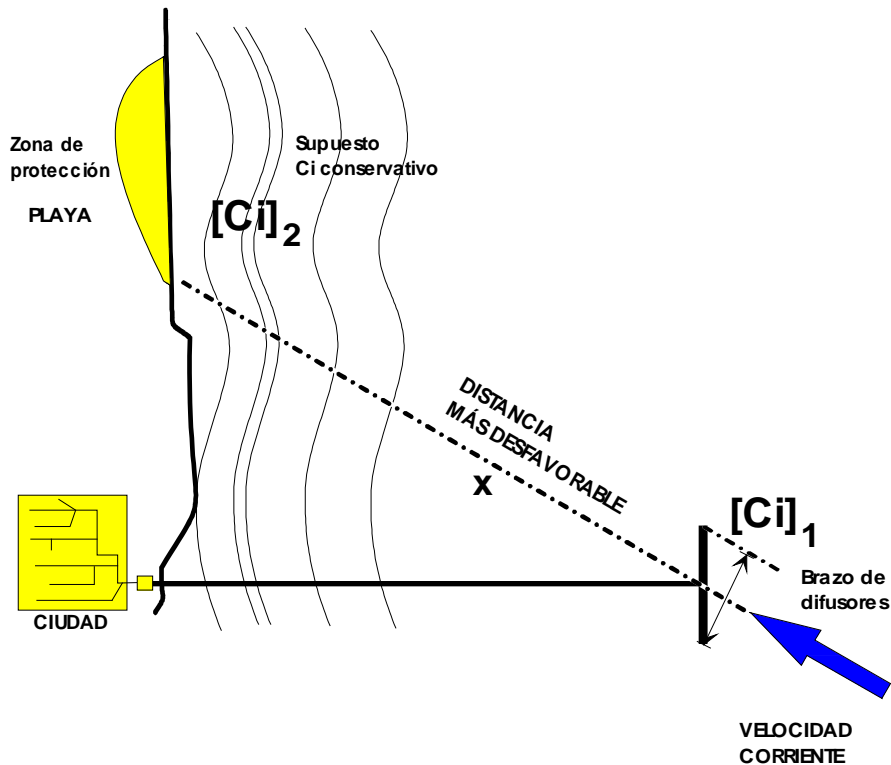
v = velocidad del efluente en las bocas de salida en m/s.

d = diametro de la boca en m.

Y = profundidad del vertido en m.

14.3.2.- TRANSPORTE Y DISPERSIÓN.

Una vez el agua residual ha ascendido a la superficie, los contaminantes por ella incorporados al mar comienzan a ser transportados por las corrientes predominantes. Durante esta fase de transporte también actúan los fenómenos de dispersión longitudinal y transversal. La mancha se va extendiendo en la dirección predominante y a la vez se va haciendo más ancha.



El factor principal a tener en cuenta es la velocidad de la corriente. En el mar las corrientes en costa pueden ser muy variables. Se suele tomar el caso más desfavorable, pero se deben hacer estudios intensos sobre las corrientes y vientos predominantes a lo largo del año.

Existen diversos modelos empíricos que intentan aproximar el fenómeno de la dispersión de contaminantes producida por el transporte. Para vertidos lineales se utiliza la fórmula de Brooks:

$$D_2 = \sqrt{\frac{F \cdot G \cdot \frac{13 \cdot t}{b^{\frac{2}{3}}} \cdot J^3}{K \cdot 1.5}}$$

en donde:

t = tiempo de recorrido en horas

b = longitud de los brazos difusores proyectada normalmente a la dirección de la corriente, en m.

Para vertidos puntuales la antigua norma establecía la fórmula de Pearson:

$$D_2 = \frac{3.65 \cdot h \cdot \sqrt{K \cdot v \cdot X}}{Q}$$

siendo:

Q = caudal total efluente en m^3/s

v = velocidad de la corriente en m/h

X = distancia de recorrido en m .

b = diámetro superior del penacho igual a $Y/3$ en m .

K = coeficiente de difusión horizontal en el punto de emergencia igual a $1.63 \cdot b^{4/3}$ en m^2/h .

h = espesor superior del penacho. igual a:

$$h = \frac{Q \cdot D_1}{v \cdot b}$$

en metros , y no superior a $Y/3$.

14.3.3.- REACCIÓN DE LOS CONTAMINANTES.

Los contaminantes pueden evolucionar en función de sus propias características. Si bien los efectos locales de bajos niveles de OD o de acumulación de SS se deben tener en cuenta en la zona de inyección, el mayor interés se centra en estudiar la evolución de los parámetros de contaminación bacteriana. En el siguiente apartado se profundiza en la comprensión de la evolución de los indicadores de contaminación fecal en medio marino.

14.3.4.- LA DESAPARICION BACTERIANA TRAS EL VERTIDO AL MAR DE AGUAS RESIDUALES URBANAS MEDIANTE EMISARIOS SUBMARINOS.

Se ha demostrado que las curvas de mortalidad para bacterias en aguas naturales son aproximadamente una función semi-logarítmica; es decir, siguen una cinética de primer orden. Este modelo fue propuesto por Chick (1908) y es conocido como Ley de Chick:

$$\frac{N_t}{N_0} = e^{-K \cdot t}$$

siendo: N_t = número de bacterias en el instante t .

N_0 = número de bacterias en el instante inicial.

t = tiempo.

K = constante de desaparición de primer orden.

La Ley de Chick parece ser la más ventajosa por las siguientes razones. Primera, ha sido utilizada para la simulación de organismos entéricos en medio terrestre y acuático con éxito. La segunda razón es la facilidad con que este modelo se puede adaptar a los datos de las investigaciones.

Si se utiliza el concepto de T_{90} , es decir, el tiempo necesario para tener un 90 % de reducción en el número de bacterias, la expresión que resulta si utilizamos la ley de Chick y se cambia de base logarítmica, es:

$$\frac{N_t}{N_0} = 10^{-\frac{t}{T_{90}}} \quad \text{siendo} \quad T_{90} = \frac{2.303}{K}$$

Expresado este fenómeno a través del correspondiente factor de dilución, D_3 , quedará:

$$D_3 = \frac{N_0}{N_t} = 10^{\frac{t}{T_{90}}}$$

Históricamente, el fenómeno de desaparición bacteriana en medio marino ha sido caracterizado a través del parámetro T_{90} , o tiempo necesario para que se vea reducido en un 90% la concentración del indicador microbiológico seleccionado. La antigua Instrucción española de vertido de aguas residuales al mar especificaba un T_{90} igual a 1.5 horas en el Mediterráneo y a 2 horas en el Atlántico. La nueva Instrucción da valores constantes para vertidos de poblaciones menores a 10000 habitantes de 2 y 3 horas respectivamente.

Ahora bien, el fenómeno de la desaparición bacteriana es bastante más complejo de lo que pueda hacer suponer su reducción a los valores de diseño dados. Dentro del fenómeno global pueden distinguirse los siguientes: muerte, predación, inactivación y sedimentación. Los fenómenos citados pueden verse afectados por numerosos factores ambientales.

Esta complejidad hace que, cuando se miden "in situ" directamente valores de T_{90} , éstos varíen en un amplio rango que oscila entre tiempos inferiores a una hora y más de doscientas. Dicho rango de variación casi se puede dar en un mismo lugar y para un mismo vertido, obteniéndose el valor mínimo a poca profundidad y al mediodía y el máximo por la noche.

De cara a un diseño ambiental seguro de los emisarios y de los vertidos de aguas residuales, en los que se incluyen los reboses por aliviaderos de la red de alcantarillado, hay que utilizar modelos de calidad de aguas con T_{90} variable.

14.3.4.1.- Indicadores microbiológicos.

Entre los principales indicadores microbiológicos de contaminación marina están:

- Coliformes totales
- Coliformes fecales
- *Streptococos* fecales.

De los coliformes es *Escherichia coli* el más específico. Se encuentra en elevadas concentraciones en el intestino del hombre y de los animales de sangre caliente y no se desarrolla en el medio natural. En un intento de buscar los coliformes estrictamente fecales se estableció el indicador biológico denominado "coliformes fecales" (incubación a 44.5 °C en lugar de a 35 °C utilizados para coliformes totales). Los coliformes fecales se comportan de forma similar a los patógenos entéricos. Es el indicador biológico más ampliamente utilizado.

Los *Streptococos* fecales, además de hallarse en animales de sangre caliente, se pueden encontrar en la vegetación, insectos y en algunos suelos. Este hecho hace que la utilización como indicador biológico de contaminación fecal no pueda hacerse de forma única, sino que necesita el complemento de, por ejemplo, los coliformes fecales para la confirmación de su origen fecal. Su analítica por debajo de ciertos límites no da resultados fiables. Sin embargo, correlaciona muy bien con las enfermedades de contacto provocado por el baño en aguas contaminadas. Se ha pretendido usar como indicador microbiológico por excelencia para el caso de control de aguas de baño, playas, etc. Dado su alto coste y la necesidad de personal experto para su determinación no ha sido recomendado por el Grupo Internacional de Emisarios de la (IWPRC) IAWQ.

Además de éstos, otros indicadores podrían ser los *Clostridium*, las *Pseudomonas*, las *Aeromonas*, las *Salmonellas*, los virus entéricos, los bacteriófagos.

14.3.4.2.- Fenómenos y factores que producen la disminución de la concentración de indicadores bacteriológicos en el mar.

Un hecho observado de forma general es que tras el vertido al mar de aguas residuales urbanas la concentración de indicadores biológicos de contaminación fecal, así como la concentración de gérmenes patógenos entéricos, va disminuyendo según se aleja el agua residual del foco de

contaminación. Este hecho se denomina disminución bacteriana. Si se profundiza, se puede ver que son muchos los fenómenos que producen dicha disminución bacteriana, estando muchos de ellos interrelacionados entre sí.

La disminución de la concentración de indicadores biológicos de contaminación fecal en el agua del mar se produce por dos fenómenos básicos:

- Dilución.
- Desaparición.

En el primer caso sigue existiendo el mismo número total de indicadores biológicos, pero su concentración se reduce por fenómenos puramente físicos. En cambio, en el segundo caso, el número total de indicadores biológicos va disminuyendo realmente. La dilución no produce una reducción neta del número total de dichos indicadores.

En la desaparición quedan englobados todos aquellos fenómenos que reducen el número total de indicadores. Tradicionalmente ha existido mucha confusión respecto al concepto de desaparición bacteriana y se ha aplicado esta denominación a distintos fenómenos. Parece adecuado agruparlos o clasificarlos en los fenómenos que se presentan en la Tabla I:

Tabla I.- FENOMENOS QUE PRODUCEN DESAPARICION BACTERIANA
MORTALIDAD
SEDIMENTACION
PREDACION
INACTIVACION

Esta mortalidad de los gérmenes fecales quedaría justificada por su propia biocinética, caracterizada a través de las correspondientes tasas, parámetros y leyes. Los valores de estas tasas están afectados por condiciones ambientales tales como temperatura, concentración de sustrato y nutrientes, salinidad, etc., lo cual hace que el valor de la mortalidad cambie de una situación a otra. Además puede haber factores específicos que produzcan un aumento de la mortalidad. Tal es el caso de la esterilización por radiación ultravioleta en la capa superior del agua, el potencial efecto tóxico de algunos metales pesados y compuestos orgánicos constituyentes del agua residual, etcétera.

La mortalidad se ve afectada por la interacción de los gérmenes fecales con la biota natural. Hay bacterias marinas que producen antibióticos y algas marinas que producen toxinas que son fuertemente bactericidas. La radiación solar podría producir un aumento de la actividad biológica. Además, los gérmenes fecales deben entrar en competencia antagónica con bacterias marinas, que lógicamente tenderán a predominar.

Por la acción de la gravedad, y bajo ciertas condiciones, los gérmenes fecales se pueden llegar a separar del seno del agua contaminada, acumulándose en el fondo del mar en forma de fangos y sedimentos. De esta forma, aunque no hayan desaparecido del sistema global, sí han desaparecido del seno del agua objeto de estudio. Los factores importantes que incidirán en este fenómeno son: turbulencia del agua del mar, que puede permitir el fenómeno de sedimentación; tipo de agua residual, en cuanto a contenido de partículas sedimentables y de materia coloidal floculable y sedimentable; cantidad de gérmenes fecales incorporados o adsorbidos en dichas partículas y flóculos; temperatura y densidad del agua y de las mezclas de agua residual y agua de mar, etc. Por otra parte, puede ser posible el fenómeno de resuspensión si se dan las condiciones suficientes de turbulencia en el fondo marino.

Se ha preferido distinguir el fenómeno de predación del fenómeno de mortalidad, dado que los factores incidentes en uno u otro suceso pueden ser absolutamente distintos. Entendemos por predación la desaparición de gérmenes fecales provocada por su consumo o ingestión por parte de organismos superiores de la escala trófica. El zooplancton marino puede provocar predación de los gérmenes. Más allá del zooplancton, otros organismos que contribuyan al fenómeno pueden ser los moluscos y peces.

La inactivación es un fenómeno que produce desaparición aparente. Bajo ciertas condiciones y factores ambientales, los gérmenes fecales pueden ver alterado su metabolismo o desarrollo pero sin embargo puede darse el caso de que pasado un tiempo vuelvan a conseguir sus capacidades normales de desarrollo. Los factores que pueden intervenir en la inactivación son múltiples: estrés osmótico, cambios rápidos de pH y presión, salinidad, efectos no letales de toxinas producidas por algas marinas, antibióticos producidos por bacterias, etc. Es típico el caso de inactivación producida por algunos tratamientos de desinfección de las aguas residuales.

Una vez analizados los fenómenos que producen disminución de la concentración de indicadores biológicos de contaminación fecal, se analizan a continuación los factores que inciden en el fenómeno de desaparición. En un intento de agrupar los múltiples factores que afectan al valor de T_{90} (o de la desaparición bacteriana) según los elementos básicos del problema, se propone la siguiente clasificación de dichos factores (Tabla II):

Tabla II.- Factores que afectan al valor del T_{90}
Tipo de indicador biológico
Radiación solar
Características del agua residual
Características del agua de mar
Características de la mancha (mezcla de agua residual y agua de mar)

Algunas veces se habla del T_{90} sin hacer referencia explícita al tipo de indicador biológico de contaminación fecal al que está referido, o con el que se ha medido. Aunque generalmente se usa como indicador biológico la concentración de coliformes fecales para la determinación del T_{90} , es totalmente necesario indicar este extremo para evitar confusión y la posible invalidación de los valores obtenidos.

Hay que seleccionar indicadores biológicos de mayor resistencia a las condiciones que los gérmenes patógenos. Hay que destacar la existencia de gérmenes con lentas tasas de desaparición, como ocurre con algunos casos de *Salmonellas* y particularmente algunos virus.

La radiación solar influye sobre la desaparición a través de distintos mecanismos: la radiación ultravioleta ejerce una acción bactericida muy importante, pero sólo en la capa superficial de agua (aproximadamente un metro de profundidad); la existencia de sustancias o factores fotosensibilizadores; la activación de mecanismos de la biota natural. La longitud de onda letal para los coliformes fecales está comprendida entre los 250 y 270 nanómetros, es decir, en el rango ultravioleta. Ahora bien, el espectro de la luz solar en la superficie de la Tierra tiene una longitud de onda mínima de 293 nanómetros. Se ha demostrado efecto letal para longitudes de onda de hasta 500 nanómetros. La radiación recibida depende, a su vez, de otros factores, que se citan en la Tabla III:

Tabla III.- Principales factores de los que depende la radiación.
Hora del día
Mes
Latitud del lugar
Nubosidad
Suciedad del aire

Todas las características del agua residual que se vierte al mar pueden tener alguna influencia directa o indirecta sobre los valores resultantes de la tasa de desaparición o del parámetro T_{90} . Se ha realizado la siguiente tabla (Tabla IV):

Tabla IV.- Características del vertido de agua residual que afectan al valor del T_{90}.
Infraestructura de saneamiento.
Tipo y grado de mantenimiento.
Componente industrial del agua de vertido.
Características del agua residual (pH, nutrientes, concentración de bioindicadores...)

Con el fin de destacar fenómenos específicos relativos al agua de mar, más allá de los característicos de la mancha que se va a formar por el vertido, se ha realizado la siguiente clasificación o agrupación en factores (Tabla V):

Tabla V.- Fenómenos específicos del agua de mar que afectan al valor del T_{90}
Calidad óptica
Temperatura
Biota natural
Bioindicadores fecales

Salinidad
Otras características del agua de mar

Habrá que tener en cuenta el nivel base de calidad-contaminación del agua de mar.

Podemos definir por mancha la mezcla de distintas proporciones de agua residual y de agua de mar como consecuencia de un vertido al mar, que evoluciona en el espacio y en el tiempo. En relación a la influencia de las características de la mancha sobre los valores de T_{90} se pueden señalar los siguientes factores:

Tabla VII.- Factores de la mancha que afectan al valor del T_{90}
Forma del vertido.
Profundidad.
Características del agua.

Se ha efectuado una gran revisión bibliográfica y han extralado los valores de T_{90} que los diferentes autores han obtenido en sus experimentos sobre desaparición bacteriana. Los valores se han agrupado en tres grupos en función de la metodología empleada:

- 1) Experimentos de laboratorio.
- 2) Experimentos "in situ" con medio confinado.
- 3) Experimentos "in situ" en medio natural.

Se recogieron valores de T_{90} de tres indicadores biológicos: coliformes fecales, coliformes totales y estreptococos fecales. Existe una gran variación en los valores encontrados. Las metodologías y los escenarios en que se desarrollaron las mediciones son muy diversas. En la Tabla VII se presentan los valores extremos encontrados para diferentes indicadores y los tres tipos de metodologías antes citadas:

Tabla VIII.- Valores extremos de T_{90} (en horas) encontrados en la literatura.		INDICADORES BACTERIOLÓGICOS		
		T90 en horas COLIFORMES TOTALES	T90 en horas COLIFORMES FECALES	T90 en horas ESTREPTOCOCOS FECALES
EXPERIMENTOS EN LABORATORIO	MINIMO	---	1.1 (1)	1.3 (2)
	MAXIMO	---	1032 (3)	1413 (4)
EXPERIMENTO "IN SITU" CON MEDIO CONFINADO	MINIMO	1.11 (5)	1.10 (6)	1.40 (7)
	MAXIMO	3.88 (8)	80 (9)	175 (10)
EXPERIMENTOS "IN SITU" EN MEDIO NATURAL	MINIMO	0.17 (11)	0.18 (12)	0.23 (13)
	MAXIMO	175 (14)	2.61 (15)	2.88 (16)

Referencias:

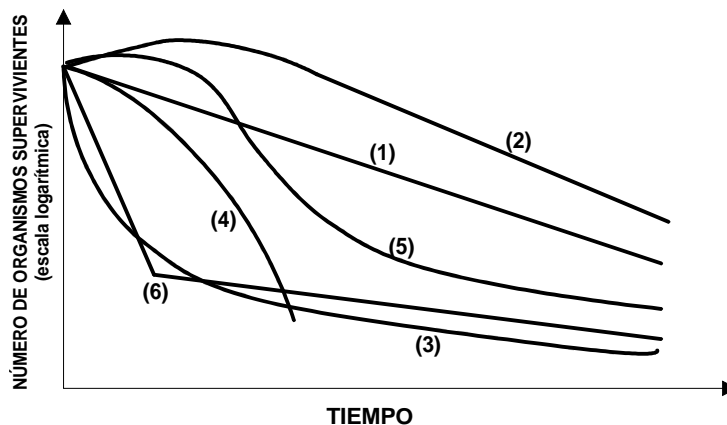
- (1) EIVISON (1989), agua de mar limpia, control de la intensidad de luz (1354-787 Wh/m², dilución 25%, 15 °C,
- (2) EIVISON (1989), agua dulce, control de nutrientes, 15 °C, oscuridad.
- (3) EIVISON (1989), agua de mar limpia, control de la intensidad de luz (1354-787 Wh/m²) dilución al 25 %
- (4) EIVISON (1989), agua dulce, oscuridad.
- (5)(6) GARCIA OCCHIPINTI (1973), membrana de diálisis, en superficie, temperatura entre 14 y 26 °C.
- (7) BONNEFONT (1990), frasco de cuarzo, dilución 1:100, verano, en superficie.
- (8) BONNEFONT (1990), frasco de cristal (1litro) , dilución 1:100, estudia influencia de la luz, en superficie.
- (9) BELL y MUNRO (1979), recipientes de polietileno, agua de mar, dilución del 1%, abierto en superficie, 0.7 metros de profundidad.
- (10) BONNEFONT (1990), frasco de cristal (1litro) , dilución 1:100, oscuridad, en superficie.
- (11) BRAVO y DE VICENTE, (1991), Mar Mediterráneo.
- (12) BRAVO y DE VICENTE, (1991), Mar Mediterráneo.
- (13) MORIÑIGO (1991) , Mar Mediterráneo.
- (14) VAN DAM, (1974), LaHaya-Holanda.
- (15) ROUVILLE y QUETIN, (1983), 17 °c , Marsella.
- (16) ROUVILLE y QUETIN, (1983), 17 °c , Marsella.

Muchas veces los valores que aparecen en las publicaciones no especifican las condiciones en que se ha desarrollado el trabajo, incluso a veces ni el indicador biológico estudiado.

14.3.4.3.- Submodelos de desaparición bacteriana.

Se han desarrollado numerosos modelos sobre mortalidad de bacterias entéricas en el mar. Desde los modelos deterministas, que se refieren de forma específica a factores biológicos o físicos para explicar las variaciones de concentración, a los modelos estocásticos, que desarrollan descripciones de las distribuciones de concentración observadas prestando poca atención a los mecanismos implicados.

Observando los datos procedentes de la literatura se puede hacer una síntesis de las expresiones matemáticas utilizadas para modelar la desaparición bacteriana. En la figura siguiente se presentan las diferentes formas de las curvas que intentan explicar el fenómeno:



$$(1) \text{ Chick(1908)} \quad \frac{N_t}{N_0} = e^{-Kt}$$

$$(2) \quad \frac{N_t}{N_0} = 10^{-k_1 t} g$$

$$(3) \text{ Frost y Streeter(1924)} \quad \frac{N_t}{N_0} = a \cdot 10^{-K_a t} + b \cdot 10^{-k_b t}$$

$$(4) \text{ Fair et al.} \quad \frac{N_t}{N_0} = 10^{-K_a t} \frac{b}{b + d}$$

$$(5) \text{ Frost y Streeter(1924)} \quad \frac{N_t}{N_0} = \frac{b}{1 + b + d} 10^{Kt}$$

$$(6) \quad \frac{N_t}{N_0} = 10^{-K_1 t} \quad \text{para } 0 < t < t_a \quad \frac{N_t}{N_0} = 10^{-(K_1 + K_2)t} \quad \text{para } t > t_a$$

Curvas de modelización de la desaparición bacteriana (CRANE, 1986)

Diversos autores han realizado investigaciones y modelos. Se pueden destacar los siguientes: VAN DAM, G.C.(1974); GAMESON y GOULD (1974); HARREMOES, P (1974); MITCHELL, R. Y CAMBERLIN, C. (1974); BELLAIR, PARR-SMITH (1977); MANCINI (1978); ROUVILLE Y QUETIN (1983); GARCIA-AGUDO, E Y LEOMAX, J (1986); BONNEFONT, J.L. MATIN, Y.P. GUINNET, B. (1990); MORIÑIGO, M.A. (1991); BRAVO, J.A. Y DE VICENTE, A. (1991); OCCHIPINTI, A.G. (1991).

14.4.- NORMATIVA APLICABLE

14.4.1.- NORMATIVA GENERAL SOBRE VERTIDO AL MAR.

Existe un amplio conjunto de normas que regulan diferentes aspectos de los vertidos al mar, principalmente los relativos al establecimiento de límites en los contenidos o en las concentraciones de las sustancias contaminantes en el efluente y en las concentraciones de estas mismas sustancias en el medio receptor para diferentes usos.

De estas normas, y dentro de la Legislación española de alcance nacional, que contempla y transpone las correspondientes directivas europeas:

:

- LEY DE COSTAS 22/1988, de 28 de Julio, (B.O.E. nº 181, de 29 de Julio de Julio de 988).
- REAL DECRETO 1471/1989, de 1 de Diciembre, por el que se aprueba el reglamento General para el desarrollo y ejecución de la Ley 22/1988, de 28 de Julio, de Costas (B.O.E. nº 297, de 12 de Diciembre de 1989).
- REAL DECRETO 734/1988, de 1 de Julio , por el que se establecen normas de calidad de las aguas de baño (B.O.E. nº 167, de 13 de Julio de 1988) y que es transposición de la Directiva 76/160/CEE.
- CORRECCIÓN de errores del Real Decreto 734/1988 de 1 Julio , por el que se establecen normas de calidad de las aguas de baño (B.O.E. nº 169, de 15 de Julio de 1988).
- REAL DECRETO 258/1989, de 10 de Marzo, por el que se establece la normativa general de vertidos de sustancias peligrosas desde tierra al mar (B.O.E. nº 64, de 16 de Marzo de 1989).
- ORDEN de 31 de Octubre de 1989, por la que se establecen normas de emisión, objetivos de calidad, métodos de medida de referencia y procedimiento de control relativos a determinadas sustancias peligrosas contenidas en los vertidos desde tierra al mar (B.O.E. nº 271, de 11 de Noviembre de 1989).
- ORDEN de 13 de julio de 1993, por la que se aprueba la "Instrucción para el proyecto de conducciones de vertido desde tierra al mar (B.O.E. nº 178, de 27 de Julio de 1993).

- REAL DECRETO 345/1993, de 5 de Marzo, por el que se establecen las normas de calidad de aguas y de producción de moluscos y otros invertebrados marinos vivos (B.O.E. nº 74, de 27 de marzo de 1993).

Legislación derivada del Derecho Comunitario:

- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 76/160/CEE, del 8 de Diciembre de 1975, referente a la calidad de aguas de baño.
- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 76/464/CEE, de 4 de Mayo de 1976, referente a la contaminación producida por ciertas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad.

y como desarrollo o modificación de la anterior:

- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 82/176/CEE, de 22 de Mayo de 1982, referente a los valores límite y los objetivos de calidad para los vertidos de mercurio del sector de la electrolisis de los cloruros alcalinos.
- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 85/513/CEE, de 26 de Septiembre de 1983, referente a los valores límite y objetivos de calidad de los vertidos de hexacloro-ciclohexano.
- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 84/156/CEE, de 8 de Octubre de 1984, referente a los valores límites y los objetivos de calidad de los vertidos de mercurio de otros sectores que el de la electrolisis de cloruros alcalinos.
- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 86/280/CEE, de 12 de Junio de 1986, relativa a los valores límite y los objetivos de calidad para los residuos de determinadas sustancias peligrosas comprendidas en la lista I del Anexo de la Directiva 76/464/CEE.
- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 90/415/CEE, de 27 de Julio de 1990, por la que se modifica el Anejo II de la Directiva 86/280/CEE relativa a los valores límite y los objetivos de calidad para los residuos de determinadas sustancias peligrosas comprendidas en la lista I del Anejo de la Directiva 76/464/CEE.
- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 76/923/CEE, de 30 de Octubre de 1979 sobre la calidad requerida para las aguas de cultivos de moluscos.
- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 91/271/CEE, de 21 de Mayo de 1991 sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Legislación derivada de Convenios Internacionales:

- Convenio para la prevención de la contaminación del mar de origen terrestre (París, 1974), cuyo ámbito incluye el Cantábrico y el Atlántico español. Este Convenio está en estos momentos en fase de sustitución por uno nuevo, el Convenio OSPAR (Oslo-París, 1992) para la protección del medio marino del Atlántico Nordeste.
- Protocolo relativo a la Protección del MAR Mediterraneo contra la contaminación de origen terrestre (Atenas, 1980), que forma parte del Convenio para la Protección del Mar Mediterraneo contra la contaminación (Barcelona, 1976).

14.4.2.- INSTRUCCIÓN PARA EL PROYECTO DE CONDUCCIONES DE VERTIDOS DESDE TIERRA AL MAR.

En España la normativa principal que rige el vertido de aguas residuales es la denominada **"Instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar" (Orden del 13 de julio de 1993, B.O.E. de 27 de julio de 1993)**. Esta orden vino a sustituir a la Orden del Ministerio de Obras Públicas de 29 de abril de 1977 denominada "Instrucción para el vertido al mar, desde tierra, de

aguas residuales a través de emisarios submarinos", en la que se regulaban determinadas materias relativas a la contaminación y calidad del agua del mar, características de los efluentes y sus tratamientos, proyecto e ingeniería de los emisarios submarinos y el régimen administrativo al que quedaba sujeta su construcción.

La posterior adhesión de España a la Comunidad Económica Europea y la incorporación al derecho español de las directivas comunitarias sobre la calidad de las aguas del mar, así como los avances científicos y técnicos en las materias implicadas, obligó a la Administración a redactar la nueva normativa.

La Instrucción tiene los siguientes objetivos:

- a) Establecer las condiciones técnicas mínimas para el proyecto y cálculo de las conducciones y dispositivos de vertido de aguas residuales desde tierra al mar.
- b) Definir los requisitos que deben cumplir los proyectos de aliviaderos.
- c) Determinar los procedimientos de vigilancia y control que aseguren, por una parte, el buen funcionamiento estructural de las instalaciones y, por otra, el mantenimiento de los objetivos de calidad establecidos en la normativa vigente.

Se definen emisario submarino y conducción de desagüe.

- **Emisario submarino:** conducción cerrada que transporta las aguas residuales desde la estación de tratamiento hasta una zona de inyección al mar, de forma que se cumplan las siguientes condiciones: la distancia entre la línea de costa en bajamar máxima viva equinoccial y la boquilla de descarga más próxima a ésta, sea mayor de 500 metros; y que la dilución inicial calculada según los procedimientos que se indican en la misma Norma para la hipótesis de máximo caudal previsto y en ausencia de estratificación sea mayor de 100:1.
- **Conducción de desagüe:** conducción abierta o cerrada que transporta aguas residuales desde la estación de tratamiento hasta el mar, vertiendo en superficie o mediante descarga submarina, sin que se cumplan las anteriores condiciones del emisario submarino.

En el mismo texto de la Instrucción se especifica con claridad el equilibrio que debe existir entre el tratamiento que debe realizarse de forma previa al vertido y la capacidad receptora y autodepuradora del medio marino. Conforme a lo establecido en el artículo 57 de la Ley de Costas, el proyecto ha de incluir un análisis de alternativas y la justificación, con criterios científicos, técnicos y económicos, de la imposibilidad o dificultad de aplicar otra solución para la eliminación o tratamiento de los vertidos. Este análisis, dice la Instrucción, deberá considerar tanto la posibilidad de reutilización en tierra de las aguas residuales, como distintas combinaciones de reparto del proceso de depuración entre la estación de tratamiento y los fenómenos de dilución y autodepuración que tienen lugar en el medio receptor.

La evaluación de la reutilización en tierra del agua residual tendrá en cuenta preferentemente el riego de especies vegetales y la recarga de acuíferos. En esta evaluación deben ser tenidos en cuenta la presencia de sustancias tóxicas en el agua residual, los efectos sanitarios de la reutilización, la salinidad de las aguas, el tratamiento de agua residual, la regularización de caudales a emplear y los costes de explotación de los sistemas.

La evaluación del reparto del proceso de depuración entre la estación de tratamiento y el medio receptor debe hacerse teniendo en cuenta tanto el impacto contaminante del vertido como el balance económico óptimo, que relacione la longitud de emisario necesaria con el grado de depuración obtenido, para un mismo nivel de calidad ambiental en el medio marino, siempre que se cumplan los requisitos de la normativa vigente.

La Instrucción manifiesta que todo vertido líquido de aguas residuales desde tierra al mar debe sufrir unos tratamientos mínimos antes de su evacuación a través de la conducción correspondiente. Con carácter general, y sea cual fuere la naturaleza del efluente, éste deberá someterse a un pretratamiento que asegure el buen funcionamiento de la conducción. Dicho pretratamiento consistirá normalmente en un sistema de rejillas de desbaste y desarenador, siendo conveniente además la instalación de un sistema desengrasador, los cuales serán de obligada instalación cuando sean necesarios para alcanzar los objetivos de calidad indicados en la normativa vigente. En vertidos donde se espera una gran cantidad de sólidos, resulta aconsejable la creación de un pozo de gruesos para eliminarlos más eficazmente. El tratamiento de aguas residuales urbanas se realizará según lo que disponga la normativa vigente, en función del número de habitantes equivalentes servidos, así como la sensibilidad de la zona receptora. Esto hace que, cumpliendo la Directiva europea de depuración de aguas residuales, los vertidos

superiores a 10.000 habitantes deban ser sometidos a un tratamiento primario previo a su vertido por emisario. Igualmente, todo vertido al mar de aguas residuales industriales deberá someterse a tratamientos específicos para respetar los valores límite y los objetivos de calidad establecidos en las normas vigentes.

En la parte de la Instrucción que se refiere al proyecto (artículo 5º), concretamente en el apartado 5.3, se cita la necesidad de realizar ciertos estudios complementarios, entre los que se pueden destacar la caracterización del efluente y su evolución, tanto para tiempo seco como para tiempo de lluvia y la delimitación de áreas homogéneas de usos habituales y permitidos.

El artículo 7 de la Instrucción se refiere completamente al necesario programa de vigilancia y control. Este programa se considera necesario para:

- a) Gestionar eficazmente el sistema de vertido.
- b) Evaluar se se cumplen los requisitos del efluente y los objetivos de calidad impuestos por la normativa vigente y por el condicionado de la autorización del vertido.
- c) Realizar las modificaciones o expansiones convenientes en el sistema de vertido.
- d) Gestión adecuada de los usos que puedan ejercerse en el área de influencia de la descarga.

Respecto al control del efluente se han establecido tres categorías de emisarios submarinos para aguas residuales urbanas y dos tipos de baterías de análisis que son función del número de habitantes equivalentes servidos. Las tres categorías de emisarios son los siguientes: emisarios de núcleos de menos de 10000 h-e, emisarios de núcleos de entre 10000 a 50000, y emisarios de ciudades de más de 50000 h-e. Los tipos de análisis son el simplificado y el completo. En el simplificado se caracterizan los parámetros: DBO, DQO, SS, pH, nitrógeno Kjeldahl, nitrógeno oxidado y fósforo total, estos tres últimos cuando el vertido se realiza en zonas con riesgo de eutrofización.

También han de controlarse las aguas receptoras. El análisis simplificado incluye la medición de los valores de: CF, EF, CT, pH, SS, Tª, color, transparencia, salinidad, OD, nitrógeno oxidado, ortofosfatos, estos dos últimos en zonas con riesgo de eutrofización.

Una de las novedades importantes que incorpora la nueva Instrucción es la utilización de un T90 variable. Hasta ahora se utilizaba un T90 fijo, 1.5 horas en el Mediterráneo y 2 horas en el Atlántico. En la actualidad el valor del parámetro es dependiente de la latitud del lugar, de la época del año y de la hora del día, de la fracción de cielo cubierto por la nubes, de la concentración de SS del agua y de la temperatura. La expresión es válida para aguas con salinidad superior a 30 g/L. La expresión es la siguiente:

$$T_{90} = \left[\frac{\alpha}{60} (1 - 0.65 \cdot C^2) \cdot \left(1 - \frac{SS}{800} \right) + 0.02 \cdot 10^{\left(\frac{T_a - 20}{35} \right)} \right]^{-1}$$

en donde T_{90} está expresado en horas y las restantes variables son:

α = ángulo del Sol sobre el horizonte en grados sexagesimales (valor mínimo $\alpha=0$)

C = fracción del cielo cubierto por nubes.

SS = Concentración de sólidos en suspensión en mg/L (valor máximo $SS=800$)

T_a = Temperatura del agua en °C.

Para vertidos procedentes de localidades de menos de 10000 h-e el parámetro E. coli se pueden adoptar valores fijos del T90 que no sean inferiores a 2 horas en el Mediterráneo ni a 3 horas en el Atlántico.

En el Anejo 5 la Instrucción se dedica a la caracterización de la biocenosis y contaminación de fondo. Para la caracterización del estado ambiental se debe proceder a un reconocimiento de las comunidades bentónicas, principalmente mediante el estudio de las comunidades infaunales (moluscos y poliquetos) y de la cobertura de algas y de otras plantas marinas. El reconocimiento biológico debe completarse con el muestreo y análisis de sedimentos superficiales y organismos acumuladores. Se debe caracterizar la situación previamente a la implantación del emisario.

BIBLIOGRAFÍA

- BELLAIR, J.T.; PARR-SMITH, G.A.; WALLIS, I.G.; 1977; "Significance of diurnal variations in fecal coliform die-off rates in the design of ocean outfalls"; J. Water Pollut. Control Fed.; Septiembre; 2022-2030.
- BISWAS, A.K.; et al.; (1976); "Systems approach to wastewater management"; McGraw-Hill, Inc.; Nueva York.
- BONNEFONT, J.L.; MARTIN, Y.P.; GUIENNET, B.; March. 1990; "Etude experimentale de la décroissance des bacteries fecales en milieu marin quantification, facteurs impliqués"; WATER RESEARCH; Vol.24.-Num.3.; 355-357.
- BRAVO, J.M.; VICENTE, DE, A.; 1991; "Bacterial die-off from sewage discharges through submarine outfalls"; Int. Spec. Conf. on Marine Disposal Systems. (Lisboa); 9-.
- CANALE, R.P.; et al.; (1976); "Modeling biochemical processes in aquatic ecosystems"; Ann Arbor Science, Michigan.
- CASTAGNINO, W. A.; (1977); "Polución del agua: modelos y control"; Organización Panamericana de la Salud (OMS); Ginebra.
- CLARK, J.; (1977); "Coastal ecosystems management"; John Wiley and Sons; Inc; Nueva York.
- CRANE, S.R.; MOORE, J.A.; 1986; "Modeling enteric bacterial die-off: a review"; Water, Air, and Soil Pollution, 27, 411-439, D. Reidel Publishing Company.
- GAMESON, A.L.H.; GOULD, D.J.; 1974; "Effects of solar radiation on the mortality of some terrestrial bacterial"; Int. Symp. on discharge of sewage. (Londres); Paper-22; 209-218.
- GARCIA-AGUDO, E.; LEOMAX, J.; 1986; "Experimental measurement of turbulent diffusion, initial dilution and T90"; Wat.Sci.Tech.; Vol.18.-Num.11; 131-140.
- GOULD, D.J.; MUNRO, D.; 1981; "Relevance of microbial mortality to outfall design"; COASTAL DISCHARGES; Thomas Telford Limited; Paper.6; 45-65.
- HARREMOES, P.; 1974; "In situ methods for determination of microbial disappearance in sea water"; Discharge of sewage from sea outfalls. Int. Symp. (Londres); Paper-19; 181-1989.
- HERNÁNDEZ, A.; (1990); "Saneamiento y alcantarillado"; Colección Señor; Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.
- ICE; (1981); "Coastal discharges"; Institute of civil engineers; Thomas Telford Limited; Londres.
- JAMES, A.; et al.; (1978); "Mathematical models in water pollution control"; John Wiley and Sons; Chichester.
- KRENKEL, P.A.; NOVOTNY, V.; (1980); "Water quality management"; Academic Press; Nueva York.
- MANCINI, J.L.; 1978; "Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions"; J. Water Pollut. Control Fed.; Noviembre; 2477-2484.
- MARIÑO, G.; et al.; (1983); "Curso sobre sistemas de eliminación de aguas residuales en localidades costeras"; Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Madrid.
- METCALF-EDDY; (1985); "Ingeniería sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales"; Editorial Labor; Barcelona; ISBN 84-335-6421-8.
- METCALF-EDDY; (1985); "Ingeniería sanitaria. Redes de alcantarillado y bombeo de aguas residuales"; Editorial Labor; Barcelona; 969 págs.; ISBN 84-335-6422-6.

MITCHELL,R.;CHAMBERLIN,C.; 1974; "Factors influencing the survival of enteric microorganisms in the sea: an overview"; Int. Symp. on discharges of sewage.(Londres); Paper-25; 237-248.

MORIÑIGO,M.;MUÑOZ,M.A.;et al.; 1991; "Presence of indicators and salmonella in natural waters affected by the outfall wastewater discharges"; Int. Spec. Conf. on Marine Disposal Systems. (Lisboa); 1-8.

MUJERIEGO, R.; (1994); "La reutilización planificada del agua: elemento básico de la gestión de los recursos hidráulicos"; publicada en "Recursos hidrogeológicos y recursos hidráulicos no convencionales"; Seminario de la Universidad Internacional Menéndez Pelayo de Santander; 30 de Agosto a 3 de Septiembre de 1993; MOPTMA, Dirección General de Obras Hidráulicas; ISBN 84-498-0044-7.

OCCHIPINTI, A.G.; 1991; "Bacterial disappearance experiments in Brazilian coastal waters"; Int. Spec. Conf. on Marine Disposal Systems.(Lisboa); 30-.

PAVONI, J.L.; et al.; (1977); "Handbook of water quality management planning"; Van Nostrand Reinhold.

PERES, J.M.; (1980); "La polución de aguas marinas"; Editorial Omega; Barcelona.

ROUVILLE, M.; QUETIN,B.; 1983; "Rejets en mer. Disparition des bactéries"; T.S.M.-L'EAU; Num.1-2.; 43-48.

RUIZ MATEO, A.; (1994); "Vertido al mar. Emisarios Submarinos"; del "XII Curso sobre Tratamiento de Aguas Residuales y Explotación de Estaciones Depuradoras"; Madrid, 14 al 25 de NOviembre de 1994; MOPTMA.

SUÁREZ,J.; IZQUIERDO, J.M.; SÁNCHEZ, C.; TEJERO, J.I.; "Bacterial disappearance after marine discharge of urban wastewater by sea outfalls"; "Bulletin", "Special Issue 28th Congress"; Sevilla 1994. Asociación permanente de los Congresos de Navegación. Nº 83/84; pags. 169-179.

VAN DAM, G.C.; 1974; "The Hague outfall"; Discharge of sewage from sea outfalls.Int.Symp.(Londres); Paper-39; 393-401.

VERBESTEL, J.; LEONARD-ETIENNE, R.F.; (1981); "Emisarios submarinos"; Leonard - Etienne, Madrid.

INGENIERÍA AMBIENTAL APLICADA AL AGUA: CURSO BÁSICO
AULA DE MEDIO AMBIENTE DE SUANCES
UNIVERSIDAD DE CANTABRIA
Suances, 20 al 24 de julio de 1997

DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS INTRODUCCIÓN LÍNEAS BÁSICAS DEL TRATAMIENTO

JOAQUÍN SUÁREZ LÓPEZ / IÑAKI TEJERO MONZÓN/ ALFREDO JÁCOME BURGOS

- 27.1.- OBJETIVOS.
- 27.2.- ESQUEMAS GENERALES DE DEPURACIÓN. LÍNEA CONVENCIONAL. OTROS.
 - 27.2.1.- Aguas residuales urbanas.(ARU)
 - 27.2.1.1.- Etapas de tratamiento para ARU de poblaciones medias o grandes.
 - 27.2.1.2.- Etapas de tratamiento para ARU de pequeñas poblaciones.
 - 27.2.2.- Aguas residuales industriales (ARI).
- 27.3.- POLÍTICA GENERAL DE DEPURACIÓN DE LA UNIÓN EUROPEA.
 - 27.3.1.- Ámbito de la Directiva.
 - 27.3.2.- Redes de alcantarillado.
 - 27.3.3.- Depuración de aguas residuales.
 - 27.3.4.- Plazos.
 - 27.3.5.- Incidencia en los Ayuntamientos.
- 27.4.- EL PLAN NACIONAL DE SANEAMIENTO Y DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES.
 - 27.4.1.- Diagnóstico de la situación actual.
 - 27.4.2.- Objetivos y principales líneas de actuación.
 - 27.4.3.- Medidas de fomento de la reducción progresiva de la carga contaminante.
 - 27.4.4.- El programa de infraestructuras de depuración y su financiación.

27.1.- OBJETIVOS

El objetivo de la depuración de aguas residuales (DAR) es **reducir la contaminación** de las mismas para hacer admisible bien su **vertido** al medio acuático natural - a ríos, mar, lagos, embalses, o al terreno - bien su **reutilización** para la agricultura, industria u otros fines. Cuando el destino es la reutilización se suele hablar de regeneración de aguas residuales.

Mediante modelos de capacidad de autodepuración del medio receptor y la revisión de las normas de calidad a cumplir o los objetivos a alcanzar se establece el grado de depuración necesario para cada tipo de contaminante. Este grado de depuración será el necesario para conseguir un nivel límite para cada tipo de contaminante (**método racional**).

Por otra parte existen políticas generales de depuración de aguas residuales (**tratamiento igualitario**), como es el caso de la Directiva Europea de DAR (91/271), que obliga a un tratamiento secundario a determinado tipo de poblaciones. Esta Directiva fue recogida en la reglamentación española a través del Plan Nacional de Saneamiento y Depuración, aprobado por el Consejo de Ministros el 17 de Febrero de 1995.

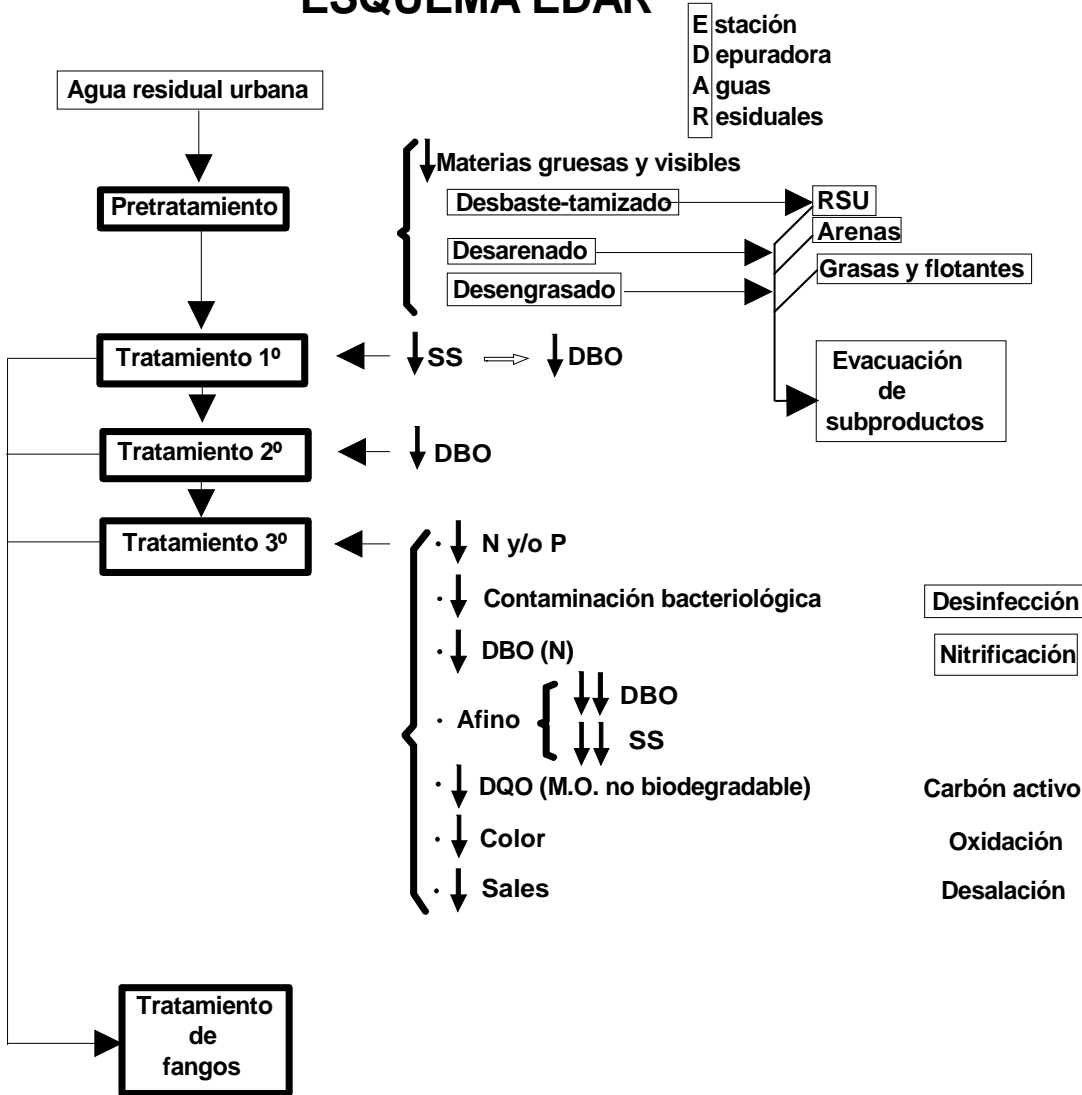
27.2.- ESQUEMAS GENERALES DE DEPURACIÓN. LÍNEA CONVENCIONAL. OTROS.

27.2.1.- AGUAS RESIDUALES URBANAS (ARU).

Existen aguas residuales de muy diversa procedencia. En los capítulos siguientes nos centraremos en las Aguas Residuales Urbanas (ARU), entendiendo por tales aquellas cuya componente principal son las aguas residuales domésticas. La incidencia de industrial debe ser baja.

La Depuración de Aguas Residuales Urbanas (DARU) es un proceso secuencial similar al de cualquier industria. Existe una materia prima (AR), un producto (el agua tratada) y unos subproductos (fangos, residuos, arenas, etc.). Conforme se avanza en la línea se van consiguiendo unos objetivos parciales de depuración. Las etapas de esta línea de depuración varían de forma bastante importante en función del tamaño de la población. Es habitual dividir a las poblaciones en medianas o grandes y en pequeñas.

ESQUEMA EDAR



Esquema de una EDAR

27.2.1.1.- Etapas de tratamiento para ARU de poblaciones medias o grandes.

En una EDAR se diferencian dos líneas de tratamiento: la línea de agua y la línea de fangos. La línea de agua se suele compartimentar en etapas de tratamiento en los que los objetivos son claramente diferentes. El buen o mal funcionamiento de cada etapa influye de forma determinante en el rendimiento de las siguientes. En una **LÍNEA DE AGUA** convencional de tratamiento de ARU aparecen las siguientes etapas:

- a) Pretratamientos.
 - b) Tratamiento primario.
 - c) Tratamiento secundario.
 - d) Tratamiento terciario.
- **PRETRATAMIENTO:** Su objetivo básico es eliminar todas las materias gruesas y/o visibles que lleva el AR. El vertido de estas materias al medio receptor produce un impacto fundamentalmente estético. Si pasan a etapas posteriores de la línea de depuración se generan problemas y un deficiente funcionamiento de los procesos.

Se trata de eliminar:

- a) **Residuos sólidos** o basura que nos podemos encontrar en un colector. Se evitan problemas que este material grueso podría provocar en otros tratamientos posteriores (atascamientos fundamentalmente).
- b) **Partículas discretas sedimentables o arenas**, perjudiciales para los posteriores procesos de eliminación de contaminación (M.O., DBO, SS, etc.). Las arenas producen abrasión sobre los mecanismos. Sedimentarán en los canales u otros lugares perjudicando el flujo.
- c) **Grasas, flotantes y espumas**, que pueden en un momento dado acceder a la superficie y adherirse a los objetos. Dificultan la reaeración de la masa de agua, fundamental en los procesos biológicos aerobios.

Las operaciones que comprende generalmente son: desbaste, desarenado y desengrasado, aunque en algunos casos también se pueden incluir preaireación, tamizado, predecantación, etc.

- **TRATAMIENTO PRIMARIO:** Persigue la reducción de **SS**. Se reducirá la **turbidez** y **DBO₅** debido a que parte de los SS son M.O. Se eliminará también algo de **contaminación bacteriológica** (Coliformes, *Streptococos*, etc.). De los **SS** se tratarán de eliminar específicamente los sedimentables.

Dentro de este proceso unitario se puede incluir la decantación primaria, flotación y los procesos físico-químicos, permitiendo éstos últimos un incremento en la reducción de los SS y la DBO₅.

- **TRATAMIENTO SECUNDARIO:** Su objetivo básico consiste en reducir la **M.O. disuelta**. El tratamiento básico es **biológico**. Se trata de eliminar tanto la **materia orgánica coloidal** como la que está en forma **disuelta**.

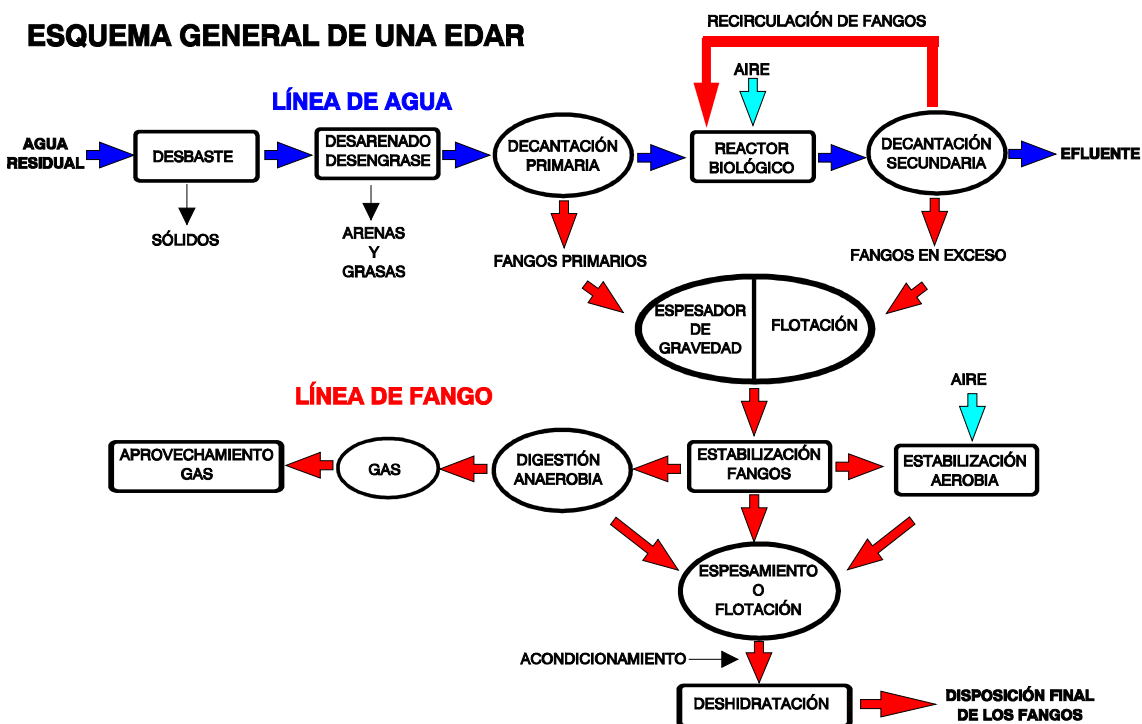
Se consigue una coagulación y floculación de la materia **coloidal** orgánica por medio de biomasa. El proceso se va a basar en el consumo de la materia orgánica por organismos adecuados. En esta etapa se van a conseguir importantes rendimientos en eliminación de **DBO**.

Entre los procesos de tipo biológico cabe distinguir:

- Fangos activos.
- Lechos bacterianos / filtros biológicos sumergidos.
- Biodiscos.
- Estanques de estabilización.
- Lagunas aireadas.
- Etc.

Después de esta operación, el efluente pasará por una etapa de clarificación para eliminar los flóculos biológicos que se ha producido (fangos en exceso).

Hasta aquí llega el tratamiento convencional tradicional aunque también abarca parte de la siguiente etapa.



- **TRATAMIENTO TERCIARIO:** Los objetivos pueden ser múltiples en esta etapa, con un proceso específico para cada uno.

Se pueden buscar los siguientes fines:

- Reducción de contaminación bacteriológica** (microorganismos fecales y gérmenes patógenos) para lo cual se procede a la **desinfección** del efluente. Hasta hoy en día la técnica habitual es la adición de cloro (Cl). Este proceso culmina el tratamiento convencional.

b) Reducir la demanda de oxígeno al nitrificar el N amoniacal en el medio receptor. La DBO carbonosa disuelta ya ha quedado eliminada en el proceso biológico convencional. La eliminación de la materia orgánica nitrogenada se realiza mediante la **nitrificación**. Se producirán **nitratos**. Los nitratos que se consiguen hay que pasarlos a **N gaseoso** para extraerlo en esta forma del seno del agua.

c) Insolubilizar el P para que precipite.

Si queremos reducir aún más parámetros básicos de contaminación, como la DBO o los SS, con lo que ya casi conseguiríamos agua reutilizable, debemos acudir a procesos de **afino**, Coagulación-Floculación-Decantación (C-F-D) y Filtración, típicos de una estación de tratamiento de aguas potables (ETAP).

Cierta M.O. refractaria y disuelta se consigue eliminar mediante procesos de **adsorción** (carbón activo), el color se puede eliminar mediante **oxidación** y las sales se pueden reducir con procesos de **desalación** (intercambio iónico, ósmosis inversa).

Se emplea, por tanto, cuando se han definido objetivos en los cauces receptores que exigen una excelente calidad del agua, para evitar problemas de eutrofización o simplemente hacer frente a cargas excepcionales tanto en lo que se refiere a su cantidad (vertidos estacionales) como a su tipología (vertidos industriales). Actualmente es habitual realizar tratamientos terciarios con el objetivo final de reutilizar el agua.

Conviene advertir, por tanto, que aunque se sigue utilizando el concepto de tratamiento terciario ya que se concebía como una etapa posterior al secundario, actualmente no tiene sentido ya que a veces se trata de procesos previos al secundario y otras son simplemente modificaciones del propio proceso biológico, por lo que quizá tendría más sentido hablar de tratamientos complementarios ó avanzados.

Con estos procesos se consiguen obtener calidades que pueden permitir el uso del agua para consumo humano.

En todos los procesos se están produciendo residuos y fangos (primarios, secundarios, etc.). A diferencia de los procesos de tratamiento de potables, los fangos de una EDAR tienen una alta componente orgánica. Si no se tratan de forma adecuada pueden provocar olores y putrefacción. También pueden generar problemas sanitarios por las cargas de microorganismos que poseen. Es necesario someterlos a un tratamiento adecuado antes de su disposición final.

Tras los procesos de la línea de agua anterior conseguimos un subproducto a evacuar, el fango. El fango es agua con una contaminación en SS muy elevada. Los problemas fundamentales que originan atendiendo a sus disposición final, son numerosos, destacándose:

- Necesidad de una cierta extensión de terreno, a veces inexistente.

- Transporte de grandes cantidades de materias a zonas a veces alejadas.
- Impacto ambiental negativo (olores, insectos, lixiviados contaminantes, contaminación atmosférica,...).

En una instalación de tratamiento de aguas residuales urbanas se pueden distinguir dos tipos de fangos, los llamados primarios, que son los sólidos sedimentados y evacuados en la decantación primaria y los fangos en exceso o biológicos, que son los producidos en el propio proceso biológico de tratamiento y que son evacuados del sistema en el decantador secundario.

La línea de tratamiento de fangos tiene que incluir esencialmente las siguientes fases:

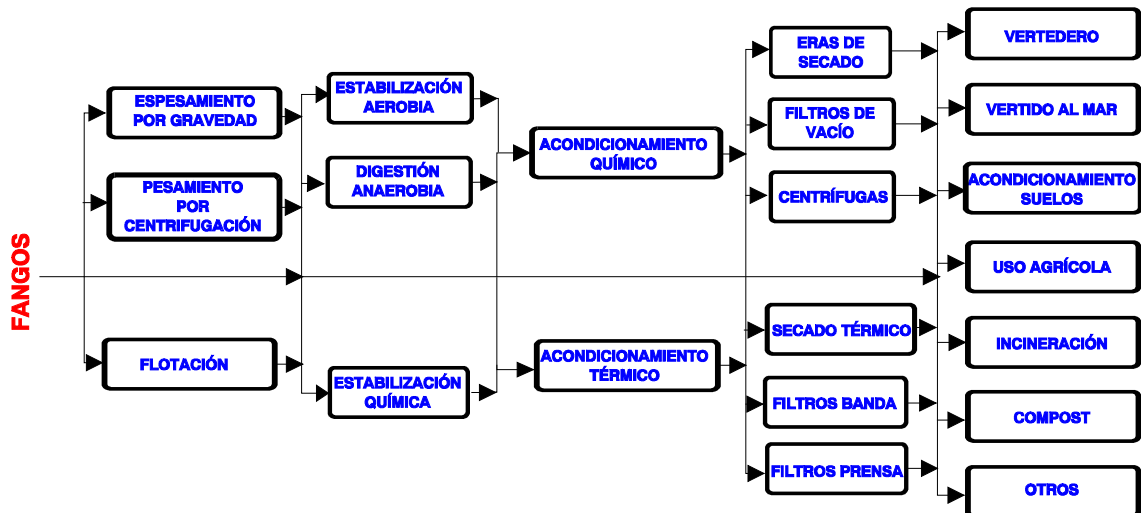
- Reducción de volumen para evitar el manejo de grandes cantidades de fango.
- Estabilización de los mismos para evitar problemas de fermentación y otros riesgos.
- Consecución de una textura adecuada para que resulte manejable y fácilmente transportable.

Todas estas fases de tratamiento y eliminación de los fangos implican una serie de etapas, como son:

- **ESPESAMIENTO:** Consigue un incremento de la concentración de los fangos por eliminación del agua, reduciéndose el volumen de los mismos y mejorando el rendimiento de los procesos posteriores. Los métodos de espesamiento más conocidos son el de gravedad y la flotación, siendo este último más apropiado para los fangos de procedencia biológica.
- **ESTABILIZACIÓN:** La estabilización consiste en la eliminación o destrucción acelerada y controlada de una parte o de la totalidad de la materia orgánica, y sobre todo de aquella materia de evolución rápida, que de lo contrario, de forma natural y bajo la incidencia de microorganismos tanto aerobios como anaerobios, conducirán a la emisión de olores desagradables, mientras que el resto de las materias orgánicas, más complejas y estables, constituyen un humus, cuya descomposición es mucho más lenta y sin efecto detectable: Los procedimientos más usuales de estabilización son: digestión anaerobia y aerobia; la estabilización química, otros (tratamiento térmico, pasteurización, esterilización por secado térmico, compostaje, etc.).
- **ACONDICIONAMIENTO:** Es una fase previa preparatoria para una mayor eficacia de la fase posterior. En efecto, con el acondicionamiento se consigue una mejora en la deshidratación o espesamiento y, por tanto, se facilita la eliminación del agua.
- **DESHIDRATACIÓN:** Este proceso está encaminado a eliminar agua del fango para convertirlo en un sólido fácilmente transportable y manejable. De entre todos los posibles sistemas de deshidratación, los más importantes son: filtración por vacío, filtración a presión, filtración a banda, centrifugación y lechos o eras de secado.
- **EVACUACIÓN FINAL:** Se debe tener en cuenta tanto los condicionantes de tipo técnico-económico como el impacto ambiental. Como alternativas a la disposición final pueden considerarse:

- Descarga en vertedero controlado.
- Vertido al mar mediante barco o emisario (limitado por la Directiva, y reduciéndose a partir de 1998).
- Uso agrícola.
- Incineración.

DIAGRAMA DE FLUJO GENERAL DEL TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE FANGOS



27.2.1.2.- Etapas de tratamiento para ARU de pequeñas poblaciones.

En general las líneas de tratamiento son más sencillas. Se pueden adoptar diferentes alternativas:

- a) **Depuración convencional.**
- b) **Pequeña depuración:** Para pequeñas comunidades o núcleos, incluso el saneamiento individual edificios o viviendas aisladas. Suele tratarse de un saneamiento "in situ".
- c) **De bajo coste (de explotación):** Tecnologías blandas o de bajo nivel tecnológico. No se va a líneas clásicas. Se recurre a tratamientos biológicos pero con líneas diferentes a la clásica (lagunajes, lechos de turba, biocilindros, biodiscos, humedales, filtros verdes, aplicación al terreno, etc).

27.2.2.- AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES.

La gran variedad de aguas residuales industriales determina que se deban implantar tratamientos especializados a cada tipo. Será preciso determinar el tipo de contaminantes, que en este tipo de aguas es muy variado. De los tratamientos comentados anteriormente algunos pueden ser adecuados. En general se trata de

tratamientos más intensos. En el caso de contaminantes tóxicos, por ejemplo metales pesados, convienen los procesos de oxidación - reducción o precipitación; con M.O. se aplican procesos tales como la oxidación, adsorción o volatilización. A veces es preciso un tratamiento previo de las ARI a los citados anteriormente (por ejemplo, los biológicos).

27.3.- POLÍTICA GENERAL DE DEPURACIÓN DE LA UNIÓN EUROPEA.

La Directiva 91/271/CEE sobre tratamiento de aguas residuales urbanas se enmarca dentro de las medidas tomadas tanto a nivel nacional como a nivel europeo para la protección ambiental, en especial para la protección del medio acuático. Frente a otras Directivas, normas y reglamentos, que pretenden proteger la salud del consumidor (por ejemplo el Reglamento Técnico Sanitario para aguas potables) y la calidad de las aguas naturales a través del planteamiento de objetivos de calidad (aguas salmónícolas y ciprinícolas, aguas de baño, aguas de cría de moluscos, aguas susceptibles de ser captadas para abastecimiento público, etc.), la presente Directiva impone límites a los vertidos de aguas residuales urbanas y obliga a la construcción de las infraestructuras necesarias (colectores, sistemas de control y tratamiento de reboses, SCTR, y depuradoras) que permitan cumplir dichos límites.

La presente Directiva tiene en cuenta las diferencias que puedan existir entre distintos vertidos de aguas residuales urbanas. Así, tiene en cuenta el tamaño de la población, la diseminación de la edificación, la posible componente industrial de las aguas residuales urbanas, el diferente medio acuático al que se vierte, etc. Considerando estos extremos, establece diferentes niveles de tratamiento para cada situación. Esto lo hace bien exigiendo un cierto rendimiento a las instalaciones de depuración o bien un límite máximo a la contaminación del efluente de dichas instalaciones. Para que estas exigencias no queden en el aire obliga al muestreo y análisis de vertidos, con el fin de poder demostrar el cumplimiento de la Directiva. Por otra parte, establece un calendario de actuaciones, con plazos máximos tanto para la ejecución de las infraestructuras como para la realización de las acciones administrativas, normas, autorizaciones, etc.

Todos los ayuntamientos españoles, sin excepción, están sometidos a la presente Directiva. Esto les puede obligar a: la previsión de superficies para la construcción de estaciones depuradoras; la ejecución de obras de saneamiento nuevas o de ampliación de las ya existentes; la posible modificación de las actuales infraestructuras y, por supuesto, a la explotación y mantenimiento de las depuradoras y colectores.

27.3.1.- Ámbito de la Directiva.

Aunque la Directiva se denomina de tratamiento de aguas residuales urbanas, también completa la recogida de las mismas. Dentro de las aguas residuales urbanas, la Directiva contempla de una u otra manera las aguas residuales domésticas, comerciales, industriales, de infiltración y pluviales. Mención especial le merecen las aguas residuales industriales. Así, para las que se vierten a las redes urbanas de alcantarillado, establece los objetivos de su tratamiento previo a la incorporación a las mismas. También contempla las aguas residuales industriales que no vierten a las redes urbanas de alcantarillado, pero cuyas características pueden ser muy similares a las aguas residuales urbanas, es decir, las que se podrían denominar aguas residuales industriales biodegradables. Define los sectores industriales que producen este tipo de aguas y establece los procedimientos generales que permitirán establecer

tratamientos exigibles y límites a su vertido. Un concepto básico importante es que la Directiva no contempla al Ayuntamiento o Municipio con unidad de actuación sino a lo que denomina como aglomeración urbana. Así, un Ayuntamiento puede poseer varias aglomeraciones urbanas, o bien por el contrario estar inmerso junto con otros en una gran aglomeración urbana. El tamaño de éstas se mide en habitantes equivalentes, es decir, en equivalentes de lo que contamina un habitante en cuanto materia orgánica. Frente al agua residual urbana que entra en una depuradora, la Directiva contempla los dos principales flujos que salen de la misma, es decir, el agua tratada y los fangos o lodos producidos (subproducto de la depuración).

AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES TRATAMIENTO PREVIO AL VERTIDO A RED DE ALCANTARILLADO

OBJETIVOS

- 1.- Proteger la salud personal saneamiento.
- 2.- No deteriorar instalaciones (red y EDAR).
- 3.- No obstaculizar funcionamiento instalaciones (agua y fango).
- 4.- No efectos nocivos sobre el ambiente del vertido de la EDAR.
- 5.- Cumplir objetivos calidad medio receptor.
- 6.- Evacuación fangos EDAR segura y aceptable ambientalmente.

AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES BIODEGRADABLES

SECTORES INDUSTRIALES

- 1.- Industrialización leche.
- 2.- Productos elaborados sector hortofrutícola.
- 3.- Elaboración y embotellado bebidas sin alcohol.
- 4.- Industrialización patata.
- 5.- Industria cárnica.
- 6.- Industria cervecera.
- 7.- Producción alcohol y bebidas alcohólicas.
- 8.- Fabricación piensos de productos vegetales.
- 9.- Fabricación gelatina y cola de cuero, piel y huesos.
- 10.- Almacenes de malta.
- 11.- Industrialización pescado.

CONCEPTOS BÁSICOS

AGLOMERACIÓN URBANA

- Zona cuya población y/o actividades económicas presentan concentración suficiente para la recogida y conducción de las aguas residuales urbanas a una instalación de tratamiento de dichas aguas o a un punto de vertido final.

HABITANTE - EQUIVALENTE (h-e):

- Carga orgánica biodegradable de 60 g DBO5/d.

POBLACIÓN EQUIVALENTE (de un vertido):

- Valor máximo anual de la carga semanal media del vertido, expresada en habitantes-equivalentes (h-e), sin tener en cuenta situaciones excepcionales (p.e: lluvias excepcionales).

La Directiva divide las aguas naturales en 3 clases: aguas dulces, estuarios, y aguas costeras; pero de cara al mayor o menor impacto ambiental del vertido clasifica los medios acuáticos en 3 grupos: zonas sensibles, zonas menos sensibles y zonas no catalogadas, que se podrían denominar zonas normales.

ZONAS Y MEDIOS ACUÁTICOS SEGÚN LA DIRECTIVA

TIPOS MEDIOS ACUÁTICOS:

- Aguas dulces.
- Estuarios.
- Aguas costeras.

ZONIFICACIÓN MEDIOS ACUÁTICOS:

- Zonas sensibles.
- Zonas menos sensibles.
- Zonas normales (zona no catalogada entre las anteriores).

ZONAS SITUACIÓN DEPURADORAS:

- Regiones alta montaña (>1500M).
- Resto zonas.

Se definen parcialmente como zonas sensibles aquellas aguas que tienen peligro de eutrofización. También se engloban dentro de esta categoría otros dos casos como son las aguas naturales susceptibles de ser captadas para abastecimiento público que tienen peligro de aumento de la concentración de nitratos, y aquellas aguas naturales que hacen necesarios tratar los vertidos de aguas residuales urbanas por encima del tratamiento secundario debido a exigencias de objetivos de calidad de otras Directivas europeas. En resumen, se puede decir que el término zona sensible no es aplicable a un medio acuático en sí mismo, sino en relación a la presión de vertidos contaminantes que soporta y a los objetivos de calidad que tenga impuestos.

Se definen como zonas menos sensibles aquellas aguas naturales con una gran capacidad de la asimilación o autodepuración de los vertidos. Esto implicaría que con poco tratamiento de las aguas residuales se podrían cumplir objetivos de calidad del medio.

CRITERIOS DETERMINACIÓN ZONAS SENSIBLES

ZONAS SENSIBLES

- Medio acuático eutrófico (o con peligro de llegar a serlo si no se protege).
- Zonas de baja renovación del agua.

AGUAS DULCES NITRIFICANTES DESTINADAS A POTABLES:

- Aguas dulces de superficie destinadas a agua potable que puedan llegar a alcanzar altas concentraciones de nitratos por encima de los límites de la Directiva de aguas naturales (A1, A2, A3) si no se protegen.

MEDIO ACUÁTICO QUE EXIGE TRATAMIENTO SUPERIOR DE VERTIDOS:

- Medio acuático donde es necesario tratar los vertidos de aguas residuales con tratamiento superior al secundario para cumplir el resto de Directivas.

CRITERIOS DE DETERMINACIÓN DE ZONAS MENOS SENSIBLES

ZONAS MENOS SENSIBLES:

- Medio acuático marino con gran capacidad de asimilación de vertidos.
- Medio acuático marino en el que el vertido de aguas residuales no produce efectos negativos en él ni en zonas adyacentes.
- Zonas de alta renovación del agua improbable eutrofización o agotamiento de oxígeno.

γ

La Directiva también contempla otras zonas en cuanto a la ubicación de las depuradoras. Considera especiales las regiones de alta montaña (altitud superior a 1.500 metros) debido al posible mal funcionamiento de los procesos biológicos que se puede dar en estas situaciones como consecuencia de las bajas temperaturas.

Por último, y para garantizar el buen funcionamiento de las instalaciones y el cumplimiento de los límites de vertido, establece e impone la vigilancia de los mismos mediante muestreos y análisis.

Resumiendo lo expuesto, la Directiva se extiende a los elementos apuntados en el cuadro adjunto.

27.3.2.- Redes de alcantarillado.

La Directiva considera a las redes de alcantarillado (o sistemas colectores) no como un elemento aislado sino como parte de un sistema de saneamiento que necesariamente debe acabar en un tratamiento de aguas residuales.

Considera que la red de alcantarillado debe ser estanca para prevenir que pudieran contaminar las aguas subterráneas (y que a la vez se eviten grandes caudales de infiltración circulantes por el interior de la red de alcantarillado) y que los aliviaderos de

las redes deben restringir la contaminación de las aguas receptoras en los momentos de tormenta. Esto último implicará la consideración de los nuevos sistemas de control y tratamiento de los reboses (S.C.T.R.).

Considera viable la implantación de sistemas individuales de saneamiento *in situ* bajo ciertas circunstancias (costo excesivo de los sistemas convencionales, no ventajas ambientales de los mismos, etc.) que corresponderán, en general, a situaciones de baja densidad de población o edificación diseminada.

AMBITO DE LA DIRECTIVA

- 1.- Redes de alcantarillado urbanas.
- 2.- Estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas.
- 3.- Evacuación de fangos de depuradoras.
- 4.- Zonificación del medio acuático natural (zonas sensibles).
- 5.- Vigilancia vertidos depuradoras (muestreo y análisis).
- 6.- Vertido de aguas residuales industriales a red urbana.
- 7.- Vertido directo de aguas residuales industriales biodegradables.
- 8.- Normas reglamentos y autorizaciones de vertidos.

También se puede incluir en este apartado a los sistemas de evacuación de vertidos o de reincorporación de los efluentes tratados al medio acuático natural. La Directiva destaca la necesidad de diseñarlas de tal forma que minimicen los efectos del vertido en las aguas receptoras.

27.3.3.- Depuración de aguas residuales.

La Directiva establece la obligación de depurar todos los vertidos de aguas residuales cualquiera que sea el tamaño de la aglomeración urbana que lo produce y el lugar al que se vierta. En este sentido, se trata de una legislación con objetivos igualitarios y homogeneizadores en cuanto al tratamiento de los vertidos urbanos. Para ello, implanta como tratamiento general, el tratamiento secundario o biológico de las aguas residuales urbanas. Ahora bien, permite ciertas modificaciones a ese criterio general. Así, admite tratamientos de menor nivel u obliga a tratamientos de mayor alcance al tener en cuenta el medio acuático al que se vierte (en zonas sensibles tratamiento terciario, en zonas menos sensibles tratamiento primario); la importancia del vertido, expresada en población equivalente que vierte (permite tratamientos más simples para las poblaciones más pequeñas); y las características del vertido en relación a las aguas naturales receptoras (posible necesidad de tratamientos más exigentes que los indicados en la Directiva). En resumen, los tipos de tratamientos contemplados por la Directiva son: tratamiento adecuado, primario, secundario, terciario, y más exigente.

La Directiva impone los límites que deben cumplir los tratamientos primarios, secundarios y terciarios en cuanto a su funcionamiento y dejando abierto para cada caso la definición de los tratamiento adecuados y tratamientos más exigentes.

TIPOS DE TRATAMIENTO SEGÚN LA DIRECTIVA:

T.A.- TRATAMIENTO ADECUADO:

Proceso Tratamiento y/o Sistema Eliminación tal que se cumplen:

- Objetivos calidad aguas receptoras.
- Directivas europeas.

T.1º.- TRATAMIENTO PRIMARIO:

Proceso tratamiento Físico y/o Químico que cumple requisitos (DBO₅ y SS).

T.2º.- TRATAMIENTO SECUNDARIO:

Tratamiento con proceso biológico (en general) que cumple los requisitos (DBO₅, DQO y SS). Estos dependen del tipo de zona (alta montaña).

T.3º.- TRATAMIENTO TERCIARIO:

Tratamiento con procesos para eliminación de nutrientes que cumple requisitos (N y/o P). Estos dependen del tamaño de la población.

T.M.E.- TRATAMIENTO MÁS EXIGENTE:

Tratamiento superior a T.1º ó T.2º (con requisitos más rigurosos) necesario para cumplir otra Directiva.

REQUISITOS DE LOS TRATAMIENTOS.

TIPO DE TRATAMIENTO	DBO ₅ (a)	DQO (a)	SS (a)
T.1º	> 20 %		> 50 %
T.2º (-)	> 40 %		> 70 % < 60 mg/l
T.2º	> 70-90 % < 25 mg/l	> 75 % < 125 mg/l	> 90 % < 35 mg/l
		N (total) (b)	P (total) (b)
T.3º	10.000-100.000 h-e	> 70-80 % < 15 mg/l	> 80 % < 2 mg/l
	> 100.000 h-e	> 70-80 % < 10 mg/l	> 80 % < 1 mg/l

(a) Límites para valores medios diarios de la carga. (1) Optativo.

(b) Límites para valor medio anual de la carga./ Cumplir % ó mg/l.

Para los tratamientos primarios y secundarios considera los parámetros DBO₅, DQO, SS, y exige bien un rendimiento mínimo bien una concentración máxima en el efluente. El valor de referencia corresponde al valor medio diario de la carga del vertido. El límite impuesto no es un valor absoluto sino que se define estadísticamente con una obligación de cumplimiento del 90-95% de las muestras, variable según el número de muestras tomadas al año. Además, a las muestras que incumplen se les limita la cuantía del incumplimiento (menor que 2,5 veces el valor límite habitual). de las situaciones de incumplimiento se excluyen las situaciones inusuales, como por ejemplo, las producidas por lluvias intensas. Es decir, la depuradora debe obtener

rendimientos suficientes en condiciones climáticas normales así como en las situaciones habituales (variaciones estacionales de carga, etc.).

En el caso del tratamiento terciario los parámetros considerados son nitrógeno y/o fósforo. Igual que en el caso anterior se imponen límites bien al rendimiento de depuración bien a la concentración máxima del efluente. En este caso, los valores de referencia corresponde a las medias anuales (cuestión lógica si se tiene en cuenta la escala de la eutrofización). Para grandes vertidos y en el caso del nitrógeno se permite sustituir la limitación impuesta por el valor medio diario (<20 mg/l de nitrógeno). La Directiva permite incumplir estos límites a vertidos individuales siempre y cuando el conjunto de una cuenca vertiente obtenga rendimientos globales superiores al 75% de eliminación tanto como de fósforo.

**TRATAMIENTO MÍNIMO EXIGIDO
VERTIDO A AGUAS COSTERAS.
TRATAMIENTO MÍNIMO EXIGIDO.**

Tamaño de aglomeración	Zona menos sensible	Zona normal	Zona sensible
0-10.000 h-e.	T.A.	T.A.	T.A.
10.000-150.000 h-e.	T.1º	T.2º	T.3º
> 150.000 h-e.	T.2º (ó T.1º)	T.2º	T.3º

**VERTIDO A AGUAS DULCES Y ESTUARIOS.
TRATAMIENTO MÍNIMO EXIGIDO.**

Tamaño de aglomeración	Zona menos sensible	Zona normal		Zona sensible
	Estuarios	Aguas dulces y estuarios	Alta montaña	Aguas dulces y estuarios
0-2.000 h-e.	T.A.	T.A.	T.A.	T.A.
2.000-10.000 h-e.	T.1º	T.2º	T.2º *	T.2º
➤ 10.000 h-e. ➤	T.2º	T.2º	T.2º *	T.3º

El grado de tratamiento exigido por la Directiva a los vertidos de aguas residuales urbanas depende del tipo de medio acuático al que se vierte, de la zona en la que está instalada la depuradora de aguas residuales y del tamaño de la aglomeración urbana que genera el vertido. Así, el tratamiento exigido a los vertidos en aguas costeras es en general menos riguroso que el requerido a los vertidos de aguas dulces y estuarios. A su vez el tratamiento exigido en zonas sensibles es más riguroso que el demandado en zona normal, y éste a su vez de mayor nivel que el requerido para el caso de las zonas menos sensibles. Como ya se ha dicho, en zonas de alta montaña se permite rebajar en cierta medida los límites impuestos al funcionamiento de las estaciones depuradoras. Por otra parte, el tratamiento impuesto a las grandes aglomeraciones urbanas es más exigente que el correspondiente a las medidas, y éste más exigente que el de las pequeñas aglomeraciones. Así, se establecen límites

cuantitativos, medibles, para la contaminación de vertidos de aguas residuales urbanas procedentes de poblaciones costeras superiores a 10.000 habitantes y poblaciones continentales superiores a 2.000 habitantes, mientras que en caso contrario el tratamiento no queda caracterizado de forma cuantitativa.

27.3.4.- Plazos.

Con e fin de marcar un ritmo a la ejecución y desarrollo de las acciones planteadas por la Directivas y poder hacer un seguimiento de su aplicación, ésta ha implantado unos plazos límites para las principales acciones y actividades a desarrollar. Este calendario de actuaciones persigue obtener en el menor plazo posible la mayor mejora de la calidad del agua. Así para el año 1998 obliga a la realización de las infraestructuras sanitarias en las zonas sensibles, mientras que para el resto establece al año 2.000 como límite para la realización de la mediana y gran depuración (en poblaciones superiores a 15.000 habitantes) y el año 2.005 para las pequeñas aglomeraciones. Además, también programa las acciones legislativas y administrativas, las autorizaciones de vertido directo de aguas residuales industriales, etc. Es de destacar que el plazo límite improrrogable para todas las acciones obligadas por esta directiva es el año 2.005.

PLAZOS MARCADOS POR LA DIRECTIVA

30-VI-1993:

Incorporación Legal Directiva.

31-XII-1993:

Determinación de Zonas Sensibles.

Determinación de Zonas Menos Sensibles.

Autorizaciones de vertido ARIB a RED ó EDAR.

Requisitos vertido directo ARIB.

Programa Nacional para aplicación de la Directiva.

31-XII-1998:

Red de alcantarillado. P> 10.000 h-e. Zonas sensibles.

Depuradoras (T 3º). P>10.000 h-e. Zonas sensibles.

Normas Evacuación de fangos de depuradoras.

Supresión del vertido de fangos a aguas de superficie.

31-XII-2000:

Red de alcantarillado. P>15.000 h-e.

Depuradoras. P> 15.000 h-e.

Autorización vertido directo ARIB. P>4.000 h-e.

31-XII-205:

Red alcantarillado. P> 2000 h-e.

Depuradoras. P> 0 h-e.

Plazo máximo final.

27.3.5.- Incidencia en los Ayuntamientos.

De forma amplia y general, las acciones técnicas que un Ayuntamiento puede tomar de cara a la repercusión de la Directiva pueden ser las siguientes:

- Inventario de la propia red de alcantarillado.

- Proyecto y construcción de los elementos de la red que complementen y consoliden el alcantarillado.
- Estudio de fugas e infiltraciones en la red.
- Estudio de reboses de la red en cantidad y especialmente en contaminación.
- Estudio del impacto de los reboses de la red sobre los cauces receptores.
- Mejora y modificación de la red (impermeabilización y estanqueidad).
- Implantación de sistemas de control y tratamiento de reboses.
- Inventario de los vertidos a la red de alcantarillado, especialmente los industriales.
- Estudio y caracterización de los vertidos de aguas residuales a la red.
- Inventario de vertidos de aguas residuales industriales biodegradables en el término municipal (de cara al posible tratamiento conjunto con las aguas residuales urbanas).
- Estudio y caracterización de los vertidos de aguas residuales urbanas.
- Comprobación de dotaciones, cargas y contaminantes.
- Estudio de tratabilidad de los vertidos en aguas residuales urbanas.
- Proyecto y construcción de la estación depuradora de aguas residuales urbanas.
- Proyecto y construcción del sistema de reincorporación del efluente tratado al medio acuático natural (emisarios).
- Plan optimizado de explotación y mantenimiento de las depuradoras.
- Inventario de los potenciales usuarios de agua en la comarca 8 de cara a la reutilizadores y aprovechamiento del efluente tratado).
- Inventario de las actividades agrícolas, forestales y de jardinería (potenciales utilizadores de los fangos producidos).
- Estudio de la incidencia de la incorporación de los fangos en los sistemas de tratamiento de evacuación de los residuos sólidos urbanos.

Por otra parte, no hay que olvidar la posibilidad de agregar vertidos de distintas aglomeraciones urbanas de cara a su tratamiento conjunto, frente a la depuración individual de las diferentes aglomeraciones. En este sentido hay que tener en cuenta cómo influye el factor escala en distintos aspectos, como son la superficie de implantación de la depuradora, el costo de primera instalación, y el de explotación y manteniendo. En los tres casos, al aumentar el tamaño de la población servida por una estación depuración se obtiene una economía de escala, es decir, menor superficie necesaria por habitante, menor costo de construcción por habitante y menor costo de explotación y mantenimiento por metro cúbico tratado. Frente a esto, la selección adecuada de los distintos tipos de tratamiento a implantar para cada caso, especialmente en la explotación. En este mismo sentido hay que destacar el hecho de que la agrupación de vertidos puede hacer que el vertido global se apliquen requisitos más exigentes que a cada vertido individual. El concepto de la capacidad asimilativa de vertidos del territorio puede ser importante en este caso y de las misma manera el concepto del uso múltiple del agua en una cuenca.

Más allá de las aportaciones económicas de otros organismos (Comunidades Autónomas, Ministerios, comunidad Económica) los Ayuntamientos cuentan con las tarifas para hacer frente a los costos de inversión y de explotación de estas infraestructuras. Esto implica que la tarifa debe ser real. Así, el costo del metro cúbico de agua que paga un ciudadano debe equipararse entre distintos municipios españoles y con respecto a otras ciudades europeas. No obstante, hay que destacar que hoy en día y con tarifas reales, el ciudadano de un municipio que la incumple; se está permitiendo beneficiarse o bonificando a los ciudadano incumplidores. Parece lógico que sin más demoras el ciudadano pague por el metro cúbico de agua lo que debiera pagar si tuviera construidas, explotadas y mantenidas todas las infraestructuras necesarias tanto de red de alcantarillado como de depuración. Estos ingresos no gastados permitirían el estudio, planificación, diseño, construcción y financiación de las instalaciones. Esta idea es próxima a la filosofía del canon de vertido. Hay que decir que los estudios sosegados y profundos en la etapa de planificación y diseño pueden permitir optimizar las inversiones; seleccionar las soluciones más adecuadas u óptimas; y, en definitiva, minimizar los costos globales del sistema, incluidos los de explotación y mantenimiento. El problema en la situación actual reside en que los plazos ya nos los han impuesto, los conocemos desde hace

años, son muy limitados y en muchos casos todavía no nos hemos empezado a mover para planificar las soluciones, diseñarlas, buscar financiación, etc.

En el tiempo que nos queda hay que realizar un buen plan de estudios y obras para poder cumplir impuestos, pero no con cualquier solución sino con soluciones óptimas.

27.4.- EL PLAN NACIONAL DE SANEAMIENTO Y DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES.

El Consejo de Ministros aprobó el 17 de Febrero de 1995 el Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales. En él se fijan las directrices y escenarios de financiación del Plan durante el periodo de 1995 a 2005. El objetivo básico del Plan es garantizar la calidad de la depuración y del vertido de las aguas residuales urbanas, acordes con el criterio fijado por la Directiva 91/271/CEE. Se considera una pieza fundamental en la política de gestión del dominio público hidráulico.

El documento del Plan que aparece en el BOE nº 113 de 12 de mayo de 1996 está estructurado en cinco partes: introducción, diagnóstico de la situación actual; objetivos y principales líneas de actuación, medidas de fomento de la reducción progresiva de la carga contaminante y el programa de infraestructuras de depuración y su financiación.

A continuación se pasa a hacer una pequeña síntesis de los cuatro últimos apartados.

27.4.1.- Diagnóstico de la situación actual.

En España en 1995 existían más de 3000 depuradoras de aguas residuales en servicio y alrededor de 200 en construcción, que suponían una dotación teórica del 60% de la población de derecho. Si se consideran los criterios de la Unión Europea en cuanto a habitantes equivalentes y se tienen en cuenta las cargas de origen industrial la población servida en España era apenas un 40.7% del total. Con las depuradoras que se estaban construyendo por entonces el porcentaje se elevaba al 53.7 %.

Población equivalente servida conforme a la Directiva 91/271

COMUNIDAD AUTÓNOMA	CONFORME		NO CONFORME CONSTRUCCIÓN		NO CONFORME		TOTAL (h-e)	COSTE UNITARIO (pta/h-e)
	(h-e)	%	(h-e)	%	(h-e)	%		
ANDALUCÍA	4.787.733	34.96	2.049.935	14.97	6.856.717	50.07	13.694.385	38.960
ARAGÓN	1.037.000	40.75	-----	-----	1.507.000	59.24	2.504.000	39.429
ASTURIAS	736.311	34.70	120.000	5.66	1.265.494	59.64	2.121.805	61.084
BALEARES	969.848	51.05	211.252	11.12	718.834	37.83	1.899.935	35.211
CANARIAS	2.002.075	61.48	175.000	5.37	1.079.548	33.15	3.256.624	38.286
CANTABRIA	25.000	1.87	10.000	0.75	1.305.000	97.39	1.340.000	45.506
CASTILLA Y LEON	783.666	13.19	755.255	12.71	4.402.072	74.10	5.940.993	36.182
CASTILLA - LA MANCHA	1.599.600	49.58	70.000	2.17	1.556.765	48.25	3.226.366	26.556
CATALUÑA	5.601.135	38.77	5.849.692	40.49	2.997.491	20.75	14.448.319	31.082
EXTREMADURA	606.854	30.91	85.000	4.33	1.271.470	64.76	1.963.324	51.211
GALICIA	365.732	6.67	224.500	4.09	4.896.982	89.24	5.487.214	31.986
MADRID	10.225.814	83.47	129.300	1.06	1.895.570	15.47	12.250.685	45.441
MURCIA	700.000	23.73	108.000	3.66	2.142.000	72.61	2.950.000	23.778

NAVARRA	75.657	8.83	10.900	1.27	770.568	89.90	857.125	21.626
PAÍS VASCO	559.000	16.72	68.000	2.03	2.716.490	81.25	3.343.490	49.475
LA RIOJA	125.777	22.83	-----	-----	425.229	77.17	551.006	27.042
COMUNIDAD VALENCIANA	4.364.318	48.71	1.147.000	12.80	3.449.287	38.49	8.960.606	34.330
CEUTA Y MELILLA	-----	-----	-----	-----	266.912	100	266.912	18.928
ESPAÑA	34.565.523	40.62	11.013.834	12.94	39.523.429	46.44	85.102.790	36.493

Teniendo en cuenta las directrices marcadas por la 91/271/CEE estas cifras anteriores dan idea del gran esfuerzo inversor que era, y sigue siendo, necesario realizar.

El Plan cita como principales problemas que se detectan en relación con el saneamiento en las aglomeraciones urbanas son los siguientes:

- Redes de saneamiento urbanas con insuficiente capacidad o en estado deficiente, lo que provoca fugas o dilución con las aguas freáticas, que aunque independientes del Plan de Saneamiento, afectan a la explotación.
- Obsolescencia de las instalaciones de depuración y del vertido, en particular las construidas antes del inicio de la década de los ochenta.
- Insuficientes medios humanos y materiales para la correcta explotación y mantenimiento de las plantas. las tarifas o cánones aplicados no siempre cubren los costes correspondientes.
- Escaso control y seguimiento del funcionamiento de las depuradoras por parte de las autoridades competentes.
- Inexistencia o insuficiente cumplimiento de las Ordenanzas Municipales que regulan el vertido al alcantarillado.
- Escasa preocupación por el tratamiento de eliminación de los fangos derivados de la depuración, lo que puede provocar incluso problemas de la calidad del efluente.
- Insuficiente consideración y gestión de las aguas de tormenta, que impiden en ocasiones el cumplimiento de los objetivos de calidad.
- Los vertidos de las empresas industriales no cumplen, en su mayoría, con las normas de emisión, y los correspondientes procedimientos de autorización, control y sanción deben ser revisados.

El Plan valora positivamente la implantación del canon de saneamiento que permitirá mejorar la financiación del establecimiento y de los sistemas de explotación de estas infraestructuras.

Considera también que la correcta depuración de las aguas residuales permitirá su consideración como recurso susceptible de reutilización, previos los tratamientos convenientes, que definen su nueva concesión como recurso hidráulico.

27.4.2.- Objetivos y principales líneas de actuación.

El Plan tiene como objetivos la mejora de la calidad del agua y del medio hídrico, pero considera fundamentales las actuaciones en la reducción de las cargas contaminantes generadas y en la actuación sobre la gestión del dominio público hidráulico.

En efecto, de acuerdo con los criterios comunitarios relativos a la prevención, debe concederse una atención preferente a la disminución de la carga contaminante, en particular de la de origen industrial, lo que implica fortalecer las tareas de control y vigilancia, así como la incentivación de cambios en los procesos productivos. Sólo si se avanza en esta dirección, se conseguirá un tratamiento adecuado de las aguas residuales en las infraestructuras de saneamiento, y se podrán obtener resultados satisfactorios en materia de reutilización de las AR, en el ámbito de los planes

hidrológicos como elemento básico de una política hidráulica que favorezca el uso racional del agua.

Objetivos y líneas de actuación en la gestión del dominio público hidráulico.

PRINCIPALES OBJETIVOS	INSTRUMENTOS	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	PRINCIPALES LÍNEAS DE ACTUACIÓN
PROTECCIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA Y DEL MEDIO HÍDRICO	MEDIDAS PREVENTIVAS	Reducción progresiva de la carga contaminante.	Fomento del ahorro del agua. Fomento de la reducción en origen de la contaminación. Mejora del control de las autorizaciones de vertido. Establecimiento de normas de emisión y de objetivos de calidad acordes con la UE.
		Control y calidad de las aguas.	Establecimiento de una Red Nacional de Vigilancia de la Calidad de las Aguas (SAICA)
	PLAN NACIONAL DE SANEAMIENTO Y DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES	Tratamiento adecuado de las aguas residuales.	Completar las infraestructuras, según criterios Directiva 91/271. Fomento de la reutilización de aguas residuales.
		Tratamiento adecuado de los lodos.	Fomento de la reutilización de los lodos. Minimización del impacto ambiental de su tratamiento o depósito.
	PROGRAMAS DE ACTUACIÓN SOBRE DOMINIO PÚBLICO HIDRÁULICO	Uso adecuado del dominio público hidráulico.	Delimitación del dominio público hidráulico (Programa "LINDE"). Revisión de concesiones de uso del dominio público hidráulico.
		Recuperación ambiental del dominio público.	Programa de Restauración Hidrológica Ambiental (PICHRA)
	PLAN NACIONAL DE REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES	Utilización más eficiente del recurso	Fomento de la reutilización de aguas residuales (medidas normativas y financieras)

27.4.3.- Medidas de fomento de la reducción progresiva de la carga contaminante.

La carga contaminante puede verse disminuida por una reducción en origen de la contaminación, derivada de cambios en los procesos productivos y, en algunos supuestos, por la reducción del consumo de agua.

El ahorro de agua, y sobre todo, la descontaminación, se ven incentivados por el establecimiento en todo el territorio nacional de una figura de canon de saneamiento, entendiendo como tal una figura impositiva que grava la contaminación producida en el agua que se vierte.

La reducción en origen de la contaminación, en sentido estricto, requiere cambios en los procesos productivos que serán incentivados mediante créditos subvencionados. Los tratamientos en final de línea también serán subvencionados.

27.4.4.- El programa de infraestructuras de depuración y su financiación.

En el cuadro siguiente se recogen los datos necesarios para analizar el escenario de inversión, por Comunidades Autónomas, en el horizonte del año 2005 de acuerdo con los datos facilitados por las propias CC.AA.. La población equivalente servida, así como la definición de zonas sensibles, comporta, en cada C.A., unas necesidades totales de inversión a desarrollar antes del año 2005, en estricta aplicación de la Directiva 91/271/CEE, que supera en el conjunto del territorio nacional la cuantía de 1.8 billones de pesetas.

Inversiones totales necesarias para la financiación del PNSyD

COMUNIDAD AUTÓNOMA	MILLONES DE PESETAS
ANDALUCÍA	347.000
ARAGÓN	59.420
ASTURIAS	84.631
BALEARES	32.749
CANARIAS	48.031
CANTABRIA	59.840
CASTILLA Y LEON	186.600
CASTILLA - LA MANCHA	43.200
CATALUÑA	311.718
EXTREMADURA	69.466
GALICIA	163.814
MADRID	108.012
MURCIA	53.500
NAVARRA	16.900
PAÍS VASCO	137.763
LA RIOJA	11.499
COMUNIDAD VALENCIANA	157.790
CEUTA Y MELILLA	5.052
ESPAÑA	1.896.985

BIBLIOGRAFÍA.

BABBIT, H.E.; BAUMAN, E.R.; (1980); "Alcantarillado y tratamiento de aguas negras"; CECSA, Méjico.

CEDEX; (1992); "Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras"; 2 tomos; Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas; Gabinete de Formación y Documentación, Madrid.

CAJIGAS, A.; (1992); "La depuración de aguas residuales en España. Estado actual e impacto de la Directiva 91/271/CEE"; Ingeniería Civil, CEDEX (MOPT), nº 86, págs. 5-12.

CLARK; J.W.; et al.; (1977); "Water supply and pollution control"; Nueva York.

DIRECTIVA DEL CONSEJO DE 21 DE MAYO DE 1991 SOBRE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES URBANAS (321/271/CEE). Diario Oficial de las Comunidades Europeas de 30-05-91.

DEGREMONT; (1979); "Manual técnico del agua"; cuarta edición; ISBN 84-300-1651-1.

- ECKENFELDER, W.W.; (1980); "Principles of water quality management"; CBI Publishing Company, Inc.; Boston.
- GOMELLA, C.; GUERREE, H.; (1983); "Les eaux usées dans les agglomerations urbaines et rurales"; 2 vol.; Eyrolles; París.
- HERNÁNDEZ, A.; (1993); "Depuración de aguas residuales"; Colección Señor (nº 6); Colegio de Ing. de Caminos, Canales y Puertos, Madrid; 3ª edición; ISBN 84-380-0034-7.
- HERNÁNDEZ MUÑOZ, A.; et al.; (1995); "Manual de depuración Uralita. Sistemas para depuración de aguas residuales en núcleos de hasta 20.000 habitantes"; Editorial Paraninfo; ISBN 84-283-2162-0; 429 págs.
- IMHOFF, K.; (1969); "Manual de saneamiento a poblaciones"; Editorial Blume; Madrid.
- IZQUIERDO, J.; SÁNCHEZ, C.; SUÁREZ, J.; TEJERO, I.; (1992); "Estimación de costes para diferentes alternativas de tratamiento de aguas residuales"; Equipo de Calidad de Aguas; Dpto. de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente; Marzo 1993; 102 págs.
- METCALF-EDDY; (1985); "Ingeniería sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales"; Editorial Labor; Barcelona; ISBN 84-335-6421-8.
- METCALF-EDDY; (1991); "Wastewater engineering. Treatment, disposal, reuse"; McGraw-Hill; Civil Engineering Series; 1334 págs; ISBN 0-07-100824-1.
- OWEN, W.F.; (1982); "Energy in wastewater treatment"; Prentice Hall INC.; New Jersey.
- PAVONI, J.L.; et al.; (1977); "Handbook of water quality management planning"; Van Nostrand Reinhold.
- PAZ MAROTO; J.; PAZ CASAÑÉ; J.M.; (1968); "Saneamiento ambiental"; Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos; Madrid.
- PERRY, R.H.; CHILTON, C.H.; et al.; (1982); "Manual del ingeniero químico"; McGraw-Hill; Méjico.
- PURSCHEL, W.; (1982); "El tratamiento de las aguas residuales domésticas (Técnicas de depuración)"; URMO ediciones, tomo 6; ISBN 84-314-0288-1; 132 páginas.
- RAMALHO, R.S.; (1991); "Tratamiento de aguas residuales"; Editorial Reverté; Barcelona; 705 págs.; ISBN 84-291-7975-5.
- REID, J.; (1983); "Appropriate methods of treating water and wastewater in development countries"; Ann Arbor Science; Michigan.
- RIGOLA LAPEÑA, M.; (1989); " Tratamiento de aguas industriales: aguas de proceso y residuales"; Colección Productiva; Editorial Marcombo; Barcelona; 158 págs.; ISBN: 84-267-0740-8.
- RONZANO, E.; DAPENA, J.L.; (1995); "Tratamiento biológico de las aguas residuales"; PRIDESA; Ediciones Díaz de Santos, S.A.; ISBN 84-7978-202-1; 511 pags.
- SALVATO, J.A.; (1982); "Environmental engineering and sanitation"; John Wiley and Sons; Nueva York.
- SCHROEDER, E.D.; (1977); "Water and wastewater treatment"; McGraw-Hill; Nueva York.
- STEEL, E.W.; MCGHEE, T.; (1981); "Abastecimiento de agua y alcantarillado"; Editorial Gustavo Gili, S.A.; Barcelona; 636 págs.; ISBN 84-252-0094-6.

SUÁREZ, J. ; SÁNCHEZ, C.; IZQUIERDO, J.; TEJERO, I.; (1993); "Estimación previa de superficies de ocupación de estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas". Equipo de Calidad de Aguas. Dpto. de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente; III Congreso de Ingeniería Ambiental; PROMA 93; Bilbao 24-26 de Marzo de 1993; pags. 308-346.

TEBBUTT; T.H.Y.; (1990); "Fundamentos de ccontrol de la calidad del agua"; Editorial Limusa; México; 240 págs.; ISBN: 968-18-3317-1.

TCHOBANOGLIOUS, G.; SCHROEDER, E.D.; (1987); "Water quality. Characteristics, modeling, modification"; Addison-Wesley Publishing Company; 768 págs.; ISBN 0-201-05433-7.

WEBER, W.J.; (1979; " Control de la calidad del agua. Procesos fisico químicos"; Editorial Reverté, 654 pgs.; ISBN 84-291-7522-9.

WEF - ASCE; (1992); "Desing of municipal wastewater treatment"; Water Environmental Federation; 2 vol.; American Society of Civil Engineering; Alexandria, Virginia; 1592 págs.

WEF; (1990); "Operation of municipal wastewater treatment plants"; Water Environmental Federation; 3 vol.; Alexandria, Virginia; 1342 págs.

WINKLER, M.A.; (1986); "Tratamiento biológico de aguas de desecho"; Editorial Limusa; ISBN 0-85312-422-1; 338 páginas.

WIESSMAN, W.; HAMMER, M.J.; (1985); "Water suplly and pollution control"; Harper Collins Publishers; 4ª edición; 797 págs.; ISBN 0-06-046821-1.