

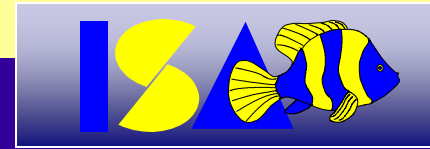
# PROBLEMÁTICA AMBIENTAL EN EL SECTOR DE LA CONSTRUCCIÓN

IMPACTO AMBIENTAL:

Fundamentos y metodología

**APECCO**

**Marzo 2002**



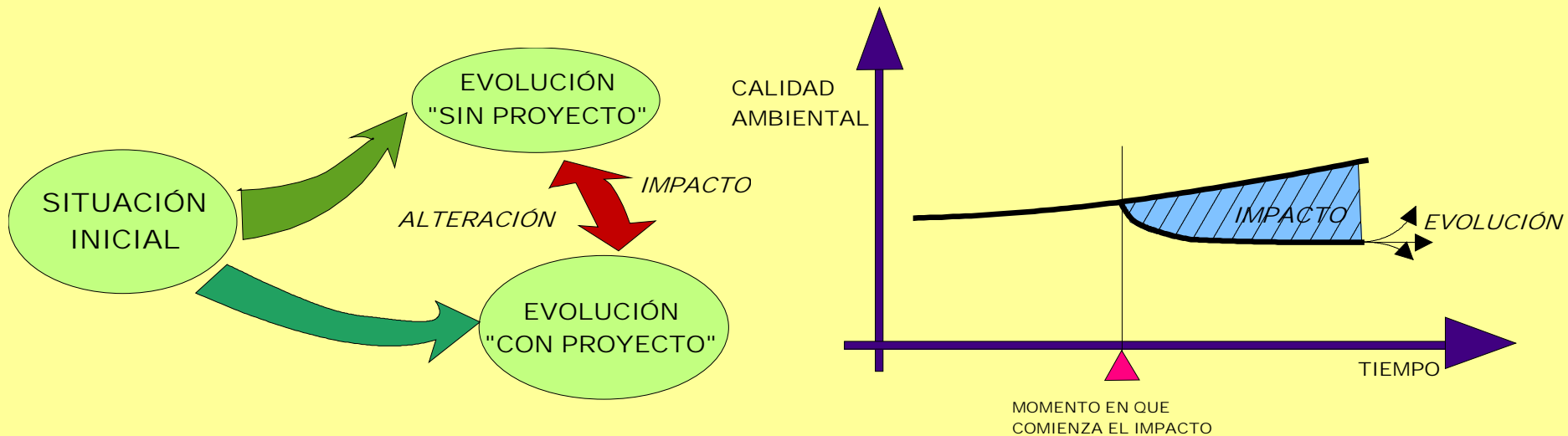
3- IMPACTO AMBIENTAL  
3.1.- DEFINICIONES

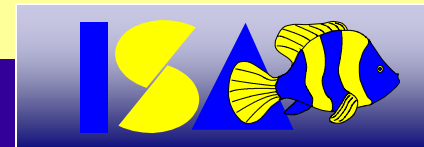
■ **CONCEPTO DE IMPACTO**

• Definiciones

- "En general, el término impacto indica alteración que introduce en el medio la ejecución de un proyecto o una actividad, expresada por la diferencia entre la evolución del medio, ó de algunos de los factores que lo constituyen, "sin" y "con" proyecto ó actividad"

Gómez Orea





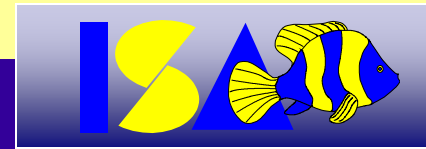
### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.1.- DEFINICIONES

"Alteración inducida en el medio ambiente por una determinada actuación, tal y como es y tal como se aprecia"

Español Echániz

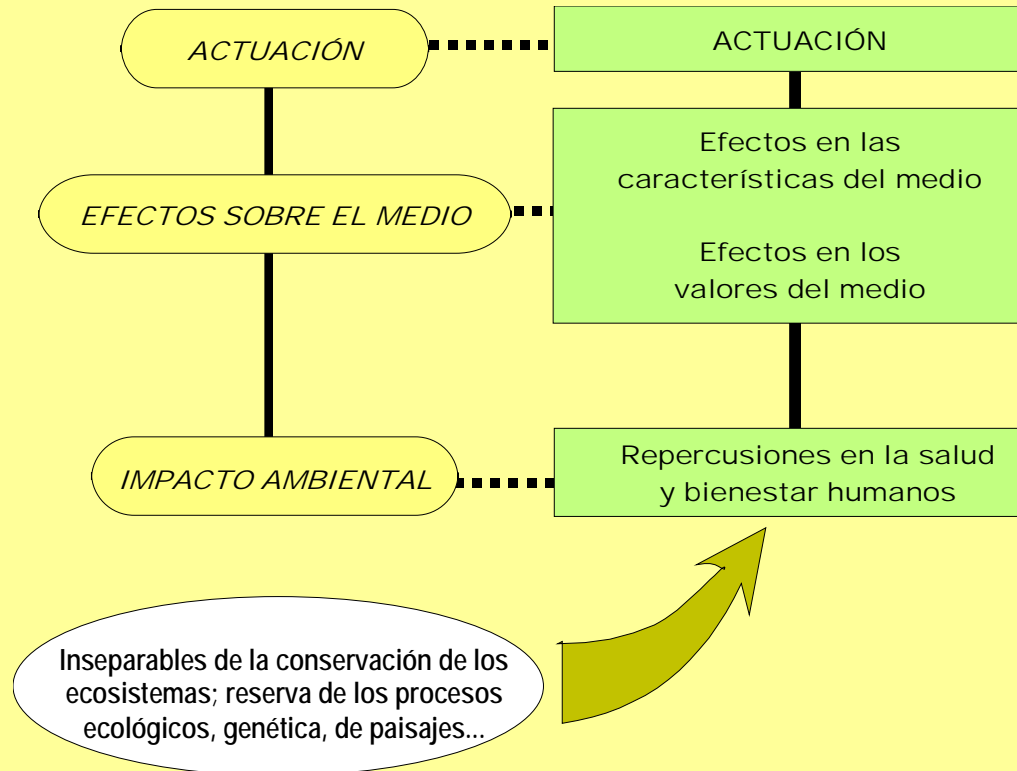
- *"alteración"*:
  - Cambio en el complejo sistema de elementos e interrelaciones que constituyen el medio ambiente.
- *"tal y como es y tal como se percibe" ...*
  - El impacto es tanto la alteración, entendida en términos objetivos, como la APRECIACIÓN o VALORACIÓN, que de esa alteración se tiene.
- **Hay autores que diferencian entre:**
  - Efectos (objetivamente) e Impactos (con valoraciones)
  - En la valoración de un impacto se aúnan las condiciones reales, objetivas, de los elementos y relaciones ambientales, con la visión subjetiva que de ellas se pueda tener.
  - La percepción por parte de la sociedad es compleja, variable, contradictoria e interrelacionada.
  - Es muy complejo el manejo y la sistematización de valores.

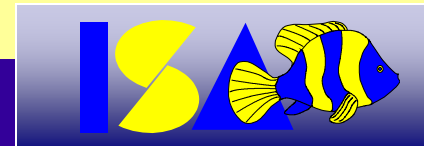


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.2.- ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD Y DE LOS IMPACTOS

## ■ DIAGNÓSTICO DEL IMPACTO RELACIÓN CAUSA-EFECTO





### 3- IMPACTO AMBIENTAL

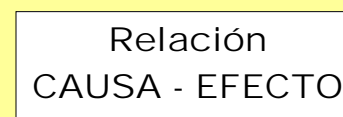
#### 3.1.- ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD Y DE LOS IMPACTOS

- Necesidad de conocer los elementos implicados

- Necesidad de análisis de:

- **Causas:**

- base del impacto
- acciones
- p.e. instalaciones deficientes en proceso productivo



Subyace bajo  
el concepto de  
impacto

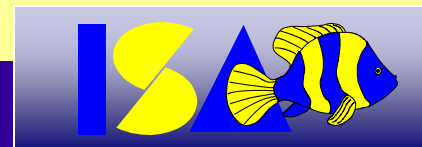
- **Efectos:**

- Repercusiones en el espacio, en la biocenosis, en las actividades, en las personas, en los diferentes factores ambientales
- p.e. muerte de peces, imposibilidad del uso del agua para abastecimiento

- **Manifestaciones:**

- Síntomas
- p.e. la contaminación de un tramo de río

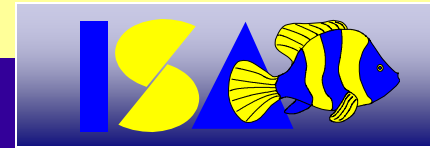




## 3- IMPACTO AMBIENTAL

### 3.1.- ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD Y DE LOS IMPACTOS

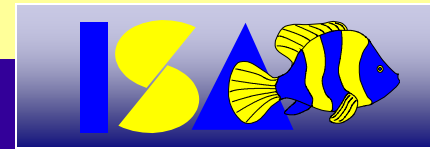
- 1 Fase de planificación y proyecto
  - 11 Planeamiento y diseño
    - 111 Diseño del trazado
    - 112 Objetivos y fines del proyecto
  - 12 Localización
    - 121 Localización del eje viario
    - 122 Localización de préstamos y caballeros
    - 123 Localización parque de maquinaria, oficinas, etc.
- 2 Fase de construcción
  - 21 Expropiaciones
    - 211 Expropiaciones
  - 22 Explanaciones y movimientos de tierra
    - 221 Desbroce y despeje
    - 222 Excavación y acopio tierra vegetal
    - 223 Excavación en desmontes
    - 224 Terraplenes y pedraplenes
    - 225 Voladuras y perforaciones
    - 226 Préstamos
    - 227 Vertederos y zona de caballeros
    - 228 Demolición de edificios que interfieran
    - 229 Desvío de servicios y obras temporales
  - 23 Afirmado
    - 231 Instalación plantas de obra para firme
    - 232 Riegos bituminosos y/o de curado
  - 24 Estructuras, obras de fábrica y drenajes
    - 241 Construcción de puentes
    - 242 Construcción de túneles
    - 243 Construcción de pasos elevados
    - 244 Construcción de pasos subterráneos
    - 245 Desviación de cauces para realizar obras de fábrica
    - 246 Obras de drenaje transversal
    - 247 Obras de drenaje longitudinal
- 25 Obras y trabajos auxiliares
  - 251 Ordenación y desvío del tráfico
  - 252 Revegetación
  - 253 Señalización
  - 254 Cerramientos
  - 255 Iluminación
  - 256 Parques de maquinaria y oficinas
  - 257 Caminos de servicio
- 26 Fase de construcción
  - 261 Fase de construcción
  - 262 Ocupación por la vía
- 3 Fase de explotación
  - 31 Tráfico
    - 311 Emisión de ruido por vehículos
    - 312 Emisión de vibraciones
    - 313 Emisión de contaminantes atmosféricos
    - 314 Tráfico rodado. Funcionamiento de la vía
    - 315 Aparición espontánea de basureros y vertederos
  - 32 Trabajos de mantenimiento
    - 321 Aporte de sal para la nieve
    - 322 Mantenimiento del estado del firme
    - 323 M. Sistema de iluminación y comunicación
  - 33 Accidentes
    - 331 Accidentes
  - 34 Fase de explotación
    - 341 Fase de explotación
- 4 Fase de abandono
  - 41 Abandono
    - 441 Abandono
    - 442 Levantamiento del firme



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.1.- ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD Y DE LOS IMPACTOS

- **Agentes:**
  - Implicados en las causas y en los efectos  
p.e. propiedad, población, administración
  
- **Sensibilidad, percepción, valoración, por parte de los agentes implicados.**
  
- **Posibilidad de intervenir:**
  - Sobre causas, efectos, manifestación, agentes, etc.
  - Acciones de carácter preventivo, curativo ó compensatorio



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

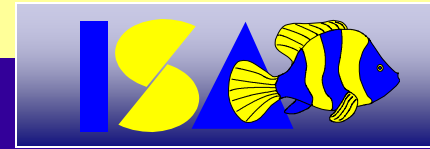
#### 3.1.- ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD Y DE LOS IMPACTOS

## ■ CAUSAS DE IMPACTO

### ◦ Cambio en los usos del suelo:

- Por ocupación:
  - Urbanización, infraestructuras, repoblaciones forestales, regadíos, ...
- Por inducción de actividad:
  - Atracción de actividad (p.e. carreteras)
  - Revalorización del suelo
  - Depresión de actividad (p.e. medio rural)
  - Presión sobre entornos con calidad ambiental (p.e. turismo)
  - Aumento de accesibilidad



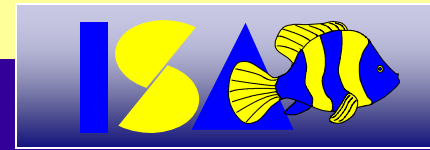


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.2 ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD Y DE LOS IMPACTOS

- **Emisión de agentes contaminantes:**

- Se introduce materia o energía extraña al medio, no procesables o en cantidades superiores a la capacidad de asimilación. En los productos procesables en el medio el problema es la cantidad.
- Productos intrínsecamente nocivos, incluso en contaminaciones traza.
- Contaminación visual.
- Introducción de flora y fauna exótica, intencionadamente o casual.
- Aporte de energía: ruido , luz, calor, radiación, ...



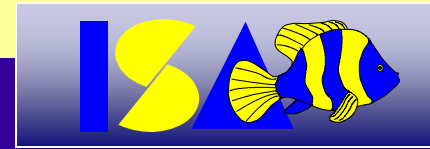
### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.2.- ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD Y DE LOS IMPACTOS

- **Sobreexplotación de recursos naturales y/o ecosistemas:**

Se extraen bienes o servicios del medio en cantidad superior a las tasas de renovación.

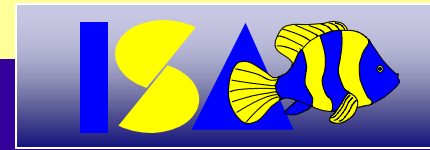
- Pastoreo y técnicas no adecuadas de quema en pendientes fuertes.
- Extracción de aguas superficiales o subterráneas
- Extracción abusiva de leña
- Recolección de especies aromáticas, culinarias o medicinales en medio natural
- Pesca y caza de especies protegidas o uso de técnicas no adecuadas.
- Prácticas inadecuadas de cultivo
- Extracción de arenas y otros materiales.



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.2.- ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD Y DE LOS IMPACTOS

- **Subexplotación de recursos naturales y/o ecosistemas**
  - Falta de actividad en espacios no naturales
  - Degradación de dehesas
  - Abandono de agricultura en zonas periurbanas
  - Degradación de pastizales
  - Crecimiento desmesurado de poblaciones animales por falta de caza.

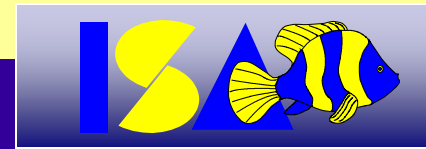


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.2.- ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD Y DE LOS IMPACTOS

#### ■ FACTORES AMBIENTALES:

- ... son componentes del medio ambiente entre, o en, los cuales se desarrolla la vida en nuestro planeta
- ... elementos susceptibles de ser modificados o alterados por el hombre
- ... existen varias clasificaciones de los factores ambientales
  - punto de vista ecológico:
    - abióticos: luz solar, temperat., clima, viento, atmósfera, agua, suelo, etc.
    - bióticos: cadenas tróficas, fauna, flora.
  - punto de vista ambiental:
    - abióticos: atmósfera y ruido, clima, agua, geología, suelos
    - bióticos: fauna, vegetación
    - perceptual: paisaje
    - socio-económicos: demografía, valores culturales, calidad de vida, nivel de empleo, sistema territorial, sistema económico.



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

## ■ CONCEPTO DE CALIDAD AMBIENTAL

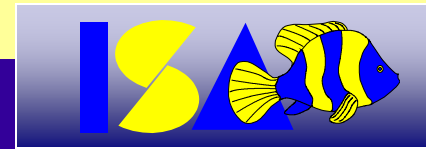
- Dos enfoques básicos:

- **CONCEPTO ECOLÓGICO:**

- Un ecosistema tiene calidad ambiental cuando muestra una coincidencia entre la *calidad* que presenta y la que es propia del sistema de forma natural (lo que se denomina estado climácico).
- Cada medio tendrá su propia referencia de calidad ambiental máxima (p.e. bosque mediterráneo y vegetación dunar).
- No son posibles las generalizaciones.

- **CONCEPTO ANTROPOCÉNTRICO:**

- Un ecosistema tiene calidad ambiental cuando satisface las expectativas que genera sobre habitantes o visitantes (usuarios)
- La calidad ambiental es entonces definida por la demanda.

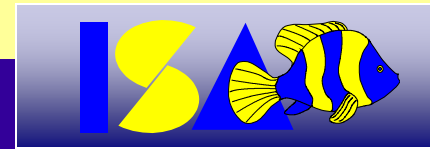


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

## ■ INDICADORES DE CALIDAD AMBIENTAL

- Elemento o concepto (o vectores) asociado a un factor ambiental que pretender determinar la calidad ambiental de un modo objetivo.
- Se buscan elementos relevantes que definan la calidad.
- Se busca simplificar la información y facilitar su transmisión a los agentes implicados (público, decisores, etc.).
- Se les asignará una escala o una función de valores compatible con la calidad.
- Permiten:
  - Cuantificar y objetivizar
  - Permiten establecer relaciones de causalidad e identificar, por tanto, las causas de la pérdida de valor.
  - Permiten comprobar los resultados producidos por los planes de mejora y establecer su grado de eficacia.



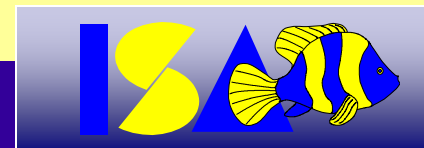
### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

- Tipos de indicadores:

- INDICADORES DE ESTADO:

- variables matemáticas, generalmente de naturaleza experimental, que definen las condiciones del entorno
- la magnitud del impacto se establece por diferencia entre el estado inicial y el modificado
- existen escalas de admisibilidad que generalmente cuentan con una referencia normativa
- el valor de los indicadores es variable en el tiempo (*p.e. viento, sólidos en suspensión, etc.*).
- condicionantes:
  - ... el valor del indicador ambiental varía en el espacio geográfico (problema cuando hay que considerar la destrucción de recursos: ¿cuál es el ámbito espacial?; *p.e. bosques...municipio, comarca, cuenca hidrológica, país*).
  - ... problema al generar el valor del indicador en la situación futura; son necesarios métodos predictivos.
  - ... necesitan de parámetros añadidos que aporten información sobre la importancia social.

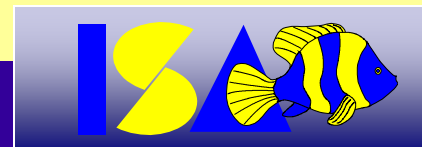


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

FACTOR	INDICADOR	UNIDAD
Contaminación por monóxido de carbono	Nivel de inmisión de CO-Personas afectadas	ppm
Contaminación por hidrocarburos	Nivel de inmisión de HC-Personas afectadas	ppm
Contaminación por óxidos de nitrógeno	Nivel de inmisión de NOx-Personas afectadas	ppm
Confort sonoro	Leq-personas afectadas	dB(A)
Capacidad agrológica del suelo	Superf. eqyte. de clase agrológica I	%
Relieve y carácter topográfico	Superficie con relieve alterado	%
Relieve y carácter topográfico	Variación de la pendiente media	%
Caudales fluviales	Variación del caudal instantáneo	%
Drenaje superficial	Alteración de la red superficial de drenaje	%
Drenaje agrícola: drenes subterráneos	Alteración de drenes agrícolas	%
Erosión	Erosión potencial media	Kg/m <sup>2</sup> año
Erosión	Parcelas agrícolas erosionadas	%
Vegetación natural	Superf. eqyte. de alto valor de conservación	%
Hábitats faunísticos	Superf. eqyte. de hábitats faunísticos	%
Movilidad de especies	Superf. de hábitats faunísticos aislados	%
Unidades de paisaje	Superficie eqyte. de alta fragilidad	%
Lugares o monumentos histórico-artísticos	Montos. histórico-artísticos equivalentes	%
Empleo	Tasa de actividad	%
Renta	Variación de la renta per cápita	%

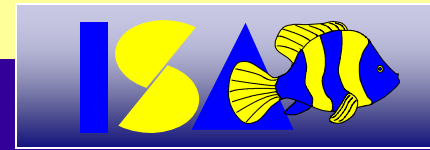




### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

Aceptabilidad social del proyecto	Población en contra del proyecto	%
Aceptabilidad social del proyecto	Alegaciones	%
Valor del suelo rústico	Suelo aceptado revalorizable	%
Estructura de las parcelas	Reducción del tamaño de parcela	%
Actividades económicas afectadas	Descenso de facturación en sectores afectados	%
Actividades económicas inducidas	Incremento de facturación en sectores afectados	%
Caminos y sendas	Variación relativa de long. de viario rural	%
Uso agrícola	Producción agrícola	%
Uso ganadero	Producción ganadera	%
Uso forestal	Producción forestal	%
Espacios de ocio	Superf. eqvte. de espacios de ocio	%
Espacios de ocio	Grado de saturación del espacio urbano	m <sup>2</sup> /hab.
Parques y jardines	Nivel dotacional en parques y jardines	m <sup>2</sup> /vivienda
Equipamientos y servicios dotacionales	Niveles dotacionales comparativos	Eqp/1000 hab.
Comunicaciones: teléfonos/telégrafos	Comunicaciones-Población afectada	%
Infraestructura hidráulica	Infraestructura hidráulica-Población afectada	%
Infraestructura eléctrica	Infraestructura eléctrica-Población afectada	%
Infraestructura energética	Infraestructura energética-Población afectada	%
Componentes singulares naturales	Componentes singulares naturales equivalentes	%



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

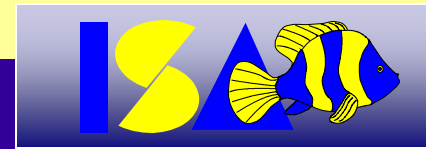
- INDICADORES DE ALTERACIÓN:

- ... son variables matemáticas diseñadas ad-hoc para un tipo de impacto
- ... miden la gravedad de la alteración en si misma
- ... son flexibles y se adaptan a casi cualquier tipo de impacto
- ... difíciles de asociar a escalas de admisibilidad; es difícil fijar el límite de inadmisibilidad.
- ... al ser creados específicamente carecen de validez experimental

... *p.e. superficie destruida de un suelo, yacimientos arqueológicos afectados por una alternativa*

... *p.e. volumen de materia orgánica vertida a un río, toneladas de emisión de partículas sólidas, etc.*

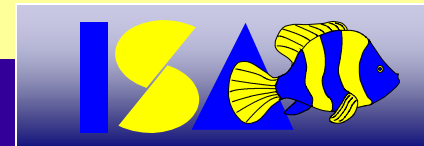
... *p.e. aumento de recorridos en un lugar como consecuencia del efecto barrera de una autopista (variación de accesibilidad).*



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

- Características que deben de tener los indicadores ambientales:
  - Han de ser medibles por medios instrumentales (mejor si son sencillos) o por análisis de las acciones
  - La realización de la medida ha de exigir poco dinero y poco tiempo
  - Ha de ser sensible de forma significativa a cambios
  - Los resultados han de ser fácilmente interpretables
- Limitaciones al uso de indicadores:
  - Variabilidad natural (turbidez en el Atlántico y en el Mediterráneo). Existencia de episodios naturales de carácter estacional (río en época de avenida)
  - Falta de un marco de referencia (p.e. normativa legal o reglamento oficial)
  - Necesidad de acumular información por la posible poca validez de una medida puntual
  - Dificultades económicas

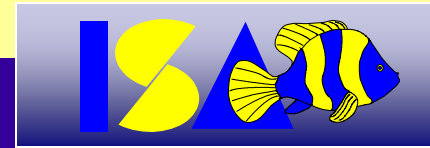


3- IMPACTO AMBIENTAL

3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

■ **INDICADORES DE SOSTENIBILIDAD:**

Medio	Índice de sostenibilidad	Valor
ATMOSFÉRICO	<ul style="list-style-type: none"> <li>— Emisiones atmosféricas absolutas.</li> <li>— Emisiones de gases que perjudican la capa de ozono.</li> <li>— Población afectada por ruidos &gt; 60 dBA.</li> <li>— Población afectada por olores molestos &gt; 10 uo/m<sup>3</sup>.</li> </ul>	<p>kg/año</p> <p>kg/año</p> <p>Habitantes</p> <p>Habitantes</p>
ACUÁTICO	<ul style="list-style-type: none"> <li>— Impermeabilización del acuífero.</li> <li>— Consumo agua «per cápita».</li> <li>— Grado depuración aguas.</li> <li>— Reutilización agua.</li> <li>— Calidad ecológica ríos.</li> <li>— Calidad agua playas.</li> </ul>	<p>Ha</p> <p>m<sup>3</sup>/año</p> <p>% del total</p> <p>% del total</p> <p>ISQA</p> <p>Bandera azul</p>
ENERGÍA	<ul style="list-style-type: none"> <li>— Consumo energía «per cápita».</li> <li>— Producción energías renovables.</li> <li>— Uso paneles solares.</li> <li>— Elementos de alumbrado público ahorradores de energía.</li> </ul>	<p>TEP/hab/año</p> <p>TEP/año</p> <p>m<sup>2</sup></p> <p>números lámparas</p>
SUELO	<ul style="list-style-type: none"> <li>— Superficie espacios libres.</li> <li>— Agotamiento suelo urbanizable.</li> <li>— Zonas verdes.</li> </ul>	<p>Ha</p> <p>% del total</p> <p>Ha</p>
RESIDUOS	<ul style="list-style-type: none"> <li>— Producción «per cápita».</li> <li>— Rendimiento recogida selectiva.</li> <li>— Eficacia servicio.</li> </ul>	<p>kg/ha/año</p> <p>kg/año</p> <p>número contenedores</p>

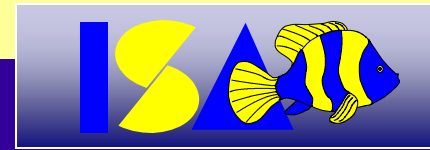


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

## ■ ÍNDICES DE CALIDAD

- Es un número o una clasificación descriptiva que intenta integrar una gran cantidad de datos o información ambiental.
- Se busca:
  - Resumir los datos ambientales
  - Comunicar información de forma agregada sobre la calidad del medio afectado
  - Evaluar la vulnerabilidad o susceptibilidad a la contaminación de un determinado factor ambiental
  - Centrarse selectivamente en los factores clave
  - Servir como base para la expresión del impacto al predecir las diferencias entre el valor del índice con proyecto y el valor del mismo sin proyecto.
- Ejemplo: **ÍNDICE CALIDAD DEL AGUA**

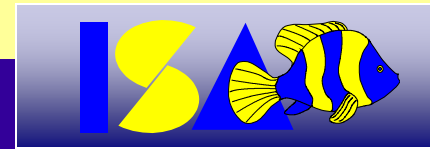


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

- ÍNDICE CALIDAD DEL AGUA

- Existen numerosos índices
- WQI – Índice de calidad del agua
  - desarrollado en EE.UU. en 1970
  - usado el método Delphi con 142 personas y tres cuestionarios
  - Generación:
    - ... 1.- considerar sobre 35 indicadores de la calidad del agua señalar los de más interés o representatividad (se podían añadir más). Se pedía que se valorase su importancia de 1 a 5 (menor importancia 5).
    - ... 2.- Revisión de un cuestionario ya consensuado del primero viendo las opiniones del grupo.
    - ... 3.- Desarrollo de una curva de puntuación para cada una de las variables con dos ejes (valor del indicador y escala de 1 a 100). Relaciones funcionales, curvas funcionales o funciones de transformación.
    - ... 4.- Desarrollo de curvas medias.

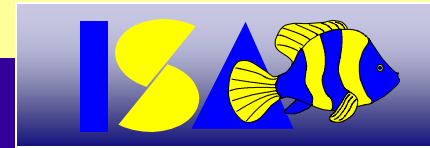


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

## ■ VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

- EL OBJETO DEL ESTABLECIMIENTO DE LA VALORACIÓN DE UN IMPACTO ES ESTABLECER SU GRAVEDAD, DETERMINAR LO ADMISIBLE QUE ES CADA IMPACTO
- BASE CIENTÍFICA (p.e. contaminación de un tramo de río eliminación de la vida) Y BASE SOCIAL (valor de una iglesia prerrománica)
  - *p.e. la sociedad levantina tiende a sobrevalorar el recurso hídrico*
  - *p.e. las sociedades urbanas sobrevaloran los factores naturales*
- CRITERIOS SOCIALES, DE BASE SUBJETIVA Y QUE DEPENDEN DEL MOMENTO Y DE LOS GRUPOS SOCIALES QUE LO ASUMAN

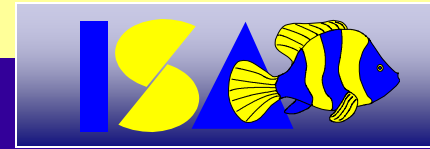


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

- ATRIBUTOS INTRÍNSECOS DEL IMPACTO AMBIENTAL
  - MAGNITUD:
    - dimensión, tamaño, ...
    - base objetiva, generalmente base científica experimental y medible
    - permite valoraciones cuantitativas
  - IMPORTANCIA:
    - relevancia que ese impacto tiene para el medio ambiente y para la sociedad.
    - está muy directamente relacionado con el tipo de factor ambiental afectado
    - siempre base subjetiva
    - dependen de los planteamientos que se hagan de la relevancia (sociales, ambientales, mecanicistas, etc.)
    - valoraciones casi siempre cualitativas
    - sería un valor común a todas las alternativas de un proyecto
    - tiende a integrarse en los pesos de las ponderaciones

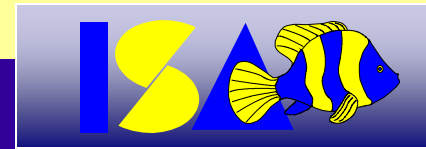




### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

- **SIGNO:**
  - positivo, negativo o neutro
  - reside en la importancia, dependiendo de si la relevancia del impacto es beneficiosa, adversa o indiferente, respectivamente
  
- **GRAVEDAD:**
  - incorporaría los dos conceptos primeros



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

- SISTEMA PARA VALORAR LA IMPORTANCIA

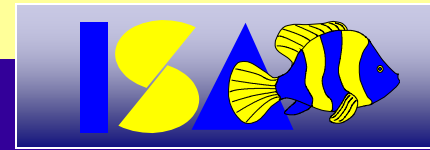
- POR LA CALIDAD INTRÍNSECA DEL FACTOR

- se basa en los indicadores propios del factor ambiental y suelen referirse a las condiciones de la zona (disponibilidad del recurso exclusividad, condiciones de conservación, alto interés en su conservación, etc.)
- lo establece cada especialista para sus impactos

- SEGÚN EL CARÁCTER DEL IMPACTO

- el tipo de alteración, para una misma magnitud y una misma calidad intrínseca de partida, determina la importancia del impacto,
- sistema de valoración de la importancia (duración, recuperabilidad, sinergia, acumulación, certeza, opinión social),
- se pueden elaborar un índice de importancia

$$\text{Importancia} = K_D * D + K_R * R + K_S * S + K_A * A + K_C * C + K_O * O$$

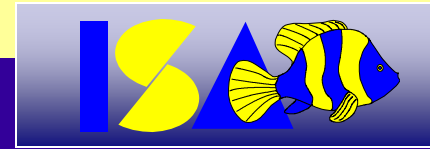


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

$$\text{Importancia} = K_D * D + K_R * R + K_S * S + K_A * A + K_C * C + K_O * O$$

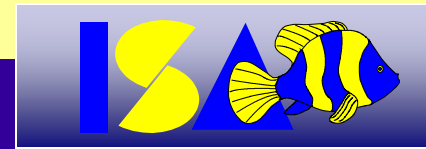
- En donde:
  - ... D=100 para impactos permanentes, D=10 para impactos de larga duración y D=1 para impactos de corta duración
  - ... R= 100 para impactos irrev./irrecuo., R=10 para impactos recuperables y R=1 para impactos irreversibles
  - ... S= 100 para impactos sinérgicos y S=1 para impactos no sinérgicos
  - ... A= 100 para impactos acumulativos y A=1 para impactos no acumulativos
  - ... C=100 para impactos ciertos, C=10 para impactos probables y C=1 para impactos de riesgo
  - ... O=100 para impactos de gran interés social, O=10 para impactos de interés de grupos y O=1 para impactos indiferentes socialmente
- $K_D$ ,  $K_R$ ,  $K_S$ ,  $K_A$ ,  $K_C$  y  $K_C$  son los coeficientes de importancia relativa de unos aspectos respecto a otros (suele ser mayor el peso para  $K_R$ )



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

- **VALORACIÓN DE LA GRAVEDAD**
  - Sirve para encajar las valoraciones dentro de los criterios de admisibilidad establecidos.
  - El RDEI exige que los impactos valoren la gravedad de acuerdo a la siguiente escala:

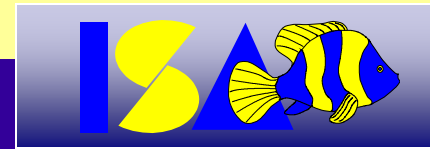


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

## ■ TIPOLOGÍA DE LOS IMPACTOS

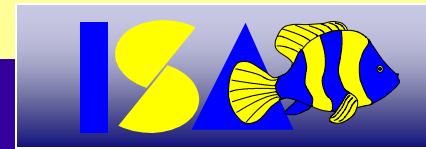
- Por la variación de la calidad ambiental:
  - Impacto POSITIVO: admitido por la comunidad científica, población, etc., después de un análisis completo coste-beneficio
  - Impacto NEGATIVO: se traduce en pérdida de valor paisajístico, natural, estético, cultural, ...
- Por la intensidad o grado de destrucción:
  - Impacto NOTABLE o MUY ALTO: alteración de procesos fundamentales ó destrucción casi total del factor ambiental considerado; si es completa se denomina IMPACTO TOTAL
  - Impacto MEDIO ó ALTO: alteración intermedia
  - Impacto MÍNIMO Ó BAJO: alteración mínima del factor considerado



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

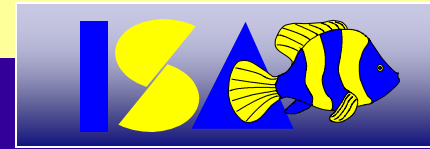
- Por la extensión:
  - Impacto PUNTUAL: acción con efectos muy localizados
  - Impacto PARCIAL: apreciable en el medio
  - Impacto EXTREMO: gran parte del medio es afectado
  - Impacto TOTAL: todo el factor o proceso es afectado
  - Impactos de UBICACIÓN CRÍTICA: (normalmente puntuales)
- Por el momento en que se manifiesta:
  - Impacto LATENTE: manifestación al cabo de cierto tiempo del inicio de la acción
    - corto: ciclo anual o menor; medio: antes de 5 años; largo plazo: más de 5
    - procesos de acumulación, superación de umbral; sinergias,...
  - Impacto INMEDIATO: tiempo cero entre acción y manifestación
  - Impacto de MOMENTO CRÍTICO: instante de la acción crítico, independiente del plazo de manifestación.



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

- Por su persistencia:
  - TEMPORAL: alteración no permanente en el tiempo, con un determinado plazo de manifestación
    - se habla de fugaz: menos de 1 año; temporal: de 1 a 3 años; pertinaz: entre 4 y 10 años
  - PERMANENTE: alteración indefinida en el tiempo; más de 10 años
- Por su capacidad de recuperación:
  - IRRECUPERABLE: la alteración o la pérdida del factor es imposible de reparar, ya sea por acción natural ó humana
  - RECUPERABLE: se puede eliminar la alteración con las medidas correctoras por el hombre
  - IRREVERSIBLE: imposibilidad extrema de retornar por medios naturales a la situación anterior
  - REVERSIBLE: alteración asimilable por el entorno (mecanismos de autodepuración del medio)

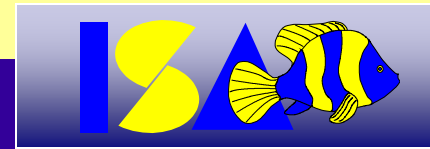


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

- MITIGABLE: reducción de la alteración por el establecimiento de medidas correctoras por el hombre.
- FUGAZ: recuperación inmediata tras el cese de actividad
- Por la interrelación de acciones y efectos:
  - SIMPLE: el efecto se manifiesta sobre un solo factor ambiental, o actúa de forma individual, sin inducir más efectos
  - ACUMULATIVO: al prolongarse en el tiempo la acción la gravedad aumenta
  - SINÉRGICO: se produce cuando el efecto conjunto de la presencia simultánea de varios agentes o acciones supone una incidencia ambiental mayor que el efecto suma de las incidencias individuales contempladas aisladamente; podría ser instantáneo o en el tiempo

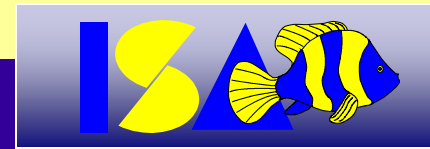




### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

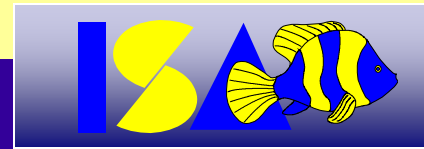
- Por la relación causa-efecto:
  - DIRECTO
  - INDIRECTO ó SECUNDARIO
  
- Por su periodicidad:
  - CONTÍNUO
  - DISCONTÍNUO
  - PERIÓDICO: acción intermitente, con ritmos
  - DE APARICIÓN IRREGULAR: manifestación imprevisible en el tiempo; evaluación a través de una función de probabilidad de las manifestaciones más graves



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

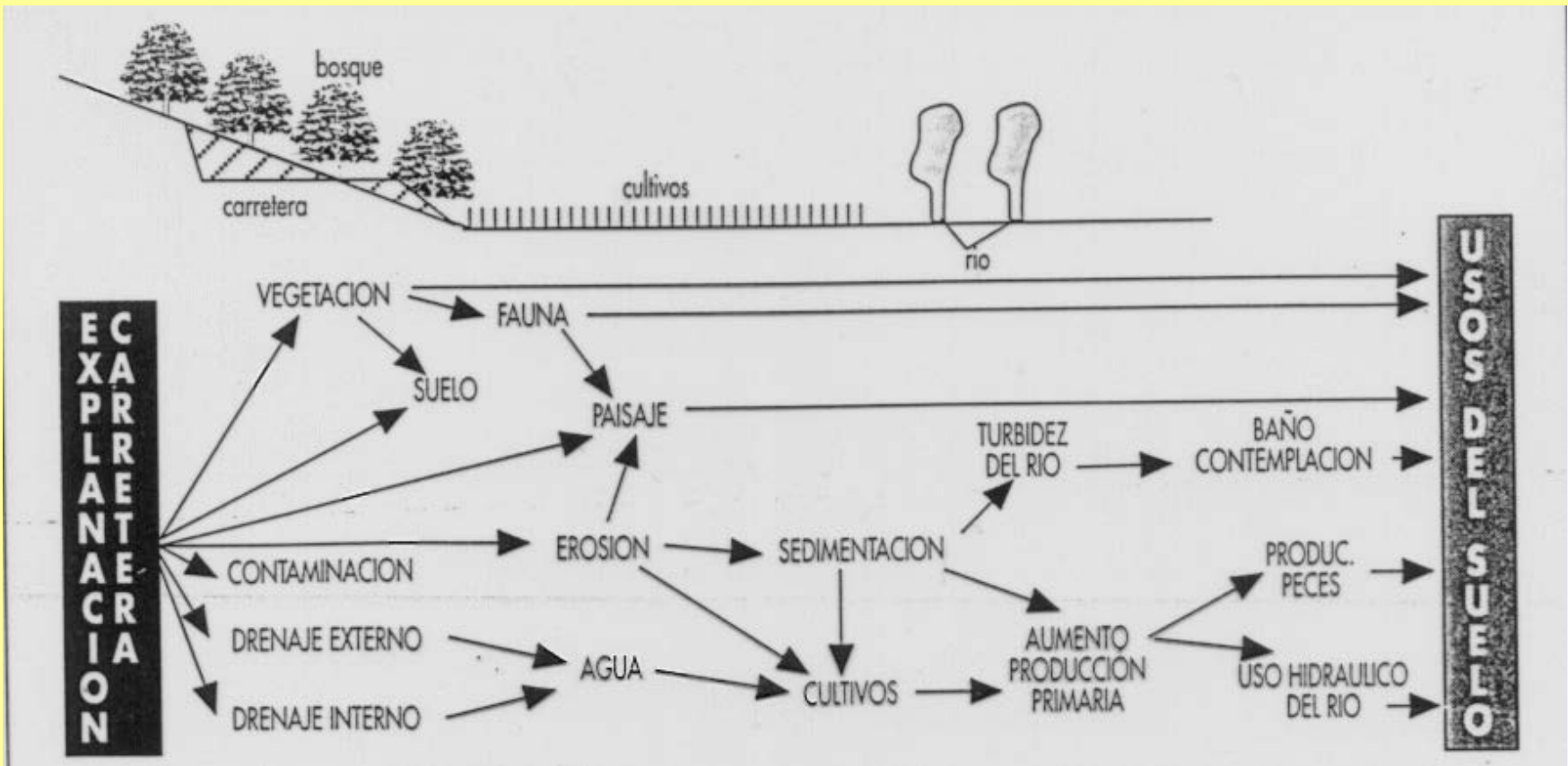
#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

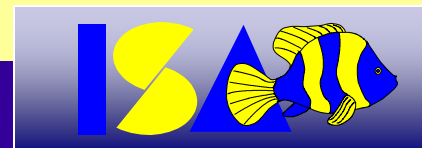
- Por la necesidad de aplicar medidas correctoras:
  - CRÍTICOS: magnitud superior a un umbral; pérdida permanente de calidad; no recuperación, no hay medidas posibles
  - SEVEROS: necesidad de medidas correctoras, y además necesita un largo periodo de recuperación; recuperable
  - MODERADO: no precisa medidas correctoras o no de forma intensa; recuperación a corto plazo; reversible



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

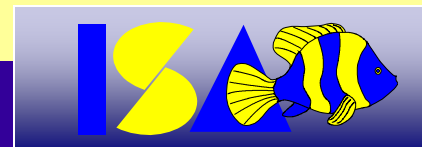




### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

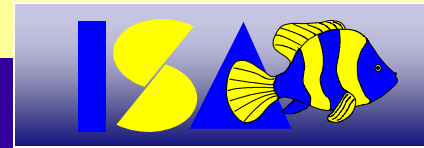




### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS



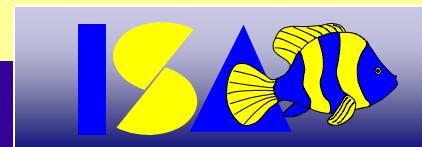


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.2.- ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD Y DE LOS IMPACTOS

Matriz de Importancias	factor A	factor B	factor C	factor D	factor E	factor F	factor G	factor H	factor I	factor J	factor K	factor L	factor M	factor N	factor Ñ	factor O	factor P
acción 1			Reversible					Recuperable									Cierto
acción 2		Recuperable										Recuperable				de Riesgo	
acción 3				Recuperable						Recuperable							
acción 4					Recuperable											de Riesgo	
acción 5		Recuperable					Recuperable						Recuperable				
acción 6	Recuperable					Recuperable						Recuperable				de Riesgo	
acción 7				Recuperable		Recuperable				Recuperable							Cierto
acción 8	Recuperable			Recuperable		Recuperable										de Riesgo	
acción 9										Recuperable					de Riesgo		
acción 10				Recuperable				Recuperable		Recuperable					de Riesgo	de Riesgo	
acción 11							Recuperable								de Riesgo		
acción 12			Recuperable					Recuperable				Recuperable	Recuperable				Cierto

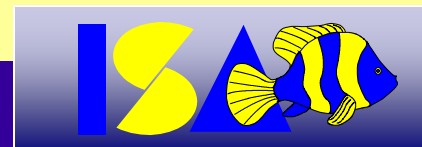
Matriz de Importancias según carácter del Impacto (información adicional)  
(recuperabilidad, duración, certeza y sinergia)



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.2.- ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD Y DE LOS IMPACTOS

EVALUACION DE IMPACTOS			CARACTER DEL IMPACTO			
			Signo	Reversibilidad	Duración	Certeza
M E D I O  F I S I C O	M E D I O  I N E R T E	Efecto Microclima	-	Recuperable	Temporal	Probable
		Geomorfología (erosionabilidad)	-	Recuperable	Permanente	Probable
		Inestabilidad y Deslizamientos	-	Recuperable	Permanente	Riesgo
		Cursos Superficiales	-	Recuperable	Permanente	Cierto
		Reg. Hidrológico	-	Irrecuperable	Permanente	Cierto
		Contam. del Agua	-	Recuperable	Temporal	Probable
	M E D I O  B I O T I C O	Deterioro Suelos	-	Irreversible	Permanente	Cierto
		Vegetación Natural	-	Irreversible	Permanente	Cierto
		Fauna	-	Irreversible	Permanente	Probable
		Espacios de Interés	-	Irreversible	Permanente	Cierto
		Paisaje	-	Recuperable	Permanente	Cierto
	M O V I L I D A D	Conducción Usuarios	+	Mejorable	Permanente	Probable
		Movilidad Local (Segregación Tráf.)	+	Mejorable	Permanente	Probable
		Movilidad Local (Congestión Tráf.)	-	Recuperable	Permanente	Probable
Efecto Barrera		-	Recuperable	Permanente	Cierto	

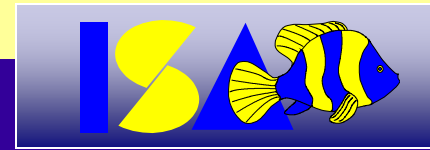


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.2.- ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD Y DE LOS IMPACTOS

SERVICIOS	Servicios al Transporte	-	Reversible	Temporal	Probable
GESTION DE SUELO	Ocupación Suelo Productivo	-	Irreversible	Permanente	Cierto
	Ocupación Suelo Urbanizable	-	Reversible	Temporal	Cierto
	Ocupación Suelo Edificado	-	Irreversible	Permanente	Cierto
	Ocupación Suelo Protegido	-	Irreversible	Permanente	Cierto
	Activación Ocupación Suelo	-	Recuperable	Permanente	Probable
CALIDAD AMBIENTAL DE VIDA	Molestias de Obra	-	Recuperable	Temporal	Probable
	Ruido del Tráfico	-	Recuperable	Discontinuo	Cierto
	Contaminación del Tráfico	-	Irreversible	Discontinuo	Cierto
PATRIMONIO	Histórico-Artístico Arqueológico	-	Irreversible	Permanente	Probable
	Patrimonio Social	-	Recuperable	Permanente	Cierto

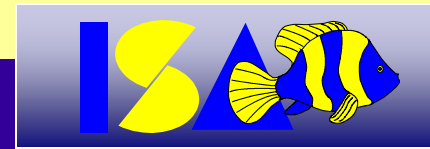




### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

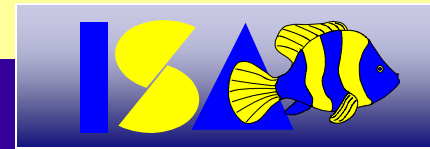
- Fases de la valoración cuantitativa:
  - a) Valoración en unidades heterogéneas para cada impacto.
    - ... es necesaria la participación de especialistas en impacto sobre cada uno de los factores.
    - ... necesario el uso de herramientas experimentales y de discusión sofisticadas (modelos, análisis de preferencias, conocimiento de efectos sobre la salud, etc.).
    - ... va a ser función de las características de la expresión del impacto sobre un factor:
      - ... **Cuantificables:** capaces de ser expresados en escalas de proporcionalidad, que se pueden encontrar de dos formas:
        - a) *Directamente cuantificables: p.e. metros cuadrados de suelo de una determinada calidad dañados por una explotación minera.*
        - b) *Cuantificables a través de algún indicador:*



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

- La valoración admite tres niveles de aproximación en función del contenido y alcance del estudio:
  - Simple enjuiciamiento
    - o interpretación de los impactos identificados en los términos que señala el Reglamento: compatible, moderado, severo, crítico, o bien por otra terminología que sea siempre significativa y de fácil comprensión por personas no expertas
  - Valoración cualitativa
    - de los impactos identificados mediante alguna escala de puntuación; esta puntuación puede ser simple, representando el impacto por un solo valor o bien utilizar dos valores distintos: uno para la intensidad o grado de incidencia y otro para la magnitud o cantidad y calidad del factor alterado. En ambos casos resulta problemática la agregación de los impactos sobre factores distintos en un impacto total
  - Valoración cuantitativa:
    - Tienden a ser considerados mas objetivos y precisos que los cualitativos

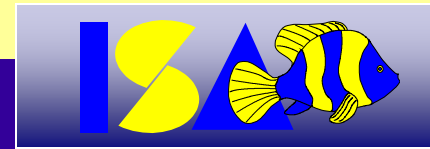


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

... **Cualitativos:** Sólo aceptan una expresión numérica en escalas de orden o de intervalo; admiten una subdivisión entre:

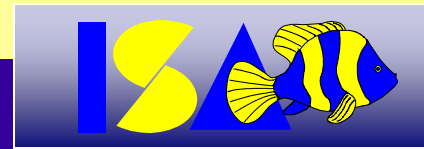
- a) *Aquellos para los que existen criterios objetivos (p.e. la ocupación de una determinada formación vegetal puede venir expresada por la superficie destruida ponderada por un índice de calidad de dicha formación; este índice de calidad se deduce de ciertas características (estado evolutivo, rareza, diversidad, cobertura, etc.) cuya aceptación por la comunidad científica le da gran consistencia.*
- b) *Aquellos de percepción subjetiva que deben jerarquizarse mediante análisis de preferencias (p.e. efecto de una explotación minera sobre el paisaje se puede expresar por la superficie de su cuenca visual ponderada por un índice representativo de la pérdida de valor de las unidades de paisaje afectadas; el índice de calidad se puede deducir de un análisis de preferencias sociales).*



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

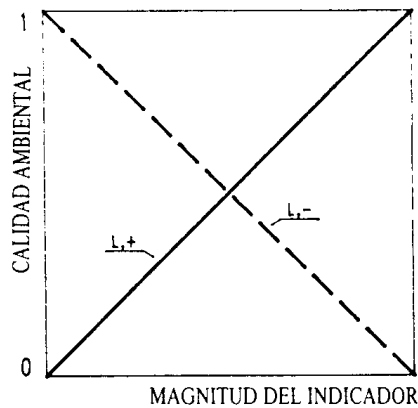
#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

- b) La transposición de esos valores a unidades homogéneas, comparables de impacto ambiental.
  - es necesario:
    - ... obtener una **valoración global**, para tener una visión integrada y completa
    - ... utilizar **unidades homogéneas**
    - ... homogeneizar las diferentes unidades de medida en **unidades abstractas de valor**
  
  - TÉCNICA DE LAS FUNCIONES DE TRANSFORMACIÓN:
    - ... relacionan la magnitud de cada factor ambiental o un indicador medido en sus unidades propias a una unidad comparable
    - ... 0 (peor situación) a 1 (situación óptima)
    - ... 7 formas básicas (tramos rectos o curvos)
    - ... forma directa (*impactos positivos: p.e. oxígeno disuelto*) o inversa (*impacto negativos: p.e. ruido*)
    - ... algunas formas con máximo intermedio (*normalmente situación natural; p.e. temperatura del agua*)
    - ... elaboración: difícil, interés intelectual, necesario rigor científico
    - ... valores sociales, pueden variar de unos lugares a otros

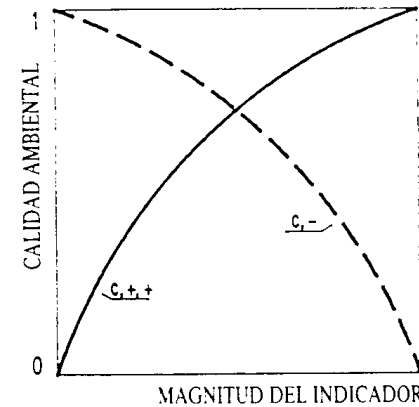


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

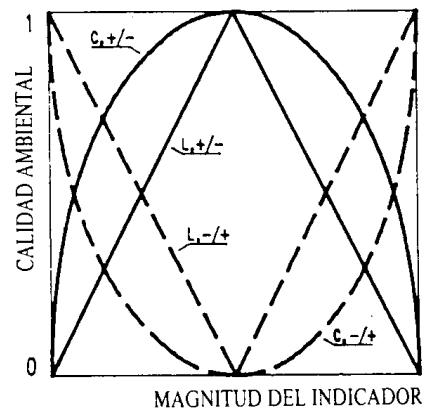
#### 3.2.- ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD Y DE LOS IMPACTOS



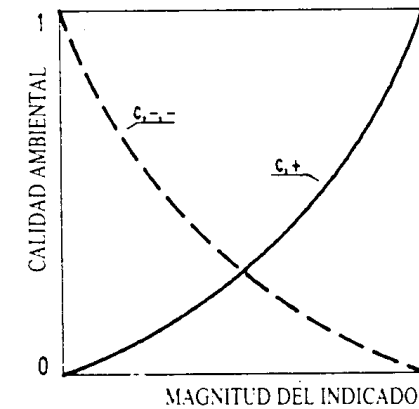
La CA es proporcional a la magnitud del factor



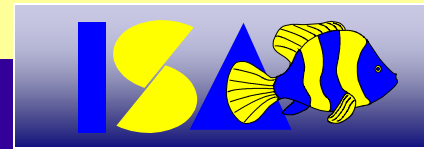
La CA crece rápidamente cuando M es escasa y lentamente cuando M es grande (y a la inversa)



Los valores extremos de CA se dan para valores intermedios de M, pudiendo ser CA proporcional o no a M

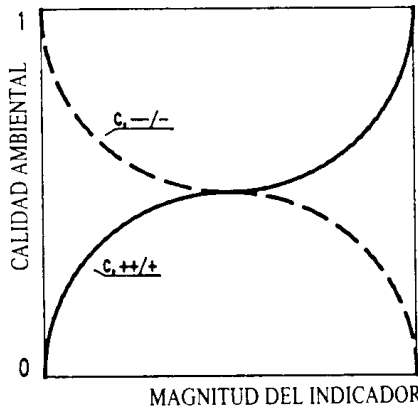


La CA crece lentamente cuando M es escasa y rápidamente cuando M es grande (y a la inversa)

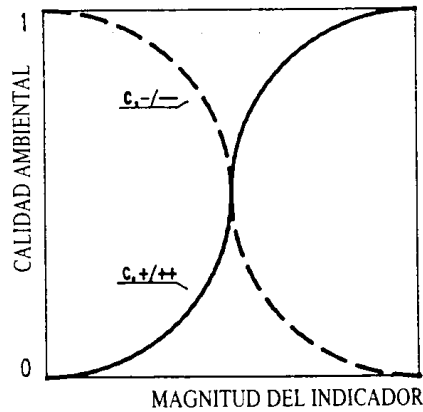


### 3- IMPACTO AMBIENTAL

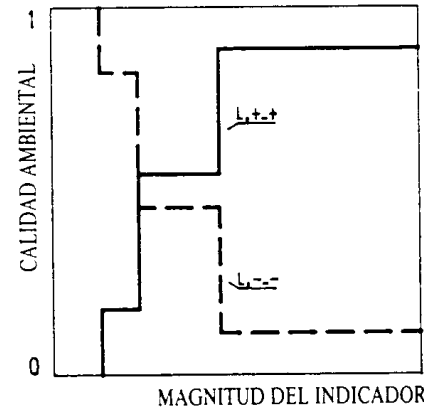
#### 3.2.- ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD Y DE LOS IMPACTOS



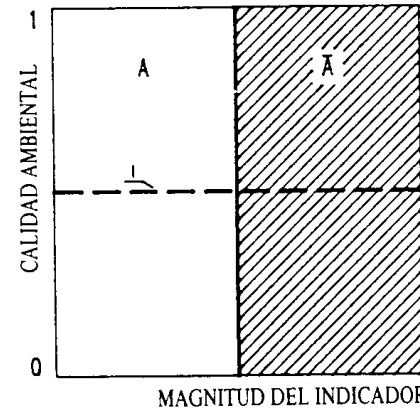
La CA se magnifica en los extremos y se ralentiza en los valores intermedios del factor



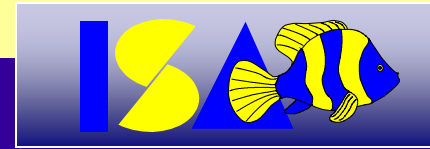
La CA se magnifica para valores intermedios del factor y se ralentiza en los extremos



La CA varía de manera discontinua al aumentar la magnitud del factor



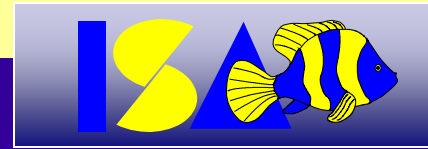
La CA es aceptable o no aceptable a partir de un umbral de M, o bien la CA es independiente de M



### 3- IMPACTO AMBIENTAL

#### 3.3.- CLASIFICACIÓN Y VALORACIÓN DE LOS IMPACTOS

- posible método para construir funciones:
  - ... Recopilar información y criterios de la comunidad científica.
  - ... Analizar normativa legal que afecta al factor.
  - ... Selección de un panel de expertos
  - ... Construcción individual de formas gráficas
  - ... Construcción de curva consensuada si hay convergencia
  - ... Si no hay, hacer discusión
  - ... Proposición final o recirculación.
  
- c) La agregación de los impactos parciales para obtener un valor total.
  - disponemos de valores entre 0 y 1 de impacto
  - es necesario modificar esta magnitud en función del grado de incidencia y de los atributos descriptivos del efecto
  - se multiplica la magnitud por un índice de representativo de los atributos del efecto
  - estos índices, coeficientes de ponderación, es bueno que estén entre 0 y 1
  - se calcula el impacto total, sobre un factor, o parcial de una acción, por suma ponderada.



CASO PRÁCTICO: GESTIÓN AMBIENTAL EN UNA PLANTA DE  
HORMIGONADO





**Curso: Problemática ambiental en el  
sector de la construcción.  
PROBLEMÁTICA AMBIENTAL  
CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS  
2002**

**Impartido por:**

**Joaquín Suárez López  
Alfredo Jácome Burgos**

**Marzo de 2002**

**BLOQUE 1**  
**GESTIÓN DEL AGUA**  
**CALIDAD DE LAS AGUAS**

**B1-1.- GESTIÓN DEL AGUA**

**B1-2.- CICLOS DEL AGUA**

**B1-3.- CARTA EUROPEA DEL AGUA.**

**B1-4.- CONCEPTOS DE CALIDAD DE AGUAS**

**B1-4.1.- TÉCNICAS DE PROTECCIÓN DE LAS AGUAS CONTINENTALES EN LA LEGISLACIÓN**

**B1-4.2.- CICLO DEL AGUA Y NORMATIVAS DE CALIDAD**

**B1-4.3.- PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA**

**BLOQUE 2**  
**PARÁMETROS INDICADORES DE LA CALIDAD Y DE LA**  
**CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS**

**B2-1.- EL AGUA. CARACTERÍSTICAS Y PROPIEDADES**

**B2-2.- CUANTIFICACIÓN DE IMPUREZAS O DE CONTAMINANTES**

**B2-3.- CONTAMINACIÓN. TIPOS**

**B2-3.1.- AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS**

**B2-3.2.1.- GÉRMEENES PATÓGENOS**

**B2-3.2.2.- MATERIA ORGÁNICA (MO)**

**B2-3.2.3.- SÓLIDOS**

**B2-3.2.5.- METALES PESADOS**

**B2-3.2.6.- OTROS PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS GENERALES**

**B2-3.2.- AGUAS RESIDUALES PECUARIAS**

**B2-3.3.- CONTAMINACIÓN DE ORIGEN AGRÍCOLA**

**B2-3.4.- AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES**

**B2-3.4.- AGUAS DE ESCORRENTÍA URBANA**

**B2-3.5.- AGUAS RESIDUALES URBANAS (A.R.U.)**

**B2-3.5.1.- COMPONENTES DE LAS A.R.U.**

**B2-3.5.2.- CARGAS DE CONTAMINACIÓN EN LAS A.R.U.**

**B2-3.5.3.- HABITANTE EQUIVALENTE**

**BLOQUE 3**  
**CONTROL DE LA CALIDAD DEL AGUA.**

**B3-1.- CONTROL DE LA CALIDAD DEL AGUA DE ABASTECIMIENTO**

**B3-1.1.- ABASTECIMIENTO PARA CONSUMO PÚBLICO**

**B3-1.2.- ABASTECIMIENTO PARA USO PECUARIO**

**B3-1.3.- ABASTECIMIENTO PARA USO AGRÍCOLA**

**B3-1.4.- ABASTECIMIENTO PARA USO INDUSTRIAL**

**B3-2.- CONTROL DE LA CALIDAD DE AGUAS NATURALES**

**B3-3.- CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN DE LOS VERTIDOS**

**B3-3.1.- LA REGULARIZACIÓN DE LOS VERTIDOS**

**B3-3.2.- EL CANON DE VERTIDO Y EL CANON DE SANEAMIENTO**

**B3-3.2.1.- EL CANON DE VERTIDO EN LA LEY DE AGUAS**

**B3-3.2.2.- EL CANON DE SANEAMIENTO EN GALICIA**

## B3-4.- DIRECTIVAS EUROPEAS SOBRE CALIDAD DEL AGUA

# BLOQUE 1

## GESTIÓN DEL AGUA. CALIDAD DE LAS AGUAS

---

### B1.- 1.- GESTIÓN DEL AGUA

La gestión es acción y efecto de gestionar. Gestionar es hacer diligencias para el logro de un deseo. Habitualmente se asocia gestión a administración. Estos dos conceptos se aplican a la gestión del agua.

El agua es un recurso, un recurso natural. La palabra recursos, en plural, se define como "bienes medios de subsistencia", es decir, algo que presta apoyo a la vida o a las actividades humanas. Sin embargo no basta pensar en términos de vida humana, ya que plantas y animales, el medio natural en general, dependen del suministro constante del recurso agua.

La **gestión del recurso agua** tiene como objetivo el tratar de satisfacer el conjunto de necesidades, minimizando los conflictos entre los diversos usos y preservando al máximo el medio, con un coste mínimo para la sociedad.

En la gestión del agua deben utilizarse tres vías simultáneamente:

- La vía **REGLAMENTARIA O JURÍDICA**: que determinará, en función del bien común, las soluciones que es necesario acometer por aplicación de las normas establecidas por leyes o reglamentos, y que fundamentalmente estarán orientadas a determinar las estructuras de gestión, reglamentación de los usos del agua, normas de tratamiento, depuración y regeneración, así como el establecimiento de sanciones diversas.
- La vía **TÉCNICA**: que es la base de una gestión dinámica, puesto que determina las necesidades, las obras e instalaciones necesarias para la utilización del recurso agua y para su posterior reincorporación de forma óptima al ciclo hidrológico. En esta vía se deben superar los puntos de vista que tienen al hombre como principal y único fin de sus actuaciones.
- La vía **ECONÓMICA o FINANCIERA**: que consiste en analizar los costes de las diversas soluciones que permiten la resolución de los problemas planteados en la vía técnica y los que se plantearán en la vía reglamentaria o jurídica.

La particular distribución espacial y temporal del agua ha hecho que actualmente la idea de escasez sea un fenómeno generalizado y la gestión adecuada de la misma sea una prioridad máxima en nuestra sociedad.

En 1973 el Consejo Económico y Social de la Naciones Unidas hizo un llamamiento a la sensibilidad mundial sobre el tema. En marzo de 1977, ciento dieciséis naciones se reunieron en Mar de Plata, Argentina, en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el agua. El presidente de la Conferencia afirmó que **el acceso de todo hombre a un recurso de agua potable debe ser reconocido como un derecho universal** y recordó que la quinta parte de la población en zonas urbanas del mundo y las tres cuartas partes de la población de las zonas rurales no tenían agua potable.

Como idea general se puede citar que se estima que el 97% del agua del planeta se encuentra en los océanos. Más de las tres cuartas partes restantes del agua, que constituiría el recurso "agua dulce" del planeta, se encuentra en forma de hielo en la Antártida, Groenlandia y el Ártico. Así pues, el agua disponible es una muy pequeña cantidad que se reparte en lagos y ríos (1%) y acuíferos subterráneos (20%).

Los recursos hídricos en España se cifran en 114.000 Hm<sup>3</sup>/año (precipitación media anual de 670 mm), con lo cual, atendiéndonos a datos globales, nos da una disponibilidad teórica por habitante y año de 3000 m<sup>3</sup>, cifra superior al valor medio de la Comunidad Europea, que está en los 2500 m<sup>3</sup>. Este indicador es válido a nivel nacional, pero presenta unas grandes oscilaciones entre las diferentes cuencas españolas; así, mientras las cuencas Norte, Duero, Tajo y Ebro tienen el 75% de los recursos naturales (aportan 83.000 Hm<sup>3</sup>/año), las cuencas del área mediterránea y sur tienen el 25% de los recursos naturales.

La irregular distribución espacial y temporal de los recursos, así como el desequilibrio de la demanda actual (el 50% de la demanda para usos consuntivos se produce en el área mediterránea y sur) ha obligado a realizar una regulación distinta en cada cuenca, para tener los recursos disponibles.

Utilizando los datos del Plan Hidrológico Nacional, de los 114.000 Hm<sup>3</sup>/año, sólo están disponibles en la actualidad 47.000 Hm<sup>3</sup>/año, lo cual supone una disponibilidad del 41%, oscilando entre valores de un 9% en la Cuenca Norte III y un 74% en el Júcar.

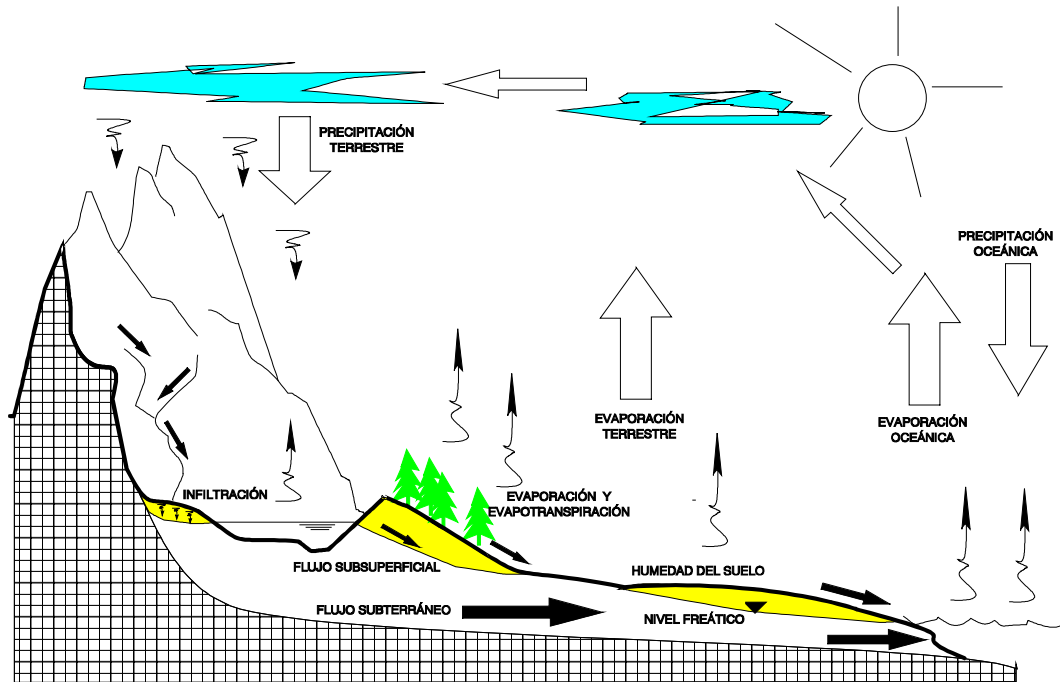
Los recursos hidráulicos subterráneos se cifran en 20.000 Hm<sup>3</sup>/año de recarga natural, de los cuales 16.000 Hm<sup>3</sup>/año se utilizan en la actualidad.

## **B1.- 2.- CICLOS DEL AGUA**

En La Tierra el agua se distribuye en un espacio llamado **hidrosfera**, que se extiende desde unos quince kilómetros en altura en la atmósfera hasta un kilómetro por debajo de la litosfera o corteza terrestre. El agua circula en la hidrosfera a través de un laberinto de rutas que constituyen el ciclo hidrológico.

El ciclo no tiene principio ni fin y sus diversos procesos ocurren de forma continua. El agua se evapora desde los océanos y desde la superficie terrestre, pasando a la atmósfera; el vapor de agua se transporta y se eleva en la atmósfera hasta que se condensa y precipita sobre la superficie terrestre o los océanos; el agua precipitada

puede ser interceptada por la vegetación, convertirse en flujo superficial sobre el suelo, infiltrarse en él, correr a través del suelo como flujo subsuperficial y descargar en los ríos como escorrentía superficial. La mayor parte del agua interceptada y de escorrentía superficial regresa a la atmósfera mediante la evaporación. El agua infiltrada puede percolar profundamente para recargar el agua subterránea de donde puede emerger en manantiales o se incorpora a los ríos para formar la escorrentía superficial y, finalmente, fluye hacia el mar o se evapora en la atmósfera a medida que el ciclo continúa.

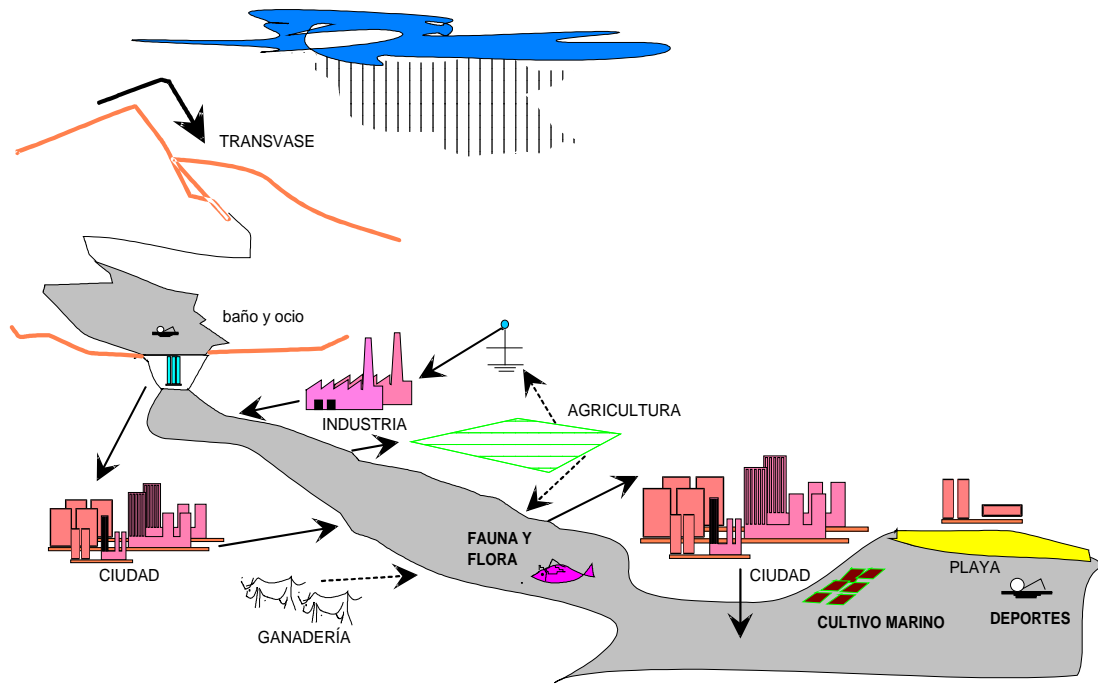


*Ciclo natural del agua.*

Aunque el concepto de ciclo hidrológico es simple, el fenómeno es enormemente complejo e intrincado. No solamente es un ciclo global, sino que está compuesto por muchos ciclos interrelacionados de extensión continental, regional y local. Aunque el volumen total de agua en el ciclo hidrológico global permanece esencialmente constante, la distribución de este agua cambia continuamente en continentes, regiones y cuencas locales de drenaje.

**El hombre**, como usuario de ese recurso agua, con su gran capacidad de manipulación, **modifica el ciclo** para satisfacer sus necesidades. A pesar de importantes diferencias de consumo de agua en los núcleos urbanos del mundo en función del clima, costumbres locales, nivel de vida y grado de desarrollo, la creciente urbanización ha hecho triplicar el uso de agua para la agricultura, la industria, el uso doméstico y comercial en los últimos 30 años, y se espera que volverá a triplicarse en los próximos 30.

La gestión eficaz del agua es cada vez más acuciante por cuanto mientras el recurso no tiene en un futuro próximo la posibilidad de un incremento espectacular, la demanda es continuamente creciente a pesar de las importantes mejoras que sobre el uso se están llevando a cabo tanto en los aspectos de consumo humano e industrial, como en el de regadío.



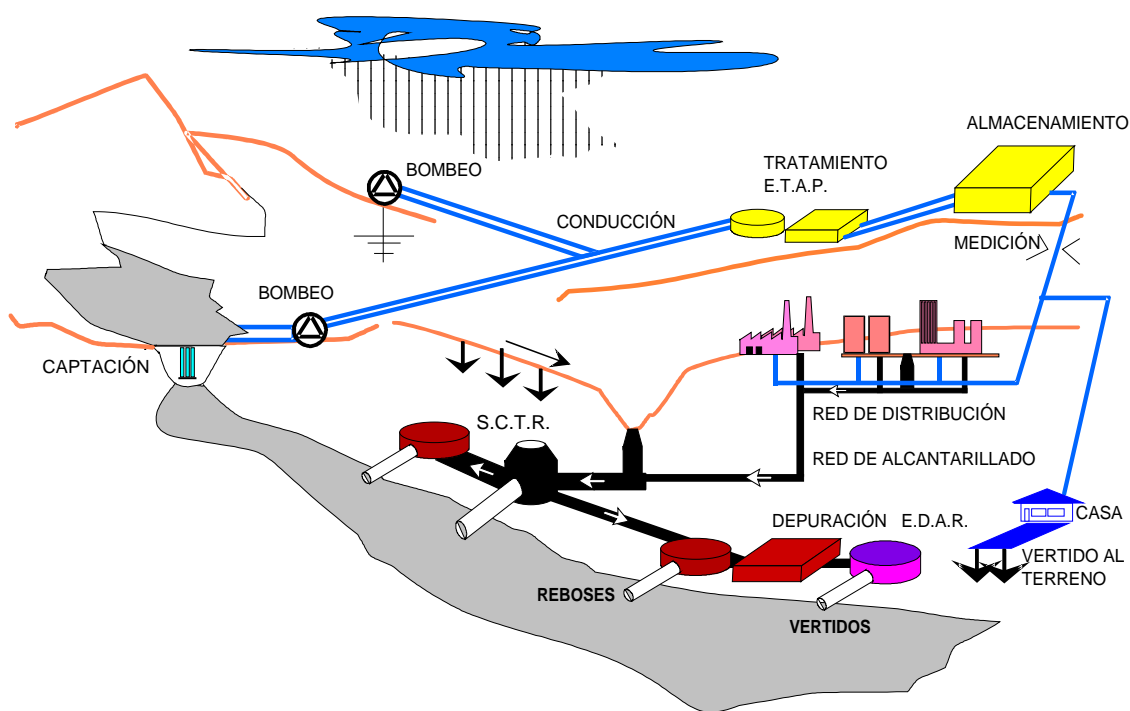
*Ciclo del uso del agua en una cuenca.*

La complejidad del problema del agua, con todo, no reside únicamente en obtener la cantidad de agua indispensable para satisfacer las crecientes necesidades de la sociedad, igualmente grave es el problema del constante deterioro cualitativo producido en las reservas existentes por esa misma sociedad que tanto las necesita.

El agua captada de los ríos, o de cualquier otra fuente natural de agua dulce, entra en un ciclo de utilización en el que cada vez se incorporan nuevos y más elementos. El agua cada vez está más contaminada. Este agua, ya no deseable, se desprecia y la forma más común para la evacuación final es, o era, el verterlo a un medio receptor (ríos, estuarios, lagos o el mar) y confiar en la dilución (en cuanto a nutrientes y productos tóxicos) y en el poder autodepurador del medio (en cuanto a materia orgánica biodegradable).

Los aspectos negativos de la acción modificadora del hombre respecto al ciclo hidrológico son múltiples y se manifiestan prácticamente en todas sus fases.

La primera de ellas es la **contaminación atmosférica**, que determina que el agua de lluvia arrastre contaminantes atmosféricos, haciéndolos llegar a ríos y lagos. A esta contaminación hay que añadir el **deterioro de las aguas dulces superficiales** por los usos humanos y procesos productivos. La concentración de sustancias orgánicas e inorgánicas que se vierten a los sistemas acuáticos naturales superan con mucho la capacidad autodepuradora de los mismos.



**Ciclo del uso municipal del agua.**

Las aguas de escorrentía que atraviesan y lavan áreas agrícolas o urbanas y que se incorporan a los cauces arrastran todo tipo de contaminantes. **Las contaminación de las aguas subterráneas** es aún más peligrosa que la de las superficiales por cuanto su circulación es más lenta y su poder autodepurador es menor.

Los desequilibrios inherentes a la **eutrofización de muchos embalses** y la acumulación de diversos productos (metales pesados, compuestos organoclorados, compuestos radiactivos) en organismos acuáticos, entre otros fenómenos, han puesto en evidencia la ilusoria protección que ofrecen los criterios de dilución y autodepuración.

En España el problema del deterioro de la calidad de las aguas ha comenzado a ser abordado desde hace unos 15 años. A finales de los años '70 no más del 10% de la población contaba con sistemas de depuración de aguas residuales, mientras que en 1993 este porcentaje se ha elevado al 59% y en la actualidad continua su ritmo ascendente. Si se consideran por separado los núcleos urbanos con más de 10.000 habitantes, el porcentaje de población servida por estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas sube al 70%, repartido entre un 52% de población servida con tratamientos secundarios y un 18% servida con tratamientos primarios.

Con todo, la situación actual en España se caracteriza, a grandes trazos, por tener un tercio de la longitud de sus ríos con problemas de contaminación de diversa índole, un 70% de los embalses con síntomas de eutrofización más o menos avanzada y cerca de 50 sistemas acuíferos subterráneos con concentraciones excesivas de nitratos o salinidad muy alta.

La consecuencia inmediata es que los costes de potabilización de las aguas para abastecimiento son, en muchos casos, muy considerables y, a pesar de las técnicas de tratamiento, es inevitable la aparición esporádica de malos olores y

colores desagradables en las redes de abastecimiento. Además, el valor recreativo de no pocos embalses y ríos disminuye ostensiblemente por efecto de la eutrofización o de otros síntomas de contaminación de las aguas. Tampoco son raras las mortandades masivas de peces en tramos fluviales o en embalses. Finalmente, en algunas zonas de regadío intensivo y en zonas costeras, las aguas subterráneas han perdido condiciones básicas para el consumo humano o ni siquiera sirven para el propio riego agrícola.

### **B1-3.- CARTA EUROPEA DEL AGUA**

A continuación se transcribe la Carta Europea del Agua, que resume de forma clara y sencilla la problemática actual del agua y marca los principios fundamentales de gestión:

- Sin agua no hay vida posible. Es un bien preciado, indispensable a toda actividad humana.
- Los recursos de agua dulce no son inagotables. Es indispensable preservarlos, controlarlos y, si es posible, acrecentarlos.
- Alterar la calidad del agua es perjudicar la vida del hombre y de los otros seres vivos que de ella dependen.
- La calidad del agua debe ser preservada de acuerdo con normas adaptadas a los diversos usos previstos, y satisfacer, especialmente, las exigencias sanitarias.
- Cuando las aguas, después de utilizarlas, se reintegran a la naturaleza, no deberán comprometer el uso ulterior, público o privado, que de ésta se haga.
- El mantenimiento de la cobertura vegetal adecuada, preferentemente forestal, es esencial para la conservación de los recursos hídricos.
- Los recursos hídricos deben inventariarse.
- Para una adecuada gestión del agua es preciso que las autoridades competentes establezcan el correspondiente plan.
- La protección de las agua implica un importante esfuerzo tanto en la investigación científica, como en la preparación de especialistas y en la información del público.
- El agua es un patrimonio común cuyo valor debe ser reconocido por todos. Cada uno tiene el deber de utilizarla con cuidado y no desperdiciarla.
- La gestión de los recursos hidráulicos debiera encuadrarse más bien en el marco de las cuencas naturales que en el de las fronteras administrativas y políticas.
- El agua no tiene fronteras. Es un recurso común que necesita de la cooperación internacional.



## **B1- 4.- CONCEPTOS DE CALIDAD DE AGUAS**

La **calidad del agua** no es un término absoluto, es algo que siempre se dice en relación con el **uso o actividad** a que se destina: calidad para beber, calidad para riego, etc. Es indiferente que la falta de calidad se deba a causas naturales (el agua contendrá impurezas) o artificiales (el agua contendrá contaminación). Otro punto de vista sobre la calidad del agua se identificaría con su estado natural, y la "pérdida de calidad" vendría medida por la distancia a ese estado. En este sentido relativo, se podría decir que un medio está contaminado cuando la composición o el estado del agua están modificados, directamente o indirectamente, por el hombre, de modo que se presta menos fácilmente a todos o algunos de los usos para los que podría servir en su estado natural. Se trata, pues, de calibrar la modificación inducida a partir de un punto de referencia que puede ser relativo - el estado natural - o absoluto - normativa de calidad.

El agua no se encuentra en la naturaleza en estado puro y siempre contiene un cierto número y cantidad de sustancias que provienen de diversas fuentes: la precipitación, su propia acción erosiva, el viento, su contacto con la atmósfera. En aguas que no han recibido vertidos artificiales se encuentran sólidos y coloides en suspensión, sólidos disueltos, etc.

Warren (1971) (citado por LÓPEZ-LLANEZA, 1984) define calidad del agua como: "Cualquier límite fijado de variación o alteración del estado del agua, juzgado expertamente, en base a datos científicos, para el cual no hay ningún tipo de efectos, generalmente adversos, en su uso por el hombre o para los organismos que lo habiten". La definición plantea dos cuestiones fundamentales: el establecimiento del límite de variación permitido, dentro del cual no se producen efectos indeseables, y la aplicación de un sistema de control que proporcione información suficientemente veraz de la situación en la que el agua se encuentra, respecto al límite establecido. Como respuesta a la segunda cuestión, se han desarrollado métodos de control de la calidad del agua que basan su metodología, bien en el análisis de las condiciones abióticas del ecosistema (índices químicos) bien en el estudio de comunidades biológicas.

Interesa conocer la calidad del agua desde diversos puntos de vista:

- Utilización fuera del lugar donde se encuentra (agua potable, usos domésticos, urbanos e industriales, agrícolas, ganaderos, ...).
- Utilización del curso o masa de agua (baño, pesca, navegación, ...).
- Como medio acuático que acoge a un ecosistema.
- Como receptor de efluentes residuales.

### **B1-4.1.- TÉCNICAS DE PROTECCIÓN DE LAS AGUAS CONTINENTALES EN LA LEGISLACIÓN**

Las técnicas de protección de las aguas continentales en la legislación estatal de aguas son múltiples y variadas, coincidiendo con la variedad de planteamientos con los que el concepto de calidad de aguas aparece en la legislación. Es interesante el criterio sistemático establecido por EMBID IRUJO (1994) que facilita enormemente la comprensión de la normativa.

La clasificación de las técnicas de protección es la siguiente:

- a) **Técnicas preventivas:** Tienen el campo de aplicación en los periodos de tiempo previos a la utilización o aprovechamiento de las aguas públicas. Tienen por objeto prevenir daños que hipotéticamente puedan causarse al dominio público hidráulico con ocasión de cualquier utilización del mismo, o limitan y regulan usos futuros. Son parte inherente de la planificación hidrológica.

Se pueden citar las siguientes:

- Delimitaciones de **zonas de policía** y de otra naturaleza y autorizaciones subsiguientes. La zona de policía se extiende en una anchura de 100 metros a lo largo de las márgenes y se condiciona el uso del suelo y de actividades. También se fijan **zonas de protección alrededor de embalses** superficiales, superando las zonas de policía.
- **Fijación de perímetros de protección de acuíferos:** Se controlan nuevas concesiones y se limitan las actividades como la construcción de obras de infraestructura o extracción de áridos.
- **Zonas húmedas:** Son zonas pantanosas o encharcadizas, incluso creadas artificialmente. En ellas toda actividad requiere autorización. Se tiende a evitar su desaparición.
- **Estudios y evaluación de impacto ambiental:** Es la técnica de prevención por antonomasia.
- **Planificación hidrológica:** Ya nos hemos referido con anterioridad a las preocupaciones por la calidad de aguas de los Planes Hidrológicos de cuenca.

- b) **Técnicas activas:** Se desarrollan en el campo de la actividad común de la Administraciones (autorización y concesión de usos), que incorporan a ella determinaciones de protección medio ambiental o que las tienen como justificación misma de sus existencia (autorización y canon de vertidos).

Se pueden citar las siguientes:

- **Concesiones y autorizaciones:** son actos administrativos mediante los cuales se permite la utilización del dominio público hidráulico. Se debe tener en cuenta la explotación racional conjunta de los recursos superficiales y subterráneos, la incidencia ecológica desfavorable y la garantía de restitución del medio. En este apartado hay que incluir una normativa de importancia fundamental, incluida en el artículo 115.2g del RAPA, referente a "*caudales mínimos que respetar para usos comunes o por motivos sanitarios o ecológicos, si fueran precisos*".
- **Autorizaciones de vertido:** Cualquier tipo de vertido, directo o indirecto, a los cauces públicos susceptible de causar contaminación, necesita de autorización administrativa. Es un instrumento específico de protección del dominio público hidráulico.
- **Canon de vertido:** Es una técnica fiscal de protección (Artículo 105). Es pagado por los vertidos autorizados y se destina a la protección y mejora del medio receptor. El objetivo no es recaudador sino desincentivador de la contaminación de las aguas.

c) **Técnicas represivas:** Sancionan las actuaciones contrarias a la regulación ambiental protectora de la calidad de las aguas.

Se pueden citar las siguientes:

- **Acuíferos sobre-explotados:** Si se ve peligrar la propia existencia del acuífero el Organismo de cuenca hace una declaración de acuífero sobre-explotado. Se impone una reordenación de las extracciones con las repercusiones económicas y sociales consiguientes sobre las actividades agrarias, industriales o de abastecimiento.
- **Régimen sancionatorio:** Se establecen sanciones económicas cuando se causa daño al dominio público hidráulico, se produce una invasión, una extracción de áridos, o se realizan vertidos no autorizados.

#### **B1-4.2.- CICLO DEL AGUA Y NORMATIVAS DE CALIDAD**

El ciclo del agua se hace un poco más complejo si se empiezan a tener en cuenta limitaciones y normas. Ya en la captación se impone una calidad mínima en la fuente de agua, *N1* (ver la figura siguiente). La prioridad histórica de protección de la salud humana contra posibles enfermedades producidas por el consumo de aguas en malas condiciones determinó que estas normas fuesen las primeras en ser establecidas. Si la fuente de agua más cercana cumplía las condiciones impuestas era aprovechada, y en caso contrario se buscaba otra fuente más lejana o menos accesible.

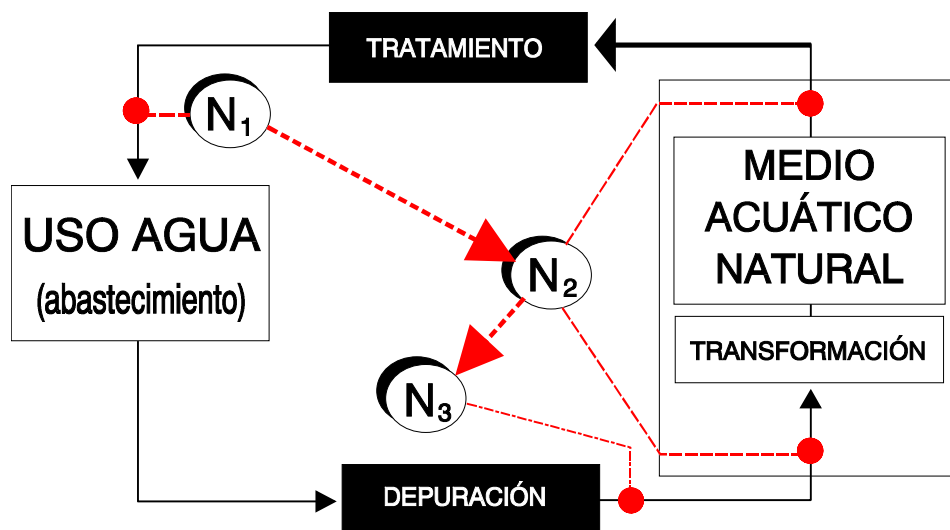
El subsistema que, dentro de nuestro estudio integral, es el medio acuático natural, necesita de una calidad mínima para que dentro de él se desarrolle la vida animal y vegetal, además de que, por ejemplo, permita al hombre realizar actividades de ocio o esa agua pueda servir para ser captada y transformada a potable, previo tratamiento. Esa calidad vendrá definida en un segundo bloque de normativa, *N2*.

Una normativa, *N3* (ver figura siguiente), de vertido a un medio acuático natural surge como necesidad para que pueda cumplirse *N2* y va a imponer la realización de tratamiento previo a la descarga. Las diferentes técnicas de tratamiento de aguas residuales permitirán obtener determinados rendimientos de depuración con un mayor o menor coste económico asociado.

Si las necesidades de abastecimiento de agua son tales que se precisa tratar aguas que no cumplen en principio las condiciones mínimas, pero sí las exigidas por *N2* (posiblemente impuestas con el criterio de que las técnicas de tratamiento existentes permitan, a un coste aceptable, el poder cumplir *N1*), el ciclo del agua queda cerrado (Artº. 2, Directiva 75/440/CEE).

Las conexiones entre unas y otras normativas, variadas y variopintas, seguramente por la evolución histórica, permiten que algunas veces se produzcan contradicciones cuando se elaboran diseños y estrategias de vertidos. La Directiva anteriormente citada, como así queda especificado en el documento "Protección de las aguas. Aguas continentales" (MOPT, 1993), no trata de adecuar el tratamiento al tipo de aguas "prepotables" elegido, sino al revés, garantizar en el río una calidad, determinada por el Anexo II de la misma, que a su vez han sido fijados por

el Anexo I, en función del tipo de tratamiento de aguas blancas existente. La finalidad de la Directiva es la mejora de las aguas, no de los tratamientos de potabilización.



*Ciclo del agua y Normas de Calidad*

Dentro del ciclo, es en la etapa a la que hemos denominado "medio acuático natural" en la que se producen los fenómenos más complejos, más importantes y menos controlables por el hombre. El establecimiento de normas y objetivos de calidad,  $N_2$ , está condicionado por el conocimiento disponible del funcionamiento del medio (fenómenos de transformación y evolución de la materia y energía, criterios de calidad para el desarrollo de la biota, etc.). Conforme se progresa en el conocimiento de la dinámica del medio, las normas de calidad deben evolucionar, de manera que haya un ajuste temporal o incluso una redefinición periódica

### B1- 4.3.- PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA

La manera más sencilla y práctica de estimar la calidad del agua consiste en la definición de índices o ratios de las medidas de **ciertos parámetros físicos, químicos o biológicos** en la situación real y en otra situación que se considera admisible o deseable, y que viene definida por ciertos estándares. El cálculo de los límites permitirá, a su vez, llegar a una clasificación.

Los parámetros físicos no son índices absolutos de contaminación; sus valores normales pueden variar considerablemente y, por lo tanto, en cada caso habría que medir la derivación de la norma. Por otra parte, los cambios pueden ser tan aparentes que un sólo parámetro llega a dar una idea del grado de contaminación y de la extensión de la zona afectada.

Los parámetros físicos más importantes son: transparencia, turbidez, color, olor, sabor, temperatura y conductividad.

Los parámetros químicos son muy importantes para definir la calidad del agua. Son capaces de identificar y cuantificar agentes causales de contaminación. Si el agua no ha recibido vertidos urbanos o industriales, la prospección debe comprender la determinación sistemática de los siguientes parámetros:

- a) Iones más importante (bicarbonatos, cloruros, sulfatos, calcio, magnesio y sodio).
- b) Oxígeno disuelto (OD), demanda química de oxígeno (DQO).
- c) Carbono orgánico (disuelto, COD, o total, COT).

Si es necesario realizar observaciones más detalladas por la finalidad específica del estudio o por el grado de contaminación, pueden irse incluyendo sucesivamente los siguientes grupos de parámetros:

- a) Compuestos de nitrógeno, fosfatos, hierro,  $DBO_5$ , pH.
- b) Fenoles, derivados del petróleo, detergentes, pesticidas.
- c) Fósforo orgánico e inorgánico, contaminantes traza (metales pesados, fluoruros, etc.).

Los parámetros de calidad del agua más frecuentemente utilizados, y al mismo tiempo relevantes, para los estudios del medio físico son (MOPT, 1992):

- Oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno (DBO).
- Sólidos disueltos y en suspensión.
- Compuestos del nitrógeno, fósforo, azufre y cloro.
- pH.
- Dureza.
- Turbidez.
- Elementos tóxicos.
- Patógenos.

El **oxígeno** es uno de los elementos imprescindibles para el ecosistema acuático y su disminución por debajo de ciertos valores, o su ausencia, alteran profundamente el mismo. Esta característica ha hecho que el OD haya sido y siga siendo el indicador de calidad por excelencia y en la mayor parte de los ríos un buen indicador de su estado. Sin embargo el OD presenta dos limitaciones: por un lado corresponde a un parámetro global resultante de las interacciones de los procesos ecológicos/químicos/físicos que tienen lugar en el seno del agua, pero por esta misma causa no permite reconstruir estas interacciones; por otro lado no proporciona información de determinadas sustancias que pueden ser críticas (como por ejemplo la presencia de metales pesados o la existencia de tóxicos).

Los métodos de determinación de la calidad del agua suelen basarse en la utilización conjunta de los parámetros anteriormente presentados. La información que proporcionan es ciertamente valiosa, pero tienen la limitación (importante en general, y muy importante en los estudios del medio físico) de referirse únicamente al momento de la toma de muestras, sin indicar nada acerca del estado anterior de las aguas ni de su capacidad de autodepuración. Ante cualquier situación sujeta a variaciones temporales (variación diaria de vertidos urbanos, reboses de alcantarillado unitario, ciclos de producción industrial, etc.) pueden no reflejar adecuadamente la realidad, perdiendo los valores el carácter absoluto que muchas veces se le otorga. Además, los parámetros químicos son incapaces de controlar todos los agentes o elementos potencialmente contaminantes, sobre todo por la aparición constante de nuevos compuestos, algunos de los cuales son difícilmente analizables con los métodos actuales.

Otro aspecto importante a considerar es que existe una limitación económica, nada despreciable, para poder catalogar la calidad del agua y, por extensión, la de toda una cuenca hidrográfica. Es necesario realizar un número elevado de muestras (en

el espacio y en el tiempo), así como valorar un gran número de parámetros en cada uno de ellas. Todo esto puede suponer un coste económico considerable.

Ello ha motivado que se haya venido trabajando en dos líneas:

- a) La utilización de **indicadores ecológicos** basados en la presencia y/o abundancia de determinados organismos acuáticos.
- b) El desarrollo de equipos que puedan **analizar en continuo** parámetros químicos específicos que puedan afectar los usos del agua.

Como alternativa a las limitaciones de los índices químicos, que no una alternativa a los parámetros químicos en sí mismos, como en ocasiones se quiere ver, se han desarrollado indicadores biológicos, que se basan en la utilización de organismos vivos como indicadores de la calidad del agua. Los grupos de organismos que se usan como indicadores comprenden prácticamente todos los seres vivos acuáticos (bacterias, hongos, macro-invertebrados, peces, etc.). De todas los taxones empleados, son los **invertebrados bentónicos** los más utilizados como indicadores de la calidad del agua. Su contrapartida reside en la exigencia de criterios taxonómicos.

Entre las ventajas de usar indicadores biológicos para controlar la calidad del agua, se pueden destacar:

- a) Los seres vivos se comportan como "analizadores en continuo" del estado del agua, y gracias a ellos se pueden detectar cambios, tanto continuos como ocasionales, en su calidad.
- b) Las biocenosis, como elemento integrador de los factores ambientales que definen el ecosistema, son capaces de reflejar la existencia de compuestos químicos que no hayan sido detectados en las marchas analíticas; del mismo modo reflejarían la influencia negativa de la interacción entre elementos, que por separado podrían ser considerados no nocivos.
- c) El coste económico de su utilización es relativamente bajo y la infraestructura de análisis necesario es, por ejemplo, sensiblemente menos complicada y cara que para los métodos químicos.

Como inconvenientes, los indicadores bióticos, plantean los siguientes:

- a) La recogida de muestras y su estandarización es más compleja que para los químicos
- b) El tiempo necesario para elaborar la información es, generalmente, mayor para los biológicos que para los químicos.
- c) El gran número de indicadores y métodos de análisis que existen, dificultan los intercambios de información y la comparación de resultados.

## BLOQUE 2

# PARÁMETROS INDICADORES DE LA CALIDAD Y DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS

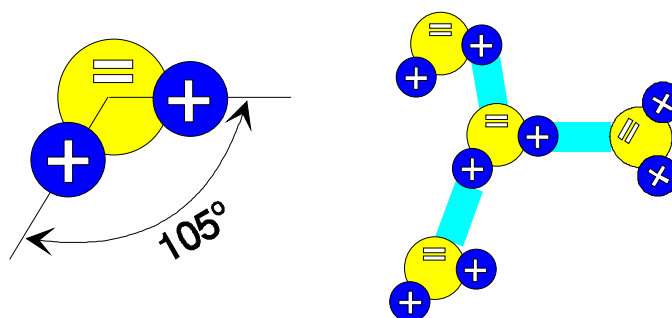
### B2- 1.- EL AGUA. CARACTERÍSTICAS Y PROPIEDADES

El agua es el resultado de la combinación del hidrógeno y del oxígeno naturales, es decir, de las combinaciones recíprocas de dos series de isótopos

$^1\text{H}$ Hidrógeno	H	$^{16}\text{O}$
$^2\text{H}$ Deuterio	D	$^{17}\text{O}$
$^3\text{H}$ Tritio	T	$^{18}\text{O}$

Puede estar constituida, por tanto, teóricamente, por 18 tipos de moléculas, pero, dada la proporción excesivamente pequeña de  $^3\text{H}$ ,  $^{17}\text{O}$ ,  $^{18}\text{O}$ , el número de moléculas se reduce a tres:  $\text{H}_2\text{O}$ , el  $\text{D}_2\text{O}$ , o agua pesada, y el  $\text{HDO}$ , o agua hiperpesada, estas dos últimas en mucha menor cantidad.

La fórmula del agua,  $\text{H}_2\text{O}$ , en sí misma no explica las propiedades singulares que posee. En una molécula de agua los átomos de hidrógeno están separados entre sí por un ángulo de  $105^\circ$ , adyacentes al átomo de oxígeno, de forma que la molécula es asimétrica, cargada positivamente en el lado del hidrógeno y negativamente en el del oxígeno. Por esta razón se dice que la molécula de agua es bipolar o es un bipolo. Los bipolos se atraen y forman agregados. A los enlaces entre moléculas que resultan de esta fuerza de atracción se les llama "puentes de hidrógeno": cada átomo de hidrógeno de una molécula de agua se encuentra unido al átomo de oxígeno de la molécula vecina. En el espacio la estructura es tetraédrica.



*Molécula de agua y representación de los puentes de hidrógeno.*

## **B2-2.- CUANTIFICACIÓN DE IMPUREZAS O DE CONTAMINANTES**

Para conocer la calidad de un agua debemos medir la cantidad de impurezas que contiene. Se pueden diferenciar dos tipos de medidas: directa e indirecta. A su vez se puede diferenciar entre medida directa individual o agrupada.

Cuando realizamos una medida directa individual buscamos conocer la concentración de un determinado componente. Siguiendo el Sistema Internacional de Unidades (SI) la concentración se expresa en miligramos de soluto por litro de disolución (mg/L). Si se supone que la densidad de la solución es 1 se puede hablar indistintamente de mg/L o partes por millón en peso (ppm). Ambas magnitudes en calidad de aguas son equivalentes.

Otras formas de expresar la concentración son: microgramos por litro ( $\mu\text{g/L}$ ), miliequivalentes por litro (me/L) o la molaridad (mol/L o mmol/L)

Por ejemplo, medimos de forma directa individual los gases como el OD (se habla de mg/L de OD en un agua), cationes como el  $\text{Ca}^{++}$  (ion calcio),  $\text{Mg}^{++}$  (ion magnesio),  $\text{Na}^+$  (ion sodio),  $\text{K}^+$  (ion potasio),  $\text{NH}_4^+$  (ion amonio) o los aniones como  $\text{SO}_4^-$  (ion sulfato),  $\text{Cl}^-$  (ion cloruro),  $\text{PO}_4^{3-}$  (ion fosfato),  $\text{NO}_2^-$  (ion nitrito),  $\text{NO}_3^-$  (ion nitrato), el pH, etc.

## **B2-3.- CONTAMINACIÓN. TIPOS**

La contaminación de las aguas naturales puede ser considerada como una impurificación artificial, ya directa o indirecta, producida por el hombre o sus actividades. Así, es normal estudiar la contaminación atendiendo a las causas o actividades que la originaron. Se habla de:

- Aguas residuales domésticas.
- Aguas residuales pecuarias.
- Contaminación de origen agrícola.
- Aguas residuales industriales.
- Aguas de escorrentía urbana.
- Aguas residuales urbanas.

Se puede hablar también de aguas contaminadas en función del tipo de "impureza" concreta que aparece en valores anormales y que es consecuencia de alguna actividad humana. Se habla de contaminación por mercurio, contaminación por cadmio, etc.

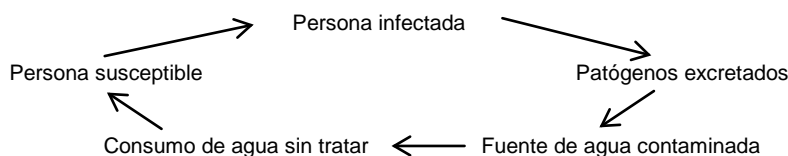
### **B2-3.1.- AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS**

Son las aguas generadas en las viviendas o en instalaciones comerciales, públicas y similares. Están compuestas por aguas fecales y aguas de lavado y limpieza. Los principales contaminantes que contienen son gérmenes patógenos, materia orgánica, sólidos, detergentes, nitrógeno y fósforo, además de otros en menor proporción.



### B2-3.2.1.- GÉRMENES PATÓGENOS

Los organismos patógenos que se encuentran en las aguas residuales pueden proceder de deshechos humanos que estén infectados o que sean portadores de una determinada enfermedad. Las principales clases de organismos patógenos presentes en las aguas residuales son las bacterias, virus, y protozoos. Los organismos bacterianos patógenos que pueden ser excretados por el hombre causan enfermedades del aparato intestinal como la fiebre tifoidea y paratifoidea, la disentería, diarreas y cólera. Debido a la alta infectividad de estos organismos, cada año son responsables de gran número de muertes en países con escasos recursos sanitarios, especialmente en zonas tropicales. Por lo tanto desde un punto de vista del ingeniero sanitario, interesan los gérmenes patógenos de origen fecal que se eliminan con el agua porque producen enfermedades (enfermedades hídricas). De todos los gérmenes que son evacuados una parte es entérica, es decir, proceden del aparato digestivo, y de éstos una parte pueden ser patógenos



La medida directa de los gérmenes patógenos en un agua residual es impracticable, debido al gran número de especies o familias que pueden haber. Sería necesario realizar una amplia batería de análisis, lo cual resulta poco práctico y antieconómico.

La técnica que se emplea es una medida indirecta. Son técnicas presuntivas. Lo que se busca en el agua son microorganismos indicadores de contaminación. Estos microorganismos deben ser fecales exclusivamente, aunque no necesariamente deben ser patógenos, y no deben poder desarrollarse en los ambientes naturales. La presencia del indicador nos dice que hay contaminación fecal, y por lo tanto, que existe la posibilidad de que haya gérmenes patógenos.

Como indicadores de contaminación fecal se usan gérmenes fáciles de detectar, de medir, y que aparezcan en grandes cantidades. Además, estos gérmenes deben tener en el medio natural un comportamiento similar o de evolución más favorable que el de los patógenos. La tendencia general de los gérmenes entéricos en el medio natural es a desaparecer, ya que su ambiente idóneo es el intestino.

#### **Organismos indicadores para diferentes usos del agua**

USOS DEL AGUA	ORGANISMO INDICADOR
Agua potable	Coliformes totales
Actividades lúdicas en agua dulce	Coliformes fecales E. Coli Enterococos
Actividades lúdicas en agua salada	Coliformes fecales Coliformes totales Enterococos
Zonas de crecimiento de moluscos	Coliformes totales Coliformes fecales
Irrigación agrícola	Coliformes totales (agua reutilizada)
Desinfección de efluentes de aguas residuales	Coliformes totales Coliformes fecales

En calidad de aguas se utilizan sobre todo tres tipos de indicadores:

- **Coliformes:** Son bacterias con forma de bastoncillo. Los Coliformes también aparecen en el medio de forma natural. Se habla de **Coliformes totales**. Para tener un indicador exclusivamente entérico, se estableció un indicador biológico denominado **Coliformes fecales**, CF. Para detectarlos en laboratorio, se realizan siembras en medios nutritivos específicos, y al cabo de un determinado tiempo se cuenta el número de colonias formadas (técnica del filtro de membrana) o se observa el efecto de producción de gas consecuencia del proceso de fermentación de la lactosa (técnica de tubos múltiples). Si no hay Coliformes entonces se tiene la seguridad de que no hay gérmenes o contaminación de origen fecal. Los resultados de los análisis se pueden expresar de dos formas: en Ud/100 mL (Ud se refiere a *unidades formando colonias* o simplemente colonias) cuando se emplea la técnica de filtro de membrana, o en NMP/100 mL (NMP es el *número más probable*) cuando la técnica de tubos múltiples es la utilizada. La técnica del filtro de membrana presenta la ventaja de ser más rápida que el método del NMP, además de proporcionar un recuento directo. El NMP no es la concentración absoluta de organismos presentes en la muestra, sino tan sólo una estimación estadística de la concentración.

De los Coliformes fecales el más específico es el *Escherichia Coli*, que 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. Los Coliformes fecales se comportan de forma similar a los patógenos entéricos. Es el indicador biológico más ampliamente utilizado.

- **Streptococos fecales (EF):** Son microorganismos estrictamente fecales, lo que les convierte en un indicador bastante claro. Proceden de animales de sangre caliente. Se ha demostrado que las aguas que tienen un mayor número de Coliformes fecales que de Streptococos fecales tienen mayor probabilidad de ser de origen humano. Si la relación CF/EF es del orden de 4.4 es prácticamente seguro que la contaminación es de origen humano. Si es menor de 0.4 o 0.6 es seguro que es de origen animal. La contaminación por Streptococos fecales acompaña y correlaciona bien con enfermedades relacionadas con las mucosas, y por contacto en general.

**Producción media estimada de microorganismos indicadores.**

ANIMAL	DENSIDAD MEDIA DE INDICADOR/ g HECES		PRODUCCIÓN MEDIA / INDIVIDUO.DÍA		CF/EF
	CF (*10 <sup>6</sup> )	EF (*10 <sup>6</sup> )	CF (*10 <sup>6</sup> )	EF (*10 <sup>6</sup> )	
Hombre	13.0	3.0	2000	450	4.4
Pollo	1.30	3.4	240	620	0.4
Vaca	0.23	1.3	5400	31000	0.2

- **Clostridium sulfito-reductores:** Son microorganismos anaerobios que en situaciones difíciles crean esporas, lo que les permite

resistir durante largo tiempo en ambientes hostiles. Es un indicador de contaminación lejana (en el tiempo), ya que todos los demás microorganismos fecales podrían haber desaparecido.

### **B2-3.2.2.- MATERIA ORGÁNICA (MO)**

Se considera materia orgánica a aquellos compuestos que contienen Carbono, C, Oxígeno, O, e Hidrógeno, H; combinado con Nitrógeno, N, Fósforo, P, o Azufre, S. En las diferentes cadenas tróficas de la naturaleza la podemos encontrar viva o muerta, en forma de residuos. La primera es aprovechada por los depredadores y la segunda por los saprófagos (detritívoros, recicladores). La materia orgánica transportada por un agua residual puede constituir la base de una cadena trófica.

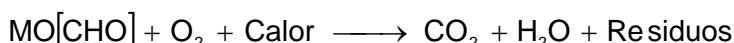
Hay tres tipos fundamentales de materia orgánica presentes en las aguas residuales domésticas, que tienen importancia en los procesos de depuración:

- **Compuestos nitrogenados (CHONS):** cuya composición es carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno y ocasionalmente azufre. Los principales compuestos de este grupo son las proteínas, que son moléculas muy complejas, los aminoácidos, que son los bloques que constituyen las proteínas, cuyo peso molecular es elevado, y la urea, que es la forma en que se eliminan fundamentalmente los compuestos nitrogenados del metabolismo. Como característica distintiva, contienen una elevada cantidad de nitrógeno, en torno al 16%. Generalmente están presentes en forma coloidal. En estos compuestos el nitrógeno se libera como amoníaco en la oxidación. Están presentes en el agua residual doméstica en porcentajes que van desde un 40 a un 60 por ciento. La urea y las proteínas son los principales responsables de la presencia de nitrógeno en las aguas residuales. La existencia de grandes cantidades de proteínas en un agua residual puede ser origen de olores fuertemente desagradables debido a los procesos de descomposición.
- **Hidratos de carbono (CHO):** están compuestos por carbono, hidrógeno y oxígeno. Los ejemplos más comunes son los azúcares, como la glucosa  $C_6H_{12}O_6$ , el almidón y la celulosa. Representan entre un 25% y un 50% de la materia orgánica presente en el ARD. Suelen estar en forma disuelta. Desde el punto de vista del volumen y la resistencia a la descomposición, la celulosa es el hidrato de carbono cuya presencia en el agua residual es más importante.
- **Grasas y aceites (CHO):** en su composición intervienen carbono, hidrógeno y un poco de oxígeno. Representan un 10% de la MO de las aguas residuales domésticas. Son poco solubles en agua por hidrófobas, y solubles en disolventes orgánicos. Se van a concentrar en las interfases. Su biodegradación es muy lenta. Los ácidos grasos se pueden alcalinizar dando lugar a jabones. Si no se elimina el contenido en grasa antes del vertido del agua residual, puede interferir con la vida biológica en aguas superficiales y crear películas y acumulaciones de materia flotante desagradables.

La medida directa de los diferentes compuestos en los que puede presentarse la materia orgánica es poco práctico. Sí suele realizarse la medida directa de las grasas. Los métodos que se utilizan corrientemente cuantifican la materia orgánica de forma indirecta. Estos métodos se basan en la oxidación de la MO, midiendo la cantidad de oxidante consumido o de subproductos de la oxidación.

Las técnicas de medida se basan en diferentes formas de conseguir la oxidación. Se utiliza oxidación térmica, química y bioquímica.

- **Métodos basados en la oxidación térmica:** Consisten fundamentalmente en proporcionar oxígeno y subir la temperatura hasta que se desprende  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$ . Se puede medir el  $\text{O}_2$  consumido o el  $\text{CO}_2$  producido.

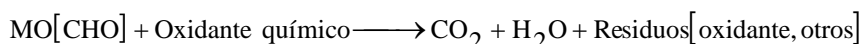


Las técnicas más utilizadas son la determinación de:

**COT**, o Carbón Orgánico Total, que mide la producción de  $\text{CO}_2$ , debido a la oxidación de la materia orgánica a alta temperatura ( $\sim 900$  °C) en presencia de un catalizador y se mide en un analizador infrarrojo. La medida se expresa como mg C/L en el agua. Puede ocurrir que existan carbonatos en el agua y que en la oxidación pasen a  $\text{CO}_2$ ; deben ser eliminados previamente.

**DTO**, o Demanda Total de Oxígeno, que mide el  $\text{O}_2$  consumido en oxidar térmicamente la MO del agua. La expresión de medida es como mg  $\text{O}_2$ /L.

- **Métodos basados en la oxidación química:** En estos métodos es necesario utilizar un reactivo químico con un alto poder oxidante. Es el reactivo el que proporciona el oxígeno:



Se mide la cantidad de reactivo consumido y por lo tanto la cantidad de oxígeno consumido. Las técnicas más utilizadas son la determinación de:

**DQO**, o Demanda Química de Oxígeno, en la que se usa como reactivo oxidante el dicromato potásico ( $\text{Cr}_2\text{O}_7\text{K}_2$ ). Se multiplica la cantidad de dicromato gastada por el factor adecuado, el equivalente de oxígeno, y se obtienen los mg  $\text{O}_2$ /L de DQO. En el ensayo son necesarios un catalizador y una temperatura adecuada ( $\sim 150$  °C). Este parámetro expresa la cantidad de materia orgánica oxidable, pero, además, también la presencia de otras sustancias reductoras, como  $\text{Fe}^{++}$ , es decir, materia inorgánica oxidable. Las aguas no contaminadas tienen valores de DQO de 1 a 5 ppm, o algo superiores. Las aguas residuales domésticas suelen contener entre 250 y 1000 ppm. En las aguas residuales industriales la concentración depende del proceso de fabricación de que se trate.

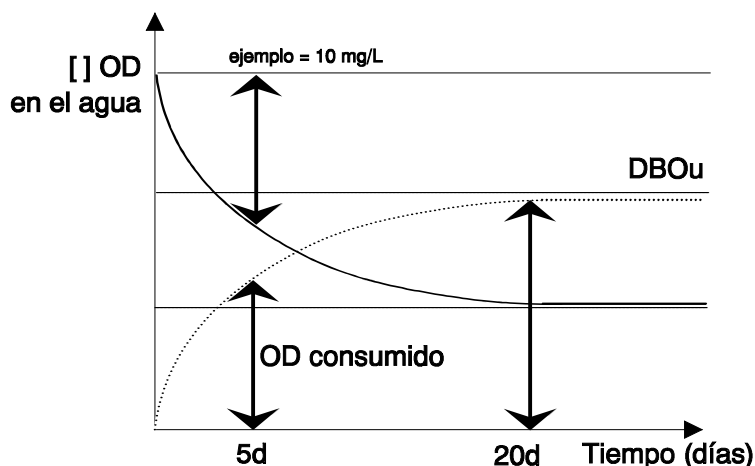
**MO**, "Materia orgánica" u Oxidabilidad al Permanganato ( $\text{MnO}_4\text{K}$ ). Este tipo de ensayo se realiza con aguas naturales sin mucha materia orgánica.

- **Oxidación bioquímica:** La oxidación en lugar de ser realizada térmica o químicamente se realiza mediante microorganismos. Los microorganismos procesan la MO y producen  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$ . El proceso es de características bioquímicas. La técnica más utilizada es la determinación de la DBO:

**DBO**, o Demanda Bioquímica de Oxígeno. Se mide el  $\text{O}_2$  consumido por los microorganismos para oxidar la materia orgánica,  $\text{mg O}_2/\text{L}$ . Es comparable con la DQO y la DTO, pero se diferencia en que en este tipo de análisis lo que se mide es la materia orgánica susceptible de degradarse biológicamente (materia biodegradable). No se mide la MO no biodegradable ni los microorganismos que se oxiden. En general se refiere al oxígeno consumido en 5 días ( $\text{DBO}_5$ ). Las aguas subterráneas suelen tener menos de 1 ppm. Un contenido superior es indicativo de contaminación. En las aguas superficiales el contenido es muy variable. En aguas residuales domésticas se sitúa entre 100 y 350 ppm.

Por lo tanto, la DBO es una forma indirecta de medir la materia orgánica. Se trata de un método propuesto en 1913 por la *Royal Commission on Sewage Disposal* británica y que ha alcanzado una amplia aceptación. De hecho, los cinco días que tradicionalmente se utilizan proceden de que los ríos ingleses tardaban ese número de días en llegar a la costa.

- **Ensayo de la DBO:** La prueba de la DBO mide el oxígeno consumido por las bacterias mientras oxidan la materia orgánica. Una muestra de agua residual se diluye convenientemente con *agua de dilución* (agua destilada con una población mixta apropiada de microorganismos, y con una concentración a saturación de OD). Se mide en la muestra diluida la concentración inicial de OD, se incuba a una temperatura determinada ( $20\text{ }^\circ\text{C}$ ) y, después de un tiempo prefijado, se mide de nuevo el OD. La disminución en la concentración de OD será debido a la utilización hecha, durante el tiempo de incubación, por los microorganismos para metabolizar la MO de ese volumen de muestra diluida. De este resultado se calcula la cantidad de oxígeno requerido para el tratamiento similar de un volumen normal no diluido, por ejemplo un litro.



La oxidación biológica es relativamente lenta y normalmente no se completa en 5 días de incubación. Los compuestos orgánicos simples, como la glucosa, se oxidan casi completamente en cinco días, pero en un agua residual doméstica sólo se llega a oxidar un 65% de la MO. Los compuestos orgánicos complejos pueden oxidarse únicamente en un 40% en el mismo período. Cuando la descomposición de MO de una muestra es tan completa como se pueda obtener aeróbicamente, el OD así consumido es la DBO total o última ( $DBO_u$ ). Si no se indica nada se suele aceptar que es  $DBO_5$ .

Otros productos químicos que reaccionan con el oxígeno, como los sulfitos, sulfuros y el hierro ferroso, si están presentes en la muestra, alterarán los resultados de la prueba de DBO. Ejercen demanda de oxígeno, pero no es una demanda biológica.

La prueba de DBO es útil siempre que se consideren sus limitaciones. No se debe olvidar que el valor de la DBO procede de un amplio rango de sustancias cuyo comportamiento depende de las condiciones de la prueba y de los microorganismos que se utilicen.

La DBO y la DQO han sido los ensayos más utilizados tradicionalmente. Normalmente, la DQO es bastante mayor que la DBO. Hay compuestos orgánicos que no son biodegradables. En aguas residuales domésticas casi toda la materia orgánica suele ser biodegradable. Un agua con una relación DQO/DBO de 5 es fundamentalmente de origen industrial. Si la relación DQO/DBO es de 1.5 a 2 se dice que es un agua biodegradable (p.ej.: agua residual doméstica).

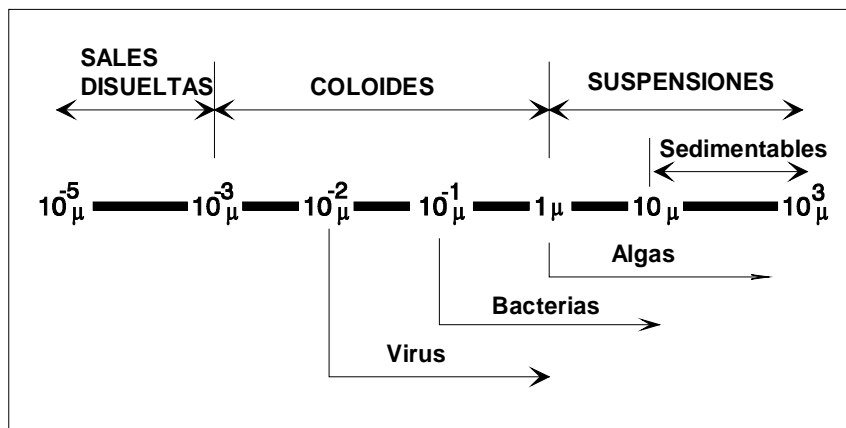
En la actualidad, debido fundamentalmente a la fiabilidad y rapidez de los ensayos, se está imponiendo el uso del COT como medida de la materia orgánica.

### B2-3.2.3.- SÓLIDOS

La medición de los sólidos que transporta un agua es una de las formas de medir su contaminación. Los Sólidos Totales (**ST**), (termino que engloba la materia en suspensión, la materia sedimentable, la materia coloidal y la materia disuelta), que contiene un agua es uno de los parámetros físicos más importantes para caracterizar las aguas.

Analíticamente, se define el contenido de sólidos totales como la materia que se obtiene como residuo después de someter el agua a un proceso de evaporación a una temperatura 105 °C. El residuo seco se expresaba en mg/L.

**Clasificación e intervalo de tamaños de partículas presentes en el agua.**



En aguas residuales es común hablar de **Sólidos Totales (ST)**. Los sólidos suelen estar presentes en tres formas: como sales disueltas, como coloides y como **Sólidos en Suspensión (SS)**. Para diferenciar estas formas, y si son sólidos orgánicos o inorgánicos, se siguen diferentes técnicas. Las principales se citan a continuación:

- **Evaporación:** Al evaporar se obtienen los **ST** o el residuo seco. En las aguas residuales la evaporación debe realizarse entre 103 y 105 °C. Al final quedan en el recipiente todos los tipos de sólidos.
- **Filtrando:** Se hace pasar el agua por un filtro, normalmente de poro 1  $\mu\text{m}$  (los poros suelen oscilar entre 0.45 y 1.2  $\mu\text{m}$ ). Se determina el peso de lo que ha quedado retenido en el filtro y se expresa en mg/L. Por el filtro pasan los coloides y los sólidos disueltos, por lo que se puede decir que los sólidos en suspensión, **SS**, son sólidos no filtrables. A la parte de los sólidos que ha atravesado el filtro se la denomina **Sólidos Disueltos (SD)** de forma genérica.
- **Sedimentando:** El ensayo normalizado de sedimentación consiste en la introducción del agua bruta en un recipiente en forma de cono (llamado cono Imhoff) y dejarla en reposo durante un período de 1 hora. Durante este tiempo sedimentará, se acumulará, en el fondo del recipiente, una parte de los Sólidos en Suspensión a la que se denomina **Sólidos en Suspensión Sedimentables (SSs)**. Se expresarán en **ml/L**.
- **Calcinando:** La calcinación de los sólidos de un agua se consigue elevando la temperatura a unos 550 °C  $\pm$  50 °C. Con este proceso se consigue volatilizar la materia orgánica, se oxida y desaparece en forma de gas, quedando la fracción inorgánica en forma de cenizas. Tendremos dos fracciones diferenciadas: los **Sólidos Fijos (SF)** (material inorgánico) y los Sólidos Volátiles (**SV**) (material orgánico). Este proceso se puede aplicar a cualquier fracción de sólidos que ya

hubiésemos obtenido anteriormente, podremos tener: **STF, SSV, SDF**, etc.

Una forma indirecta de estimar la concentración de sólidos en suspensión de un agua es medir su Turbidez, ya que ambos parámetros tienen relación directa.

#### **B2-3.2.4.- DETERGENTES**

Los detergentes son sustancias tensioactivas sintéticas, están formados por moléculas de gran tamaño, ligeramente solubles en agua, y que son reponsables de la aparición de espumas en las plantas de tratamiento y en la superficie de los cuerpos de agua receptores de los vertidos de agua residual, porque tienden a concentrarse en la interfase aire-agua.

Los primeros detergentes que se fabricaron fueron los B.A.S., o Sulfonato Alquilo Benceno, de cadenas ramificadas. Este tipo de detergentes no son biodegradables. Supusieron un grave problema de contaminación. En los ríos las espumas se mantenían durante mucho tiempo. Posteriormente, se utilizaron los denominados L.A.S., o Sulfonato Alquilo Lineal, que con una estructura diferente, lineal, ya eran atacables por los microorganismos y, por lo tanto, biodegradables.

Otro problema ambiental creado por los detergentes es el fósforo que contienen como aditivo. En capítulos posteriores se profundizará en los problemas de contaminación que puede generar la presencia de fósforo en los sistemas acuáticos.

Para medir los detergentes se utiliza el sistema denominado M.B.A.S., o "sustancias activas al azul de metileno".

#### **B2-3.2.5.- METALES PESADOS**

Los elementos metálicos son utilizados por la industria en grandes cantidades y para una variada gama de aplicaciones (catalizadores, pinturas, detergentes, materiales de construcción, aditivos, pesticidas,...). Una parte de la cantidad utilizada acaba teniendo como destino final el medio natural; si esta incorporación es en forma iónica entonces la capacidad de migración, y por tanto de contaminación, a través del medio es mayor.

Los metales pesados son sustancias necesarias para los ecosistemas en pequeñas cantidades, son micronutrientes, pero si superan una determinada cantidad (acumulación) o una determinada concentración (toxicidad) los efectos resultan perjudiciales.

Metales como el cadmio (Cd), el cobre (Cu) ó el plomo (Pb) en su forma iónica, soluble, forma complejos estables con otras sustancias que impiden el transporte a través de las paredes de la célula.

Actividades que generan metales pesados:

- Minería: As, Cu, Cd, Pb, Mn, Hg.
- Tratamiento de superficies: Cd, Cr, Cu, Ag, Zn.
- Industria en general: Cd, Cu, Fe, Pb, Mn, Hg, Mo, Zn, Ni.
- Aguas residuales urbanas: Cu, Al, Fe, Pb, Zn, Ni.



Una vez en el medio acuático los iones metálicos se pueden encontrar en forma libre ó formando complejos, ya sea con elementos inorgánicos ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{OH}^-$ ,  $\text{CN}^-$ ,...) u orgánicos. Los metales pueden incorporarse a los sedimentos ya sea al precipitar o por quedar adsorbidos por ellos.

A continuación se comenta brevemente la evolución y problemática del mercurio, el plomo y el cadmio en los sistemas acuáticos:

- **Mercurio:** El mercurio entra en el medio a través de diversas actividades del hombre: como catalizador en la industria cloro-álcali, como pigmento de pinturas, en la fabricación del papel, como elemento activo en pilas y baterías, en amalgamas dentales, en algunos pesticidas, etc. El mercurio generalmente está en el medio en forma iónica libre, pero en presencia de determinadas bacterias, ya sea en ambiente aerobio o anaerobio, se puede generar dimetilmercurio. Una característica de este ion es que es transferido rápidamente a los organismos vivos, acumulándose en los animales superiores a través de la cadena trófica.
- **Cadmio:** Se utiliza en la industria de la galvanotecnia, como aditivo de plásticos y pigmentos, así como en baterías y en equipos electrónicos. Su toxicidad es elevada.
- **Plomo:** Se utiliza en baterías, como material de construcción, como aditivo de pinturas y cerámicas, como catalizador, etc. Una vía de acceso del plomo al medio acuático es por precipitación desde la atmósfera. En este caso la fuente es la combustión de carburantes, que incorporan plomo como antidetonante.

**Composición típica de agua residual doméstica bruta (Metcalf-Eddy, 1985)**  
(todas la unidades en mg/L menos los Sólidos Sedimentables)

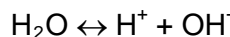
CONSTITUYENTE	CONCENTRACIÓN		
	FUERTE	MEDIA	DÉBIL
<b>SÓLIDOS TOTALES</b>	1200	720	350
Disueltos (SD)	850	500	250
SD fijos (SDF)	525	300	145
SD volátiles (SDV)	325	200	105
En Suspensión (SS)	350	220	100
SS fijos SSF	75	55	20
SS volátiles SSV	275	165	80
<b>SÓLIDOS SEDIMENTABLES (ml/L)</b>	20	10	5
<b>DBO<sub>5</sub></b>	400	220	110
<b>COT</b>	290	160	80
<b>DQO</b>	1000	500	250
<b>NITRÓGENO (total como N)</b>	85	40	20
Orgánico	35	15	8
Amoníaco libre	50	25	12
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
<b>FÓSFORO (total como P)</b>	15	8	4
Orgánico	5	3	1
Inorgánico	10	5	3
<b>CLORUROS</b>	100	50	30
<b>ALCALINIDAD (como CO<sub>3</sub>Ca)</b>	200	100	50
<b>GRASA</b>	150	100	50

**B2-3.2.6.- OTROS PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS GENERALES**

- **pH.** El pH se define como el logaritmo negativo (en base 10) de la concentración de ion hidrógeno, siendo adimensional, es decir:

$$\text{pH} = - \log [\text{H}^+]$$

en la cual  $[\text{H}^+]$  = concentración de  $\text{H}^+$ . El agua se disocia, aunque ligeramente, tanto en iones de hidrógeno como en iones hidroxilos ( $\text{OH}^-$ ), según la siguiente reacción:



En el agua pura o destilada, y en ausencia de sustancias extrañas, se verifica que  $[\text{H}^+] = [\text{OH}^-]$ , cumpliéndose el concepto de electroneutralidad según el cual  $\Sigma$  cationes =  $\Sigma$  aniones.

Por lo tanto, la definición de “neutralidad” para el agua significa un  $\text{pH} = 7$ . La escala de pH va de 0 a 14.

Que un agua sea de carácter “ácido” implica que su  $[\text{H}^+] > [\text{OH}^-]$ , es decir  $[\text{H}^+] > 10^{-7}$  mol/L y por tanto un  $\text{pH} < 7$ . La “basicidad” implica todo lo contrario es decir un  $\text{pH} > 7$ .

El pH de la mayoría de las aguas naturales está entre 6 y 9. El pH permanece relativamente constante a menos que la calidad del agua cambie debido a las influencias de tipo natural o antropogénicas, aumentando la acidez o la basicidad. Como la mayor parte de las formas de vida son sensibles a los cambios de pH, es importante que el impacto antropogénico (por ejemplo, las descargas de aguas residuales) sea minimizado.

- **CONDUCTIVIDAD.** La conductividad eléctrica es la medida de la capacidad de un agua para conducir la electricidad. Es indicativa de la materia ionizable total presente en el agua. El agua pura contribuye mínimamente a la conductividad, y en su casi totalidad es el resultado del movimiento de los iones de las impurezas presentes. Se utiliza un conductímetro cuyo fundamento es la medida de la resistencia del medio acuoso al paso de la electricidad. La resistividad es la medida inversa de la conductividad. Debe especificarse la temperatura de medición.

La unidad estándar de medida de resistencia es el ohm y la resistividad de las aguas se expresa convenientemente en megaohms-centímetro. La conductividad se expresa como microsiemens por centímetro ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Un agua ultrapura tiene valores de resistividad de 18.24 Mohms.cm y  $0.05483 \mu\text{S}/\text{cm}$  a  $25^\circ\text{C}$ .

Existe una clara relación entre la cantidad de sales disueltas y la conductividad. Filtrando un agua eliminamos la parte de materiales en suspensión y queda solamente la parte disuelta. Si se mide la conductividad, se puede hacer una estimación del contenido de

sales disueltas (SDT), en mg/L, multiplicando el valor medido en  $\mu\text{S}/\text{cm}$  por un coeficiente que oscila entre 1,4 a 0,70. Se puede llegar a utilizar una solución patrón de cloruro sódico y hablar de mg Cl/L equivalentes.

Si se realiza un análisis completo de un agua, su contenido de sales se puede estimar en función de la concentración de aniones y cationes.

- **Color.** Incluso el agua pura no es incolora; tiene un tinte azul verdoso en grandes volúmenes. El color es producido por los minerales disueltos, colorantes o ácidos húmicos de las plantas. Es necesario diferenciar entre color verdadero, debido al material en solución (color causado por sustancias coloidales y disueltas que permanece después de la filtración a través de un filtro de 0.45 mm) y el color aparente debido a la materia en suspensión.

El color afecta estéticamente la potabilidad de las aguas y afecta como colorante de ciertos productos cuando se utiliza en su fabricación.

Las medidas de color se hacen normalmente en laboratorio por comparación con un estándar arbitrario a base de cloruro de cobalto,  $\text{Cl}_2\text{Co}$ , y cloroplatinato de potasio,  $\text{Cl}_6\text{PtK}_2$ , y se expresa en una escala de unidades de Pt-Co (unidades Hazen) o simplemente escala Pt. Lo que en realidad se hace es comparar la luz absorbida. Las aguas subterráneas no suelen sobrepasar valores de 5 unidades de la escala Pt, pero las superficiales pueden alcanzar varios centenares de unidades de la escala Pt.

- **Turbidez.** La turbidez es la dificultad del agua para transmitir la luz debido a los materiales en suspensión, coloidales o muy finos. Son materiales difíciles de decantar y filtrar.

La medición se hace por comparación con la turbidez inducida por diversas sustancias. El aparato utilizado para medirla se denomina turbidímetro. La comparación con una solución de sílice,  $\text{SiO}_2$ , es lo más normal. Se intenta ver un hilo de platino a través de diferentes espesores de solución. La unidad es mg/L  $\text{SiO}_2$ . Los valores de un río oscilan entre 2 y 200 mg/l de  $\text{SiO}_2$ .

Otro tipo de turbidímetro es el de la vela de Jackson. El fundamento de este instrumento es la observación de una bujía a través de una columna de agua de ensayo, cuya longitud se aumenta hasta que la llama desaparece. Con una célula fotoeléctrica se mejora la medida. El aparato se puede calibrar con suspensiones de formacina (un polímero), con lo cual se deriva a una escala en unidades de formacina.

Con un nefelómetro se mide la intensidad de la luz difractada en un ángulo de  $90^\circ$  al incidir un haz luminoso sobre las partículas en suspensión y recogida sobre una célula fotoeléctrica.

La unidad nefelométrica (NTU), la unidad de Jackson (JTU), y la unidad de formacina (UNF) son las unidades de medida de la turbidez. El Reglamento Técnico Sanitario utiliza las UNF.

La turbidez en grandes masas de agua se puede medir también mediante la introducción de un disco blanco, disco Secchi, y la

valoración se hace en función de la profundidad a partir de la cual aquel se deja de ver. La unidad de medida es el metro.

### B2-3.2.- AGUAS RESIDUALES PECUARIAS

Aguas residuales pecuarias son las que proceden de la actividad ganadera. Si la actividad se desarrolla de forma intensiva, en estabulación, se generan normalmente vertidos directos a los cauces. Son vertidos localizados, constantes y concentrados. Si la actividad es de forma no estabulada, el ganado deambula libre, la contaminación de los cauces es de tipo difuso.

Cuando la contaminación es difusa el transporte de la misma está asociado a los fenómenos hidrológicos (escorrentía superficial, subsuperficial, etc.) y su control es difícil. En algunas regiones es común el uso del estiércol como abono natural, de forma que los compuestos de las aguas residuales de los establos pasan a ser contaminantes difusos en la cuenca. Lo normal en una cuenca es que tenga tanto vertidos localizados como difusos de contaminación ganadera.

Las aguas residuales pecuarias son, en principio, de características similares a las aguas residuales domésticas ya que proceden de animales de sangre caliente. Como indicadores de contaminación bacteriológica se utilizan los mismos que para los humanos y ya se vio en apartados anteriores que una relación entre Coliformes fecales y estreptococos fecales menor o igual que 0.4 – 0.6 (varía según la especie) era señal de que la contaminación bacteriológica era de origen animal.

El volumen de agua que transporta a los residuos fecales de los animales es menor que en el caso de las aguas residuales domésticas. Esto determina que las concentraciones que nos encontremos de materia orgánica (MO) o de sólidos en suspensión (SS) sean muy altas. Las elevadas concentraciones condicionan los sistemas de conducción y transporte, y el tratamiento, de las aguas residuales pecuarias.

No hay detergentes en estas aguas.

#### Composición del estiércol de diversos animales (4% de materia seca) y agua residual doméstica bruta (Depart. Agricultura EEUU, 75)

COMPONENTE	Fuente de agua (mg/l)			
	Ganado vacuno	Cerdo	Pollo	Humano
Sólidos totales (ST)	40.000	40.000	40.000	500
Sólidos volátiles (SV)	31.000	31.600	31.100	350
DBO <sub>5</sub>	6.700	12.800	9.800	200
DQO	35.600	32.800	36.000	450
Nitrógeno como N	1.900	2.500	2.900	30
Fósforo como P	400	950	1.100	10
Potasio como K	1.100	1.400	1.100	10

Como se evidencia por las altas concentraciones tanto de DBO<sub>5</sub> como de DQO, los residuos de animales tienen cantidades considerables de materia orgánica y de especies inorgánicas reactivas (o sea, amoníaco) que ejercerán una demanda excesiva de oxígeno en las aguas superficiales.

Un problema especial puede suponer la existencia de gran cantidad de flotantes en el caso del ganado herbívoro. Habrá que disponer los sistemas adecuados para no tener

obstrucciones al flujo en los sistemas de evacuación y tratamiento. Otro problema singular es la incorporación a las aguas residuales de las camas de los animales.

Se suelen utilizar diferentes términos para describir la consistencia de estos vertidos: sólidos, semisólidos (lisier) y líquidos (purines). El lisier es habitualmente de las granjas de cerdos.

La cantidad de heces que elimina cada animal y sus características específicas depende de muchas variables: especie, raza, edad, estación climática, alimentación, etc. En condiciones normales de explotación se aceptan cifras como las que se presentan en la tabla siguiente:

**Cargas contaminantes de los residuos de animales\***

(Fuente: Organic Waste Recycling, Polpresert, CH.; adaptada de Lohani y Rejagonal.)

ANIMAL	PESO MEDIO DEL ANIMAL (Kilos)	RESIDUOS TOTALES (Kg/cab.día)	DBO <sub>5</sub> (Kg/cab.día)
<b>Ganado bovino</b>	363	18 - 27	0.45 - 0.68
<b>Vacas</b>	590	44	0.91
<b>Pollos</b>	---	0.050	0.0044**
<b>Gallinas</b>	---	0.059	0.0044**
<b>Cabras y ovejas</b>	---	7	0.160
<b>Pavos</b>	6.8	0.41	0.023
<b>Patos</b>	1.6	---	0.005 - 0.029
<b>Caballos</b>	---	37	0.0360

\* Las cargas se refieren a residuos totales, incluyendo heces y orina.

\*\* Las unidades de DBO<sub>5</sub> están en libra/libra de ave/día.

### B2-3.3.- CONTAMINACIÓN DE ORIGEN AGRÍCOLA

El origen de la contaminación agrícola está en el arrastre, por las aguas de lluvia y las de riego, de productos usados en la agricultura. El agua residual se incorpora a las fases del ciclo hidrológico (escorrentía superficial, subsuperficial, subterránea, etc.) llevando consigo los contaminantes. Los acuíferos, ríos y embalses serán las masas de agua receptoras que sufrirán los problemas de este tipo de contaminación.

Los nutrientes que proceden de los fertilizantes o de los residuos no utilizados por las plantas pueden “fugarse” de los sistemas agrícolas hacia las aguas subterráneas o hacia las aguas superficiales. Los dos nutrientes de principal importancia agrícola son el nitrógeno y el fósforo, los cuales tienen el mayor potencial para crear la contaminación del agua. Ambos nutrientes pueden:

- Ser absorbidos por las plantas de crecimiento.
- Moverse hacia el agua superficial en la escorrentía (P).
- Moverse hacia el agua subterránea en la lixiviación (N).
- Quedar inmovilizados en el suelo.

Las actividades agrícolas pueden generar dos tipos muy diferentes de contaminación en función de si los compuestos son utilizados como abono o lo son como pesticidas.

Por **uso de abonos** la contaminación de origen agrario se caracteriza por contener compuestos:

- **Orgánicos:** Proceden de la aplicación al terreno de abonos, fertilizantes o acondicionadores: compost (procedente de los residuos sólidos urbanos), estiércol, fangos de estación depuradora de aguas residuales urbanas (E.D.A.R.). Los contaminantes que los acompañan son variados (materia orgánica, gérmenes patógenos, nitrógeno, fósforo), pero los principales y de más interés son el nitrógeno y el fósforo.
- **Inorgánicos:** Proceden de la incorporación al terreno de fertilizantes (N, P, K, etc.). De nuevo los que van a ser considerados contaminantes principales van a ser el nitrógeno y el fósforo. Ciertos elementos y compuestos limitan el crecimiento de las algas, pero los de mayor importancia son el N y el P. Son los que habitualmente se presentan como nutrientes limitantes. La presencia en abundancia, y en proporciones mínimas, pueden aumentar la productividad de las algas y desequilibrar la cadena trófica.

Por **uso de pesticidas** (insecticidas, rodenticidas, plaguicidas, herbicidas, fungicida.) la contaminación de origen agrario se caracteriza por contener compuestos:

- **Órgano - clorados:** DDT, aldrín, ...
- **Órgano - fosforados:** Malatión, ...
- **Órgano - metálicos**

El uso de este tipo de compuestos permite aumentar la producción agrícola, pero tiene efectos muy negativos en las cadenas tróficas y son muy persistentes en el medio natural. Algunos, como el DDT, son bioacumulables. La tendencia es la búsqueda de nuevos compuestos alternativos.

## **B2-3.4.- AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES**

Las aguas residuales industriales proceden de la variada actividad industrial. Aparecen tantos tipos de aguas industriales como tipos de industrias. Dentro de cada industria, el agua de abastecimiento, que luego se transformará en una gran proporción en agua residual, se utiliza fundamentalmente como:

- Aguas de proceso.
- Aguas de limpieza.
- Aguas asimilables a domésticas.
- Aguas de refrigeración y calefacción.

Cada una de estas aguas van a generar las correspondientes aguas residuales, que reciben los mismos nombres. A éstas hay que añadir las **aguas de escorrentía** que se producen en la zona industrial, que pueden llegar a incorporar gran cantidad de materiales (p.e. arrastres en los parques de almacenamiento de carbón).

Cada uno de los tipos de aguas residuales citadas va a incorporar una contaminación diferente. De forma general se puede decir que las aguas residuales industriales se caracterizan por su variedad y por su variabilidad.

Alta variedad porque cada tipo de industria va a constituir un caso especial. Incluso dentro de cada sector, es tal la variedad de procesos, que es casi imposible tratar de hacer una caracterización por sectores. Estudiando caso a caso se va adquiriendo

experiencia en el análisis y en el desarrollo de estrategias para mitigar la generación, y conseguir tratamientos eficaces, de cada tipo de agua residual industrial.

Alta variabilidad porque en cada industria podemos encontrar técnicas de producción diferentes que utilizan volúmenes y caudales de agua diferentes (vertidos de baños agotados, limpieza de circuitos de refrigeración, vaciado de circuitos de lavado), así como concentraciones de productos muy diferentes. En cada proceso industrial los vertidos de agua residual pueden ser continuos o periódicos (una vez al día, una a la semana, una al mes, anuales, etc.).

El control de la contaminación por agua residuales industriales es muy difícil. Si estos vertidos se realizan a redes de alcantarillado municipales los problemas pueden llegar a ser muy graves.

Para poder atacar de forma correcta la contaminación por aguas residuales industriales hay que conocer el tipo de industria, sus procesos y sus costumbres.

Los contaminantes de cada tipo de actividad industrial se pueden conocer revisando la bibliografía. Hay manuales especializados para cada tipo de industria. Se puede hacer una pequeña revisión de los principales contaminantes que aparecen en este tipo de aguas.

- **Materia orgánica:** En aguas industriales es normal que la MO aparezca en forma disuelta en mayores proporciones ( $\approx 80\%$ ) que en las ARD ( $\approx 20\% - 40\%$ ). Las concentraciones de MO suelen ser muy elevadas, oscilando entre 1.000 y 100.000 mg/L de  $\text{DBO}_5$  (en ARD los valores oscilan entre 100 y 400 mg/L). Por el contrario, el N y el P se presentan, proporcionalmente con la MO, en menor cantidad que en la aguas domésticas. Este hecho va a condicionar los posibles tratamiento biológicos de las ARI. Además, es bastante normal que la MO existente sea no biodegradable. Si la relación de  $\text{DQO}/\text{DBO}_5$  es mayor que 2.5 es muy posible que aparezcan problemas con los tratamientos biológicos. Si además las aguas residuales incorporan sustancias tóxicas la  $\text{DBO}_5$  es muy posible que se anule o sea muy baja con lo que de nuevo tendremos problemas con los tratamientos biológicos tradicionales.

Tienen vertidos fundamentalmente orgánicos las papeleras, azucareras, mataderos, fábricas de curtidos, de conservas, lecherías y sus subproductos, fábricas de alcoholes, levaduras, de aceites, de bebidas, lavanderías, etc.

- **Temperatura:** Un agua residual doméstica suele tener del orden de  $20^\circ\text{C}$  por encima del agua de abastecimiento. Si las ARI proceden de una central térmica, por ejemplo, la temperatura va a ser muy elevada.

En general los problemas de temperatura proceden de aguas residuales de refrigeración. La industria alimentaria también suele tener aguas residuales de proceso calientes.

- **Productos químicos inorgánicos.** En las ARI se pueden encontrar **tóxicos**, como metales pesados (Hg, Cd, Cr, Ni, Cu, Pb)

procedentes en general de la industria metalúrgica o cianuros (CN<sup>-</sup>). Algunos de los citados son tóxicos bioacumulables.

Los **ácidos y bases** también aparecen con frecuencia en los vertidos industriales, en mayor proporción en la industria química.

También es normal la aparición de vertidos con elevadas concentraciones de **sales**, que pueden proceder de calderas o sistemas de refrigeración.

**Aceites e hidrocarburos** proceden en general de la maquinaria y de los talleres.

La **contaminación radiactiva** también puede aparecer como consecuencia de problemas graves en la explotación de las centrales nucleares o la industria nuclear en general.

Tienen vertidos con elevada carga inorgánica la industria de limpieza y recubrimiento de metales, las explotaciones mineras y salinas, las químicas, etc. En las refinerías y petroquímicas, coquerías y fábricas de textiles las aguas residuales incorporan tanto materia orgánica como inorgánica en elevadas concentraciones.

Lavaderos de carbón y mineral, instalaciones de corte y pulido de mármoles, e instalaciones de laminación en caliente y colada continua, aportan en sus aguas residuales una gran cantidad de sólidos en suspensión.

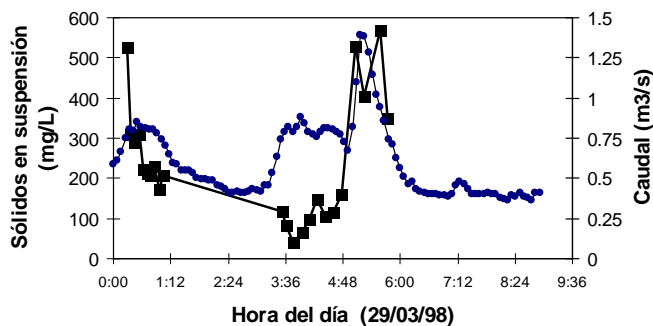
#### **B2-3.4.- AGUAS DE ESCORRENTÍA URBANA**

Se entiende por aguas de escorrentía urbana aquellas que proceden de las precipitaciones de nieve o lluvia sobre una cuenca urbana. Son aportaciones de carácter intermitente. Los caudales en un área urbanizada suelen ser del orden de 50 a 200 veces superiores en volumen a los de vertidos domésticos, comerciales e industriales.

La superficie de una ciudad que recibe la lluvia es de dos tipos: impermeable y permeable. Las que predominan son las impermeables en edificios, pavimentos, calzadas, aceras, azoteas, etc.; mientras que las superficies permeables las constituyen los jardines, algunos patios interiores, solares sin edificar, etc. El alto porcentaje de superficies impermeables es una característica de las zonas urbanas.

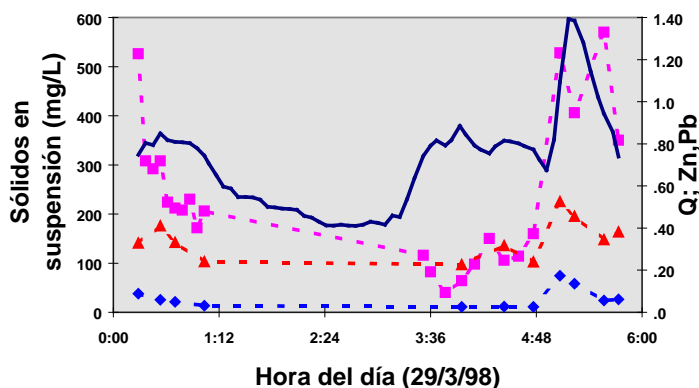
Es erróneo pensar que las aguas de escorrentía son esencialmente limpias. De la lluvia caída, una fracción se emplea en mojar las superficies; otra se evapora y otra queda atrapada en huecos y depresiones del suelo. Si sigue lloviendo, el agua se moviliza hacia los puntos de recogida, drenando por superficies impermeables, y a su vez, limpiando y transportando en suspensión y disolución, los contaminantes acumulados sobre el suelo.





■ Sólidos en suspensión (mg/L)      ● Caudal (m3/s)

**Suceso de rebalse de alcantarillado unitario en la ciudad de Santiago de Compostela. Sólidos en suspensión y caudal. (Cagiao, et al., 1998)**



■ [SS] mg/l      ● Q (m3/s)      ▲ Zn (mg/L)      ◆ Pb (mg/L)

**Suceso de rebalse de alcantarillado unitario en la ciudad de Santiago de Compostela. Metales pesados y caudal. (Cagiao, et al., 1998)**

La contaminación difusa urbana se caracteriza por:

- ser aportada al medio acuático receptor en vertidos intermitentes ligados a un fenómeno de naturaleza aleatoria: la lluvia;
- estar constituida por contaminantes procedentes de áreas extensas;
- ser un tipo de contaminación muy difícil de medir en origen;
- estar íntimamente ligada al tipo de actividad que soporta el suelo.

**Características de la contaminación de aguas de escorrentía.**  
(Rangos y valores medios)

PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA	ALEMANIA Varios autores [1]	ALEMANIA Varios autores [1]	ONTARIO MARSALEK [2]	GRAN BRETAÑA ELLIS (1989) [3]	USA - NURP (1983) [4]	NOVOTNY (1994) [5]	METCALF- EDDY (1991) [6]	ELLIS (1986) [7]
	ZONA RESIDENCIAL	AUTOPISTAS	USO MIXTO DEL SUELO	USO MIXTO DEL SUELO	USO MIXTO DEL SUELO			
SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN SS (mg/L)	134	140 - 250	----	21 - 2582 (190)	100 *(1.0 - 2.0)	3 - 11000 (650)	67 - 101	3 - 11000
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO - DBO (mg/L)	7 - 18	----	-----	7 - 22 (11)	9 *(0.5 - 1.0)	10 - 250 (30)	8 - 10	60 - 200
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO - DQO (mg/L)	47 - 115	86 - 119	----	20 - 365 (85)	65 *(0.5 - 1.0)	----	40 - 73	----
NITRÓGENO AMONIACAL (NH <sub>4</sub> -N) (mg/L)	0.8	0.5 - 0.9	0.5	(0.2 - 4.6) 1.45	----	----	----	----
NITRÓGENO TOTAL (mg/L)	----	----	----	0.4 - 20.0 (3.2)	1.5 *(0.5 - 1.0)	3 - 10	----	3 - 10
FÓSFORO TOTAL (mg/L)	----	----	0.28	0.02 - 4.30 (0.34)	0.33 *(0.5 - 1.0)	0.2 - 1.7 (0.6)	0.67 - 1.66	0.2 - 1.7
PLOMO (mg/L)	0.27	0.16 - 0.62	0.146	0.01 - 3.1 (0.21)	0.14 *(0.5 - 1.0)	0.03 - 3.1 (0.3)	0.27 - 0.33	0.4
ZINC (mg/L)	----	0.36 - 0.62	0.490	0.01 - 3.68 (0.30)	0.16 *(0.5 - 1.0)	----	0.135 - 0.226	----
ACEITES (mg/L)	----	2.0 - 7.0	3.3	0.09 - 2.8 (0.40)	----	----	----	----
COLIFORMES TOTALES (UFC/100 ml)	----	----	----	----	----	----	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>8</sup>	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>8</sup>
COLIFORMES FECALES ( <i>E. Coli</i> ) (UFC/100 ml)	----	----	2100	400 - 5.10 <sup>5</sup> (6430)	----	----	----	----

Los valores entre paréntesis representan valores medios excepto los de [4], que representan coeficientes de variación.

[1] ALEMANIA, VARIAS FUENTES: Goettle (1978), Paulsen (1984), Klein (1982), Grottker (1987), Durchschlag (1987), Grottker (1989), citados por MARSALEK, J. *et al* (1993), "Urban drainage systems: desing and operation", Wat. Sci. Tech., Vol. 27, Nº 12, pp 31-70.

[2] MARSALEK, J.; SCHROETER, H.O.; (1989), "Annual loadings of toxic contaminants in urban runoff from the Canadian Great Lakes Basin", J. Water Poll. Res. Canada 23, pp 360-378.

[3] ELLIS, J.B. (1989), "Urban Discharges and Receiving Water Quality Impacts (Adv. Wat. Poll. Control Nº 7)", Pergamon Press, Oxford

[4] NURP, (1983), "Final Report of the Nationwide Urban Runoff Program, vol. 1, Water Planning Division, US-EPA, Washington D.C., USA.

[5] NOVOTNY, V.; OLEM, H. (1994), "Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution", Van Nostrand Reinhold, ISBN 0-442-00559-8.

[6] METCALF & EDDY, (1991), "Wastewater Engineering. Treatment, Disposal. Reuse"; Tercera Edición; McGraw- Hill International Editions, Civil Engineering Series. ISBN 0-07-100824-1.

[7] ELLIS, J.B. (1986), "Pollutional aspects of urban runoff", in Urban Runoff Pollution, Torno, H., J. Marsalek, y M. Desbordes, Eds., NATO ASI Series, Series G: Ecological Sciences, Vol 10, Springer- Verlag, Berlín.

**B2-3.5.-AGUAS RESIDUALES URBANAS (A.R.U.)****B2-3.5.1.- COMPONENTES DE LAS A.R.U.**

Se entiende por aguas residuales urbanas a aquellas que circulan por las redes de alcantarillado de los núcleos urbanos y que son el resultado de la mezcla de las aguas residuales domésticas (ARD), de aguas residuales industriales (ARI); de aguas de infiltración y, en función del tipo de red de alcantarillado, de aguas de escorrentía superficial urbana.

Las redes de alcantarillado pueden ser unitarias o separativas. Cuando la red es unitaria todos los tipos de aguas anteriormente citados circulan por los mismos conductos. Si la red es separativa es necesario que exista una red que reciba todas las aguas de escorrentía urbana, aguas pluviales.

A la red de alcantarillado llega del orden del 80 % de las aguas del abastecimiento .

Las aguas residuales industriales que aparecen en los sistemas de alcantarillado urbano suelen proceder de industria, de mediano y pequeño tamaño, que se encuentra dentro de los cascos urbanos. Cuando existen polígonos industriales, o la industria es muy grande, se suele disponer de redes especiales para sus aguas, que normalmente son tratadas en estaciones de tratamiento de aguas residuales industriales (E.T.A.R.I.).

Aguas de infiltración son aquellas que proceden del subsuelo y penetran en la red de alcantarillado a través de las juntas, tuberías defectuosas, conexiones y paredes de pozos de registro. La presencia de agua con un nivel freático elevado produce infiltraciones en las alcantarillas, y un aumento de la cantidad de las aguas residuales. La calidad de los materiales de la red y el grado de mantenimiento son también factores que determinan la importancia de las infiltraciones. La infiltración puede oscilar entre 0.01 y 1.0 m<sup>3</sup>/d.mm.km, e incluso más. El número de milímetros-kilómetros de una red es la suma de los productos de los diámetros de las alcantarillas, expresados en milímetros, por las longitudes expresadas en kilómetros, de las alcantarillas correspondientes a esos diámetros.

Hay que diferenciar dos tipos de fenómenos de contaminación asociados con las aguas pluviales o de tormenta: el agua de escorrentía contaminada que llega directamente o a través de las redes de alcantarillado separativas a las masas de agua receptoras, y un segundo tipo, el vertido por rebosamiento, o rebose, de alcantarillados unitarios, RAU, (CSO en la literatura anglosajona) con aguas que son mezcla de aguas pluviales y aguas residuales domésticas. En estas últimas redes hay que tener muy en cuenta el fenómeno de resuspensión de los sedimentos existentes, resultado de la sedimentación de partículas y contaminación, permitida por el régimen hidráulico existente durante el período seco. La punta de caudal de aguas residuales también puede llegar a la depuradora y, si supera su capacidad de tratamiento, también produce un rebose en tal punto. Estos tipos de descargas se diferencian tanto en los volúmenes vertidos, en las concentraciones de contaminantes, como en las fases y períodos de descarga.

A las redes de alcantarillado unitario puede que también se viertan lixiviados de vertederos de residuos sólidos urbanos (RSU).

### **B2-3.5.2.- CARGAS DE CONTAMINACIÓN EN LAS A.R.U.**

Al igual que se realiza en la estimación de los caudales de abastecimiento de una población, en vez de hacer un cálculo para cada tipo de consumo se estima una dotación global de abastecimiento por persona y día, se utiliza una dotación de carga contaminante. Las unidades de estas dotaciones son gramos por habitante y día (g/h.d.) de cada contaminante.

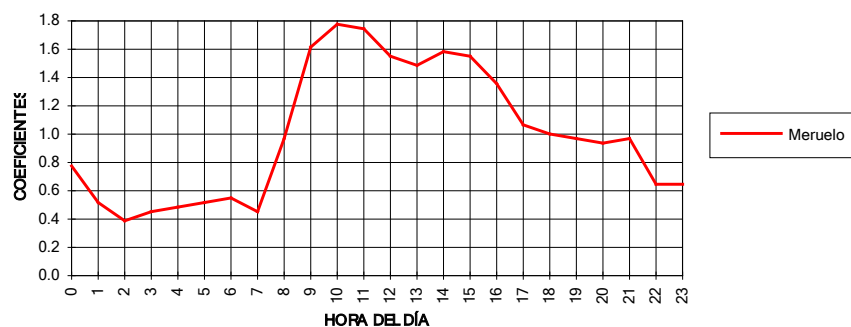
En aguas residuales urbanas, sin una gran incidencia de la industria, se pueden adoptar las siguientes dotaciones de contaminación, expresadas en g/h/d:

		<b>DBO<sub>5</sub></b>	<b>SS</b>
<b>RED SEPARATIVA</b>	<b>Zona residencial</b>	50	50

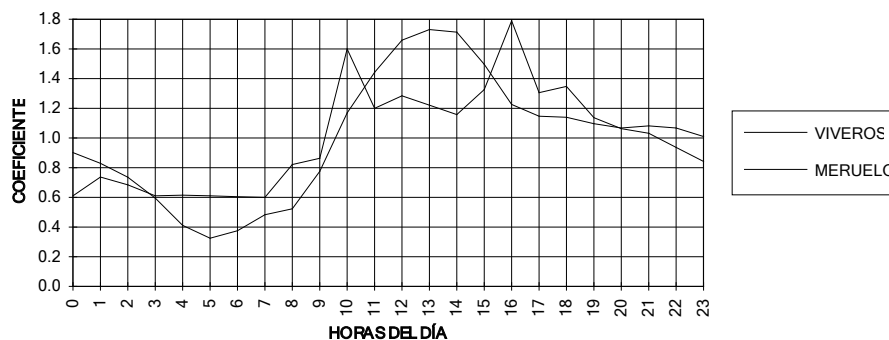
	Núcleo de población	60	75
RED UNITARIA	Núcleo de población	75	90

A lo largo del día, al igual que lo hacen los caudales, las concentraciones de contaminantes de un agua residual urbana varían. Siguen una forma similar a la que describe la variación de caudales, con puntas casi simultáneas. Son habituales coeficientes puntas de valor 1.5 en las concentraciones de DBO<sub>5</sub>.

COEFICIENTES DE VARIACIÓN DE CAUDALES SOBRE EL Q<sub>medio</sub> DURANTE UN DÍA



COEFICIENTES DE VARIACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE DBO SOBRE LA DBO<sub>media</sub> DURANTE UN DÍA



En las gráficas anteriores se presentan los coeficientes de variación del caudal ( $Q_i/Q_m$ ) y de las concentraciones de DBO<sub>5</sub> que llegan a dos depuradoras. La referida como MERUELO es la generada por un pueblo de Cantabria, de nombre San Miguel de Meruelo, de 438 habitantes. La referida como VIVEROS procede de la E.D.A.R. del mismo nombre en Madrid, y no tiene variación de caudal porque esta depuradora funciona a caudal constante. Las puntas de caudal son mucho más marcadas en poblaciones pequeñas.

### B2-3.5.3.- HABITANTE EQUIVALENTE

Cuando la contaminación que circula por la red de alcantarillado procede de industrias o granjas, u otro tipo de origen diferente al doméstico o urbano, entonces las dotaciones de contaminación que se han definido anteriormente pueden resultar inaplicables. Para poder trabajar con unidades homogéneas a la hora de estimar cargas de contaminación se ha establecido el concepto de *habitante-equivalente*, h-e.

La Directiva 91/271/CEE de 21 de mayo de 1991, sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas, que se analizará en capítulos posteriores, define 1 h-e (equivalente habitante) como "la carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno de 5 días ( $DBO_5$ ) de 60 g de oxígeno por día".

Se trata de expresar la contaminación de una industria, una ciudad, una granja, etc., para un contaminante dado, como si hubiera sido producida por población humana. Así, si una persona o habitante produce una contaminación en  $DBO_5$  de 60 g/d, una industria que vierte diariamente una determinada cantidad de  $DBO_5$ , equivaldrá a un número concreto de habitantes, de "habitantes - equivalentes". Los kilos/día que vierte una determinada actividad se calculan multiplicando los caudales por las concentraciones. En este sentido hablaremos de habitantes-equivalentes que trata una determinada EDAR.

En el caso de aguas residuales pecuarias, una vaca equivale a 10 h-e, o un cerdo equivale a 3 h-e, en ambos casos sobre la base de  $DBO_5$ . Otra forma de expresar las cargas de contaminación que generan los animales es como gramos de contaminante por cabeza por día (g  $DBO_5$ /cabeza/d).

En la industria es normal hablar de carga de contaminante por unidad de producción o de carga por unidad de superficie (g/d/Ha).

# BLOQUE 3

## CONTROL DE LA CALIDAD DEL AGUA SU CONTROL

---

### B3-1.- CONTROL DE LA CALIDAD DEL AGUA DE ABASTECIMIENTO

#### B3-1.1.- ABASTECIMIENTO PARA CONSUMO PÚBLICO

Desde la incorporación de España a la CEE la calidad del agua potable de consumo público quedó sujeta a las condiciones que se establecen en las Directivas europeas. La normativa española, recogida en el RD 1138/1990, de 14 de septiembre, por el que se aprueba **la Reglamentación Técnico-Sanitaria (B.O.E. de 20 de Septiembre)** deriva de la DC 80/778 relativa a la calidad de las aguas destinadas a consumo público. De acuerdo con esa Directiva, actualmente en trámite de revisión, todas las aguas destinadas a consumo humano, salvo las minerales naturales y las medicinales, deben satisfacer los estándares de calidad que se recogen en los Anexos correspondientes, para cada uno de los parámetros a medir.

El Reglamento Técnico-Sanitario español determina a efectos legales lo que se entiende por aguas potables de consumo público y fija, con carácter obligatorio las normas técnico sanitarias para la captación, tratamiento, distribución y control de calidad de estas aguas y define a las empresas proveedoras y/o distribuidoras que dediquen su actividad a alguna de las mencionadas fases.

El Reglamento ordena los parámetros de calidad en diferentes grupos que intentan informar sobre las diferentes características del agua:

- Caract. organolépticas: color, sabor, olor, etc. No dañinas.
- Caract. fisicoquímicas:  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{=}$ , etc. Impurezas naturales generalmente.
- Caract. no deseables: materia orgánica, N, P, Fe, Mn, F, Cu, Zn, etc.
- Caract. tóxicas: Ag,  $\text{CN}^-$ , Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, etc. Dañinos para la salud.
- Caract. microbiológicas: CF, EF, CSR (*Clostridium* sulfitorreductores). Dañinos para la salud.
- Caract. radiactivas.

En el Reglamento se establecen dos límites:

- **Niveles guía:** son los valores de los parámetros representativos de los caracteres de potabilidad, correspondientes a una calidad deseable en el agua potable. Son orientativos.
- **Niveles o concentraciones máximas admisibles:** son los valores de los parámetros representativos de los caracteres de potabilidad, correspondientes a la mínima calidad admisible en el agua potable. Estos valores no deben ser rebasados ni en cantidades significativas, ni de modo sistemático.

Se define **agua potable** como "aquellas aguas que cumplen el Artículo 3"; este Artículo es el que fija todas las prescripciones de los caracteres que antes se han citado. En este mismo Artículo se definen también situaciones excepcionales, que caen en el ámbito de las competencias de las Comunidades Autónomas. En el Artículo se dice que en el caso de circunstancias accidentales graves se pueden autorizar nuevos valores de calidad en la medida en que no supongan riesgos inaceptables para la salud pública. Este agua que se suministra en condiciones excepcionales no podría ser denominada potables, pero si es un **agua sanitariamente permisible**. Nunca podría suministrarse a una población agua **no potable**.

No deben abastecerse nunca aguas en las que se superen los valores de los caracteres tóxicos, microbiológicos o radioactivos. El sobrepasar los valores de los caracteres organolépticos, físico-químicos o no deseables daría como resultado el estar suministrando aguas sanitariamente admisibles.

En la normativa también se establecen las **características de los abastecimientos**, destacando lo siguiente:

- el agua potable de consumo público se obtendrá, en lo posible, del origen más adecuado, y en todo caso, quedará asegurada la adecuada **protección sanitaria** de acuíferos, cauces y zonas de captación.
- las aguas destinadas al abastecimiento deberán ser tales que, después de sometidas a los tratamientos adecuados, alcancen las características exigibles a las aguas potables.
- la Administración Sanitaria competente tendrá acceso a toda clase de documentación relacionada con los aspectos higiénico-sanitarios del sistema.
- en todo sistema de abastecimiento de agua de consumo público deberán existir, con la distribución técnicamente aconsejable, **puntos de toma** adecuados para que puedan efectuarse las oportunas tomas de muestras al objeto de controlar las condiciones del agua **en los distintos tramos del sistema**.

La vigilancia de las aguas comprenderá controles analíticos con una determinada periodicidad y un número mínimo de tomas de muestras en el sistema de abastecimiento. **Las muestras se tomarán a la salida de la planta y/o antes de la entrada en la red de distribución y en la propia red**. En todo caso los puntos de toma de muestras o estaciones de muestreo se fijarán atendiendo a la máxima representatividad de las muestras. En particular, en la red de distribución se tendrán en cuenta para su localización las variaciones de caudal, los tramos con mayor riesgo de contaminación y los de bajo consumo.

Para el control analítico de la potabilidad de las aguas distribuidas se establecen **cinco modelos de análisis-tipo**:

- I. **Análisis mínimo.**
- II. **Análisis normal.**
- III. **Análisis completo.**
- IV. **Análisis ocasional.**

## V. Análisis inicial.

El análisis mínimo incluye las siguientes determinaciones: olor, sabor, conductividad, nitritos, amoníaco, Coliformes totales, Coliformes fecales y cloro residual. El análisis normal consistirá en la determinación de los parámetros correspondientes al análisis mínimo más: turbidez, temperatura, pH, nitratos, oxidabilidad y bacterias aerobias a 37 °C y a 22 °C. El análisis completo será el normal más la incorporación de todos aquellos parámetros que constan en los Anexos A, B, C, D, E y G del Reglamento, y para los cuales están fijadas concentraciones máximas admisibles, junto con la determinación de los parámetros que permitan la valoración del balance iónico de los componentes.

El análisis ocasional se realizará en situaciones particulares o accidentales y los parámetros serán fijados por la Administración Sanitaria competente.

El análisis inicial consistirá en la determinación, previa a la explotación de un recurso hídrico potencialmente utilizable para abastecimiento de agua potable, de los parámetros que integran el análisis normal, además de aquellos comprendidos en el apartado 3.1 del art. 3º del Reglamento que la Administración Sanitaria competente estime en cada caso.

### B3-1.2.- ABASTECIMIENTO PARA USO PECUARIO

El ganado debe consumir, en principio, agua potable, ya que está en juego su salud. Puede ser necesario abastecer al ganado con aguas que tengan unas características especiales que impliquen estar fuera de los rangos que establecen los reglamentos para aguas potables. Un ejemplo puede ser la necesidad, o posibilidad, de suministrar aguas con mayor cantidad de sales a animales herbívoros. Estos animales, al no ingerir sales de forma habitual en sus dietas deben incorporarla de forma suplementaria.

En la tabla siguiente se expresan límites máximos (de Australia) de concentración de sales en el agua de abastecimiento para el ganado en comparación con el hombre, expresando la salinidad como sólidos disueltos totales (SDT):

ANIMAL	SDT (mg/L)
Hombre	< 1500
Gallinas	< 2860
Cerdos	< 4290
Caballos	< 6435
Ganado de leche	< 7150
Ganado de carne	< 10000
Ganado lanar	< 12000

Hay que recordar que el agua de mar tiene una concentración de SDT del orden de 35000 mg/L.

### B3-1.3.- ABASTECIMIENTO PARA USO AGRÍCOLA

No todas las aguas son aptas para el riego agrícola. Los factores principales que hay que considerar cuando se diseña un regadío son el **tipo de agua**, el **tipo de cultivo** que se quiere plantar y el **tipo de suelo**. Un agua que en



principio es válida para riego puede sufrir fuertes cambios al entrar en contacto con el suelo que van desde un incremento en la cantidad de sales disueltas a un cambio total en el equilibrio iónico. Las exigencias particulares del cultivo van a ser determinantes para aceptar un determinado tipo de agua. Los tres factores citados van a actuar de forma interactiva, de forma que es difícil calificar *a priori* a un agua como “apta para riego”.

Los problemas principales que se pueden presentar por efectuar el riego de cultivos de forma inadecuada son los siguientes:

- **Salinización del suelo:** La salinización se puede producir por regar el suelo con agua con una elevada concentración de sales. Parte del agua de riego va a evaporarse y parte va a infiltrarse en el terreno. Con la evaporación la concentración de sales va a aumentar en la capa de suelo que está en contacto con las raíces de las plantas. Estas plantas van a necesitar una presión osmótica mayor para poder incorporar el agua y los nutrientes. Cuando no son capaces de superar esta presión las plantas mueren por deshidratación. Se debe limitar la concentración de sales en el agua de riego (una forma de control es midiendo la conductividad). Un agua con menos de 500 mg/L de RS o SD no produce problemas, pero un agua con más de 5000 mg/L es inútil para el riego.
- **Alcalinización de los suelos:** Los cationes intercambiables, particularmente los iones de sodio, calcio y magnesio, tienen una gran importancia en el agua para riego porque altas concentraciones de sodio producen dispersión de las partículas de suelos arcillosos. El  $\text{Na}^+$  sustituye al  $\text{Ca}^{++}$  y  $\text{Mg}^{++}$ . Cuando el suelo sufre tal fenómeno se cierran los poros y se hace impermeable. Para determinar el nivel de riesgo por el sodio el *U.S. Department of Agriculture Salinity Laboratory* desarrolló la relación de adsorción de sodio (SAR), también conocido como **índice S.A.R.** . Este índice se define como sigue:

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{1}{2}([Ca^{++}] + [Mg^{++}])}}$$

en donde los valores entre corchetes son las concentraciones de los correspondientes iones expresadas en meq/L. En función de la desproporción un agua tendrá mayor o menor poder intercambiador de iones. Un agua con un índice SAR < 8 es un agua apta para riego, de uso seguro; si el agua tiene un SAR > 25 el agua es inútil para el riego ya que el peligro de alcalinización será muy alto.

- **Toxicidad para el cultivo:** Las concentraciones de ciertos compuestos deben estar por debajo de un cierto nivel máximo, ya que por encima serían tóxicos para las plantas. Son fitotóxicos el boro, los metales pesados, el nitrógeno en forma amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), etc. Los metales pesados se deben limitar a concentraciones mínimas. También se deben tener en cuenta los posibles efectos sobre quien se alimenta de los cultivos. Si,

por ejemplo, se ha regado con aguas que contenían cadmio (Cd) los vegetales van a tener efectos tóxicos para el hombre.

### **B3-1.4.- ABASTECIMIENTO PARA USO INDUSTRIAL**

Las necesidades de agua de la industria son grandes. La calidad de ese agua que precisan va a ser muy variada en función del tipo de industria y de los procesos que utilice. La experiencia adquirida a lo largo del tiempo ha ido determinando las características de las aguas requeridas para sus procesos de fabricación. En general las grandes instalaciones industriales poseen abastecimientos propios (pozos, azudes en ríos). Ellas mismas tratan el agua para adaptarla a sus necesidades, más o menos exigentes en función del tipo de proceso.

La industria, de forma general, utiliza el agua para diferentes usos:

- Producción de vapor: calderas, humidificadores de aire.
- Intercambio de calor: condensación de vapor, refrigeración de fluidos y sólidos, calefacción.
- Lavado de gases: siderurgia, incineración, desulfuración de humos.
- Lavado de sólidos: pasta de papel, carbón, pulpas.
- Lavado de superficies: tratamiento de superficies (decapado).
- Transporte de iones: baños de electrolisis.
- Incorporación a bebidas: cervezas, refrescos.
- Limpieza: suelos, equipos industriales.
- Usos asimilables a domésticos.

Las características más importantes que se controlan en las aguas que se destinan a procesos industriales son: sólidos en suspensión, turbidez, residuo seco, pH, índice de saturación, dureza, gases disueltos, CO<sub>2</sub> libre y combinado, oxígeno disuelto, materia orgánica, etc. La industria textil, por ejemplo, se preocupara del posible color de las aguas que utilice; la industria que utilice calderas pondrá atención en la dureza, con el fin de evitar incrustaciones; la industria alimentaria utilizará aguas potables exclusivamente. En general las aguas de procesos industriales deben poseer una dureza baja o muy baja, escasa turbidez, ausencia de color y ausencia de metales pesados (particularmente hierro y manganeso, que, a veces, provienen del propio abastecimiento). La sílice se contempla con un cuidado especial en las aguas que se destinan a la alimentación de calderas para la producción de vapor, aconsejándose que su concentración sea la menor posible e incluso prácticamente su ausencia en calderas a alta presión. Aparte de su influencia en la calidad de los productos fabricados, las aguas no deben provocar la corrosión metálica, o ser agresivas para los materiales inorgánicos habitualmente utilizados en construcción, por lo que frecuentemente se controlan el contenido de oxígeno disuelto u otros gases como SH<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub>, así como el contenido en sales, particularmente, los iones cloruro y sulfato.

A diferencia del agua potable no hay en España una normativa legal y general sobre las características del agua para su utilización en los diversos usos industriales. Únicamente está normalizada la calidad del agua de aporte para la generación de vapor: UNE 9-075/92. También existen dispersas algunas normas y recomendaciones para el uso del agua en determinados procesos de la industria de la alimentación. En las aguas de proceso de estas últimas industrias, además de un acondicionamiento de tipo químico, es necesario efectuar una esterilización que garantice la salubridad de los alimentos producidos. Frecuentemente son los

propios fabricantes de equipos industriales los que definen las características que han de tener las aguas a utilizar.

### **B3-2.- CONTROL DE LA CALIDAD DE AGUAS NATURALES**

La aportación de contaminación a los sistemas acuáticos acaba afectando la calidad de las aguas y el carácter de los ecosistemas. Como resultado, las masas de agua quedan alteradas significativamente respecto a su estado natural original. El agua es en un principio receptora de esa contaminación y posteriormente es transmisora.

Los impactos sobre las aguas receptoras se deben evaluar en función de las características del lugar estudiado, aunque en dicha evaluación de impacto es preciso considerar tres categorías básicas:

- Cambios en la calidad del agua.
- Riesgos para la salud pública.
- Deterioro estético.

Cada una de estas consideraciones afectará el valor relativo de las aguas receptoras para diferentes usos. En la figura siguiente se presenta una primera aproximación de como las descargas de vertidos con contaminación afectan a los diferentes tipos de sistemas acuáticos.

*Valoración cualitativa de los impactos de vertidos urbanos sobre sistemas acuáticos  
(House et al., 1989)*

TIPOS DE SISTEMAS ACUÁTICOS	CALIDAD DEL AGUA				SALUD PÚBLICA	ASPECTOS ESTÉTICOS	
	OXÍGENO DISUELTTO	NUTRIENTES	SEDIMENTOS	TÓXICOS	PATÓGENOS	TURBIDEZ	RESIDUOS
<b>RIOS</b>							
PEQUEÑOS							
GRANDES							
<b>ESTUARIOS</b>							
PEQUEÑOS							
GRANDES							
<b>LAGOS</b>							
POCO PROFUND.							
PROFUNDOS							
POCO NORMAL  ↔  ↔  MUY NORMAL							

Conforme van empeorando las características del agua se van limitando los usos. Ha sido tradicional clasificar los usos de los sistemas acuáticos en tres apartados: vida acuática (peces, moluscos, etc.); recreo (baño) y toma de agua para abastecimiento.

- **Aguas aptas para la vida acuática:** La existencia de determinados tipos de vida acuática es uno de los criterios más utilizados para el control de la calidad del agua en los sistemas acuáticos. La forma de actuar es fijar una serie de parámetros mínimos de calidad que garanticen el desarrollo de un determinado tipo de vida acuática.

El parámetro fundamental que se utiliza es el oxígeno disuelto (OD). El medio debe ser aerobio (OD>0). En las normativas se establece habitualmente como referencia la existencia de peces para definir niveles de calidad. Se diferencia entre salmónidos (salmón, trucha) y ciprínidos (carpa, barbo).

Cuando se fija como objetivo la existencia de salmónidos o ciprínidos los parámetros de calidad del agua deben cumplir los valores que se presentan en la tabla siguiente, que muestra puntos y valores de interés respecto a la calidad de las aguas y está extraída del Real Decreto 927/1988, de 29 de Julio, por el se aprobó el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, en desarrollo de los Títulos II y III de la Ley de Aguas (BOE nº 209), de 31 de Agosto; corrección de errores en BOE nº 234, de 29 de Septiembre). Este Real Decreto se adaptaría a la Directiva 78/659/CEE de 18 de Julio de 1978, en lo referente a calidad de aguas para vida piscícola.

TÍTULO II. De la Planificación Hidrológica.  
CAPÍTULO II. Contenido de Planes.  
Sección Primera. Contenido de los Planes Hidrológicos de Cuenca.

Del 72 se pueden extraer:

Aspectos que deben comprender los Planes Hidrológicos.

a) El inventario de los recursos hidráulicos

**b) Usos y demandas previsibles.**

**c) Los criterios de prioridad y de compatibilidad de usos, así como el orden de preferencia entre los distintos usos y aprovechamientos.**

**d) La asignación y reserva de recursos para usos y demandas actuales y futuros, así como la conservación y recuperación del medio ambiente.**

**e) Las características básicas de la calidad de las aguas y de la ordenación de los vertidos de aguas residuales.**

f) Las normas básicas sobre mejora y transformaciones en regadío que aseguren el mejor aprovechamiento del conjunto de recursos hidráulicos y terrenos disponibles.

**g) Los perímetros de protección y las medidas para la conservación y recuperación del recurso y del entorno afectado.**

h) Los Planes Hidrológicos - forestales y de conservación de suelos que hayan de ser realizados por la Administración.

i) Las directrices para recarga y protección de acuíferos.

j) Las infraestructuras básicas requeridas por el Plan.

k) Los criterios de evaluación de los aprovechamientos energéticos y la fijación de condicionantes requeridos para su ejecución.

l) Los criterios sobre estudios, actuaciones y obras para prevenir y evitar los daños recibidos a inundaciones, avenidas y otros fenómenos hidráulicos.

" 79\$1.- En las características básicas de la calidad de las aguas se incluirán tanto la situación al redactarse el Plan Hidrológico de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas como los objetivos de calidad que deban alcanzarse en cada río o tramo de río."

"2.- Los objetivos de calidad se definirán en función de los usos previstos para las aguas y deberán cumplir al menos las condiciones que, de acuerdo con las Directivas de la Comunidad Económica Europea, se establecen en los anexos a este Reglamento."

"80\$1.- El Plan Hidrológico deberá establecer los procedimientos y líneas de actuación que se precisen para conseguir la adecuación de la calidad de las aguas a los objetivos de calidad de las mismas."

"2.- Las características básicas de la ordenación de los vertidos de aguas residuales incluirán las normas de tipo general que se estimen adecuadas para que puedan alcanzarse los objetivos de calidad. Se referirán a la programación de la lucha contra la contaminación en los diferentes tramos o sectores de la cuenca."

"3.- Asimismo, se preverán programas de actuación para eliminar de las aguas continentales la contaminación producida por aquellas sustancias que por su toxicidad, persistencia o bioacumulación, figuran en las relaciones I y II del Anexo al título II del Reglamento del Dominio Público Hidráulico."

#### ANEXO NÚMERO 3 (14)

Calidad exigida a las aguas continentales cuando requieran protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces.

I.- Las aguas continentales que requieran protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces quedan clasificadas en los dos grupos siguientes:

- **TIPO S (aguas salmonícolas):** Las aguas en las que viven o podrían vivir los peces que pertenezcan a especies tales como el salmón (*Salmo salar*), la trucha (*Salmo trutta*), el timalo (*Thymallus thymallus*) y el corégono (*Coregonus*).

- **TIPO C (aguas ciprinícolas):** Las aguas en las que viven o podrían vivir los peces que pertenecen a los ciprínidos (*Cyprinidae*), o a otras especies tales como el lucio (*Exos lucius*), la perca (*Perca fluviatilis*) y la anguila (*Anguilla anguilla*).

II.- Las aguas continentales que se definan en los Planes Hidrológicos como aguas que requieran protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces tendrán unos niveles de calidad que no podrán ser menos estrictos que los que figuran en la Tabla I para los dos grupos especificados en el apartado anterior.

*Calidad exigida en las aguas continentales cuando requieran protección o mejora para que sean aptas para la vida de los peces.*



			puntas poco importantes que aparezcan durante el día.
<b>11.- AMONIO TOTAL (mg/L NH<sub>4</sub>)</b>	≤ 1 (4)	≤ 1 (4)	
<b>12.- CLORO RESIDUAL TOTAL (mg/L HOCl)</b>	≤ 0.005	≤ 0.005	Estos valores corresponden a un pH 6. Podrán aceptarse valores mayores si el pH fuese superior.
<b>13.- CINC TOTAL (mg/L Zn)</b>	≤ 0.3	≤ 1.0	Los valores corresponden a una dureza del agua de 100 mg/L de CaCO <sub>3</sub> . Para durezas comprendidas entre 100 y 500 mg/L, los valores límites correspondientes se pueden encontrar en la Tabla II.
<b>14.- COBRE SOLUBLE (mg/L Cu)</b>	(≤ 0.04)	(≤ 0.04)	Los valores corresponden a una dureza del agua de 100 mg/L de Ca CO <sub>3</sub> . Para durezas comprendidas entre 10 y 300 mg/L, los valores límites correspondientes se pueden encontrar en la tabla III.

- (0) Se podrán superar los límites fijados en circunstancias meteorológicas o geográficas excepcionales y cuando las aguas experimenten un enronquecimiento natural en determinadas sustancias, entendiéndose por tal el proceso mediante el cual una masa de agua determinada recibe del suelo ciertas sustancias contenidas en él sin intervención del hombre.
- (1) Las variaciones artificiales de pH con respecto a los valores constantes no deberán superar + 0.5 unidades de pH en los límites comprendidos entre 6.0 y 9.0, a condición de que estas variaciones no aumenten la nocividad de otras sustancias en el agua.
- (2) Los compuestos fenólicos no podrán estar presentes en concentraciones que alteren el sabor del pescado.
- (3) Los productos de origen petrolero no podrán estar presentes en las aguas en cantidades que:
- formen una película visible en la superficie del agua o se depositen en capas en los lechos de las corrientes de agua o en los lagos.
  - Transmitan al pescado un perceptible sabor a hidrocarburos.
  - Provoquen efectos nocivos en los peces.
- (4) En condiciones geográficas o climatológicas particulares y especialmente en el caso de bajas temperaturas del agua y reducida nitrificación o cuando la autoridad competente pueda aprobar que no hay consecuencias perjudiciales para el desarrollo equilibrado de las poblaciones de peces, se podrán fijar valores superiores a 1 mg/L.

- **Aguas aptas para la cría de moluscos:** El agua para la cría de moluscos también debe estar sujeta a unos criterios de calidad. Los moluscos (almejas, mejillones,...) son organismos filtradores. Al filtrar pueden retener una gran cantidad de microorganismos, incluidos gérmenes patógenos. Las normas para cría de moluscos se centran en el establecimiento de estándares que consideren la calidad bacteriológica de las aguas. El Real Decreto 345/1993, establece las normas de calidad exigibles tanto a las aguas como a la producción de moluscos bivalvos vivos, moluscos gasterópodos, tunicados y equinodermos marinos vivos. Este Real Decreto incorpora las normas relativas a la calidad de las aguas litorales para la cría de moluscos exigidas por la Directiva 79/923/CEE, de 30 de Octubre, e incorpora también los aspectos relativos a la producción, incluidos algunos de carácter sanitario, contenidos en la Directiva 91/492/CEE, de 15 de julio, por la que se fijaron

las normas sanitarias aplicables a la producción y puesta en el mercado de moluscos bivalvos vivos.

En el Anexo I del RD 345/1993 se recogen las condiciones aplicables a las zonas de producción, las cuales se clasifican en:

- **Zonas «Tipo A».** Los productos, destinados al consumo directo, en dichas zonas tendrán **menos de 300 coliformes fecales o menos de 230 E. coli por cada 100 gramos de carne y líquido intervalvar**, según una prueba NMP en la que se utilicen 5 tubos y 3 diluciones.
- **Zonas «Tipo B».** Los productos destinados al mercado y al consumo humano directo únicamente tras someterse a un tratamiento en un centro de depuración, o tras su reinstalación, tendrán **menos de 6.000 coliformes fecales o menos de 4.600 E. coli por cada 100 gramos en el 90 por 100 de las muestras**, según una prueba NMP en la que se utilicen 5 tubos y 3 diluciones.
- **Zonas «Tipo C».** Los productos destinados al mercado únicamente tras su reinstalación durante un período largo de tiempo (mínimo de dos meses) asociada o no a una depuración o después de una depuración intensiva durante un período a fin de cumplir las condiciones establecidas en el anexo II del presente Real Decreto, tendrán **menos de 60.000 coliformes fecales por cada 100 gramos de carne**, según una prueba NMP en la que se utilicen 5 tubos y 3 diluciones.

En el Anexo IV del RD 345/993 (cuadro siguiente) se recoge las normas de calidad exigida a las aguas de las zonas de protección o mejora, señalando para Coliformes fecales y E. Coli, que la calidad exigida será según lo dispuesto en el Anexo I antes reseñado brevemente.

**ANEXO IV**  
**Calidad exigida a las aguas de las zonas de protección o mejora (RD 345/1993)**

**I. Parámetros aplicables**

	Parámetro	G	I	Métodos de análisis de referencia	Frecuencia mínima de muestreo y de medición
1	pH Unidad de pH	7 - 9		Electrometría. La medición se realizará in situ al mismo tiempo que el muestreo.	Trimestral.



2	<b>Temperatura °C</b>	La diferencia de temperatura provocada por un vertido no deberá, en las aguas para cría de moluscos afectadas por dicho vertido superar en más de 20 °C a la temperatura medida en las aguas no afectadas.		Termometría. La medición se realizará in situ al mismo tiempo que el muestreo.	Trimestral.
3	<b>Coloración (después de filtración) mg Pt/L</b>		Después de filtración el color del agua provocado por un vertido no deberá, en las aguas afectadas por dicho vertido, acusar una diferencia de más de 100 mg Pt/L con el color medido en las aguas no afectadas.	Filtración por membrana filtrante de 0.45 micras de porosidad. Método fotométrico, con los patrones de la escala platino cobalto.	Trimestral.
4	<b>Materias en suspensión (mg/L)</b>		El aumento del contenido de materias en suspensión provocado por un vertido no deberá, en las aguas para cría de moluscos afectadas por dicho vertido, ser superior en más de un 30 por 100 al que se haya medido en las aguas no afectadas.	Filtración por membrana filtrante de 0.45 micras de porosidad, secado a 105 °C y pesada. Centrifugación (tiempo mínimo, 5 minutos; aceleración media de 2.800 a 3.200 g.) secado a 105 °C y pesada.	Trimestral.
5	<b>Salinidad</b>	12 - 38 (tanto por mil)	≤ 40 por 1000. La variación de la salinidad provocada por un vertido, en las aguas para cría de moluscos afectadas por dicho vertido, no deberá ser superior en más de un 10 por 100 a la salinidad medida en las aguas no afectadas.	Conductimetría.	Mensual.
6	<b>Oxígeno disuelto (porcentaje de saturación)</b>	≥ 80 %	≥ 70 % (valor medido). Si una medición individual da un valor inferior al 70 % las mediciones se repetirán. Una medición individual no podrá ser inferior al 60 por 100, salvo cuando no haya consecuencias perjudiciales para el desarrollo de las poblaciones de moluscos.	Método Winkler. Método electroquímico.	Mensual al menos con una muestra representativa, del bajo contenido en oxígeno presente el día del muestreo. No obstante, si hubiere presunción de variaciones diurnas significativas, se realizarán, como mínimo, dos muestreos diarios.
7	<b>Hidrocarburos de origen petrolero.</b>		Los hidrocarburos no deberán hallarse en el agua para cría de moluscos en cantidades tales que: - produzcan en la superficie del agua una película visible y/o un depósito sobre los moluscos. - Provoquen efectos nocivos para los moluscos.	Examen visual.	Trimestral.
8	<b>Sustancias organo-halogenadas</b>	La limitación de la concentración de cada sustancia en la carne de molusco deberá ser tal que contribuya con arreglo al artículo 1.º, a una buena calidad de los moluscos.	La concentración de cada sustancia en el agua para cría de moluscos o en la carne de los moluscos deberá rebasar un nivel que provoque efectos nocivos en dichos moluscos y sus larvas.	Cromatografía en fase gaseosa después de extracción con disolventes adecuados y purificación.	Semestral.
9	<b>Metales: Plata, Ag; Arsénico, As; Cadmio, Cd; Cromo, Cr; Cobre, Cu; Mercurio, Hg; Níquel, Ni; Plomo, Pb; Zinc, Zn mg/l.</b>	La limitación de la concentración de cada sustancia en la carne de los moluscos deberá ser tal que contribuya a una buena calidad de los moluscos con arreglo al artículo	La concentración de cada sustancia en el agua para cría de moluscos o en la carne no deberá rebasar un nivel que provoque efectos nocivos en dichos moluscos y en sus larvas. Los efectos de sinergia de estos metales deberán ser tomados en consideración.	Espectrometría de absorción atómica precedida, eventualmente, por una concentración y/o una extracción.	Semestral.

		1.			
10	<b>Coliformes fecales/100 g. E. coli/100 g.</b>	-	Según se dispone en Anexo I.	Método de dilución con fermentación en sustratos líquidos con al menos cinco tubos con tres diluciones. Resiembra de los tubos positivos en medio de confirmación. Recuento según NMP (número más probable). Temperatura de incubación: 44 +/- 0,5 °C.	Trimestral.
11	<b>Sustancias que influyen en el sabor de los moluscos.</b>		Concentración inferior a la que pueda deteriorar el sabor de los moluscos.	Examen gustativo de los moluscos cuando se presume la presencia de una sustancia de esta índole.	
12	<b>Saxitoxina.</b>	-		-	-

Abreviaturas: G = Guía (indicativo), I = Imperativo.

- **Aguas aptas para el baño:** La calidad que se exige para las aguas de baño es menos estricta que las necesarias en el agua potable. En este tipo de aguas los parámetros de calidad se centran en los aspectos bacteriológicos: se busca proteger al bañista de posibles enfermedades, fundamentalmente de contacto.

En el Real Decreto 734/1988 de 1 de Julio, se establecen las normas de calidad de las aguas de baño (BOE nº 167, de 13 de Julio). Recoge la Directiva Comunitaria 76/160/CEE, de 8 de Diciembre de 1975. Al igual que en otras normativas aparecen valores guía y valores imperativos. Las aguas de baño se consideran conformes a los valores de los parámetros controlados cuando las muestras que se toman de las aguas, recogidas con una determinada frecuencia, cumplen una serie de condiciones que manejan porcentajes de cumplimiento. Los valores imperativos fijan los Coliformes Totales (CT) en niveles inferiores a 10000 ufc/100 mL, los C. Fecales en 2000 ufc/100 mL, y los Estreptococos fecales, como valor guía, en 100 ufc/100 mL.

- **Aguas aptas para ser destinadas a la producción de agua potable:** La Directiva 75/440/CEE fue cronológicamente la primera en ocuparse de las aguas de los ríos en relación con los usos que de ellas se hace; en este caso, la utilización en un abastecimiento de aguas para consumo humano. Como complemento, la Directiva 79/869/CEE se ocupa del control analítico correspondiente, fijando frecuencias de muestreo y métodos de análisis que han de utilizarse para obtener resultados comparables.

Hoy en día se entiende que la Directiva 75/440 no tiene una finalidad sanitaria sino ambiental. Es una Directiva de gestión de la calidad de aguas superficiales. Se protege la calidad del agua elegida para abastecimiento, no los sistemas de tratamiento idóneos. Es erróneo interpretar la Directiva como una clasificación de las aguas según los parámetros de calidad para luego deducir el tratamiento para su potabilización. Eso sería gestión sanitaria, de proyecto, pero no de protección del medio, es decir, gestión ambiental. La Directiva pretende que las condiciones aceptables existentes aguas arriba de una toma para un abastecimiento no se vean perturbadas. La calidad de las aguas del río, entonces, debe estar "explicada". Esto significa que su composición debe estar

justificada por la hidrología y las características de los vertidos autorizados situados aguas arriba, de modo que pueda saberse el origen de cualquier anomalía sobrevenida en la composición de las aguas. Los vertidos puntuales o difusos del tramo superior han de quedar controlados en detalle y conocida la composición natural de las aguas.

En el artículo 2 de la Directiva 75/440 se fijan tres niveles: A1, A2 y A3, con diferentes exigencias para la composición del agua, que corresponden a los distintos procesos de tratamiento para su potabilización.

- **A1:** son aguas de muy buena calidad que sólo precisan de tratamiento físico simple y desinfección.
- **A2:** son aguas que precisan de un tratamiento físico normal, tratamiento químico y desinfección. Precloración + coagulación - floculación + decantación + filtración + desinfección (cloración).
- **A3:** son aguas que precisan de un tratamiento físico y químico intensivos y desinfección. Cloración break-point + coagulación - floculación + decantación + filtración + afino (carbón activo) + desinfección (ozono, cloración).

**Comparación de exigencias en algunos  
parámetros de calidad del agua**

PARÁMETRO	A1	A2	A3
OD **	> 70%	> 50%	> 30%
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	< 3	< 5	< 7
CF (ufc/100mL)	< 20	< 2000	< 20000

\*\* se refiere a % sobre el OD a saturación.

A las aguas naturales que se destinarán al consumo humano se las va a denominar prepotables. En el Anexo II de la Directiva aparece una lista con 46 parámetros de calidad, tanto físicos como químicos y biológicos, para los que, en cada uno de los tres casos anteriores, se fijan dos series de límites. Unos **valores imperativos, I**, que deben ser respetados; otros **valores guía, G**, que los estados miembros deben intentar cumplir. No se fijan valores límite para todos los parámetros, aunque luego cada Estado puede fijarlos. La conformidad de los valores de un parámetro en un punto a lo largo del tiempo debe satisfacer unos determinados porcentajes de cumplimiento que juegan con los niveles guía e imperativo.

### B3-3.- CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN DE LOS VERTIDOS

El objetivo básico del control de la contaminación vertida por un determinado tipo de agua residual es mantener la calidad de un cuerpo o masa de agua o, si no, alcanzar los objetivos de calidad establecidos.

Una vez los planes de saneamiento se han desarrollado y la mayoría de las aguas residuales son conducidas a las estaciones depuradoras (EDARs) el control de los vertidos pretendería, en primer lugar, evitar daños a la red de alcantarillado y, en segundo, no alterar el funcionamiento de los procesos de depuración.

La agresividad de muchos vertidos industriales puede dañar seriamente las conducciones. Las administraciones gestoras de redes de saneamiento elaboran normativas de vertido en las que se fijan los límites y rangos de los parámetros que caracterizan la contaminación de las aguas residuales industriales.

La depuración de las aguas residuales urbanas se basa principalmente en procesos biológicos. Estos procesos son, en general, muy inestables frente a cambios de las características de las aguas residuales que tratan. También son sensibles a cualquier tipo de compuesto que sea tóxico.

Para el control de vertidos directos de aguas residuales a los sistemas acuáticos se establecen normativas que se basan en la necesidad de depurar lo necesario para que se cumplan en la masa de agua receptora unas condiciones determinadas. Las aguas residuales se deberán depurar lo necesario para que cumplan las necesidades que el medio exija. Para conocer el comportamiento del medio receptor ante un vertido se utilizan los modelos matemáticos de calidad del agua.

Los medios acuáticos naturales son sistemas, es decir, conjuntos de componentes que funcionan coordinadamente. En un modelo matemático los procesos, y sus interrelaciones, son conceptualizados a través de expresiones matemáticas. Los componentes que se seleccionan para ser modelizados dependen de los objetivos perseguidos, del estado del conocimiento y de la información disponible. Un modelo de calidad de aguas acoplado a un buen sistema de generación y localización de vertidos es una potente herramienta de gestión y planificación.

Otro sistema de control de los vertidos directos es la vía político-económica. La Administración fija a cualquier vertido unas concentraciones máximas de parámetros de contaminación, por encima de las cuales se ven afectados económicamente.

Sistemas adicionales de control de la contaminación son los que se basan en la limitación o prohibición del uso de ciertos compuestos, como pesticidas, abonos, fertilizantes, o de ciertas actividades como la ganadería, etc. Las Directivas europeas han adoptado este criterio para el control de ciertos contaminantes.

La ordenación del territorio es también una herramienta de gestión válida para el control de la contaminación: se limitan las actividades y se ordenan los asentamientos. Como herramienta para el mantenimiento de una calidad mínima en los sistemas acuáticos fluviales se han establecido los denominados caudales ecológicos, que podrían denominarse en España caudales de dilución. Las metodologías para el establecimiento de caudales ecológicos es variada en técnicas y en resultados.

### **B3-3.1.- LA REGULARIZACIÓN DE LOS VERTIDOS**

El Reglamento del Dominio Público Hidráulico (RD 849/1986) establece que *“toda actividad susceptible de provocar la contaminación o degradación del dominio público hidráulico, y en particular, el vertido de aguas y productos residuales susceptibles de contaminar las aguas continentales requieren autorización administrativa”*. El objetivo de la Administración hidráulica era, por una parte, identificar todos los puntos de vertido y, por otra, iniciar los trámites de legalización,

control y recaudación del canon de vertido previsto, con el objetivo final de conseguir la adecuada protección de las aguas continentales y la consecución de los objetivos de calidad previstos.

El legislador era consciente de que la solución técnica pasaba por implantar soluciones técnicas de depuración que exigían largos plazos de ejecución y puesta a punto, por lo que se establecieron plazos para la progresiva adecuación de los vertidos (programas de descontaminación gradual) a los límites que estableciese la autorización.

El primer plazo fijado fue el del 31 de enero de 1987, en el cual todos los vertidos directos a cauces públicos, o eliminación de aguas residuales mediante extensión al terreno o inyección al subsuelo, debían proceder a regularizar su situación administrativa.

Mientras se tramitaba el expediente se podía extender una autorización provisional, a no ser que las circunstancias del vertido sean excepcionales o el entorno afectado no permitiesen esa situación.

La CH procedía a hacer una evaluación del canon (con carácter provisional) que era notificada a los causantes de los vertidos. Éstos podían reclamar en el plazo de quince días, concluidos los cuales la CH procedía a liquidar.

El procedimiento anterior demostró con el tiempo determinadas carencias y no pudo ser seguido por un gran número de industrias. La consecuencia fue que la mayoría de los vertidos siguieron siendo ilegales y que muchas autorizaciones provisionales se prolongaron en el tiempo. La Administración, por otra parte, carecía de capacidad para gestionar toda las autorizaciones requeridas.

A través del Real Decreto 484/1995, de 7 de abril, BOE nº 95, del 21 de abril, la Administración intentó organizar y relanzar el tema de la regularización de los vertidos. Se buscaba, en primer lugar, alcanzar el ordenamiento definitivo de los vertidos existentes a través de “**planes concretos de regularización**”, y en segundo lugar, establecer un sistema de ayudas económico-financieras para el cumplimiento de dichos planes de regularización de vertidos tanto urbanos como industriales. El real decreto habla de “**planes sectoriales de regularización**”, de ámbito nacional o superior al de cuenca hidrográfica, aunque también se habla de subcuenca hidrográfica, que permitiría beneficiar a grupos de industria con problemática homogénea.

El Real Decreto 484/1995 estableció cinco tipos de vertidos:

- 1) Vertidos con tratamiento de corrección de la contaminación o depuración que respetan los límites de emisión fijados por la normativa vigente y que cuentan con autorización administrativa definitiva.
- 2) Vertidos con autorización provisional en los que los titulares ya han establecido sistemas de depuración y respetan los límites de emisión de la normativa vigente. Deben pedir la autorización definitiva (dos meses a partir del 21 de abril

de 1995); será comprobado el cumplimiento y si no es así pueden ser sancionadas.

- 3) Vertidos con autorización provisional pero que no han realizado adecuación del vertido. Esto vertidos son declarados abusivos y se pasa a incoar expediente administrativo. Las consecuencias pueden ser la clausura del vertido, la anulación de concesiones de suministro de agua e incluso podría valorarse si hay delito ecológico (jurisdicción penal).
- 4) Vertidos con autorización provisional en los que se está implantando un sistema de tratamiento pero todavía no se acabado el plazo.
- 5) Vertidos no autorizados: se fijó un plazo hasta el 31 de diciembre de 1995 para iniciar el procedimiento de regularización.

La autorización definitiva de vertido debía renovarse cada cuatro años y obligaba a los titulares a:

- a) Declaración periódica a la CH, en plazos máximos de tres meses, de los análisis del vertido en lo que concierne a caudal y composición. El análisis debe ser realizado por una “empresa colaboradora”.
- b) Declaración anual de las incidencias de la explotación del sistema de tratamiento y resultados obtenidos. Debe enviarse a la CH en el primer trimestre de cada año.

### **B3-3.2.- EL CANON DE VERTIDO Y EL CANON DE SANEAMIENTO**

La Directiva 91/271/CEE, sobre tratamiento de aguas residuales, que se incorporó al ordenamiento legal español por el R.D. Ley 11/1995 y el R.D. 509/1996, de 15 de Marzo que lo desarrolla, establece la obligación de disponer de sistemas de recogida y conducción de aguas residuales y de aplicar a éstas distintos tratamientos antes de su vertido a las aguas continentales o marítimas, estableciendo distintos plazos para ello, en función de los habitantes equivalentes (fijados a partir de las cargas contaminantes generadas por las personas, animales e industrias). El Estado y las Administraciones Autónomas han debido elaborar Programas y Planes para aplicar y cumplir esta normativa en los plazos previstos.

Las infraestructuras necesarias para cumplir los objetivos implican inversiones muy importantes que deben contar con los fondos suficientes. Tales aspectos han quedado especificados en el Plan Nacional de Saneamiento y Drenaje, a nivel estatal, y en el Plan de Saneamiento de las Rías Gallegas, a nivel de Autonomía. Parte de los fondos necesarios para la construcción y sobre todo para soportar los costes de explotación pretenden ser obtenidos a partir de la aplicación del **canon de saneamiento**.

#### **B3-3.2.1.- El canon de vertido en la Ley de Aguas**

En el Título IV (Capítulo II) del Reglamento del Dominio Público Hidráulico se establece que los vertidos autorizados conforme a lo dispuesto en los artículos 82 y

siguientes de la Ley de Aguas se graven con un canon, **canon de vertido**, que está destinado a ser utilizado en acciones para la **protección y mejora del medio receptor de cada cuenca hidrográfica**. Este canon se podrá aplicar a aguas residuales procedentes de saneamiento urbanos, de establecimientos industriales y otros focos susceptibles de degradar la calidad de las aguas. La obligación nace al pedir y ser autorizada la realización del vertido y debe ser pagado anualmente durante el primer trimestre del año natural.

La Ley 46/1999, de 13 de diciembre, de modificación de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas, cambia la denominación de canon de vertido por la de **canon de control de vertidos** (art. 105), estableciendo que es una tasa que gravará a los vertidos al dominio público hidráulico y que estará destinada al **estudio, control, protección y mejora del medio receptor de cada cuenca hidrográfica**.

El importe del canon de control de vertidos será el producto del volumen de vertido autorizado por el precio unitario de control de vertido. Este precio unitario se calculará multiplicando el precio básico por metro cúbico por un coeficiente de mayoración o minoración, que se establecerá reglamentariamente en función de la naturaleza, características y grado de contaminación del vertido, así como por la mayor calidad ambiental del medio físico en que se vierte. El coeficiente de mayoración del precio básico no podrá ser superior a 4.

En la Ley 46/1999 el precio básico se fija en:

- Agua residual urbana: 2 pesetas/m<sup>3</sup>
- Agua residual industrial: 5 pesetas/m<sup>3</sup>

Estos precios serán revisables periódicamente en las Leyes de Presupuestos Generales del Estado.

El canon se devengará el 31 de diciembre, coincidiendo el periodo impositivo con un año natural, excepto el año en que se produzca la autorización de vertido o su cese, en cuyo caso, el canon será proporcional al número de días de vigencia de la autorización en relación con el total del año. Durante el primer trimestre de cada año natural, se liquidará el canon correspondiente al año anterior.

En el caso de cuencas intercomunitarias este canon será recaudado por el Organismo de cuenca o bien por la Administración Tributaria del estado, en virtud de convenio con aquél. También será de aplicación este criterio en el caso de cuencas intracomunitarias sin traspaso de competencias.

El canon de control de vertidos será independiente de los cánones o tasas que puedan establecer las Comunidades Autónomas o Corporaciones locales para financiar las obras de saneamiento y depuración. El canon, tal como está concebido en la Ley 46/1999, entró en vigor el 1 de enero de 2001.

En los siguientes párrafos se desarrolla lo relativo al canon de vertido según como está concebido en el R.D.P.H. aún vigente.

El importe de esta exacción, tasa ó tributo, es el resultado de multiplicar la carga contaminante del vertido, expresada en **unidades de contaminación**, por el valor económico que se asigne a la unidad. "Unidad de contaminación" es un patrón convencional de medida, que el Reglamento fija, y que se basa en el vertido de aguas residuales domésticas correspondiente a 1000 habitantes durante un año. En el Reglamento se fijan baremos de equivalencia para los otros tipos de vertidos. Para la

definición de la unidad de contaminación (UC) se establece una carga por habitante y día, que es de 90 gramos de MES (materias en suspensión ó sólidos en suspensión, SS) y 61 gramos de materiales oxidables (DBO<sub>5</sub>).

El coste de la unidad de contaminación depende del tipo de sistema acuático receptor y puede ser revisado en cada uno de los Planes Hidrológicos de Cuenca con el fin de adaptarse a las condiciones locales y a las necesidades de financiación de las obras necesarias para el cumplimiento de los objetivos de calidad previstos.

Los Organismos de cuenca establecerán el valor de la unidad de contaminación en función de las inversiones previstas. En el Reglamento se especifican los costes de explotación y nuevas construcciones que podrán ser imputados al canon de vertido.

Cuando el sujeto pasivo del canon de vertido estuviese obligado a soportar cargas similares establecidas por las Comunidades autónomas, por las Corporaciones Locales o por el Estado, debe ser el Consejo del Agua de la cuenca respectiva quien determine las deducciones anuales a aplicar en el canon de vertido.

### Determinación de las unidades de contaminación

La carga contaminante se determina con la siguiente fórmula:

$$C = k * 10^5 * V$$

en donde **C** es la carga contaminante medida en unidades de contaminación, **V** es el volumen de vertido en metros cúbicos al año, **k** es un coeficiente que depende de la naturaleza del vertido (urbano o industrial) y del grado de tratamiento previo al vertido (según tablas de vertido 1, 2 o 3).

Para obtener **k** es necesario manejar una serie de Tablas, que figuran en el Anexo del Título IV del RDPH, así:

NATURALEZA DEL VERTIDO Valores de <i>k</i>	GRADO DE TRATAMIENTO		
	El afluente no supera los valores de		
	TABLA 1	TABLA 2	TABLA 3
<b>1. URBANO</b>			
a) Sin industria	1.0	0.20	0.10
b) Industrialización media	1.2	0.24	0.12
c) Muy industrializado	1.5	0.30	0.15
<b>2. INDUSTRIAL</b>			
a) De la clase 1	2.0	0.40	0.20
b) De la clase 2	3.0	0.60	0.30
c) De la clase 3	4.0	0.80	0.40

La siguiente tabla define las actividades industriales en clases 1, 2 y 3, y se emplean para estimar **k** solamente cuando el vertido es de naturaleza industrial:

### CLASIFICACIÓN DE ACTIVIDADES

CNAE	ACTIVIDADES
	CLASE 1
	<i>Industrias de molinería y de fabricación de pastas alimenticias</i>
417	Fabricación de productos de molinería
418	Fabricación de pastas alimenticias y productos amiláceos.
	<i>Industria del vestido y de la confección y decoración de textiles.</i>



453	Confección en serie de prendas de vestir y complementos del vestido.
455	Confección de otros artículos con materias textiles.
	<b>Industrias del calzado</b>
451	Fabricación en serie de calzado (excepto el del caucho y madera).
	<b>Industrias de la madera</b>
461	Aserrado y preparación industrial de la madera.
462	Fabricación de los productos semielaborados de madera
463	Fabricación en serie de piezas de carpintería, parquet y estructuras de madera para la construcción.
464	Fabricación de envases y embalajes de madera
465	Fabricación de objetos diversos de madera (excepto muebles)
	<b>Industrias del mueble y de la decoración de madera</b>
468	Industrias del mueble de madera.
	<b>Industrias metalúrgicas</b>
22	Producción y primera transformación de metales.
	Industrias mecánicas, con exclusión de las de galvanizados.
31	Fabricación de productos metálicos (excepto máquinas y material de transporte y excepto tratamiento y recubrición de los metales CNAE 313)
32	Construcción de maquinaria y equipo mecánico.
33	Construcción de máquinas de oficina y ordenadores.
34	Construcción de maquinaria y material eléctrico.
	<b>Industrias de la construcción de medios de transporte y equipos afines.</b>
36	Construcción de vehículos automóviles y sus piezas de repuesto.
37	Construcción navla y mantenimiento de buques.
38	Construcción de otro material de transporte.
	<b>Artes gráficas, edición y actividades anexas.</b>
474	Artes gráficas y actividades anexas.
475	Edición.
	<b>Industrias de transformación de materias plásticas.</b>
48	Industrias de transformación de materias plásticas.
	<b>Industrias manufacturas diversas.</b>
49	Otras industrias manufactureras.
	<b>Producción y distribución de energía eléctrica, de vapor, de agua caliente y de gas.</b>
15	Producción, transporte y distribución de energía eléctrica, gas, vapor y agua caliente.

<b>CLASE 2</b>	
	<b>Extracción de minerales metálicos</b>
21	Extracción y preparación de minerales metálicos
11	Extracción, preparación y aglomeración de combustibles sólidos y coquerías
	<b>Extracción de minerales no metálicos</b>
23	Extracción de minerales no metálicos ni energéticos. Turberas.
	<b>Industrias de envasado de aguas minerales y fabricación de bebidas no alcohólicas.</b>
428	Industrias de las aguas minerales, aguas gaseosas y otras bebidas analcohólicas.
	<b>Industrias del tabaco</b>
429	Industrias del tabaco
	<b>Industrias textiles</b>
43	Industrias textiles
	<b>Industrias de elaboración de minerales no metálicos</b>
24	Industrias de productos minerales no metálicos.
	<b>Industrias químicas y de los derivados del petróleo y del carbón</b>
25	Industria química
13	Refino de petróleo
	<b>Industrias de la goma</b>
48	Transformaciones de caucho
	<b>Industrias productoras de celulosa para uso textil y de fibras químicas</b>
251.5	Fabricación de fibras artificiales y sintéticas.
	<b>Industrias papeleras, de transformación del papel y del cartón y de cartonajes (excepto 474 y 475)</b>
471	Fabricación de pasta papelera
472	Fabricación de papel y cartón
473	Transformación del papel y cartón
493	<b>Laboratorios fotográficos y cinematográficos</b>

<b>CLASE 3</b>	
	<b>Zootecnia</b>
02	Producción ganadera
	<b>Industrias de fabricación de dulces</b>
420	Industria del azúcar
421.2	Elaboración de productos de confiterías.
	<b>Industrias conserveras</b>
413	Sacrificio de ganado, preparación y conservas de carne
415	Fabricación de jugos y conservas vegetales
416	Fabricación de conservas de pescado y otros productos marinos

	<b>Industria de fabricación de quesos</b>
414.3	Fabricación de queso
	<b>Industrias de grasas vegetales y animales</b>
411	Fabricación de aceite de oliva
412	Fabricación de aceites y grasas vegetales y animales (excepto aceite de oliva)
	<b>Industrias alimentarias diversas</b>
423	Fabricación de productos alimenticios diversos
	Industrias de elaboración de bebidas alcohólicas y de destilación de alcoholes
424	Industrias de alcoholes etílicos de fermentación
425	Industria vinícola
426	Sidrerías
427	Fabricación de cerveza y malta cervecera
	<b>Industrias de la piel y del cuero</b>
44	Industrias del cuero
	<b>Industrias de tratamiento superficial y de galvanizado eléctrico de metales</b>
313	Tratamiento y recubrimiento de los metales

**NOTA:** Toda actividad no relacionada en las clases anteriores se entenderá incluida en la Clase 1.

Para definir el grado de tratamiento que ha sido dado al vertido se emplea las siguientes Tablas 1, 2 y 3:

**Tablas de los parámetros característicos que se deben considerar, como mínimo, en la estima del tratamiento del vertido**

PARÁMETRO Unidad	NOTA	VALORES LÍMITES		
		TABLA 1	TABLA 2	TABLA 3
PH	(A)	Comprendido entre 5.5 y 9.5		
Sólidos en suspensión (mg/L)	(B)	300	150	80
Materias sedimentables	(C)	2	1	0.5
Sólidos gruesos	----	Ausentes	Ausentes	Ausentes
D.B.O. <sub>5</sub> (mg/L)	(D)	300	60	40
D.Q.O. (mg/L)	(E)	500	200	160
Temperatura (°C)	(F)	3°	3°	3°
Color	(G)	Inapreciable en disolución 1/40      1/30      1/20		
Aluminio (mg/L)	(H)	2	1	1
Arsénico (mg/L)	(H)	1.0	0.5	0.5
Bario (mg/L)	(H)	20	20	20
Boro (mg/L)	(H)	10	5	2
Cadmio (mg/L)	(H)	0.5	0.2	0.1
Cromo III (mg/L)	(H)	4	3	2
Cromo IV (mg/L)	(H)	0.5	0.2	0.2
Hierro (mg/L)	(H)	10	3	2
Manganeso (mg/L)	(H)	10	3	2
Níquel (mg/L)	(H)	10	3	2
Mercurio (mg/L)	(H)	0.1	0.05	0.05
Plomo (mg/L)	(H)	0.5	0.2	0.2
Selenio (mg/L)	(H)	0.1	0.03	0.03
Estaño (mg/L)	(H)	10	10	10
Cobre (mg/L)	(H)	10	0.5	0.2
Cinc (mg/L)	(H)	20	10	3
Tóxicos metálicos	(J)	3	3	3
Cianuros (mg/L)	----	1	0.5	0.5
Cloruros (mg/L)	----	2000	2000	2000
Sulfuros (mg/L)	----	2	1	1
Sulfitos (mg/L)	----	2	1	1
Sulfatos (mg/L)	----	2000	2000	2000
Fluoruros (mg/L)	----	12	8	6
Fósforo total (mg/L)	(K)	20	20	10
Iden	(K)	0.5	0.5	0.5
Amoniaco (mg/L)	(L)	50	50	15
Nitrógeno nítrico (mg/L)	(L)	20	12	10
Aceites y grasas (mg/L)	----	40	25	20
Fenoles (mg/L)	(M)	1	0.5	0.5

Aldehídos (mg/L)	----	2	1	1
Detergentes (mg/L)	(N)	6	3	2
Pesticidas (mg/L)	(P)	0.05	0.05	0.05

NOTAS: General.- Cuando el caudal vertido sea superior a la décima parte del caudal mínimo circulante por el cauce receptor, las cifras de la Tabla 1 podrán reducirse en lo necesario, en cada caso concreto, para adecuar la calidad de las aguas a los usos reales previstos o previsibles de la corriente en la zona afectada por el vertido.

Si un determinado parámetro tuviese definidos sus objetivos de calidad en el medio receptor, se admitirá que en el condicionado de las autorizaciones de vertido pueda superarse el límite fijado en la Tabla 1 para tal parámetro, siempre que la dilución normal del efluente permita el cumplimiento de dichos objetivos de calidad.

(A) La dispersión del efluente a 50 metros del punto de vertido debe conducir a un pH comprendido entre 6.5 y 8.5.

(B) No atraviesan una membrana filtrante de 0.45 micras.

(C) Medidas en cono Imhoff en dos horas.

(D) Para efluentes industriales, con oxidabilidad muy diferente a un efluente doméstico tipo, la concentración límite se referirá al 70% de la D.B.O. total.

(E) Determinación al bicromato potásico

(F) En ríos, el incremento de temperatura media de una sección fluvial tras la zona de dispersión no superará los 3°C.

(G) La apreciación del color se estima sobre 10 centímetros de muestra diluida.

(H) El límite se refiere al elemento disuelto, como ion o en forma compleja.

(J) La suma de las fracciones concentración real / límite exigido relativa a los elementos tóxicos (arsénico, cadmio, cromo IV, níquel, mercurio, plomo, selenio, cobre y cinc) no superará el valor 3.

(K) Si el vertido se produce a lagos ó embalses, el límite se reduce a 0.5, en previsión de brotes eutróficos.

(L) En lagos o embalses el nitrógeno total no debe superar 10 mg/L, expresado en nitrógeno.

(M) Expresado en  $C_{60}O_{14}H_6$ .

(N) Expresado en lauril-sulfato.

(P) Si se tratase exclusivamente de pesticidas fosforados puede admitirse un máximo de 0.1 mg/L.

### B3-3.2.2.- El canon de saneamiento en Galicia

La necesidad de cumplir la Directiva 91/271/CEE y desarrollar los Planes de Saneamiento parece ser la motivación que impulsó al *Consello* de la *Xunta* de Galicia a regular el tributo autonómico que es el canon de saneamiento.

La Ley 8/1993, de 23 de junio, reguladora de la Administración Hidráulica de Galicia crea y regula los aspectos esenciales del canon de saneamiento de la Comunidad Autónoma. El 21 de enero de 1999 se aprobó el Decreto 8/1999 que desarrolla el Capítulo IV de la Ley 8/1993, relativo al canon de saneamiento. El canon se rige, además, por las disposiciones legales y reglamentarias de carácter general en materia tributaria.

La gestión del canon y la aplicación de los recursos generados corresponden al organismo autónomo Aguas de Galicia, aunque puede delegar funciones a entidades locales o consorcios mediante decreto del *Consello* de la *Xunta*.

#### ELEMENTOS DEL TRIBUTO:

- **Hecho imponible (HI):** Se considera hecho imponible del canon de saneamiento la producción de vertidos de aguas y productos residuales realizados directa o indirectamente por los usuarios domésticos e industriales de agua, y susceptibles de contaminar las aguas continentales o marítimas. Se entiende realizado el HI por el consumo o por la utilización real o potencial del agua de cualquier procedencia. El canon se fija en función de la contaminación producida, pero si ésta se desconoce, el volumen consumido o utilizado permite estimar la

contaminación. Si existe otro medio para la determinación de la contaminación producida este debe prevalecer.

Se entiende por vertido directo el realizado inmediatamente sobre las aguas continentales o canales de riego o desde tierra al mar, o bien el realizado mediante infiltración en el terreno. Por vertido indirecto se entiende el que no reúne estas circunstancias, como el realizado en azarbes, alcantarillado, canales de desagüe y pluviales.

Como la Ley supone que si el agua se utiliza con “fines industriales” el vertido subsiguiente es susceptible de aportar contaminación, provoca que el canon recaiga tanto sobre el agua tomada de Entidades Suministradoras como sobre el consumo procedente de aprovechamientos de aguas superficiales, subterráneas, pluviales o de cualquier otra procedencia efectuado directamente por los mismos usuarios, e incluso recaiga sobre la mera disponibilidad del agua si no pudiera medirse el caudal utilizado.

Se definen los usos industriales como aquellos usos cuyo consumo sea igual o superior a 3000 m<sup>3</sup> anuales, o siendo inferior origine una especial contaminación que sería superior a la equivalente a una población de 200 habitantes.

Se excluyen de la aplicación del canon el suministro en alta a servicios de distribución de agua potable, a fuentes públicas, bocas de incendios y la utilización del agua para riego en las labores agrícolas.

También está exento del canon de saneamiento el consumo o utilización de agua para usos domésticos en aquellos núcleos cuya población de derecho no supere los 2.000 habitantes.

- **Sujetos pasivos (SP):** Se define como la persona física o jurídica que según la Ley resulte obligada al cumplimiento de las prestaciones tributarias, sea como Contribuyente o como Sustituto del mismo. Son sujetos pasivos Contribuyentes quienes efectuen el vertido, o en su caso, consuman agua. En este caso el canon se ingresa directamente a la Administración por los sujetos pasivos que sean titulares de captaciones propias de aguas superficiales o subterráneas, o que, sin serlo, y sin recibirla de una Entidad Suministradora, efectúen vertidos contaminantes.

Las Entidades Suministradoras tienen la condición de sujeto pasivo Sustituto del Contribuyente. Por ello están obligadas a facturar y recaudar de sus abonados el canon e ingresarlo mediante autoliquidación a Aguas de Galicia. Deben ingresarlo aunque no lo hayan facturado.

- **Base imponible (BI):** Puede estar constituida por:
  - a) En general, el **volumen de agua consumido o utilizado**, en el periodo impositivo.
  - b) El **número de unidades de contaminación** producida o estimada en el vertido contaminante del sujeto pasivo en el caso en que la Administración, de oficio o por solicitud del sujeto pasivo, opte por la medida directa o por la estimación objetiva singular de la carga contaminante.

**Determinación de la base imponible:**

a) Con carácter general, por **estimación directa**, mediante procedimientos de medida del volumen de agua, o de los establecidos para la carga contaminante en los artículos 26 a 28 del Reglamento, así como a través de la declaración inicial (art. 21) o de la carga contaminante (art. 29), cuando sean aceptadas por la Administración.

**Estimación directa de la carga contaminante:**

Los parámetros de contaminación que se consideran en la determinación de la carga contaminante son los siguientes:

a) **Materias en suspensión (MES):** Concentración en el agua después de la solubilización de las sales solubles.

b) **Sales solubles (SOL):** Contenido de sales solubles en el agua por la conductividad del agua (a 25 °C) expresada en Siemens por centímetro (S/cm). La cantidad de sal vertida se expresará como el producto de la conductividad por el volumen ( $SOL = S/cm \cdot m^3$ ).

c) **Materias oxidables (MO):** Las materias oxidables se miden después de una decantación de dos horas. Se miden a través de la DQO en mg/L. Siendo  $MO = (2/3) \cdot DQO$ .

d) **Metales pesados (MP):** Se mide como la suma de los mg/L de los siguientes metales: mercurio, cadmio, plomo, aluminio, cromo, cobre, níquel y cinc. La concentración de cada metal se multiplica por un coeficiente cuyo valor es función de su peligrosidad potencial, de acuerdo con la siguiente expresión.

$$mg/L \text{ de equimetal} = (200 * mg/L \text{ Hg}) + (40 * mg/L \text{ de Cd}) + (40 * mg/L \text{ Pb}) + (10 * mg/L \text{ de Al}) + (4 * mg/L \text{ de Cr}) + (2 * mg/L \text{ Cu}) + (2 * mg/L \text{ de Ni}) + (1 * mg/L \text{ de Zn})$$

Todo dividido entre "n", siendo "n" el número de metales realmente analizados.

e) **Materias inhibidoras (MI):** Decantación previa de dos horas. Se mide la inhibición a través de la medición de la mortalidad de "Daphnia-magna-Strauss", o bien la inhibición de luminiscencia de la "Photobacterium phosphoreum". La unidad de medida es el equitox.

Si la medición evidencia simultáneamente materias inhibidoras y sales solubles, la base relativa de las materias inhibidoras se reducirá, para los efectos de su estimación objetiva, en 70 equitox por cada  $S/cm \cdot m^3$ .

En el Anexo I del Reglamento se especifican y detallan los procedimientos de medición de los parámetros enumerados.

b) Por **estimación objetiva**, en los siguientes casos:

**b.1)** Captaciones superficiales, subterráneas o pluviales de agua, cuando el volumen de agua no sea medido directamente.

**b.2)** Cuando la base imponible se determine por la carga contaminante cuando no se efectúe la medida directa.

**Estimación objetiva de la base imponible expresada en volumen de agua:**

**b.1.1)** En las captaciones de aguas superficiales o subterráneas que no tengan instalados dispositivos de medición de caudales y que fuesen **objeto de concesión o resolución administrativa**, la base imponible trimestral será el resultado de dividir por cuatro el caudal anual máximo objeto de concesión.

**b.1.2)** Si las **captaciones subterráneas** no tienen instaladas dispositivos de medida directa de caudales, y no fuesen objeto de concesión ni de resolución administrativa, el consumo mensual, a efectos de aplicación del canon, se puede calcular mediante:

$$Q = \frac{25000 \cdot P}{h + 20}$$

Siendo:

**Q** = consumo mensual facturable expresado (m<sup>3</sup>).

**P** = Potencia nominal del grupo o grupos elevadores (Kw)

**h** = profundidad dinámica media del acuífero de la zona (m).

**b.1.3)** En el caso de aprovechamiento de **aguas pluviales o aguas superficiales** que no tengan instalados caudalímetros ni fuesen objeto de concesión o resolución administrativa, y en los que la distribución de agua se produzca mediante bombeo, la base imponible mensual se determinará mediante:

$$Q = \frac{25000 \cdot P}{20}$$

en la cual P y Q tienen el significado indicado en el punto b.1.2.

**b.1.4)** En los aprovechamientos previstos en el punto anterior, en los que la distribución de agua sea **por gravedad a través de una o varias conducciones**, la base imponible trimestral será determinada, para cada una de ellas, mediante:

$$Q = 454 \cdot Qm$$

En la cual:

**Q**: consumo trimestral facturable (m<sup>3</sup>)

**Qm**: capacidad hidráulica máxima de la conducción (m<sup>3</sup>/h)

**b.2) Estimación objetiva de la carga contaminante**

El Consello de la Xunta de Galicia debe aprobar por decreto las tablas que contengan las clases de actividades, las magnitudes características y los coeficientes específicos de contaminación correspondientes a cada actividad.

La carga contaminante se define entonces como el resultado de multiplicar las magnitudes características de la actividad por los coeficientes específicos, en función de los parámetros definidos.

**c)** Con carácter supletorio por **estimación indirecta**, según las normas de los artículos 50 y 51 de la Ley General Tributaria, se cuantificará la base en función de magnitudes características de la actividad del contribuyente (producción, personal contratado, potencia eléctrica contratada, materias primas consumidas, etc). Esta modalidad es aplicable cuando no hay declaraciones, cuando hay resistencia, excusa o negativa a la acción inspectora o incumplimiento sustancial de las obligaciones de la normativa vigente.

#### **TIPO DE IMPOSICIÓN:**

Se expresa en **pesetas por metro cúbico o en pesetas por unidad de contaminación**, según la base imponible que se utilice.

#### **Tipo de gravamen del canon:**

- 1) Por unidad de volumen: 15 Pts/m<sup>3</sup> (uso industrial)
- 2) Tipos de gravamen por unidades de contaminación.
  - a) MES: 8.8 Pts/Kg
  - b) SOL: 141 Pts por cada Siemens/cm \* m<sup>3</sup>
  - c) MO: 17.6 Pts/Kg
  - d) MP: 396 Pts/Kg de Equimetal.
  - e) MI: 1.8 Pts por Equitox.

#### **USOS DEL AGUA A EFECTOS DE APLICACIÓN DEL CANON:**

Se imputarán como usos domésticos aquellos que no tengan consideración de industriales o asimilables. Se considerará como uso industrial o asimilable el efectuado por los usuarios, sea o no una industria, cuando su consumo anual sea igual o mayor que 3.000 m<sup>3</sup>, o cuando siendo inferior produzca una contaminación de "carácter especial" en su naturaleza o cantidad. Si la contaminación diaria vertida, medida o estimada según los parámetros antes definidos para la carga contaminante, resulta superior a la correspondiente a 200 habitantes equivalentes, se considera como "especial".

Fíjase como cantidad diaria de contaminación a considerar por cada habitante o "habitante equivalente":

- a) 90 gramos de materias en suspensión.
- b) 57 gramos de materias oxidables.

#### **GESTIÓN DEL CANON PERCIBIDO POR MEDIO DE LAS ENTIDADES SUMINISTRADORAS**

Las Entidades Suministradoras (EE.SS.) han de facturar y percibir de sus abonados el Canon de Saneamiento. Deben expresar en las facturas o recibos el número de metros cúbicos facturados en el período, así como el Tipo de Gravamen en pesetas por metro cúbico, afectado, en su caso, por los coeficientes de concentración demográfica que sean de aplicación, y el importe facturado del canon. Esta facturación tiene la consideración de actuación tributaria reclamable en vía económico-administrativa.

La Administración, cuando la cuota resultante de la medición de la carga contaminante sea superior a la resultante de su determinación por volumen de agua, puede calcular la Cuota en función de la contaminación producida.

También puede ser el Contribuyente quien Solicite la aplicación de la modalidad de determinación de la BI en función de la contaminación producida.

En estos casos, la medida de la carga contaminante se hará por los procedimientos que se regulan para esta modalidad en el caso de aprovechamientos efectuados directamente por el contribuyente, que luego se verán. La Tarifa Unitaria que así se halle, será notificada a la EE.SS. para que la aplique en la siguiente factura-recibo que expida.

## **GESTIÓN DEL CANON EN APROVECHAMIENTOS EFECTUADOS DIRECTAMENTE POR EL CONTRIBUYENTE**

### **A.- PROCEDIMIENTO GENERAL**

#### **1- Declaración Inicial: (Modelo 200).**

Todos los titulares y usuarios de aprovechamientos de aguas procedentes de captaciones superficiales o subterráneas, sujetos al Canon, están obligados a presentarla, en modelo oficial (Orden de la CPTOPV de 8/2/96). Debe ser presentada ante el Organismo Gestor en el plazo de un mes desde el inicio del aprovechamiento. Para los existentes a la fecha de entrada en vigor, se efectúa requerimiento por la Subdirección Xeral de Infraestructuras Hidráulicas, con vistas a dictar la Resolución determinando el Canon.

#### **2- Fijación de la modalidad de aplicación del Canon y de la Tarifa aplicable.**

A la vista de los datos aportados en la Declaración Inicial, así como de otros de los que pudiese disponer, la Administración dictará una Resolución fijando la modalidad de aplicación y la Tarifa aplicable expresada en pesetas por metro cúbico, para cada contribuyente. También puede resolver sobre otros extremos, como los Plazos de aplicación y revisiones del Tipo de Gravamen fijado.

Sin embargo, con anterioridad al dictado de la Resolución, se abre un plazo de 15 días durante el cual se pondrá el expediente en conocimiento del interesado, dándosele la posibilidad de formular alegaciones, siempre que la Administración tenga que utilizar datos o elementos de juicio no contenidos en la Declaración (caso más corriente, pues no conoce generalmente las características del vertido, salvo que se aporten en sede observaciones), o bien cuando no accede a las modalidades de aplicación solicitadas por el contribuyente.



### 3- Declaraciones Periódicas. (Modelo 202).

Ha de enviarse al Organismo Gestor, dentro de los primeros 20 días naturales de cada trimestre, una Declaración (MOD. 202) de los volúmenes de agua consumidos o utilizados en el trimestre inmediato anterior, con la lectura practicada en cualquiera de los **aparatos de medida aceptados**. En el Modelo 201 se declararán también los aparatos de medida (en caso de captaciones subterráneas sin aparato de medida, se acude a la estimación objetiva, según el procedimiento ya presentado).

### 4- Liquidaciones y Notificaciones.

A la vista de los volúmenes declarados, el organismo gestor practicará la Liquidación Provisional del trimestre, notificándosela al sujeto pasivo. Si no se presentara la Declaración Periódica, se abre expediente sancionador y se practica la Liquidación Provisional por estimación objetiva singular, o en caso de no ser posible, por estimación indirecta, aplicando intereses de demora.

## B - NORMAS ESPECÍFICAS DE PROCEDIMIENTO PARA LA DETERMINACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN PRODUCIDA

### 1- Medida directa de la contaminación

Se establecen dos vías para acordar esta modalidad de aplicación del Canon. La primera, su aplicación **-de oficio- por la Administración**, en los supuestos en que la cuota a pagar por esta modalidad sea superior a la que resultaría al determinarse por el volumen de agua utilizado. La segunda se realiza por **solicitud del contribuyente**. En este último caso, los gastos que tal modalidad suponen serán por cuenta del contribuyente.

Se requiere una "Medida Directa" y la ejecución de las pruebas, análisis y muestreos que esta implica, han de ser llevados a cabo bien por el organismo gestor, bien por "uno de los establecimientos técnicos auxiliares reconocidos de acuerdo con lo que reglamentariamente se establezca".

El procedimiento comienza con la "Medición inicial", en función de cuyos resultados se resolverá la aplicación individualizada del Canon. Comienza con la visita de las instalaciones y la realización de un Informe Técnico que analice las peculiaridades existentes de generación de contaminación en relación a los usos del agua, los tipos de procesos, los productos utilizados, las pérdidas de agua por evaporación o incorporación, así como los posibles incrementos de agua durante el proceso y los tipos de dispositivos de tratamiento de aguas residuales o de regulación de la contaminación. El informe Técnico debe finalizar con la Propuesta de un Plan de Mediciones y Toma de Muestras para la caracterización de los vertidos. Se fija el tiempo de muestreo, que será el correspondiente a una jornada laboral completa, a fin de conseguir una representatividad adecuada de la Carga contaminante. Si embargo este tiempo puede reducirse, así como ampliarse o fraccionarse, en función de la variabilidad de procesos o puntas de estacionalidad que provoquen modificaciones sustanciales en la calidad o cantidad de los vertidos. Estas muestras fijarán la cantidad de contaminación producida, en función de los

diversos periodos de fabricación, del volumen del agua y de la concentración de la contaminación generada en cada caso.

Durante la medición o toma de muestras, una representación de la empresa o entidad sometida al control puede estar presente, pedir la entrega de muestras gemelas y hacer constar en la Diligencia que se levante las observaciones que considere oportunas, firmándola junto al técnico, quien le entregará una copia.

Los resultados de esta medición Inicial permanecerán vigentes en tanto no sea revisada conforme al procedimiento que se determina en el artículo 28 del Decreto 27/1996.

## **2- Declaración de la carga contaminante vertida.**

El procedimiento anterior puede ser sustituido, de oficio por la Administración, o a solicitud del interesado, por una "**Declaración de Carga Contaminante**", presentada por el contribuyente en el Modelo oficial, aprobado por Orden de la CPTOPV de fecha 8 de febrero de 1996 (**Modelo 300**).

Antes de dictar Resolución, la Administración, de acuerdo con los datos de que disponga, podrá modificar dicha Declaración, dando audiencia al contribuyente. Si éste manifiesta estar disconforme con la Propuesta de la Administración, ésta procederá a realizar la medición Directa de la contaminación, según el procedimiento anteriormente visto o, en su caso, por Estimación Objetiva.

Los resultados de esta Declaración, una vez aceptada por la Administración, permanecen vigentes hasta ser revisados por el procedimiento del citado artículo 28 o por una nueva Declaración.

## **3- Determinación de la Base Imponible, de la Tarifa y de las Liquidaciones del Canon.**

Tras incorporar al Expediente el resultado de las operaciones efectuadas, la Administración dictará una resolución fijando la modalidad de aplicación del Canon, así como los elementos integrantes de la BI y de la Tarifa, expresada en pesetas por metro cúbico, así como, en su caso, el Coeficiente Corrector de Volumen y el Coeficiente de Vertido al Mar. El coeficiente corrector de volumen es la relación existente entre el caudal de agua vertido y el caudal suministrado.

Antes de la Resolución, se pondrá de manifiesto el expediente al interesado, salvo en cuanto afecte a los dispuesto en el artículo 37, 5º de la ley 30/1992, o si en el Expediente y en la Resolución sólo figuran hechos, alegaciones o pruebas aducidos por el interesado.

La Resolución puede fijar la realización de un número determinado de operaciones complementarias de medida de la Carga Contaminante o de cualquiera de los elementos que intervienen en la determinación de la BI o en el cálculo de la Cuota. De manera alternativa, puede fijar la obligación de instalar -a cargo del interesado- aparatos de medida permanente de caudales y

de muestreo, fijando la periodicidad de los muestreos y qué datos han de ser suministrados por el Sujeto Pasivo, así como los mecanismos de inspección y de acceso de personal de la Administración para la verificación de los aparatos.

### **B3-4.- DIRECTIVAS EUROPEAS SOBRE CALIDAD DEL AGUA**

Se citan a continuación las diferentes directivas europeas sobre la contaminación del agua:

a) Calidad del agua para consumo humano:

- *Directiva 75/440/CEE. Aguas destinadas a la producción de agua potable. Orden Ministerial del 11/5/88.*
- *Directiva 79/869/CEE. Análisis de las aguas potables. Orden del 8/2/88.*
- *Directiva 80/778/CEE. Aguas destinadas al consumo humano. Real decreto 1423/82 original. Orden 1/7/87. Nuevo texto Real decreto 1138/1990 de 14 de Septiembre.*
- *Directiva 80/777/CEE. Aguas de bebidas envasadas.*
- *Directiva 98/83/CE. Aguas destinadas a consumo humano.*

b) Calidad de aguas para otros usos:

- *Directiva 76/160/CEE. Calidad de aguas de baño. Real decreto 734/1988.*
- *Directiva 78/659/CEE. Aguas continentales aptas para la vida de los peces. Real decreto 927/1988.*
- *Directiva 79/923/CEE. Aguas para la cría de moluscos. Real decreto 927/1988.*

c) Vertido. Valores límite y objetivos de calidad.

- *Directiva 76/464/CEE. Contaminación por determinadas sustancias peligrosas. Permite operar con la técnica de los estándares de calidad o con estándares de emisión, por lo que los países que opten por el primer sistema deben fijar los valores en calidad de aguas de los productos tóxicos regulados para todo tipo de aguas.*

El sistema de esta Directiva se basa en la clasificación de los contaminantes en dos grupos: **Listas I y II (“negra” y “gris” en terminología comunitaria)**. Su vertido queda sometidos, en ambos casos, a autorización administrativa previa por parte de la autoridad competente de los Estados Miembros. La diferencia fundamental entre la regulación de las sustancias de estas dos listas estriba en

que la contaminación provocada por las sustancias de la lista negra debe eliminarse y la producida por la lista gris debe reducirse. La autorización para el vertido de las sustancias de la lista I queda sujeta a dos condiciones:

- 1) Límite temporal preceptivo (sin perjuicio de la posible renovación).
- 2) Norma de emisión individualizada para cada autorización.

La Directiva no fija los valores límite para las normas de emisión sino que se limita a recoger en su anexo una lista de las categorías y grupos de sustancias, remitiendo a futuras normas, a aprobar por el Consejo, la fijación de los valores límite comunitarios.

- *Directiva 80/68/CEE. Protección de las aguas subterráneas. Dada la vulnerabilidad de estas aguas se fijan parámetros más estrictos que en la 76/464.*
- *Directiva 82/176/CEE y 84/156/CEE. Vertidos de Mercurio. Orden 12/11/1987.*
- *Directiva 83/513/CEE. Vertidos de Cadmio. Orden 31/10/1989.*
- *Directiva 84/491/CEE. Vertidos de hexaclorociclohexano. Orden 12/11/1987.*
- *Directiva 86/280/CEE. Vertidos de determinadas sustancias peligrosas. DDT, Pentaclorofenol y tetracloruro de carbono. Modifica la 76/464. Orden 12/11/1987 y 13/3/1989.*
- *Directiva 88/347/CEE. Vertidos de aldrín, dieldrín, endrín, isodrín, hexaclorobenceno. Orden 13/3/1989 y 31/10/1989.*
- *Directiva 90/415/CEE. Vertidos de dicloroetano, tricloroetano y triclorobenceno. Orden 28/6/1991.*
- *Directiva 91/271/CEE. Tratamiento de aguas residuales urbanas. Real decreto 11/1995 de 28 de Diciembre.*
- *Directiva 91/676/CEE. Protección de aguas contaminadas por nitratos. Obliga a los Estados miembros a identificar en dos años las denominadas zonas vulnerables a las que en ocho años deben aplicarse medidas especiales para reducir el exceso de nitratos. Estas medidas afectan al empleo y vertido en el suelo del estiércol animal y al uso de fertilizantes.*
- *Directiva 91/892/CEE. Normalización informes. En fase de transposición.*

## BIBLIOGRAFÍA

APHA, AWWA, WEF; (1995); "Standard methods for the examination of water and wastewater"; American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation; 19ª edición.

A.R.M.A.; (1987) (Agencia Regional de Medio Ambiente); "Plan piloto de depuración de aguas residuales urbanas, aplicado a pequeños núcleos de población"; Excma. Diputación Regional de Cantabria; Cátedra de Ingeniería Sanitaria, E.T.S.I.C.C.P.; Universidad de Cantabria, Santander.

CATALÁN, J.; CATALÁN, J.M. (1987); "Ríos. Caracterización y calidad de sus aguas"; Ed. Dihidrox; Madrid; ISBN 84-398-8641-1.

CEDEX; (1992); "Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras"; Dos tomos; Gabinete de Formación y Documentación del CEDEX, MOPT, Madrid.

DÍAZ, J. (1996); "El canon de saneamiento"; Punto Crítico, Junio-Julio, pág. 5 a 10.

RIGOLA; M.; (1989); "Tratamiento de aguas industriales. Aguas de proceso y residuales."; Editorial Marcombo; Colección Productiva; Barcelona; 157 págs.; ISBN 84-267-0740-8.

DEGREMONT; (1979); "Manual técnico del agua"; 4ª edición; 1216 págs.; ISBN 84-300-1651-1.

HERNÁNDEZ, A.; (1993); "Abastecimiento y distribución de agua"; Colección Seignor (nº 6); Colegio de Ing. de Caminos, Canales y Puertos, Madrid; 3ª edición; ISBN 84-380-0034-7.

HOUSE, M.A.; ELLIS, M.A.; HERRICKS, E.E.; *et al*; (1993); "Urban drainage impacts on receiving water quality"; *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 27, Nº 12; pág. 117-158; Gran Bretaña; I.A.W.Q.; Pergamon Press.

JIMÉNEZ, B.R.; (1994); "Contaminación de las aguas de escorrentía asociadas con la actividad industrial"; Informe interno; Equipo de Calidad de Aguas; Dpto. de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente; Universidad de Cantabria; 54 págs.; Santander.

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.

NALCO; (1993); "Manual del agua. Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones"; Editorial McGraw-Hill; México; ISBN 968-451-290-2.

SNOEYINK, V.; JENKINS, D.; (1990); "Química del Agua"; Editorial Limusa, México; 508 págs.; ISBN 968-18-1608-0.

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.; (1994); "Modelos de calidad del agua del río Nalón: aplicación al estudio del estiaje húmedo"; Tesis Doctoral; Universidad de Cantabria; E.T.S.I.C.C.P.; Santander.

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

TEJERO, I.; (1979); "Incidencia sobre la digestión de lodos de procesos de fangos activos con uso de oxígeno puro"; Tesis Doctoral; Universidad Politécnica de Madrid; E.T.S.I.C.C.P.; Madrid.

TEMPRANO, J.; TEJERO, I.; (1993); "Contaminación de la escorrentía superficial"; Informe interno; Equipo de Calidad de Aguas; Dpto. de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente; Universidad de Cantabria; 54 págs.; Santander.

STEEL, E.W.; MCGHEE, T.; (1981); "Abastecimiento de agua y alcantarillado"; Editorial Gustavo Gili, S.A.; Barcelona; 636 págs.; ISBN 84-252-0094-6.

WINKLER, M.A.; (1993); "Tratamiento biológico de aguas de desecho"; Editorial Limusa, México; 339 págs.; ISBN 0-85312-422-1.

## BLOQUE 4

### DEPURACIÓN DE AGUAS

### ELIMINACIÓN DE SÓLIDOS

#### 17.3.- DECANTACIÓN LIBRE. TEORÍA

##### 17.3.1.- DECANTACIÓN

La separación de partículas sólidas del agua puede hacerse mediante dos técnicas fundamentales:

- La acción directa del propio peso de la partícula, por simple decantación en función del tamaño y el peso específico, o por flotación, pudiendo fijar a ellas burbujas de aire.
- Filtración o tamizado.

Con la decantación se consigue la separación sólido-líquido por gravedad. Para describir este proceso se utilizan también los términos de sedimentación o clarificación.

Se pueden someter a decantación numerosos tipos de partículas. La dispersión de tamaños, incluso para un mismo contaminante, es enorme. En el Capítulo 10, en el punto 10.2.3, se mostraron los rangos de tamaño de los sólidos. Cada tamaño de las partículas sólidas presenta un tipo de suspensión diferente. Las partículas discretas de mayor tamaño responden fundamentalmente a fuerzas gravitatorias y decantan fácilmente. Los coloides, que están sometidos a fuerzas electrostáticas, decantan difícilmente.

Diámetro de partícula (mm)	Tipo de sólido	Tiempo de sedimentación para 1 metro (orden de magnitud)
10	Grava	1 segundo
1	Arena	10 segundos
0.1	Arena fina	2 minutos
0.01	Arcilla	2 horas
0.001	Bacteria	8 días
0.0001	Partícula coloidal	2 años
0.00001	Partícula coloidal	20 años

Las partículas granulares (por ejemplo arenas) son las que siguen los principios de decantación libre. Su descenso en el seno del líquido sólo es función de las propiedades del fluido y de la partícula, y no está influenciada por la presencia de otras partículas.

##### 17.3.2.- DECANTACIÓN LIBRE. TEORÍA

Una partícula granular, en suspensión en un líquido en reposo (agua), se encuentra sometida a una fuerza  $F_A$  debida a la gravedad y a una fuerza resistente  $F_R$  debida al rozamiento con el fluido, que es resultante de fuerzas de viscosidad y de inercia.

El equilibrio estático que se puede plantear en la partícula es el que resulta del propio peso de la partícula y el debido al empuje del agua:

$$\begin{aligned} E &= \rho_a \cdot v \cdot g \\ P &= \rho_s \cdot v \cdot g \\ F_A &= P - E = (\rho_s - \rho_a) \cdot v \cdot g \end{aligned}$$

en donde:

$E$  = empuje del agua  
 $P$  = peso de la partícula  
 $\rho_s$  = densidad de la partícula.  
 $\rho_a$  = densidad del líquido.  
 $v$  = volumen de la partícula.  
 $g$  = gravedad.

Cuando un grano queda en libertad de movimiento, es decir, cuando el equilibrio estático no es cero ( $F_A \neq 0$ ), partiendo de una velocidad nula, la partícula se acelera y alcanza una velocidad prácticamente constante. En ese caso, el equilibrio dinámico que se plantea es el siguiente:

$$\begin{aligned} F &= m \cdot a \\ F &= (\rho_a - \rho_s) \cdot v \cdot g - F_R \end{aligned}$$

La fuerza de rozamiento,  $F_R$  se va a oponer al movimiento. Si suponemos régimen laminar y que las partículas son esféricas, se puede aplicar la ley de Stokes, que dice que la fuerza de rozamiento es igual a:

$$F_R = 3 \cdot \pi \cdot \mu \cdot d \cdot u$$

en donde:

$\mu$  = viscosidad dinámica del líquido ( $\mu_{\text{agua a } 20^\circ\text{C}} = 1,005 \times 10^{-3} \text{ Kg/m/s}$ )  
 $d$  = diámetro de la partícula.  
 $u$  = velocidad del movimiento de caída.

La fuerza final a que se ve sometida la partícula será:

$$m \cdot a = F = (\rho_s - \rho_a) \cdot v \cdot g - 3 \cdot \pi \cdot \mu \cdot d \cdot u$$

Al aumentar  $u$  el término de rozamiento se va haciendo mayor y llega un momento en que la aceleración es cero. Se alcanza un movimiento uniforme ( $F=0$ ).

Suponiendo que la partícula es una esfera, su volumen será:

$$v = \frac{1}{6} \pi d^3$$

Tendremos que la velocidad uniforme de descenso de la partícula,  $u$ , es:

$$u = \frac{g (\rho_s - \rho_a) \cdot d^2}{18 \cdot \mu}$$

que es la VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN de la partícula. Como vemos, la velocidad de caída de la partícula depende de:

- el tamaño de la partícula ( $d^2$ );



- la densidad del material de la partícula;
- la fuerza de gravedad;
- las características del fluido (viscosidad y densidad).

Las condiciones ambientales van a modificar el rendimiento del proceso. Cuando la temperatura sube la densidad y la viscosidad del líquido bajan, por lo tanto la velocidad de sedimentación es mayor. Una decantación puede funcionar bien en verano y mal en invierno.

Si las partículas tienen diámetros muy pequeños entonces son más difíciles de eliminar del seno del líquido. Por lo tanto, si el agua trae diferentes tamaños de partículas el diseño se hará para las más pequeñas que queramos eliminar.

Si las densidades del líquido y las de las partículas sólidas son similares la velocidad de decantación va a ser prácticamente nula. Habrá que tratar de aumentar la densidad de la partícula para conseguir decantarla.

Se pueden modificar artificialmente las condiciones que determinan la velocidad de sedimentación. Por ejemplo, se puede aumentar el diámetro de las partículas, agregando unas a otras o se puede aumentar su densidad, agregando a ellas otras partículas más pesadas, y también se puede modificar la fuerza de gravedad mediante la aplicación de fuerzas centrífugas.

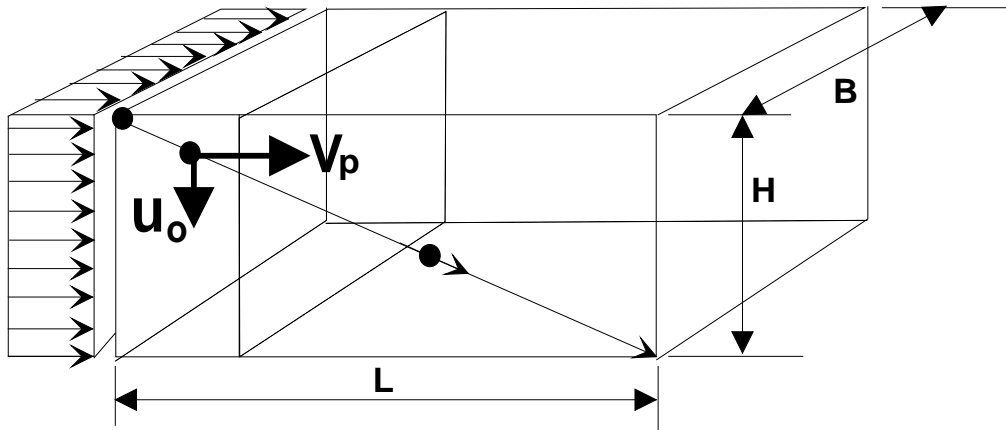
## **17.4.- APLICACIÓN DE LA DECANTACIÓN LIBRE. TECNOLOGÍA**

### **17.4.1.- OBJETIVO**

El objetivo es diseñar un proceso de decantación libre para eliminar partículas cuyo diámetro sea igual o superior a uno dado. Se va a diseñar un DECANTADOR O DEPÓSITO DE SEDIMENTACIÓN. Habrá que dimensionarlo en función de los parámetros fundamentales que rigen el proceso.

### **17.4.2.- DEPÓSITO DE SEDIMENTACIÓN IDEAL**

Partamos de un depósito prismático ideal de dimensiones L (longitud), H (calado) y B (anchura). En este depósito el flujo es totalmente laminar y entra por una de las caras definidas por H y B, y sale por la opuesta. A estas hipótesis añadimos una nueva que implica que cualquier partícula que llega al fondo es automáticamente eliminada, no hay acumulación.



### **Depósito de sedimentación ideal.**

Hay que determinar  $L$ ,  $H$  y  $B$  para que todas las partículas mayores de un tamaño dado alcancen el fondo antes de salir del depósito; es decir que sean eliminadas. Si se ha fijado un tamaño,  $d_o$ , implícitamente se ha definido una velocidad de sedimentación,  $u_o$ .

Para que una partícula llegue al fondo antes de salir del volumen de control es necesario que el tiempo que emplea en descender sea menor o igual que el tiempo que tarda en recorrer la longitud  $L$ :

$$t_{caída} \leq t_{paso \text{ depósito}}$$

El tiempo que tarda en caer al fondo una partícula que llegó al depósito a la altura máxima  $H$ , situación más desfavorable, será:

$$t_{caída} = \frac{H}{u_o}$$

El tiempo de paso de esa misma partícula, para recorrer  $L$  será:

$$t_{paso \text{ depósito}} = \frac{L}{V_p}$$

$$V_p = \frac{Q}{B \cdot H} \quad \text{y sustituyendo}$$

$$t_{paso \text{ depósito}} = \frac{L \cdot B \cdot H}{Q} = TRH$$

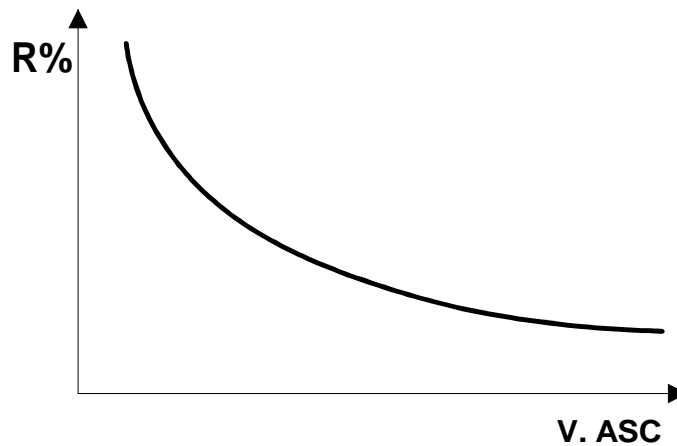
Por **TRH** se entiende TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICA de un caudal  $Q$  en un volumen  $V$  de depósito. El TRH es un parámetro importante de diseño.

Igualando y simplificando tendremos:

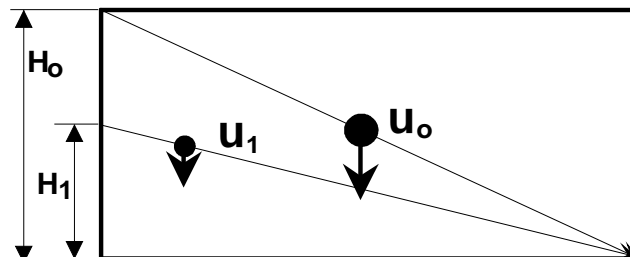
$$\frac{Q}{B \cdot L} \leq u_o$$

El término  $Q/(B \cdot L)$  es denominado VELOCIDAD ASCENSIONAL, ya que  $B \cdot L$  es la superficie horizontal del depósito. La velocidad ascensional es uno de los parámetros fundamentales de diseño. El cumplimiento de la inecuación anterior implica la existencia de una superficie mínima horizontal en nuestro decantador.

Entonces, el factor fundamental que determina el rendimiento de eliminación de partículas del decantador es la VELOCIDAD ASCENSIONAL ( $V_{ASC}$ ). Otras partículas de menor tamaño que las de diseño que también son eliminadas, ya entran al depósito en posiciones más cercanas al fondo que la más desfavorable que se había seleccionado. El rendimiento es independiente del calado,  $H$ , y del TRH. La relación entre  $V_{ASC}$  y el rendimiento tiene la forma:



*Curva de rendimientos para cualquier diámetro de partícula*



Para un diámetro de partícula ( $d_1$ ) menor que el de diseño ( $d_0$ ) la velocidad de sedimentación será menor que  $u_0$ . El rendimiento del sistema se puede expresar como:

$$R\%(u_1) = \alpha \frac{H_1}{H}$$

$$H_1 = u_1 \cdot T$$

$$H_0 = u_0 \cdot T$$

por consiguiente:

$$R\%(u_1) = \alpha \frac{u_1}{u_0}$$

Por lo tanto, el rendimiento total del decantador sólo va depender de los diámetros de las partículas, concretamente de la relación entre el diámetro de diseño y el de las partículas que realmente lleguen a la instalación.

En una suspensión típica de partículas se produce una notable graduación de los tamaños de las mismas. Para determinar la eficacia de la eliminación en un tiempo de retención determinado, se requiere considerar la distribución de las velocidades de sedimentación presentes en el sistema. Esto se puede hacer mediante un ensayo en columna de sedimentación. Para un caudal Q de agua, para el que:

$$Q = V_{ASC} \times A_h \leq u_0 \times A_h$$

donde,  $A_h$  es la superficie horizontal del sedimentador, sólo se eliminarán totalmente las partículas con velocidad de sedimentación mayor que  $V_{ASC}$ . Las demás partículas se eliminarán en la proporción  $u_P/u_0$ . La fracción total de partículas eliminadas o rendimiento global de eliminación se obtiene mediante:

$$R = (1 - X_0) + \int_0^{x_0} \frac{u_P}{u_0} dx$$

en la que:

$1 - X_0$  = fracción eliminada de partículas con velocidad  $u_P > u_0$ .

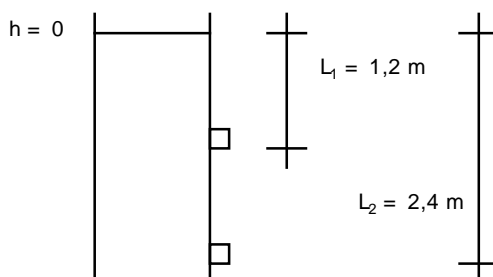
$\int_0^{x_0} \frac{u_P}{u} dx$  = fracción eliminada con  $u_P < u_0$ .

**Ejemplo 17.1.-** Calcular el rendimiento de un desarenador, que trabaja con una velocidad de sedimentación,  $u = 3$  cm/min. Los datos del ensayo de columna son:

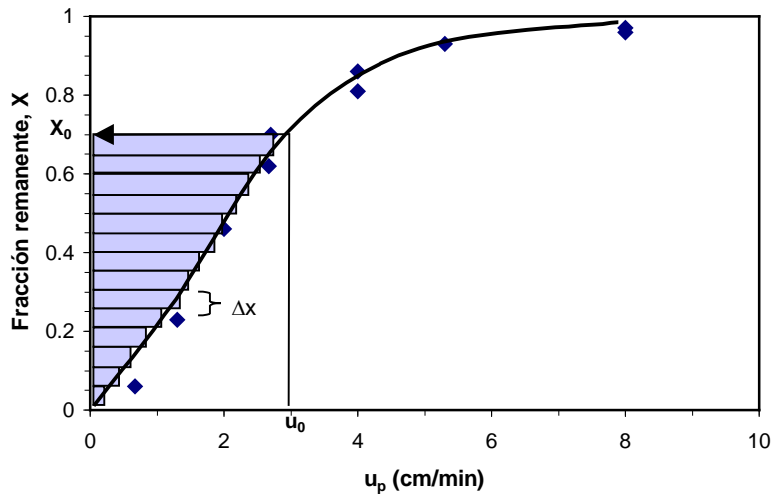
t (min)	0	15	30	45	60	90	180
<b>C<sub>1</sub> (L<sub>1</sub> = 1,2 m)</b>	400	384	324	248	184	92	24
<b>X<sub>1</sub></b>	1	0.96	0.81	0.62	0.46	0.23	0.06
<b>u<sub>1</sub> (cm/min)</b>	-	8	4	2,67	2	1,3	0,67
<b>C<sub>2</sub> (L<sub>2</sub> = 2,4 m)</b>	412	408	400	383	354	288	132
<b>X<sub>2</sub></b>	1	0.99	0.97	0.93	0.86	0.70	0.32
<b>u<sub>2</sub> (cm/min)</b>	-	16	8	5.3	4	2.7	1.33

C = concentración de sólidos en suspensión

X = fracción remanente de sólidos en suspensión



Con los dos pares:  $X_1 - u_1$  y  $X_2 - u_2$ , construimos una gráfica, a partir de la cual calculamos el rendimiento:



$$R = (1 - 0.70) + \int_0^{X_0} \frac{u_p}{u} dx = 0.30 + \frac{1}{u} \int_0^{X_0} u_p dX$$

$$I = \int_0^{X_0} u_p dX = \text{área bajo } X_0: \rightarrow I = \left( \sum_{i=1}^n u_i \right) \Delta x_i$$

con  $\Delta x_i = \text{cte.} = 0,05$

$$\sum u_i = 0.34 + 0.66 + 0.88 + 1.04 + 1.2 + 1.3 + 1.48 + 1.62 + 1.78 + 1.96 + 2.12 + 2.35 + 2.52 + 2.8$$

$$\sum u_i = 22.04 \text{ cm/min}; \quad \rightarrow \quad I = 1.102$$

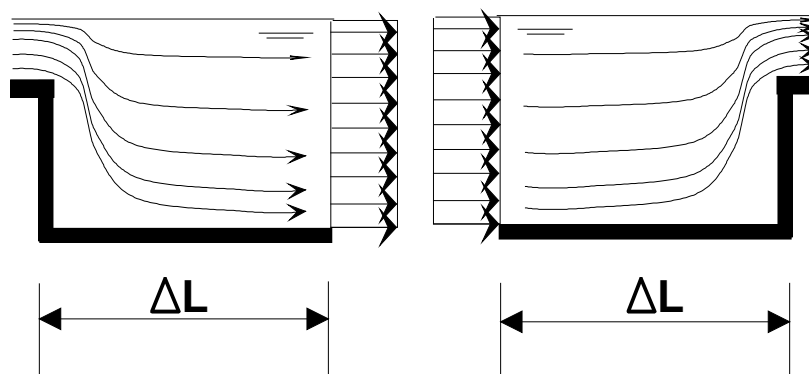
$$\text{Luego: } R = 0.30 + \frac{1,102}{3} = 0.67 \rightarrow \% \text{ Elim.} = 67 \%$$

### 17.4.3.- DEPÓSITO DE SEDIMENTACIÓN REAL

Un depósito real que funcione como decantador se va a ver afectado por diversas circunstancias que alejan su comportamiento del teórico. Las hipótesis no se cumplen estrictamente.

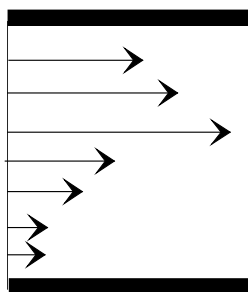
En la realidad, la velocidad de paso o velocidad horizontal, puede resuspender las partículas que han alcanzado el fondo, o arrastrarlas y sacarlas del recinto. Hay que limitar la velocidad de paso a un máximo y por lo tanto los calados. Esta velocidad máxima es la velocidad de arrastre o de Camp.

La hipótesis de existencia de un régimen laminar es muy difícil de conseguir en un depósito real. La entrada de caudal que es conducido a través de tuberías o canales debe tener una zona de distribución que lamine el flujo y disminuya la turbulencia. Es necesario hacer una entrada y una salida adecuadas.



**Zonas de transición en un decantador**

Los depósitos no deben ser muy anchos ya que se crearían circuitos preferenciales y zonas muertas.



**Formación de flujos preferenciales en depósitos muy anchos**

#### 17.4.4.- DISEÑO DE DESARENADORES

Los desarenadores son depósitos de sedimentación de sólidos en forma particulada, concretamente para sólidos de diámetros mayores de 0.2 mm. Los parámetros de diseño de este proceso son los definidos para decantación libre.

Se utilizan tanto para aguas potables como para residuales. Los valores de diseño son los siguientes:

PARÁMETROS DE DISEÑO	VALORES
VELOCIDAD ASCENSIONAL	$V_{ASC} < 70 \text{ m/h (m}^3/\text{h}\cdot\text{m}^2)$
VELOCIDAD HORIZONTAL	$V_h < 0.3 \text{ m/s}$
PROPORCIONES DE FORMA	$L/H \sim 5-15$
TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO	$TRH \sim 3 \text{ minutos}$

Para eliminar partículas más pequeñas se va a valores más estrictos de los parámetros.

## SEDIMENTACIÓN

- 19.1.- TIPOS DE SEDIMENTACIÓN.
- 19.2.- SEDIMENTACIÓN FLOCULANTE.
- 19.3.- SEDIMENTACIÓN DE SUSPENSIONES CONCENTRADAS.

- 19.3.1.- Sedimentación zonal.
  - 19.3.2.- Sedimentación por compresión.
  - 19.4.- DECANTADORES ESTÁTICOS.
    - 19.4.1.- Uso, problemas, limitaciones.
    - 19.4.2.- Tipos.
    - 19.4.3.- Elementos del decantador y aspectos tecnológicos.
    - 19.4.4.- Diseño.
- 

## 19.1.- TIPOS DE SEDIMENTACIÓN

En el Capítulo 17, en su apartado 4, se revisó la teoría de decantación libre. Se dice que se tiene decantación libre cuando la caída o descenso del sólido, generalmente en forma granular, sólo es función de las propiedades del fluido y de la partícula, y no está influenciada por la presencia de otras partículas.

Cuando en el seno del líquido tenemos concentraciones mayores de partículas empiezan a surgir interferencias entre las mismas y no se pueden aplicar los principios de la decantación libre. Se diferencian, entonces, tres tipos de sedimentación:

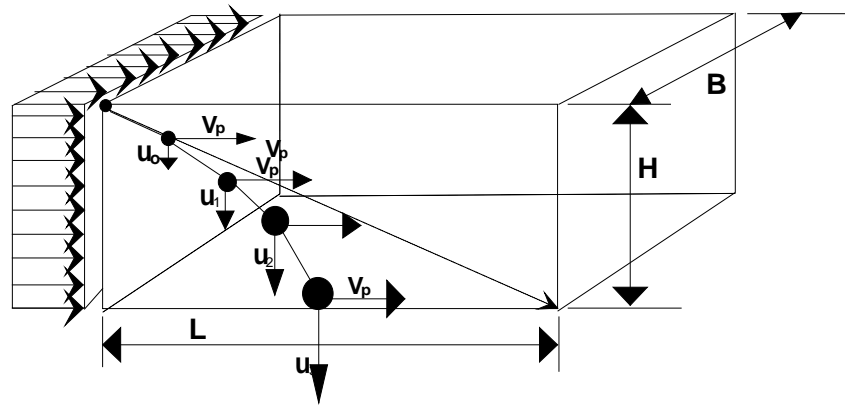
- a) **Sedimentación de partículas floculantes:** Este tipo de sedimentación se presenta cuando las concentraciones son bajas ([SS] por debajo de 300-500 mg/L).
- b) **Sedimentación zonal:** Se presenta cuando tenemos concentraciones intermedias de sólidos ([SS] entre 500-5000 mg/L).
- c) **Sedimentación por compresión:** Se presenta cuando las concentraciones de sólidos son muy altas ([SS]>5000-10000 mg/L). Se denomina también espesamiento.

## 19.2.- SEDIMENTACIÓN DE PARTÍCULAS FLOCULANTES

La sedimentación floculante es habitual en las aguas naturales y también se puede apreciar en aguas residuales que han sido desarenadas (sin flocular). Se da en aguas con concentraciones relativamente bajas de sólidos en suspensión.

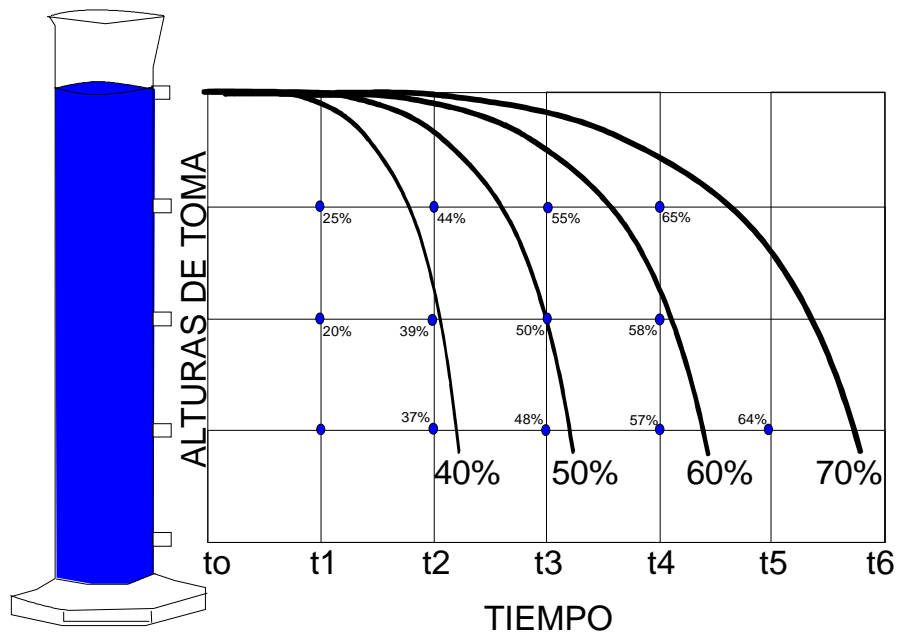
Para comprender el proceso de sedimentación floculante se parte del estudio de un tanque de sedimentación ideal, similar al utilizado para el estudio del proceso de decantación libre.

Las partículas al descender colisionan unas con otras, van formando agregados, van aumentando de tamaño y, por lo tanto, también su velocidad de sedimentación. La velocidad de descenso ya no es constante. Las trayectorias ya no son rectilíneas, sino que se van curvando. En este caso no se puede aplicar la ley de Stokes.



**Depósito ideal de sedimentación flocculenta.**

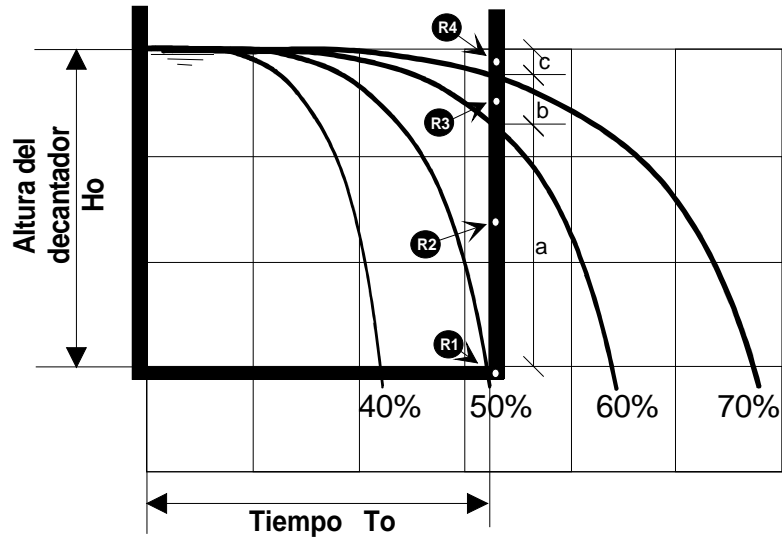
Para comprender el fenómeno y establecer un rendimiento aproximado de eliminación de sólidos se selecciona una columna de control y se sigue su evolución a lo largo del depósito de sedimentación. La velocidad horizontal, de paso es constante ya que sólo depende de la sección transversal del depósito y del caudal que se está tratando. Se puede hacer la hipótesis de que estamos analizando la sedimentación flocculante en una columna de agua que permanece estática. Si a lo largo de la columna se toman muestras a diferentes alturas a intervalos de tiempo iguales y expresamos de forma gráfica el rendimiento de eliminación se puede obtener el siguiente diagrama.



**Columna de sedimentación y curvas de isoconcentración.**

Las curvas trazadas son curvas de isoconcentración o de isorreducción. El rendimiento global de un tanque de sedimentación ideal de profundidad  $H_0$  y de tiempo de paso,  $T_0$ , en este caso es equivalente a TRH, se puede obtener a partir de la gráfica anterior, que es característica de un determinado tipo de agua.





Considerando el esquema anterior, el rendimiento global se puede obtener mediante:

$$R\% = R2 \cdot \frac{a}{H_0} + R3 \cdot \frac{b}{H_0} + R4 \cdot \frac{c}{H_0}$$

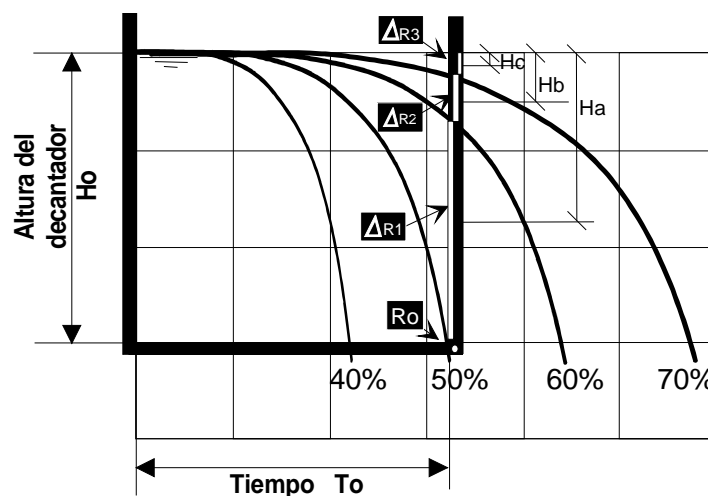
siendo

$$R2 = \frac{50\% + 60\%}{2}$$

$$R3 = \frac{60\% + 70\%}{2}$$

$$R4 = \frac{70\% + 100\%}{2}$$

Si en el depósito ideal entra el flujo de forma uniforme en toda la sección, con una concentración inicial  $SS_0$ , en la cara opuesta sale todo el flujo de forma uniforme, pero las concentraciones han variado en vertical. El rendimiento global es una mezcla de los rendimientos de la columna. Otra forma de calcular el rendimiento global de eliminación es el que se basa en el diagrama y notación siguientes:



En este segundo caso la expresión aproximada es la siguiente:

$$R\% = R_0 + \frac{H_a}{H_0} \cdot \Delta R_1 + \frac{H_b}{H_0} \cdot \Delta R_2 + \frac{H_c}{H_0} \cdot \Delta R_3$$

$$R\% = R_0 + \sum \frac{H_i}{H_0} \cdot \Delta R_i$$

en donde:

$R_0$  = Rendimiento de la parte inferior de la columna de sedimentación (menor rendimiento).

$\Delta R_i$  = Valor del intervalo elegido de las curvas de isorreducción.

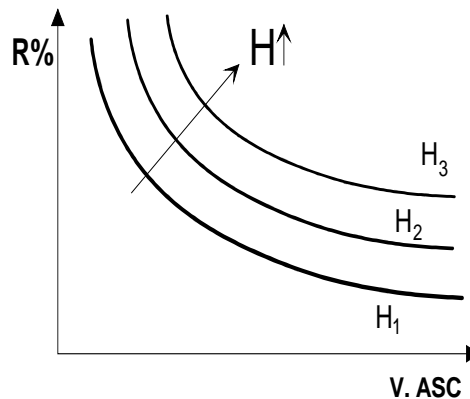
$H_i$  = Profundidad media (medida desde el nivel superior del líquido) del intervalo de reducción  $\Delta R_i$ .

$H_0$  = Altura total del depósito de sedimentación.

De esta forma, partiendo del ensayo en columna de sedimentación, se pueden representar los rendimientos alcanzables en un depósito de sedimentación ideal en función de los parámetros de diseño del proceso, es decir, de la velocidad ascensional, altura y tiempo de retención.

El rendimiento global de eliminación es función del tiempo total de estancia de las partículas en el decantador y de su profundidad.

Si representamos el rendimiento global que se puede obtener y la velocidad ascensional del proceso en unos ejes x-y se puede observar que a una misma velocidad ascensional ( $V_{ASC}$ ) el rendimiento es mayor cuanto mayor es el calado (H). En la decantación libre el rendimiento sólo era función de la velocidad ascensional.



**Curva de rendimientos de eliminación frente a velocidad ascensional.**

Velocidad ascensional, profundidad y tiempo de retención hidráulica están relacionados según la expresión:

$$V_{ASC} = \frac{Q}{A_h} = \frac{Q}{B \cdot L} = \frac{Q \cdot H}{B \cdot L \cdot H} = \frac{H}{TRH}$$

### 19.3.- SEDIMENTACIÓN EN SUSPENSIONES CONCENTRADAS

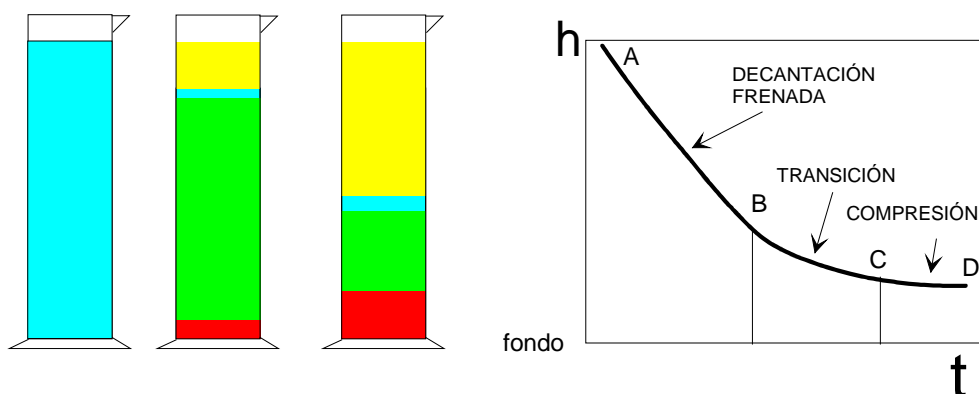
Se diferencia entre sedimentación zonal y sedimentación por compresión.

### 19.3.1.- SEDIMENTACIÓN ZONAL

La sedimentación zonal se produce en suspensiones con concentraciones de sólidos del orden de 300 a 500 mg/L. Las partículas interfieren una con otras y sedimentan conjuntamente. Desde el comienzo la interacción es tan fuerte que afecta a las partículas más finas.

Si se deja reposar un agua con una concentración de sólidos suspendidos similar a la anteriormente citada en una probeta, se observa que en la parte superior aparece una zona de agua clara, en la que el rendimiento de eliminación ha sido muy elevado. Se forma una especie de manto que va descendiendo, apareciendo una interfase diferenciada entre el fango decantado y el agua clarificada. Este tipo de sedimentación es típico de suspensiones floculadas o coaguladas.

Inicialmente toda la suspensión tenía una concentración uniforme y la altura de la interfase era  $h_0$ , como aparece en la figura siguiente. Durante una primera fase, del proceso, A-B, la interfase desciende a velocidad constante, existe una decantación frenada de la interfase sólido-líquido. Conforme va pasando el tiempo aparece una zona de desaceleración, zona definida como B-C. En la zona C-D se produce una compresión del fango.



*Ensayo de Kynch. Sedimentación zonal.*

En la zona clarificada el rendimiento es del orden del 90%. Las partículas han sido arrastradas y apenas quedan algunas en suspensión. En concentraciones menores el rendimiento era bastante menor.

Cuanto más elevada es la concentración en la columna del ensayo, es decir, cuanto más baja está la interfase, menor es la velocidad de descenso de la misma, se ve frenada. La velocidad de sedimentación va a depender de la concentración y de las características de las partículas. Para el diseño de un decantador de este tipo el principal parámetro va a ser la velocidad ascensional ( $Q/S_h$ ), pero se suele limitar también el TRH.

### 19.3.2.- SEDIMENTACIÓN POR COMPRESIÓN

En la zona inferior de la sedimentación zonal existe sedimentación por compresión. La concentración de sólidos es muy elevada. A partir de concentraciones superiores a 5000 ó 10000 mg/L la sedimentación es de este tipo. El peso de las partículas es soportado por las que están más al fondo.

Los parámetros de diseño de este tipo de sedimentación son la velocidad ascensional, que no debe arrastrar a los SS, y la CARGA DE SÓLIDOS. Se entiende por carga de sólidos al cociente entre el flujo sólido que entra al decantador (Kg SS/hora) y la superficie horizontal del mismo. Sus unidades son Kg/(m<sup>2</sup>·h). Este último parámetro es fundamental a la hora de conseguir elevadas concentraciones finales.

## 19.4.- DECANTADORES ESTÁTICOS

### 19.4.1.- USO, PROBLEMAS Y LIMITACIONES

Las funciones que deben desarrollar los depósitos de sedimentación en el tratamiento de aguas potables y en el de residuales constituye frecuentemente una parte fundamental en el proceso global de tratamiento. Los errores en el diseño trasladan el problema a las etapas posteriores, disminuyendo los rendimientos globales de la línea de tratamiento.

La función principal de los depósitos de decantación o de sedimentación es eliminar la materia en suspensión decantable del seno del agua que se trata, pero debe contemplar también la eliminación de los fangos que se producen. Las funciones de un depósito clarificador pueden ser tres:

- a) debe eliminar eficazmente los sólidos en suspensión del seno del agua;
- b) debe tener capacidad de generar fangos con una concentración suficiente;
- c) debe tener capacidad para extraer del sistema los fangos generados.

Para alcanzar rendimientos aceptables en un decantador habrá que elegir una velocidad ascensional que será función de la partícula más desfavorable que queramos eliminar.

### 19.4.2.- TIPOS DE DECANTADORES

Se pueden seguir varios criterios para definir una tipología de decantadores:

- Según el flujo de agua:
  - a) de flujo vertical;
  - b) de flujo horizontal.
- Según la forma en planta:
  - a) circulares;
  - b) rectangulares;
  - c) cuadrados.
- Según el ritmo de funcionamiento:
  - a) f. continuo;
  - b) f. intermitente.

La forma en planta va a condicionar muchas otras características. Los sistemas de alimentación y salida de agua suelen ser totalmente diferentes en función de la forma.

Lo normal en plantas de mediano y gran tamaño es que los decantadores funcionen de manera continua en cuanto a flujo de agua. La extracción del fango que se va produciendo se suele realizar de forma intermitente a través de mecanismos incorporados al propio decantador.

Los decantadores intermitentes, que se llenan de agua, se espera a que se clarifique y se vacían para proceder a extraer el fango, son poco prácticos y de explotación costosa. Este tipo de explotación puede ser económica para pequeños volúmenes de agua.

Otra forma de explotación es la que permite el flujo de agua de forma continua hasta que se considera que se debe proceder a extraer los fangos, entonces se vacía completamente el decantador y se rechaza todo el líquido que llenaba el depósito. Este proceso precisa tecnología muy sencilla, pero los rendimientos suelen ser bajos.

### 19.4.3.- ELEMENTOS DE UN DECANTADOR Y ASPECTOS TECNOLÓGICOS

Un decantador es básicamente un depósito al cual realizamos pequeñas adaptaciones. La forma en planta puede ser circular, rectangular o cuadrada. La superficie es función de la  $V_{ASC}$  de diseño. La altura es la suma del calado de agua de diseño y un resguardo (normalmente entre 0.20 y 0.30 m.). La altura útil de agua viene dada en función de otras magnitudes:

#### CALADOS EN DECANTADORES

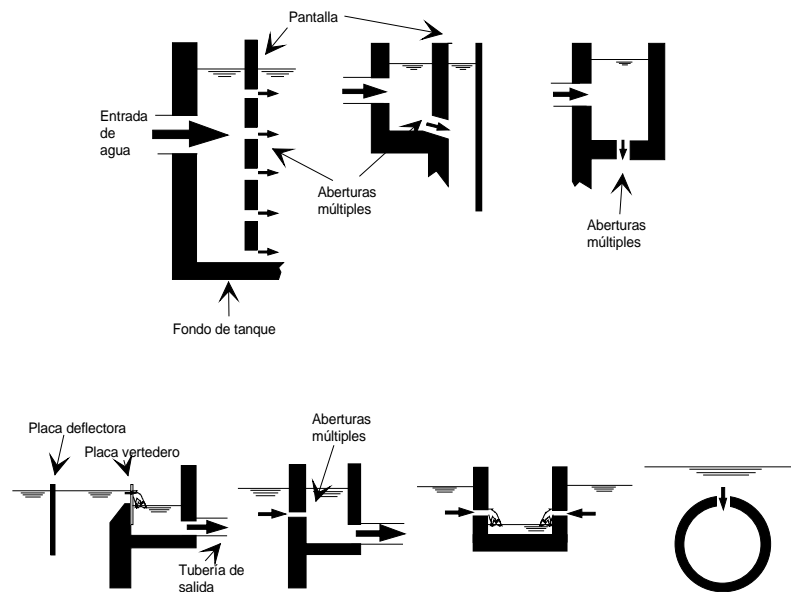
CALADO ÚTIL (m) EN BORDE	DIAGONAL EN DEPÓSITOS DE PLANTA RECTANGULAR (m)	DIÁMETRO EN DEPÓSITOS CON PLANTA CIRCULAR (m)
4.5 - 5.5 m	> 30 m	> 21 m
3.1 - 3.8 m	Tamaños medios	Tamaños medios
> 2.4 m siempre debe cumplirse en un decantador	< 10 - 15 m	< 10 m

Por razones basadas en la limitaciones de efectos ambientales (vientos y generación de oleaje) se limitan las dimensiones máximas a menos de 46 metros.

El fondo de los decantadores se diseña con pendiente. En los decantadores rectangulares se suele colocar entre un 1% a un 2% de pendiente. En los circulares entre un 8% y un 10%. Al final de las pendientes (un extremo en los dec. rectangulares y en el centro en los circulares) se coloca una poceta de fangos. En esta poceta se colocarán los sistemas de extracción de fangos.

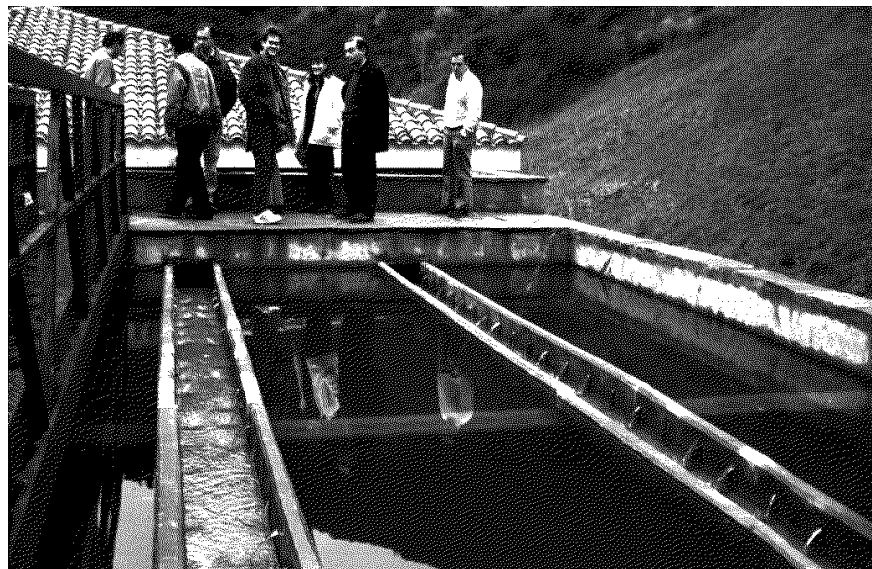
En el diseño de los decantadores es muy importante considerar las condiciones de entrada del agua a tratar. La distribución a lo largo del depósito debe ser lo más uniforme posible. Se deben evitar circuitos preferenciales, mientras en los canales de distribución la pérdida de carga debe ser mínima, sin embargo, en los orificios de entrada en el decantador esta pérdida de carga debe ser máxima. Se busca no generar turbulencia y no alterar las condiciones hidráulicas de la masa de agua que se

está tratando. La salida por esos orificios debe ser homogénea. Se suelen colocar pantallas y deflectores para optimizar la forma en que entra el agua.

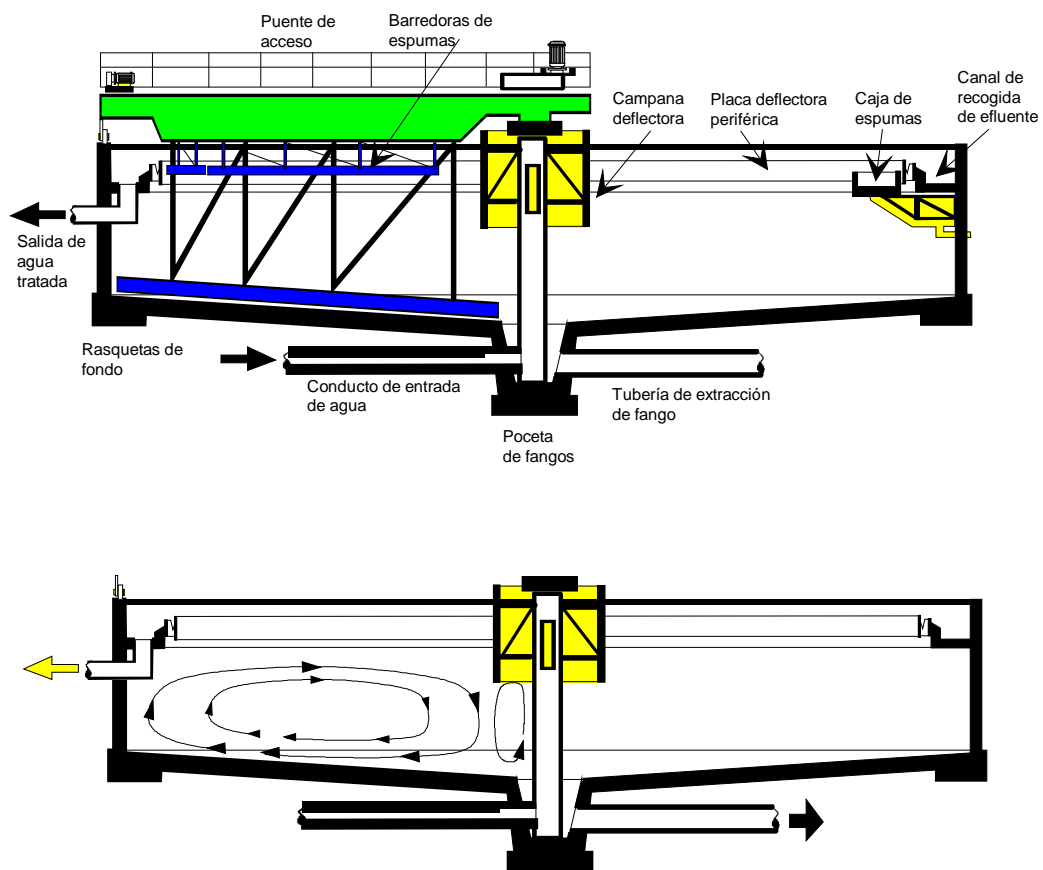


**Tipologías de entradas y salidas de agua a decantadores.**

En los depósitos rectangulares la entrada de agua se realiza por uno de los lados menores y la salida se realiza por el opuesto. La poceta de fangos se coloca en el lado de la entrada.

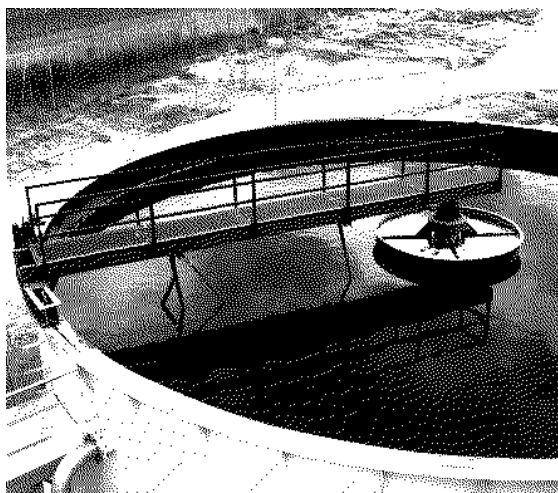


**Decantador de potables con canaletas de recogida con orificios**



**Descripción general de un decantador circular.**

En los depósitos circulares la entrada normal es por el centro. Se suele conseguir una buena distribución colocando en la parte superior de la columna de entrada una campana deflectora para evitar turbulencias. La salida del agua se realiza por la periferia.



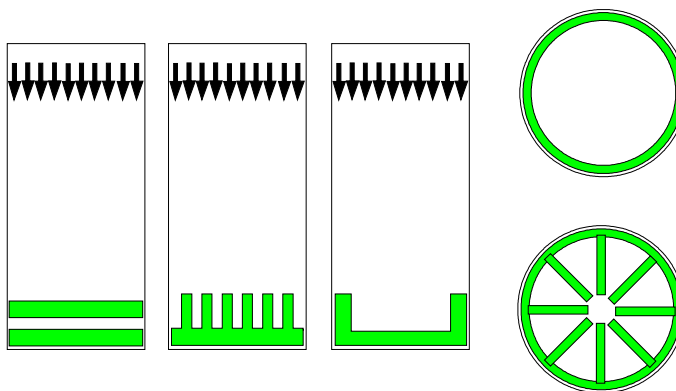
**Decantador con campana deflectora y puente para rasquetas.**

La salida de agua se suele realizar mediante canaletas que incorporan vertederos triangulares U orificios y también mediante tuberías sumergidas con orificios. De los vertederos el agua tratada se recoge a través de canales con una pequeña pendiente

o tuberías. La técnica de tuberías sumergidas con orificios se utiliza en aguas potables y funcionan a caudal constante. Los vertederos triangulares se utilizan en aguas residuales. No se atascan y admiten que se produzcan fuertes variaciones de caudal.

Los orificios de las canaletas deben estar muy bien nivelados, ya que debe pasar por todos el mismo caudal (los vertederos triangulares suavizan los problemas de nivelación). La pérdida de carga en los sistemas de salida debe ser muy grande para evitar que sean muy sensibles a la modificación de niveles. No se deben provocar corrientes que puedan arrastrar partículas ya sedimentadas. Se debe limitar el caudal de salida y la altura del depósito en la zona de vertido hacia la canaleta.

Si hay problemas se puede ampliar la canaleta de salida, de forma que el caudal unitario por metro de vertedero sea pequeño y no produzca corrientes.



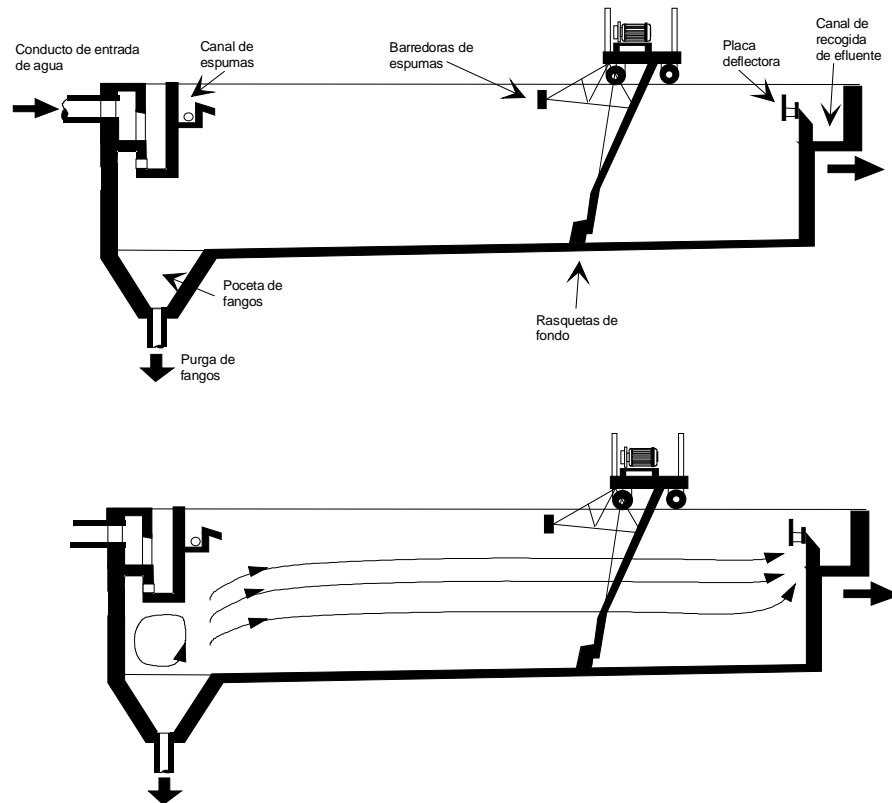
**Colocación de sistemas de salida de agua tratada en decantadores.**

Los fangos se van acumulando en toda la superficie del decantador. Para proceder a extraer los sólidos sedimentados primero hay que acumularle en algún punto. La técnica habitual es utilizar rasquetas, que empujan los sólidos hacia el centro, en el caso de los decantadores circulares, y hacia un extremo, generalmente el de la entrada de agua bruta, en los decantadores rectangulares. Cuando la rasqueta regresa, en los rectangulares, se separa del fondo. Las rasquetas también pueden ir fijadas a un sistema de cadenas, que funciona a modo de cinta sin fin.



**Decantador rectangular con puente de rasquetas.**





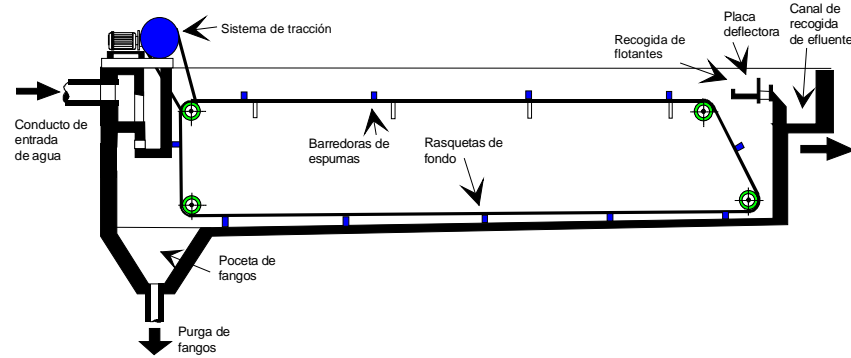
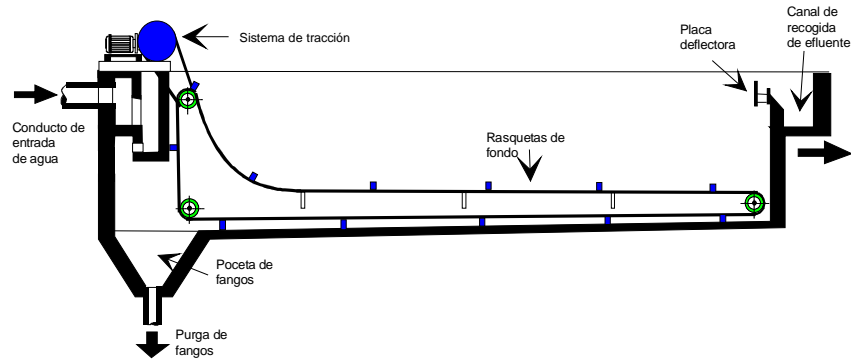
**Descripción general de un decantador rectangular.**

Las pocetas de fangos suelen tener forma de tolva que se disponen a lo largo de todo el ancho. A estas tolvas llegan las tuberías de succión o de extracción de fangos. Se utiliza un sistema de purga intermitente, que se regula mediante válvulas automáticas temporizadas. Por ejemplo se puede realizar la purga cada 5 minutos, con un tiempo de apertura de 1 minuto.

En los decantadores circulares las rasquetas se apoyan en brazos radiales, que giran. Las rasquetas se colocan con una cierta inclinación para favorecer la acumulación de fango en el centro. Sobre el mismo puente se apoyan placas barredoras de espumas que conducen el agua hacia una tolva de recogida.

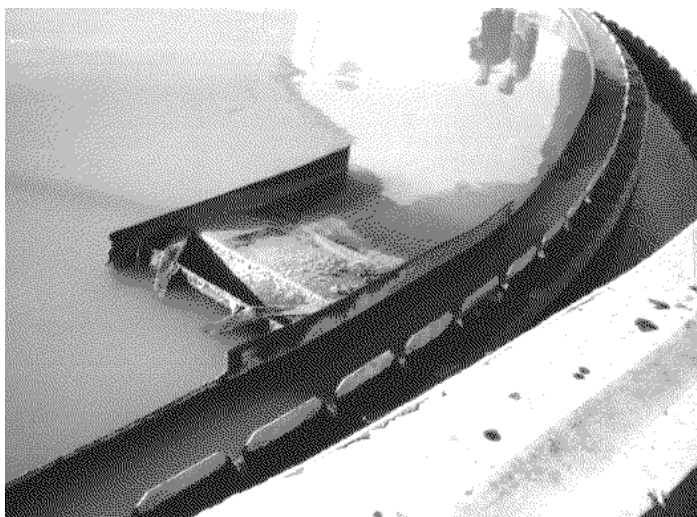
En algunas ocasiones no se colocan rasquetas para acumular el fango. En este caso es necesario que la pendiente del fondo sea al menos de 1:1. El fango se acumula por gravedad. Es normal en instalaciones pequeñas.

Otra variante técnica de recogida del fango es a través de sistemas de succión incorporados a los puentes de desplazamiento de rasquetas. El sistema incorpora una bombas de succión que aspiran los sólidos.



**Sistema de rasquetas con cadena para decantadores rectangulares.**

También es importante, en la decantación primaria sobre todo, la eliminación de los flotantes que se producen en el proceso. Para ello se dispone delante del vertedero de salida del agua decantada una chapa deflectora que evita la salida del decantador de estos flotantes. Para la acumulación de los mismos los sistemas de rasquetas disponen generalmente en superficie de barredoras superficiales que arrastran dichos flotantes hasta el punto de extracción. En los decantadores circulares la barredora superficial forma un ángulo con el radio del decantador acumulando los flotantes en la periferia. En un punto de ésta el decantador dispone de una tolva de sobrenadantes o flotantes que constituye el sistema de extracción. En algunos casos dicha tolva dispone de una rampa por donde sube una parte de la barredora, introduciendo los flotantes en la misma.



*Caja de recogida de espumas y flotantes.*

#### 19.4.4.- DISEÑO

Los parámetros de diseño, o funcionamiento, se obtienen a partir de los ensayos en laboratorio. Los valores y parámetros obtenidos se corrigen, en primer lugar, para tener en cuenta el paso a escala real y en segundo para aplicar coeficientes de seguridad, de minoración o mayoración. Por ejemplo las velocidades ascensionales se minoran con coeficientes de seguridad entre 1.25 y 1.75. El tiempo de retención hidráulica se mayor, con coeficientes de 1.5 a 2.

Estas correcciones se deben a la diferencia de escalas y a la importancia relativa de los fenómenos en un ensayo y en una instalación real. Se deben tener en cuenta razones como:

- **Turbulencia:** En la planta a escala real existen turbulencias, mientras que en las hipótesis de proceso teórico suponíamos régimen laminar. La turbulencia del flujo crea componentes no nulas de velocidad en direcciones diferentes a la teórica del movimiento del fluido. Si fuera el caso de la sedimentación de partículas discretas se podría afirmar que ello conlleva una disminución del rendimiento del proceso debido a la componente vertical de la velocidad. En consecuencia habría que imponer que el flujo no fuera turbulento, limitando para ello el valor del número de Reynolds. En el caso de partículas floculantes la anterior afirmación puede ser incorrecta dentro de ciertos límites, debido al hecho de añadirse a la floculación por el propio movimiento de las partículas la floculación por el movimiento del fluido. Con la turbulencia la sedimentación es más difícil. Este factor se corrige aumentando la VASC.
- **Cortocircuitos hidráulicos:** Un mal diseño de decantador generar flujos preferenciales y zonas muertas que anulen parte de la instalación. Los tiempos de retención hidráulica van a ser menores entonces. La estabilidad del flujo se impone limitando inferiormente el valor del número de Froude.

- **Problemas en la extracción:** Durante la explotación de decantador real se produce arrastre de partículas. Así, para una partícula dada existe una velocidad crítica de arrastre cuya expresión fue dada por Camp. Habrá que limitar la velocidad del fluido.

Otros factores que complementan el desajuste del paso entre las condiciones de ensayo y las reales son los siguientes:

- **Viento:** El viento puede generar turbulencias, corrientes y oleaje. Se limitan por este motivo las dimensiones máximas de los decantadores.
- **Temperatura del agua.**
- **Insolación.**
- **Corrientes convectivas:** La diferencia de temperaturas puede generar movimientos extraños de la masa de agua y generar arrastres.

La circulación del fluido así como su homogeneidad se puede estudiar mediante técnica de trazadores, determinando las curvas de dispersión. Así, si se introduce puntualmente un trazador en la entrada de un decantador, si éste fuese un depósito de sedimentación ideal se tendría una detección de salida de trazador de forma puntual y después de un tiempo igual al teórico de retención del decantador. Sin embargo, en la realidad, la salida del trazador se distribuye en el tiempo dando lugar a una curva de dispersión. Algunos autores han intentado correlacionar estos datos con el rendimiento del proceso. Para ello han definido la eficacia del decantador como el cociente entre la abcisa del centro de gravedad de la curva de dispersión (tiempo) entre el tiempo de retención teórico.

Otro factor de diseño que incide en el funcionamiento del decantador real es el sistema de evacuación de los fangos sedimentados. Al ser un proceso de funcionamiento continuo los fangos se han de evacuar durante dicho funcionamiento. Esta evacuación conlleva la acumulación, almacenamiento y extracción. Estas operaciones pueden interferir con la propia de sedimentación, dando lugar a arrastre de partículas o fangos con el efluente del decantador.

Con los factores intrínsecos se ha querido englobar a aquellos propios del agua residual a tratar. Así, un decantador real funciona con caudales variables, mientras que en el depósito de sedimentación idealizado se ha considerado la constancia de caudal. Por lo tanto, en la realidad habrá que tener en cuenta la variación de rendimientos. Otro tanto ocurrirá con la variación de la concentración de sólidos del influente.

A continuación se presenta una tabla resumen de los parámetros de diseño de un decantador estático para **aguas naturales con un tratamiento de potabilización con coagulación-floculación.**

PARÁMETROS DE DISEÑO	VALORES
----------------------	---------

VELOCIDAD ASCENSIONAL	< 2 m/h
TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO	2 - 4 h
VELOCIDAD DE ARRASTRE	< 0.5 m/min.
CARGA SOBRE VERTEDERO	< 10 m <sup>3</sup> /h.m.lineal
VELOCIDAD EN ORIFICIOS DE ENTRADA	0.03 - 0.10 m/s
LONGITUD (dep.rect.)/ DIÁMETRO (dep.cir.)	< 46 m (grandes 30 m / 21 m)
PROFUNDIDAD EN BORDE	> 2.4 m (4.5 a 5.5)
PENDIENTE SOLERA	(1%-2%) (8%-10%)
PÉRDIDAS DE AGUA (purgas fangos)	< 2%
SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN EN EFLUENTE	< 15 mg/L
RENDIMIENTOS DE ELIMINACIÓN	Color > 80% Turbidez > 85% Plancton > 80%
SOBRECARGA EN PRUEBAS 30 DÍAS	33%

## COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN

- 18.1.- TIPOS DE PARTÍCULAS SÓLIDAS EN EL AGUA.
- 18.2.- COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN.
- 18.3.- REACTIVOS QUÍMICOS.
  - 18.3.1.- Coagulantes.
  - 18.3.2.- Floculantes.
  - 18.3.3.- Coadyuvantes.
- 18.4.- INSTALACIONES
- 18.5.- MANEJO DE REACTIVOS.
  - 18.5.1.- Almacenamiento.
  - 18.5.2.- preparación y dosificación.
  - 18.5.3.- Uso de reactivos.

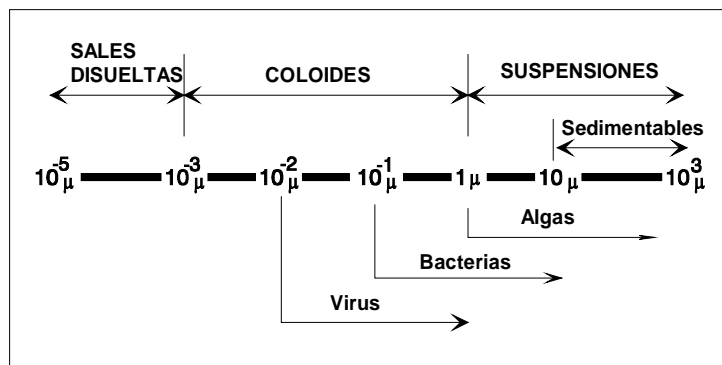
### 18.1.- TIPOS DE PARTÍCULAS SÓLIDAS EN EL AGUA

El contenido de sólidos totales de un agua, natural o residual, es uno de los parámetros físicos más importantes y aparente de la contaminación. Deben eliminarse para evitar un gran número de inconvenientes, de los cuales los más importantes son: obstrucción de conducciones o de refrigerantes, abrasión de bombas, desgaste de materiales diversos que inciden en los costes de explotación y mantenimiento. En el caso de aguas de abastecimiento o de vertidos, deben cumplirse, además, las exigencias de la reglamentación. Los sólidos totales están compuestos por materias flotantes, materia en suspensión, en dispersión coloidal y en disolución.

Como ya se ha explicado en anteriores capítulos, los sólidos totales, o residuo seco de evaporación, pueden clasificarse en sólidos en suspensión y filtrables. La fracción filtrable se compone de sólidos coloidales y disueltos.

La fracción coloidal consiste en partículas con un diámetro aproximado que oscila entre  $10^{-3}$  y  $1 \mu\text{m}$  (ver figura siguiente). Los sólidos disueltos se componen de moléculas orgánicas, inorgánicas e iones que se encuentran presentes en disolución verdadera en el agua.

*Clasificación e intervalo de tamaños de partículas presentes en el agua.*



A los sólidos con tamaños mayores de 0.2 mm se les suelen denominar arenas. Los limos, arcillas, bacterias, etc., quedan retenidos al filtrar el agua, su tamaño es superior a 0.1  $\mu\text{m}$ . Las hipótesis realizadas en el capítulo anterior sobre decantación libre sólo eran válidas para tamaños mayores de 200  $\mu\text{m}$ . No se puede aplicar la ley de Stokes a tamaños menores. En la sedimentación de pequeñas partículas intervienen otros factores.

La fracción coloidal no puede eliminarse por sedimentación. La turbidez y el color suelen estar asociados a partículas coloidales. En estos tamaños de partículas las propiedades superficiales y las cargas eléctricas tienen efectos más importantes que el peso relativo de la partícula en el agua.

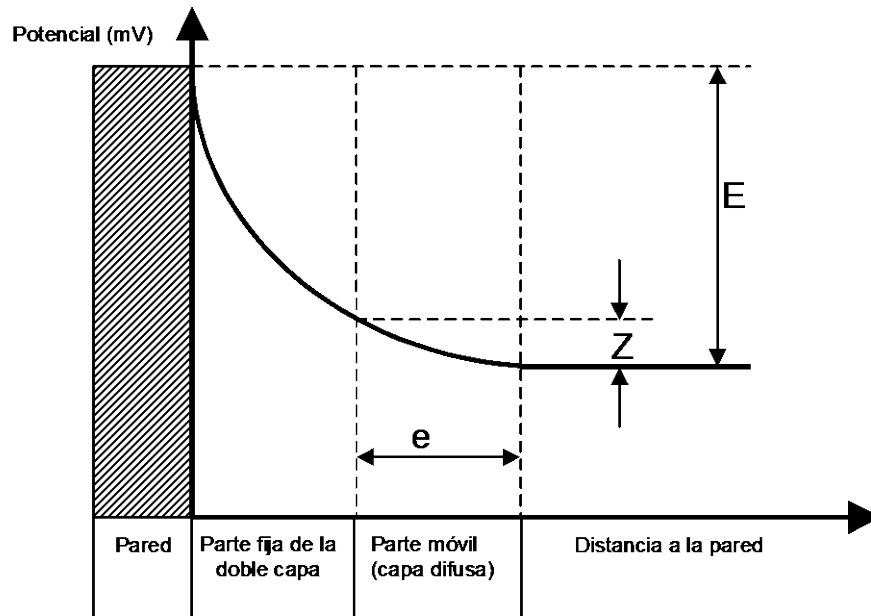
Las partículas coloidales presentan cargas superficiales electrostáticas que hace que existan fuerzas de repulsión entre ellas y les impida aglomerarse para sedimentar. Estas cargas son, en general, negativas. Un coloide puede estar en suspensión casi un tiempo infinito. En el cuadro siguiente, se relacionan ciertos materiales u organismos, con su tamaño medio, así como el orden de magnitud del tiempo necesario para que estas partículas recorran verticalmente un metro de agua, únicamente por la influencia de su peso.

Diámetro de la partícula (mm)		Tiempo de sedimentación para 1 m (orden de magnitud)
10	Grava	1 segundo
1	Arena	10 segundos
0.1	Arena fina	2 minutos
0.01	Arcilla	2 horas
0.001	Bacteria	8 días
0.0001	Partícula coloidal	2 años
0.00001	Partícula coloidal	20 años

Este cuadro pone de manifiesto la escasa velocidad de decantación natural de las partículas finas, llamadas coloidales, que constituyen una parte importante de la contaminación, causa principal de la turbiedad.

Se considera a las partículas coloidales como ionizadas parcialmente en su superficie, y que se desplazan bajo la acción de un campo eléctrico. Por los efectos electro-

cinéticos se afirma que hay una doble capa iónica en la interfaz coloide-líquido, con la siguiente estructura ideal:



Se supone que una parte de la doble capa se adhiere a la pared, mientras que la otra se mueve bajo la acción del campo eléctrico, existiendo una diferencia de potencial (Zeta), de tipo electrocinético, entre la superficie que separa la interfaz fija/móvil y el seno del líquido. Existe también un potencial termodinámico, E, igual a la diferencia de potencial entre la pared y el seno del líquido. Z depende a la vez de E y del espesor de la doble capa. Su valor determina la magnitud de las fuerzas electrostáticas de repulsión entre las partículas, y, por tanto, su probabilidad de adhesión. Para medir el potencial Z se utiliza un aparato llamado Zetámetro. También se puede calcular mediante:

$$Z = \frac{k \upsilon \nu}{D}$$

donde:

- $\upsilon$  : movilidad de la partícula (microsegundos/voltio/cm)
- $\mu$  : viscosidad dinámica (poises)
- $D$  : constante dieléctrica del medio
- $Z$  : se expresa en mV

El factor **k** es función de los valores relativos del diámetro de la partícula y del espesor de la doble capa iónica.

	<b>k</b>
Partícula relativamente gruesa	4 $\pi$
Pequeña partícula aprox. esférica	6 $\pi$

*Para eliminar los coloides del seno del agua es necesario llevar a cabo una agregación de las partículas en partículas más grandes y más fácilmente decantables.*

Normalmente es necesario introducir en el agua un producto capaz de:

- neutralizar la carga de los coloides (anular su potencial Z);
- formar agregados de partículas.

El proceso que consigue los anteriores objetivos es el denominado **COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN**.

La separación sólido-líquido, del flóculo formado y del agua, puede hacerse por filtración, por decantación o flotación, seguidas o no de filtración.

La coagulación y la floculación intervienen generalmente en el tratamiento de aguas destinadas al abastecimiento público y en la preparación de aguas industriales de fabricación.

## 18.2.- COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN

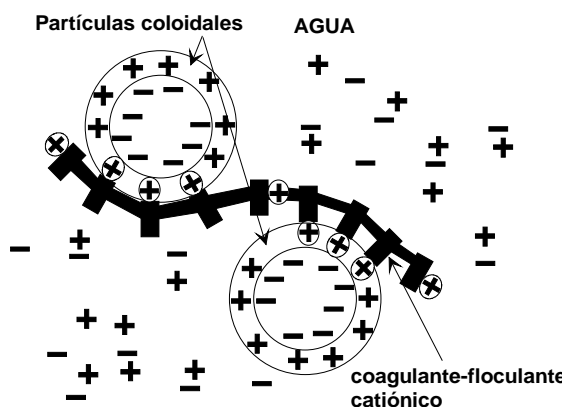
Por **COAGULACIÓN** se entiende el proceso de desestabilización de los coloides. Se eliminan las propiedades que les hacían mantenerse en suspensión. El mecanismo básico de desestabilización es anular las cargas eléctricas. Para ello, se utilizan reactivos químicos que tienen la propiedad de producir la coagulación.

El tiempo que el reactivo necesita para producir la coagulación es menor de 1 segundo. Es muy importante que el reactivo se mezcle rápidamente con toda el agua, pero conseguir una buena mezcla puede llevar de 30 segundos a 3 minutos. Para alcanzar altos rendimientos, en la mezcla se suelen emplear técnicas en las que se aplica mucha energía y "violencia".

Una vez desestabilizadas las partículas interesa que éstas sedimenten. Su tamaño aún no es el óptimo para que lo hagan en periodos cortos de tiempo. Deben aumentar de tamaño. Esto se logra mediante el proceso de floculación.

Con la **FLOCULACIÓN** se consigue agregar las partículas coloidales desestabilizadas (aunque no es necesario que fuesen ex-coloides). La agregación se ve facilitada si las partículas se ponen en contacto y si hay algo que cree enlaces entre ellas y mantenga ese contacto. Lo primero se consigue mediante la mezcla y lo segundo mediante la adición de floculantes. El proceso de formación de enlaces y agregados es lento, se llegan a adoptar tiempos que van desde 10 a 30 minutos.

Hay que mezclar bien el floculante con el agua, pero si se mezcla con demasiada energía se pueden romper los flóculos ya formados. El proceso de mezcla y floculación debe ser lento.



**Esquema del funcionamiento de los reactivos de coagulación y floculación.**



Para la eliminación de sólidos disueltos se emplea el proceso de PRECIPITACIÓN. Mediante la adición de reactivos se busca formar sales insolubles a partir de las sales disueltas. No es lo mismo que la sedimentación o la decantación después de la floculación.

## 18.3.- REACTIVOS QUÍMICOS

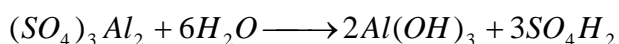
### 18.3.1.- COAGULANTES

La desestabilización de un coloide se provoca mediante la adición de un electrolito de carga opuesta a la de las partículas coloidales y el efecto aumenta marcadamente con el número de cargas que lleva el electrolito. Cuanto mayor es la valencia mejor actúa el coagulante. Esto explica en parte por qué las sales de hierro y de aluminio trivalentes han sido, y continúan siendo, las más utilizadas en todos los tratamientos de coagulación del agua. Sin embargo, debido a la hidrólisis que experimentan, presentan el inconveniente de modificar las características físico-químicas del líquido separativo (pH-conductividad). Por estas razones, se ha recomendado el empleo de floculantes: en primer lugar, productos de origen natural mineral (sílice activada) u orgánico (almidones, ..) y más tarde productos de síntesis (polímeros de peso molecular elevado), denominados polielectrólitos. Los coagulantes que se utilizan con más frecuencia son las sales de hierro o de aluminio y principalmente, por razones económicas, el sulfato de aluminio y el cloruro férrico.

Son coagulantes habituales:

- **Sulfato de aluminio hidratado:**  $(SO_4)_3Al_2 \cdot 18H_2O$ ; en el mercado se encuentra en forma granular o líquida.
- **Cloruro férrico:**  $Cl_3 Fe$ , usado en aguas residuales, pero menos en aguas potables porque da color. Se suele encontrar de forma líquida en concentraciones al 37% - 47%
- **Sulfato ferroso y férrico:**  $SO_4Fe \cdot 7H_2O$  y  $(SO_4)Fe_2 \cdot 3H_2O$ ; se suministran en forma sólida.
- **Polímeros:** se usan poco individualmente; son compuestos orgánicos e inorgánicos que tienen un gran peso molecular; forman cadenas largas y pueden tener carga eléctrica (polielectrólitos); existen polímeros aniónicos (-) y catiónicos (+); los más utilizados son los catiónicos porque los coloides naturales son aniónicos; los polímeros no iónicos también tienen otras aplicaciones en tratamiento de aguas. Pueden llegar a ser tóxicos y su uso está limitado en aguas potables.
- **Policloruro de aluminio:** son compuestos nuevos más complejos;  $Cl_{3n-m}(OH)_mAl_n$ .

Cuando se añade  $Al^{+3}$  como coagulante en forma de sulfato, una pequeña parte de estos iones trivalentes se dirigen a neutralizar las cargas negativas del coloide, mientras que, simultáneamente, la mayor parte reacciona con agua formando hidróxido insoluble, según la reacción:



Por un mecanismo independiente el hidróxido insoluble atrapa los coloides neutralizados y facilita su decantación.

### 18.3.2.- FLOCULANTES

Las partículas formadas durante el proceso de coagulación pueden ser todavía de pequeño tamaño o baja densidad y decantar con dificultad. El tamaño de las partículas se puede aumentar con la adición de productos químicos que posean moléculas de alto peso molecular y solubles en agua que, por disociación electrolítica en el agua, den formas iónicas múltiples, capaces de actuar de puentes de unión entre las partículas coaguladas. Entre los diferentes tipos de floculantes se pueden citar:

- **Polímeros:** Ya descritos anteriormente. Son habituales en el proceso de floculación.
- **Sílice activada:** La sílice activada está constituida por una solución de ácido polisilícico  $(H_2SiO_3)_4$  obtenida de procesar ácido silícico. Es poco estable, por lo que se debe preparar "in situ". Hasta el reciente desarrollo de los polielectrolitos se le consideraba el mejor floculador en asociación con las sales de aluminio. Se sigue utilizando con frecuencia en potables. Suele utilizarse en diluciones del 0.5% al 1%.

### 18.3.3.- COADYUVANTES

Tienen la función de mejorar la actuación de los coagulantes y floculantes. Los objetivos de los coadyuvantes pueden ser varios:

**a) Corrección de pH:** Cada coagulante tiene un pH óptimo de trabajo. Por ejemplo, el sulfato de alúmina tiende a acidificar el agua tratada empeorando las condiciones de coagulación, ya que actúa mejor a pH neutro. Para corregir el pH se le añaden bases o sales alcalinas al agua (cal, hidróxido sódico, carbonato sódico, etc.).

**b) Oxidación de compuestos:** Se cree que el proceso de coagulación-floculación mejora si se eliminan por oxidación algunos compuestos orgánicos que pueden interferir en los procesos. Se pueden utilizar como oxidantes el cloro, el permanganato potásico, el ozono, etc. Cuando se emplea cloro, precloración, la dosis utilizada es generalmente la necesaria para llegar al *break-point* (ver apartado 23.3.2).

**c) Dar peso a las partículas:** Se utilizan los llamados agentes gravimétricos. Se utilizan en aguas con baja turbidez inicial. Se busca mejorar las velocidades de sedimentación. Se pueden usar carbón activo en polvo, cal, arcillas, polímeros, etc. La adición de productos tales como la bentonita aumentan la densidad de las partículas y el peso global de la suspensión, al tiempo que proporciona una superficie importante para la adsorción de compuestos orgánicos. Algo similar ocurre cuando se añade carbón activo en polvo al tratamiento. La dosis de arcilla puede oscilar entre 10 y 50 mg/L.

La sílice activada y los polímeros se podrían también considerar como coadyuvantes de la coagulación y la floculación.

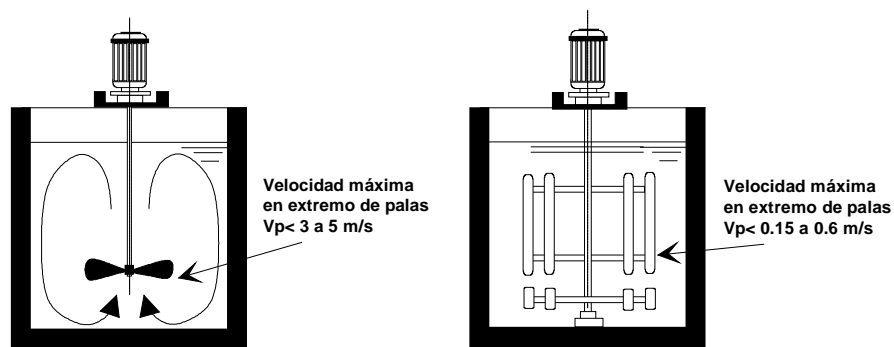
## 18.4.- INSTALACIONES

El objetivo de las instalaciones de coagulación y floculación es conseguir mezclar los reactivos con el agua a tratar y favorecer la formación de los flóculos. Existen dos sistemas básicos de mezcla: hidráulicos y mecánicos.

Los procesos de coagulación precisaban una mezcla rápida, mientras que los procesos de floculación necesitaban sistemas de mezclado lento.

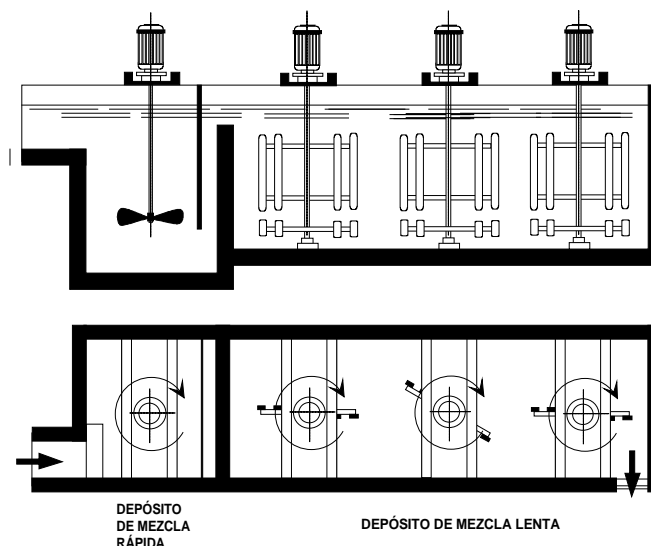
La mezcla rápida se podría producir en un canal, aprovechando la turbulencia generada en un resalto hidráulico. En tuberías se podría aprovechar la turbulencia generada en el flujo al colocar un estrechamiento o sección de control. En un depósito se podría diseñar una entrada tangencial que crease un remolino. Los tres sistemas citados serían hidráulicos de mezcla rápida. El más utilizado es el de la sección de control en una tubería.

Los sistemas mecánicos consisten en depósitos con un sistema de agitación, normalmente una turbina con eje vertical u horizontal. La energía de mezcla se puede regular mediante las revoluciones de motor y el diseño de la hélice. La velocidad periférica de la hélice suele oscilar entre 3 y 5 m/s en los sistemas de mezcla rápida. Se suele utilizar potencias que van desde los 35 a los 70 CV/m<sup>3</sup>/s.



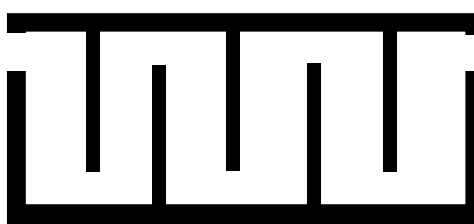
**Depósitos de coagulación y de floculación.**

La mezcla lenta se puede realizar también en depósitos con agitadores. En estos casos se suelen utilizar paletas en vez de hélices. Se busca una gran superficie que gire a poca velocidad. Las velocidades periféricas de las paletas se limitan a velocidades de 0.15 a 0.6 m/s. No se suelen superar los 2 ó 3 CV/m<sup>3</sup>/s. Los tiempos de retención hidráulica van a ser altos respecto a los de coagulación, por lo que los volúmenes de los depósitos van a ser también mayores. Suelen ser depósitos largos con varios agitadores de eje vertical u horizontal. Al existir varios agitadores se puede regular la energía de mezcla entre el principio y el final. En la última fase del proceso de floculación la energía a aplicar deberá ser menor, pues se busca mantener en suspensión los flóculos ya formados.



### ***Instalación de mezcla-coagulación-floculación***

Otros sistemas de mezcla lenta consiste en la utilización de canales largos o depósitos laberínticos. Son habituales en los procesos de cloración.



DEPÓSITO LABERÍNTICO EN PLANTA

### ***Sistema de mezcla-coagulación-floculación mediante depósito laberíntico.***

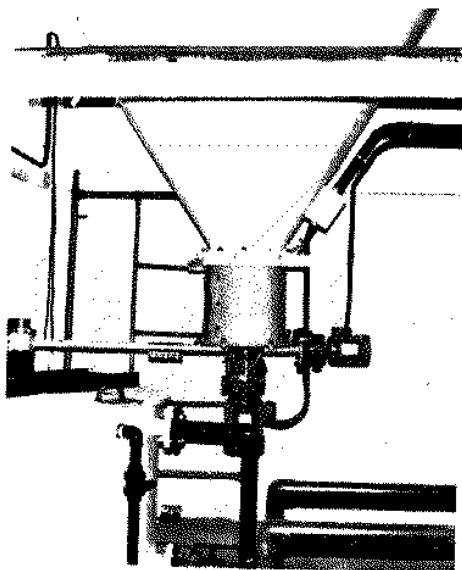
## **18.5.- MANEJO DE REACTIVOS**

Los reactivos se pueden presentar en forma líquida o sólida. Los sólidos, a su vez, pueden presentarse en grano o en polvo. Los reactivos en polvo y los líquidos son los que presentan mayores problemas de manejo. En el manejo de los reactivos hay que diferenciar tres etapas: almacenamiento, preparación y dosificación.

### **18.5.1.- ALMACENAMIENTO**

Las instalaciones de almacenamiento dependen de la forma de presentación del reactivo. La tipología básica consiste en silos, sacos o depósitos.

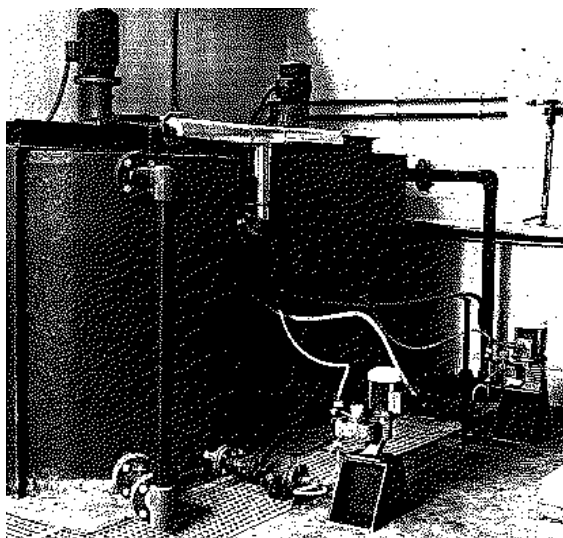
Los silos son utilizados para el almacenamiento de reactivos en polvo o en grano. Deben disponer de filtros manga y sistemas vibratorios para evitar el "efecto silo", que impide el descenso del material en la tolva.



***Sistema de dosificación de hidróxido cálcico (9 a 72 kg/h)***

Los sacos son habituales en pequeñas instalaciones y para reactivos que se utilizan en dosis bajas. Se recomienda que no se amontonen en alturas superiores a 1.5 metros. Este dato puede dar una idea de la superficie necesaria de almacén que necesita una determinada instalación.

Los depósitos, generalmente de forma cilíndrica, están fabricados de materiales no corrosivos (plásticos, poliéster, resina y fibra de vidrio, etc.) y pueden disponerse con el eje vertical u horizontal.



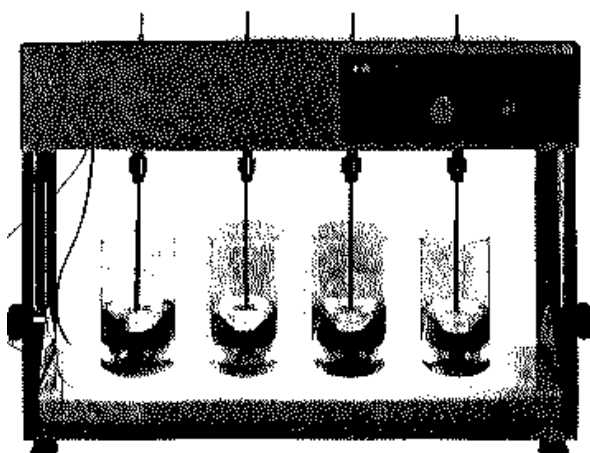
***Sistema de preparación de sulfato de alúmina.***

En la planta de tratamiento se debe disponer de una autonomía de uso de reactivos de entre 15 y 20 días considerando las dosis máximas y los caudales máximos.

### **18.5.2.- PREPARACIÓN Y DOSIFICACIÓN**

Algunos reactivos se suministran bien con demasiada riqueza o con una forma de presentación inadecuada para realizar una buena dosificación o mezcla. Es habitual realizar preparaciones, suspensiones o soluciones, de los reactivos previo a su dosificación. Se realizan en depósitos similares a los de coagulación, de un tamaño no muy grande y con agitadores. De estos depósitos tomarán los reactivos las bombas de dosificación.

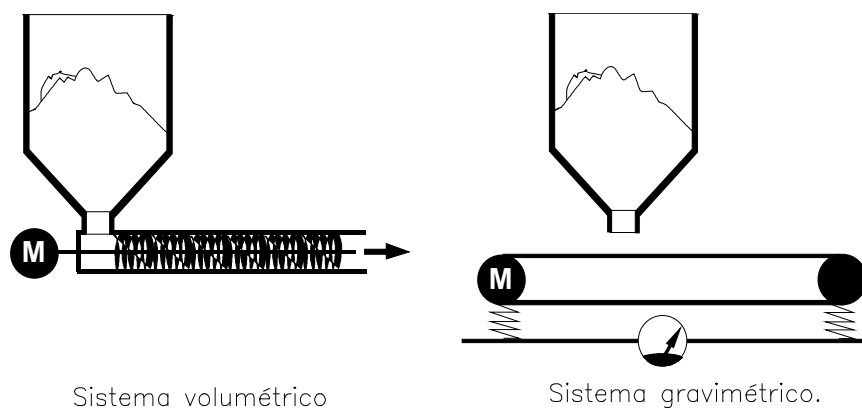
Las dosis de reactivos se suelen expresar en mg de reactivo por litro de agua a tratar. Se utiliza la dosis que optimice el tratamiento y que reduzca al mínimo los costes. La dosis óptima se determina mediante ensayos denominados "jar test" (prueba de jarras), que consiste en preparar una serie de coagulaciones y floculaciones con diferentes dosis de reactivos. Los resultados se pueden expresar gráficamente y de ellos se obtienen las condiciones óptimas de operación.



***Equipo para ensayo jar-test.***

Para la realización de preparados en forma disuelta o de suspensión, y para la dosificación final en los depósitos de coagulación y floculación, es necesario disponer de sistemas mecánicos adecuados. Se diferencian dos tipos de dosificación: por vía seca y por vía húmeda.

El sistema habitual de dosificación por vía seca es una tolva que puede ir complementada con un sistema volumétrico o gravimétrico. Los volumétricos pueden consistir en bombas de paleta, de disco o tornillos. La dosificación suele regularse con la velocidad de giro. El gravimétrico suele constar de una cinta transportadora conectada a un sistema de pesada. Estos sistemas suelen abastecer los depósitos de preparación.



Sistema volumétrico

Sistema gravimétrico.

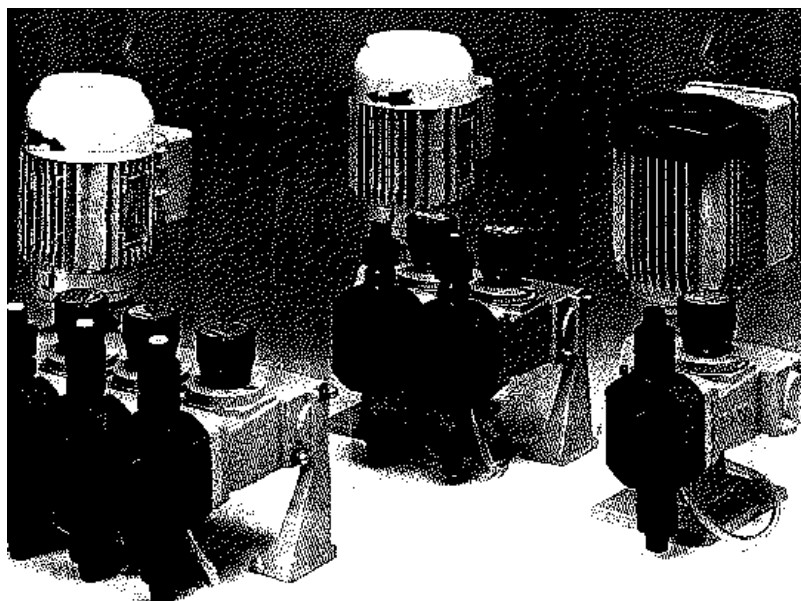
### ***Sistemas de dosificación por vía seca.***

Los depósitos de preparación se suelen duplicar ya que normalmente trabajan de forma discontinua. La solución de trabajo debe permitir un mínimo de 24 a 48 horas de trabajo. Además, se debe disponer de una capacidad de dosificación de, al menos, el doble del consumo máximo. Es normal disponer de una reserva de dosificadores del 100% si se dispone de un sólo equipo (1+1) y del 50% si se dispone de 2 o más equipos (2+1, 4+2). Se debe, también, disponer de una capacidad de transporte horario (bombas + conducciones) superior a 1/8 del consumo máximo diario.

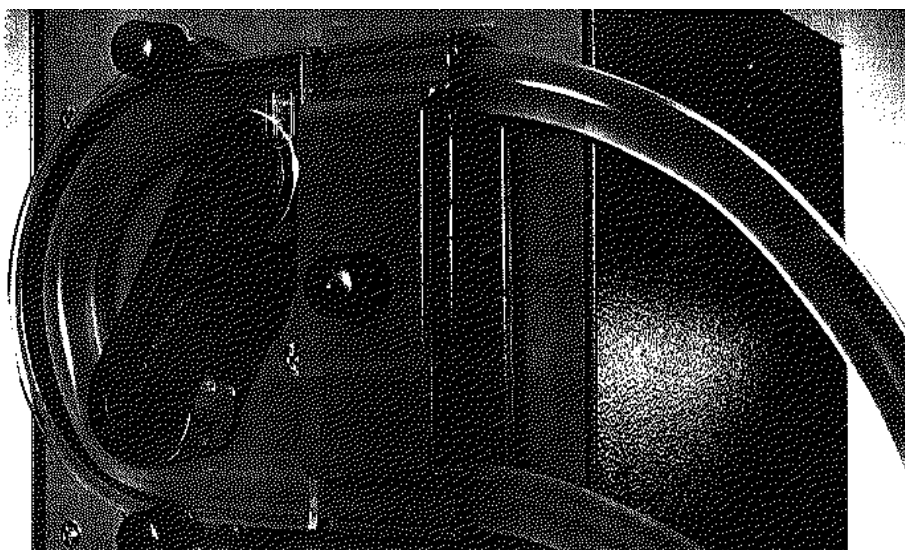


***Sistema de dosificación.***

Con los reactivos líquidos también se suele realizar una preparación y se dosifica a partir de este último depósito. Las bombas de dosificación pueden ser de tipo membrana, pistón o peristálticas. Las bombas centrífugas precisan de sistemas complementarios de medida, son sistemas útiles el rotámetro o el flotador.



*Bombas dosificadoras de membrana.*



*Sistema básico de funcionamiento de bomba peristáltica.*

### **18.5.3.- USO DE REACTIVOS**

En la tabla que se presenta a continuación se especifican las principales características del uso de reactivos en los procesos de coagulación y floculación.



	ESTADO	RIQUEZA	SOLUCIÓN TRABAJO	DOSIS	pH óptimo
<b>ALÚMINA</b> <b>Al<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>·18H<sub>2</sub>O</b>	grano líquido	~100%	~10%	<35-45 mg/L	5.8 a 7.4
<b>CLORURO FÉRRICO</b> <b>FeCl<sub>3</sub>·6H<sub>2</sub>O</b>	líquido	37%-47%		<25-35 mg/L	3.5 a 6.5 y > 8.5
<b>SULFATO FERROSO</b> <b>FeSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O</b> <b>SULFATO FÉRRICO</b> <b>Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>·9H<sub>2</sub>O</b>	sólido	90%-94%		<50 mg/L  <25 mg/L	3.5 a 6.5 y > 8.5  3.5 a 7 y > 9.0
<b>POLÍMEROS</b>	polvo líquido	100%	1%	C: <5 mg/L F: <0.5 mg/l	
<b>CAL</b> <b>Ca(OH)<sub>2</sub></b>	polvo 0.5 Kg/L	85%-99%	lechada 10%	corrección pH 0.39 mg/mg alúm. 40 % dosis sulf. Fe <sup>+3</sup> 26 % dosis sulf. Fe <sup>+2</sup>	
<b>CARBÓN ACTIVO</b>	polvo grano	100%	suspensión	<25 mg/L	

C: coagulación

F: floculación

## EJERCICIOS

- E18.1.- ¿A qué tipo de sólidos se les denomina coloides?
- E18.2.- ¿En que consiste el proceso de coagulación?
- E18.3.- ¿En qué consiste el proceso de floculación?
- E18.4.- ¿Son similares los procesos de coagulación-floculación y los de precipitación?
- E18.5.- Cita tres reactivos que se utilicen como coagulantes en tratamiento de aguas.
- E18.6.- ¿Qué son los polímeros y por qué se utilizan en tratamiento de aguas?
- E18.7.- Citar dos funciones posibles de los reactivos coadyuvantes en tratamiento de aguas.
- E18.8.- ¿Por qué se utilizan diferentes velocidades de mezcla en coagulación y floculación?
- E18.9.- Cita tres tipos de bombas dosificadoras de reactivos o preparados en forma líquida.
- E18.10.- ¿En qué consiste un ensayo de jar-test?
- E18.11.- Una planta de tratamiento de agua de 12000 m<sup>3</sup>/d de capacidad, utiliza sulfato de aluminio (alúmina) en dosis de 20 mg/L. Determinar el consumo diario y el volumen necesario de almacenamiento si se desea contar con un mínimo de reserva de 1 mes, teniendo en cuenta que los suministros son quincenales. La densidad de la alúmina es del orden de la del agua.

## BIBLIOGRAFÍA

AWWA; (1975); "Control de calidad y tratamiento de agua"; American Water Works Association; Instituto de Estudios de la Administración Local; Madrid.

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

FAIR, G.M.; GEYER, J.C.; OKUN, D.A.; (1971); "Ingeniería sanitaria y de aguas residuales"; 2 vol., Editorial Limusa - Willey; Méjico.

GOMELLA, C.; GUERREE, H.; (1977); "Tratamiento de aguas para abastecimiento público"; Editores Técnicos Asociados; S.A.; Barcelona.

HERNÁNDEZ, A.; (1993); "Abastecimiento y distribución de agua"; Colección Señor (nº 6); Colegio de Ing. de Caminos, Canales y Puertos, Madrid; 3º edición; ISBN 84-380-0034-7.

METCALF-EDDY; (1985); "Ingeniería sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales"; Editorial Labor; Barcelona; ISBN 84-335-6421-8.

NALCO CHEMICAL, Co.; (1993); "Manual del agua. Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones"; McGraw-Hill; Méjico; ISBN 968-451-290-2.

PAZ MAROTO, J.; PAZ CASAÑÉ, J.M.; (1969); "Abastecimiento y depuración de agua potable"; Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Madrid.

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.

STEEL, E.W.; McGHEE, T.; (1981); "Abastecimiento de agua y alcantarillado"; Editorial Gustavo Gili, S.A.; Barcelona; 636 págs.; ISBN 84-252-0094-6.

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

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

## BLOQUE 4

# DEPURACIÓN DE AGUAS. ELIMINACIÓN DE SÓLIDOS TRATAMIENTOS FÍSICO-QUÍMICOS

- B4.1.- DECANTACIÓN LIBRE. TEORÍA.
  - B4.1.1.- Decantación.
  - B4.1.2.- Decantación libre
- 17.4.- APLICACIÓN DE LA DECANTACIÓN LIBRE. TECNOLOGÍA.
  - 17.4.1.- Objetivo.
  - 17.4.2.- Depósito de sedimentación ideal.
  - 17.4.3.- Depósito de sedimentación real.
  - 17.4.4.- Diseño de desarenadores.
- 19.1.- TIPOS DE SEDIMENTACIÓN.
- 19.2.- SEDIMENTACIÓN FLOCULANTE.
- 19.3.- SEDIMENTACIÓN DE SUSPENSIONES CONCENTRADAS.
  - 19.3.1.- Sedimentación zonal.
  - 19.3.2.- Sedimentación por compresión.
- 19.4.- DECANTADORES ESTÁTICOS.
  - 19.4.1.- Uso, problemas, limitaciones.
  - 19.4.2.- Tipos.
  - 19.4.3.- Elementos del decantador y aspectos tecnológicos.
  - 19.4.4.- Diseño.
- 18.1.- TIPOS DE PARTÍCULAS SÓLIDAS EN EL AGUA.
- 18.2.- COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN.
- 18.3.- REACTIVOS QUÍMICOS.
  - 18.3.1.- Coagulantes.
  - 18.3.2.- Floculantes.
  - 18.3.3.- Coadyuvantes.
- 18.4.- INSTALACIONES
- 18.5.- MANEJO DE REACTIVOS.
  - 18.5.1.- Almacenamiento.
  - 18.5.2.- preparación y dosificación.
  - 18.5.3.- Uso de reactivos.

### B4.-1- DECANTACIÓN LIBRE. TEORÍA

#### B4.-1.1- DECANTACIÓN

La separación de partículas sólidas del agua puede hacerse mediante dos técnicas fundamentales:

- La acción directa del propio peso de la partícula, por simple decantación en función del tamaño y el peso específico, o por flotación, pudiendo fijar a ellas burbujas de aire.
- Filtración o tamizado.

Con la decantación se consigue la separación sólido-líquido por gravedad. Para describir este proceso se utilizan también los términos de sedimentación o clarificación.

Se pueden someter a decantación numerosos tipos de partículas. La dispersión de tamaños, incluso para un mismo contaminante, es enorme. En el Capítulo 10, en el punto 10.2.3, se mostraron los rangos de tamaño de los sólidos. Cada tamaño de las partículas sólidas presenta un tipo de suspensión diferente. Las partículas discretas de mayor tamaño responden fundamentalmente a fuerzas gravitatorias y decantan fácilmente. Los coloides, que están sometidos a fuerzas electrostáticas, decantan difícilmente.

Diámetro de partícula (mm)	Tipo de sólido	Tiempo de sedimentación para 1 metro (orden de magnitud)
10	Grava	1 segundo
1	Arena	10 segundos
0.1	Arena fina	2 minutos
0.01	Arcilla	2 horas
0.001	Bacteria	8 días
0.0001	Partícula coloidal	2 años
0.00001	Partícula coloidal	20 años

Las partículas granulares (por ejemplo arenas) son las que siguen los principios de decantación libre. Su descenso en el seno del líquido sólo es función de las propiedades del fluido y de la partícula, y no está influenciada por la presencia de otras partículas.

#### B4.-1.2.- DECANTACIÓN LIBRE. TEORÍA

Una partícula granular, en suspensión en un líquido en reposo (agua), se encuentra sometida a una fuerza  $F_A$  debida a la gravedad y a una fuerza resistente  $F_R$  debida al rozamiento con el fluido, que es resultante de fuerzas de viscosidad y de inercia.

El equilibrio estático que se puede plantear en la partícula es el que resulta del propio peso de la partícula y el debido al empuje del agua:

$$E = \rho_a \cdot v \cdot g$$

$$P = \rho_s \cdot v \cdot g$$

$$F_A = P - E = (\rho_s - \rho_a) \cdot v \cdot g$$

en donde:

- $E$  = empuje del agua
- $P$  = peso de la partícula
- $\rho_s$  = densidad de la partícula.
- $\rho_a$  = densidad del líquido.
- $v$  = volumen de la partícula.
- $g$  = gravedad.

Cuando un grano queda en libertad de movimiento, es decir, cuando el equilibrio estático no es cero ( $F_A \neq 0$ ), partiendo de una velocidad nula, la partícula se acelera y

alcanza una velocidad prácticamente constante. En ese caso, el equilibrio dinámico que se plantea es el siguiente:

$$F = m \cdot a$$

$$F = (\rho_a - \rho_s) \cdot v \cdot g - F_R$$

La fuerza de rozamiento,  $F_R$  se va a oponer al movimiento. Si suponemos régimen laminar y que las partículas son esféricas, se puede aplicar la ley de Stokes, que dice que la fuerza de rozamiento es igual a:

$$F_R = 3 \cdot \pi \cdot \mu \cdot d \cdot u$$

en donde:

$\mu$  = viscosidad dinámica del líquido ( $\mu_{\text{agua a } 20^\circ\text{C}} = 1,005 \times 10^{-3} \text{ Kg/m/s}$ )

$d$  = diámetro de la partícula.

$u$  = velocidad del movimiento de caída.

La fuerza final a que se ve sometida la partícula será:

$$m \cdot a = F = (\rho_s - \rho_a) \cdot v \cdot g - 3 \cdot \pi \cdot \mu \cdot d \cdot u$$

Al aumentar  $u$  el término de rozamiento se va haciendo mayor y llega un momento en que la aceleración es cero. Se alcanza un movimiento uniforme ( $F=0$ ).

Suponiendo que la partícula es una esfera, su volumen será:

$$v = \frac{1}{6} \pi d^3$$

Tendremos que la velocidad uniforme de descenso de la partícula,  $u$ , es:

$$u = \frac{g (\rho_s - \rho_a) \cdot d^2}{18 \cdot \mu}$$

que es la VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN de la partícula. Como vemos, la velocidad de caída de la partícula depende de:

- el tamaño de la partícula ( $d^2$ );
- la densidad del material de la partícula;
- la fuerza de gravedad;
- las características del fluido (viscosidad y densidad).

Las condiciones ambientales van a modificar el rendimiento del proceso. Cuando la temperatura sube la densidad y la viscosidad del líquido bajan, por lo tanto la velocidad de sedimentación es mayor. Una decantación puede funcionar bien en verano y mal en invierno.

Si la partículas tienen diámetros muy pequeños entonces son más difíciles de eliminar del seno del líquido. Por lo tanto, si el agua trae diferentes tamaños de partículas el diseño se hará para las más pequeñas que queramos eliminar.

Si las densidades del líquido y las de las partículas sólidas son similares la velocidad de decantación va a ser prácticamente nula. Habrá que tratar de aumentar la densidad de la partícula para conseguir decantarla.

Se pueden modificar artificialmente las condiciones que determinan la velocidad de sedimentación. Por ejemplo, se puede aumentar el diámetro de las partículas, agregando unas a otras o se puede aumentar su densidad, agregando a ellas otras partículas más pesadas, y también se puede modificar la fuerza de gravedad mediante la aplicación de fuerzas centrífugas.

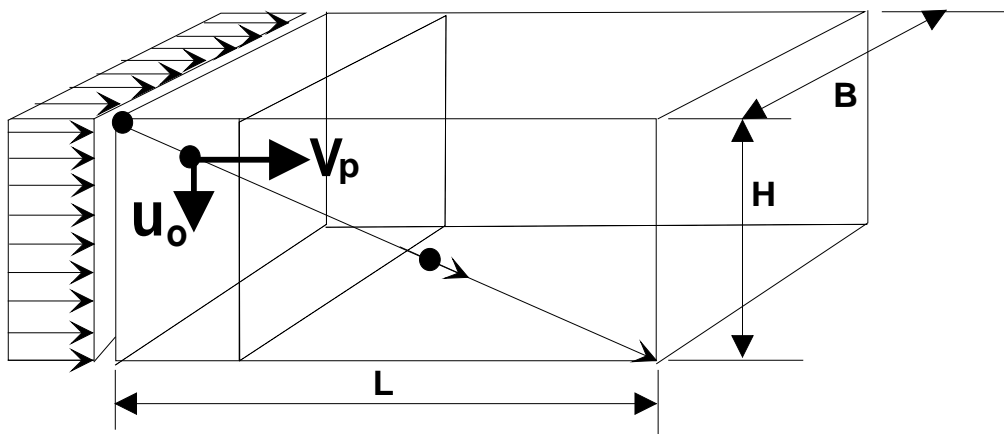
## B4.-2- APLICACIÓN DE LA DECANTACIÓN LIBRE. TECNOLOGÍA

### B4.-2.1.- OBJETIVO

El objetivo es diseñar un proceso de decantación libre para eliminar partículas cuyo diámetro sea igual o superior a uno dado. Se va a diseñar un DECANTADOR O DEPÓSITO DE SEDIMENTACIÓN. Habrá que dimensionarlo en función de los parámetros fundamentales que rigen el proceso.

### B4.-2.2.- DEPÓSITO DE SEDIMENTACIÓN IDEAL

Partamos de un depósito prismático ideal de dimensiones L (longitud), H (calado) y B (anchura). En este depósito el flujo es totalmente laminar y entra por una de las caras definidas por H y B, y sale por la opuesta. A estas hipótesis añadimos una nueva que implica que cualquier partícula que llega al fondo es automáticamente eliminada, no hay acumulación.



*Depósito de sedimentación ideal.*

Hay que determinar L, H y B para que todas las partículas mayores de un tamaño dado alcancen el fondo antes de salir del depósito; es decir que sean eliminadas. Si se ha fijado un tamaño,  $d_0$ , implícitamente se ha definido una velocidad de sedimentación,  $u_0$ .

Para que una partícula llegue al fondo antes de salir del volumen de control es necesario que el tiempo que emplea en descender sea menor o igual que el tiempo que tarda en recorrer la longitud L:

$$t_{caída} \leq t_{paso \text{ depósito}}$$

El tiempo que tarda en caer al fondo una partícula que llegó al depósito a la altura máxima H, situación más desfavorable, será:

$$t_{caída} = \frac{H}{u_o}$$

El tiempo de paso de esa misma partícula, para recorrer L será:

$$t_{paso \text{ depósito}} = \frac{L}{V_p}$$

$$V_p = \frac{Q}{B \cdot H} \quad \text{y sustituyendo}$$

$$t_{paso \text{ depósito}} = \frac{L \cdot B \cdot H}{Q} = TRH$$

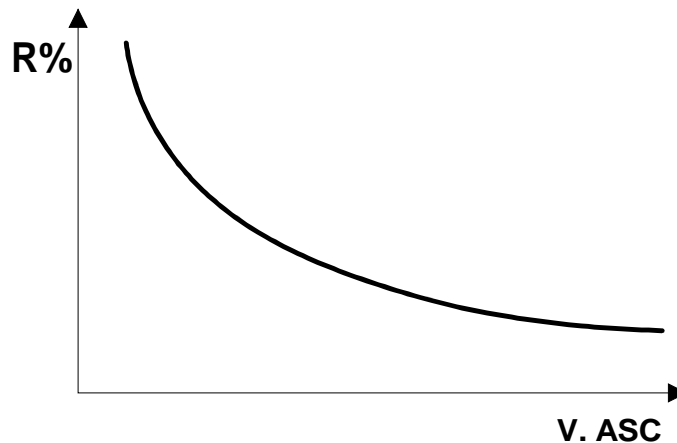
Por **TRH** se entiende TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICA de un caudal Q en un volumen V de depósito. El TRH es un parámetro importante de diseño.

Igualando y simplificando tendremos:

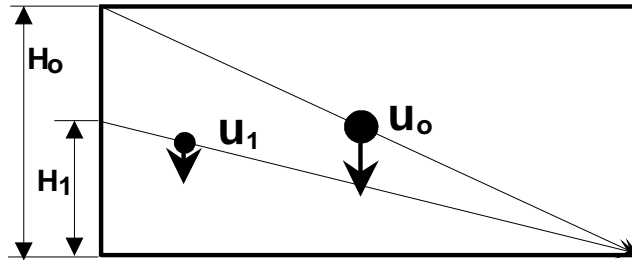
$$\frac{Q}{B \cdot L} \leq u_o$$

El término  $Q/(B \cdot L)$  es denominado VELOCIDAD ASCENSIONAL, ya que  $B \cdot L$  es la superficie horizontal del depósito. La velocidad ascensional es uno de los parámetros fundamentales de diseño. El cumplimiento de la inecuación anterior implica la existencia de una superficie mínima horizontal en nuestro decantador.

Entonces, el factor fundamental que determina el rendimiento de eliminación de partículas del decantador es la VELOCIDAD ASCENSIONAL ( $V_{ASC}$ ). Otras partículas de menor tamaño que las de diseño que también son eliminadas, ya entran al depósito en posiciones más cercanas al fondo que la más desfavorable que se había seleccionado. El rendimiento es independiente del calado, H, y del TRH. La relación entre  $V_{ASC}$  y el rendimiento tiene la forma:



*Curva de rendimientos para cualquier diámetro de partícula*



Para un diámetro de partícula ( $d_1$ ) menor que el de diseño ( $d_0$ ) la velocidad de sedimentación será menor que  $u_0$ . El rendimiento del sistema se puede expresar como:

$$R\%(u_1) = \alpha \frac{H_1}{H}$$

$$H_1 = u_1 \cdot T$$

$$H_0 = u_0 \cdot T$$

por consiguiente:

$$R\%(u_1) = \alpha \frac{u_1}{u_0}$$

Por lo tanto, el rendimiento total del decantador sólo va depender de los diámetros de las partículas, concretamente de la relación entre el diámetro de diseño y el de las partículas que realmente lleguen a la instalación.

En una suspensión típica de partículas se produce una notable graduación de los tamaños de las mismas. Para determinar la eficacia de la eliminación en un tiempo de retención determinado, se requiere considerar la distribución de las velocidades de sedimentación presentes en el sistema. Esto se puede hacer mediante un ensayo en columna de sedimentación. Para un caudal  $Q$  de agua, para el que:

$$Q = V_{ASC} \times A_h \leq u_0 \times A_h$$

donde,  $A_h$  es la superficie horizontal del sedimentador, sólo se eliminarán totalmente las partículas con velocidad de sedimentación mayor que  $V_{ASC}$ . Las demás partículas se eliminarán en la proporción  $u_p/u_0$ . La fracción total de partículas eliminadas o rendimiento global de eliminación se obtiene mediante:

$$R = (1 - X_0) + \int_0^{x_0} \frac{u_p}{u_0} dx$$

en la que:

$1 - X_0$  = fracción eliminada de partículas con velocidad  $u_p > u_0$ .

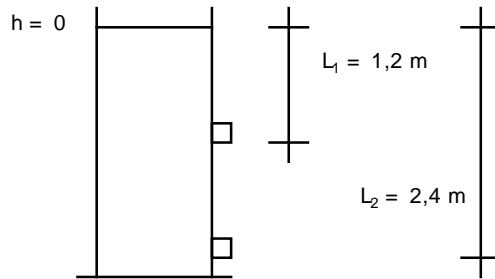
$\int_0^{x_0} \frac{u_p}{u_0} dx$  = fracción eliminada con  $u_p < u_0$ .

**Ejemplo 17.1.-** Calcular el rendimiento de un desarenador, que trabaja con una velocidad de sedimentación,  $u = 3$  cm/min. Los datos del ensayo de columna son:

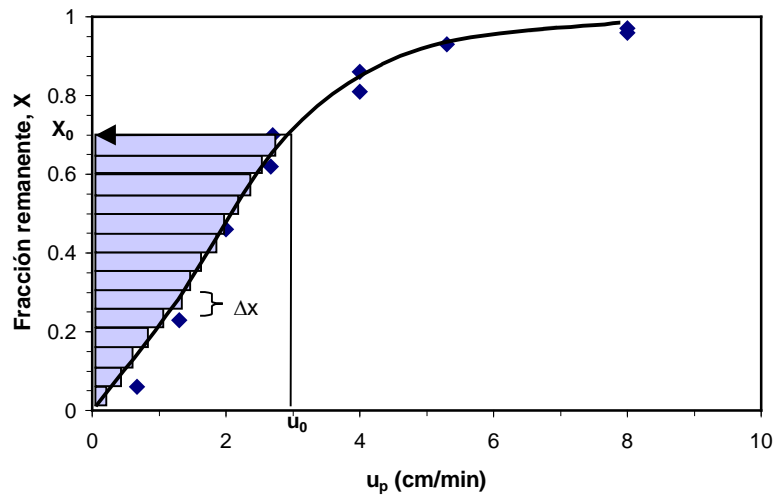


t (min)	0	15	30	45	60	90	180
C <sub>1</sub> (L <sub>1</sub> = 1,2 m)	400	384	324	248	184	92	24
X <sub>1</sub>	1	0.96	0.81	0.62	0.46	0.23	0.06
u <sub>1</sub> (cm/min)	-	8	4	2,67	2	1,3	0,67
C <sub>2</sub> (L <sub>2</sub> = 2,4 m)	412	408	400	383	354	288	132
X <sub>2</sub>	1	0.99	0.97	0.93	0.86	0.70	0.32
u <sub>2</sub> (cm/min)	-	16	8	5.3	4	2.7	1.33

C = concentración de sólidos en suspensión  
X = fracción remanente de sólidos en suspensión



Con los dos pares: X<sub>1</sub> - u<sub>1</sub> y X<sub>2</sub> - u<sub>2</sub>, construimos una gráfica, a partir de la cual calculamos el rendimiento:



$$R = (1 - 0.70) + \int_0^{X_0} \frac{u_p}{u} dx = 0.30 + \frac{1}{u} \int_0^{X_0} u_p dX$$

$$I = \int_0^{X_0} u_p dX = \text{área bajo } X_0: \rightarrow I = \left( \sum_{i=1}^n u_i \right) \Delta x_i$$

con  $\Delta x_i = \text{cte.} = 0,05$

$$\sum u_i = 0.34 + 0.66 + 0.88 + 1.04 + 1.2 + 1.3 + 1.48 + 1.62 + 1.78 + 1.96 + 2.12 + 2.35 + 2.52 + 2.8$$

$$\sum u_i = 22.04 \text{ cm/min}; \quad \rightarrow \quad I = 1.102$$

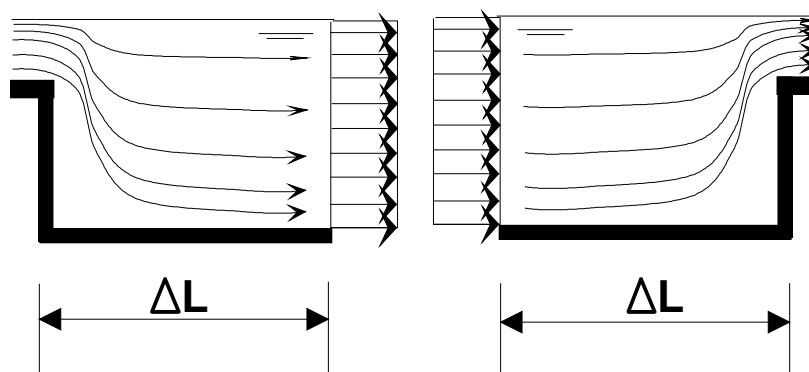
$$\text{Luego: } R = 0.30 + \frac{1,102}{3} = 0.67 \rightarrow \% \text{ Elim.} = 67\%$$

### B4.-2.3.- DEPÓSITO DE SEDIMENTACIÓN REAL

Un depósito real que funcione como decantador se va a ver afectado por diversas circunstancias que alejan su comportamiento del teórico. Las hipótesis no se cumplen estrictamente.

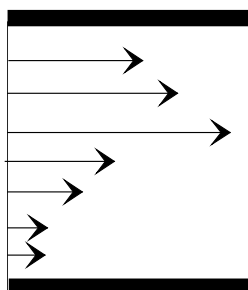
En la realidad, la velocidad de paso o velocidad horizontal, puede resuspender las partículas que han alcanzado el fondo, o arrastrarlas y sacarlas del recinto. Hay que limitar la velocidad de paso a un máximo y por lo tanto los calados. Esta velocidad máxima es la velocidad de arrastre o de Camp.

La hipótesis de existencia de un régimen laminar es muy difícil de conseguir en un depósito real. La entrada de caudal que es conducido a través de tuberías o canales debe tener una zona de distribución que lamine el flujo y disminuya la turbulencia. Es necesario hacer una entrada y una salida adecuadas.



*Zonas de transición en un decantador*

Los depósitos no deben ser muy anchos ya que se crearían circuitos preferenciales y zonas muertas.



*Formación de flujos preferenciales en depósitos muy anchos*

### B4.-2.4.- DISEÑO DE DESARENADORES

Los desarenadores son depósitos de sedimentación de sólidos en forma particulada, concretamente para sólidos de diámetros mayores de 0.2 mm. Los parámetros de diseño de este proceso son los definidos para decantación libre.

Se utilizan tanto para aguas potables como para residuales. Los valores de diseño son los siguientes:

PARÁMETROS DE DISEÑO	VALORES
VELOCIDAD ASCENSIONAL	$V_{ASC} < 70 \text{ m/h (m}^3/\text{h}\cdot\text{m}^2)$
VELOCIDAD HORIZONTAL	$V_h < 0.3 \text{ m/s}$
PROPORCIONES DE FORMA	$L/H \sim 5-15$
TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO	TRH $\sim 3$ minutos

Para eliminar partículas más pequeñas se va a valores más estrictos de los parámetros.

## SEDIMENTACIÓN

- 19.1.- TIPOS DE SEDIMENTACIÓN.
- 19.2.- SEDIMENTACIÓN FLOCULANTE.
- 19.3.- SEDIMENTACIÓN DE SUSPENSIONES CONCENTRADAS.
  - 19.3.1.- Sedimentación zonal.
  - 19.3.2.- Sedimentación por compresión.
- 19.4.- DECANTADORES ESTÁTICOS.
  - 19.4.1.- Uso, problemas, limitaciones.
  - 19.4.2.- Tipos.
  - 19.4.3.- Elementos del decantador y aspectos tecnológicos.
  - 19.4.4.- Diseño.

### 19.1.- TIPOS DE SEDIMENTACIÓN

En el Capítulo 17, en su apartado 4, se revisó la teoría de decantación libre. Se dice que se tiene decantación libre cuando la caída o descenso del sólido, generalmente en forma granular, sólo es función de las propiedades del fluido y de la partícula, y no está influenciada por la presencia de otras partículas.

Cuando en el seno del líquido tenemos concentraciones mayores de partículas empiezan a surgir interferencias entre las mismas y no se pueden aplicar los principios de la decantación libre. Se diferencian, entonces, tres tipos de sedimentación:

- a) **Sedimentación de partículas floculantes:** Este tipo de sedimentación se presenta cuando las concentraciones son bajas ([SS] por debajo de 300-500 mg/L).
- b) **Sedimentación zonal:** Se presenta cuando tenemos concentraciones intermedias de sólidos ([SS] entre 500-5000 mg/L).

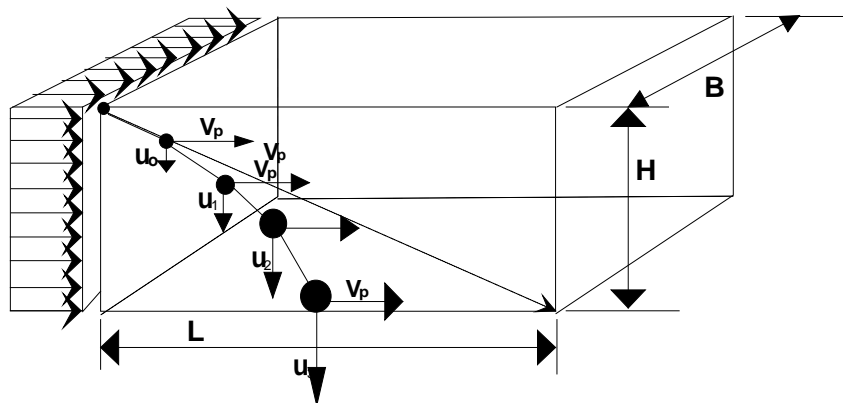
c) **Sedimentación por compresión:** Se presenta cuando las concentraciones de sólidos son muy altas ( $[SS] > 5000-10000$  mg/L). Se denomina también espesamiento.

## 19.2.- SEDIMENTACIÓN DE PARTÍCULAS FLOCULANTES

La sedimentación floculante es habitual en las aguas naturales y también se puede apreciar en aguas residuales que han sido desarenadas (sin flocular). Se da en aguas con concentraciones relativamente bajas de sólidos en suspensión.

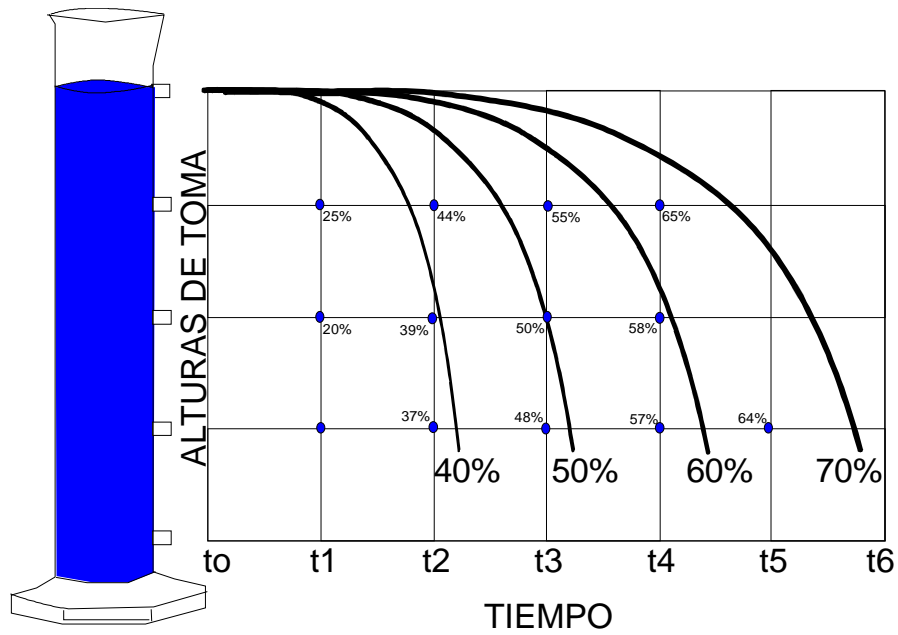
Para comprender el proceso de sedimentación floculante se parte del estudio de un tanque de sedimentación ideal, similar al utilizado para el estudio del proceso de decantación libre.

Las partículas al descender colisionan unas con otras, van formando agregados, van aumentando de tamaño y, por lo tanto, también su velocidad de sedimentación. La velocidad de descenso ya no es constante. Las trayectorias ya no son rectilíneas, sino que se van curvando. En este caso no se puede aplicar la ley de Stokes.



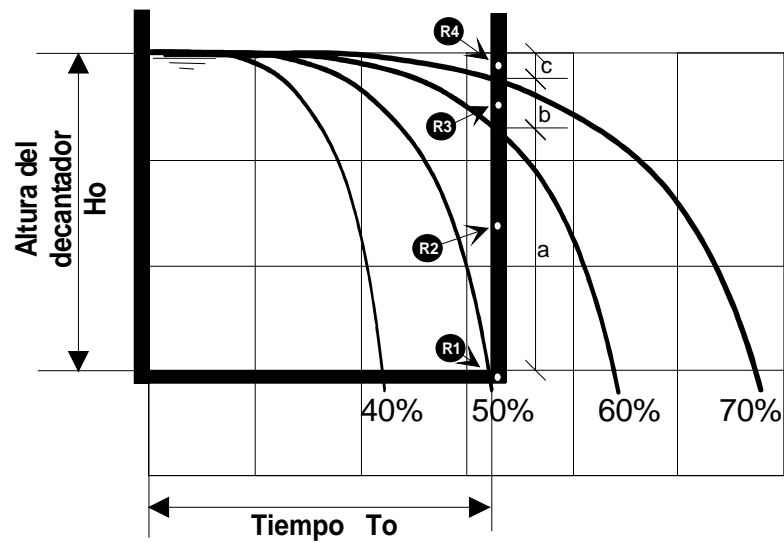
*Depósito ideal de sedimentación floculenta.*

Para comprender el fenómeno y establecer un rendimiento aproximado de eliminación de sólidos se selecciona una columna de control y se sigue su evolución a lo largo del depósito de sedimentación. La velocidad horizontal, de paso es constante ya que sólo depende de la sección transversal del depósito y del caudal que se está tratando. Se puede hacer la hipótesis de que estamos analizando la sedimentación floculante en una columna de agua que permanece estática. Si a lo largo de la columna se toman muestras a diferentes alturas a intervalos de tiempo iguales y expresamos de forma gráfica el rendimiento de eliminación se puede obtener el siguiente diagrama.



**Columna de sedimentación y curvas de isoconcentración.**

Las curvas trazadas son curvas de isoconcentración o de isorreducción. El rendimiento global de un tanque de sedimentación ideal de profundidad  $H_0$  y de tiempo de paso,  $T_0$ , en este caso es equivalente a TRH, se puede obtener a partir de la gráfica anterior, que es característica de un determinado tipo de agua.



Considerando el esquema anterior, el rendimiento global se puede obtener mediante:

$$R\% = R2 \cdot \frac{a}{H_0} + R3 \cdot \frac{b}{H_0} + R4 \cdot \frac{c}{H_0}$$

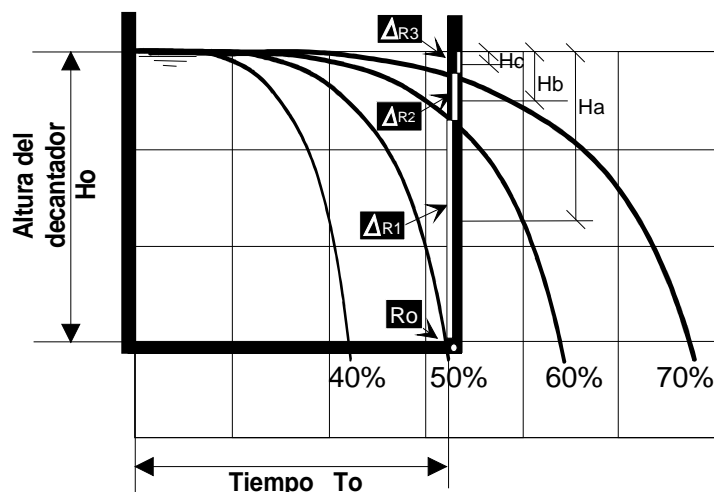
siendo

$$R2 = \frac{50\% + 60\%}{2}$$

$$R3 = \frac{60\% + 70\%}{2}$$

$$R4 = \frac{70\% + 100\%}{2}$$

Si en el depósito ideal entra el flujo de forma uniforme en toda la sección, con una concentración inicial  $SS_0$ , en la cara opuesta sale todo el flujo de forma uniforme, pero las concentraciones han variado en vertical. El rendimiento global es una mezcla de los rendimientos de la columna. Otra forma de calcular el rendimiento global de eliminación es el que se basa en el diagrama y notación siguientes:



En este segundo caso la expresión aproximada es la siguiente:

$$R\% = R_0 + \frac{H_a}{H_0} \cdot \Delta R_1 + \frac{H_b}{H_0} \cdot \Delta R_2 + \frac{H_c}{H_0} \cdot \Delta R_3$$

$$R\% = R_0 + \sum \frac{H_i}{H_0} \cdot \Delta R_i$$

en donde:

$R_0$  = Rendimiento de la parte inferior de la columna de sedimentación (menor rendimiento).

$\Delta R_i$  = Valor del intervalo elegido de las curvas de isorreducción.

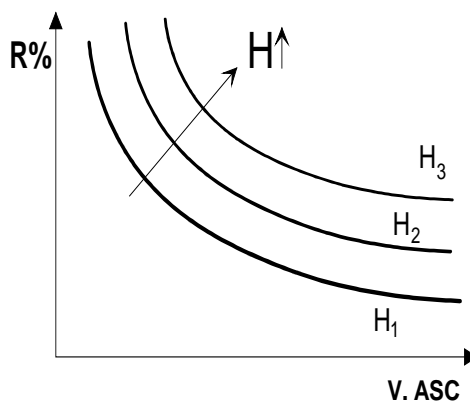
$H_i$  = Profundidad media (medida desde el nivel superior del líquido) del intervalo de reducción  $\Delta R_i$ .

$H_0$  = Altura total del depósito de sedimentación.

De esta forma, partiendo del ensayo en columna de sedimentación, se pueden representar los rendimientos alcanzables en un depósito de sedimentación ideal en función de los parámetros de diseño del proceso, es decir, de la velocidad ascensional, altura y tiempo de retención.

El rendimiento global de eliminación es función del tiempo total de estancia de las partículas en el decantador y de su profundidad.

Si representamos el rendimiento global que se puede obtener y la velocidad ascensional del proceso en unos ejes x-y se puede observar que a una misma velocidad ascensional ( $V_{ASC}$ ) el rendimiento es mayor cuanto mayor es el calado (H). En la decantación libre el rendimiento sólo era función de la velocidad ascensional.



**Curva de rendimientos de eliminación frente a velocidad ascensional.**

Velocidad ascensional, profundidad y tiempo de retención hidráulica están relacionados según la expresión:

$$V_{ASC} = \frac{Q}{A_h} = \frac{Q}{B \cdot L} = \frac{Q \cdot H}{B \cdot L \cdot H} = \frac{H}{TRH}$$

### 19.3.- SEDIMENTACIÓN EN SUSPENSIONES CONCENTRADAS

Se diferencia entre sedimentación zonal y sedimentación por compresión.

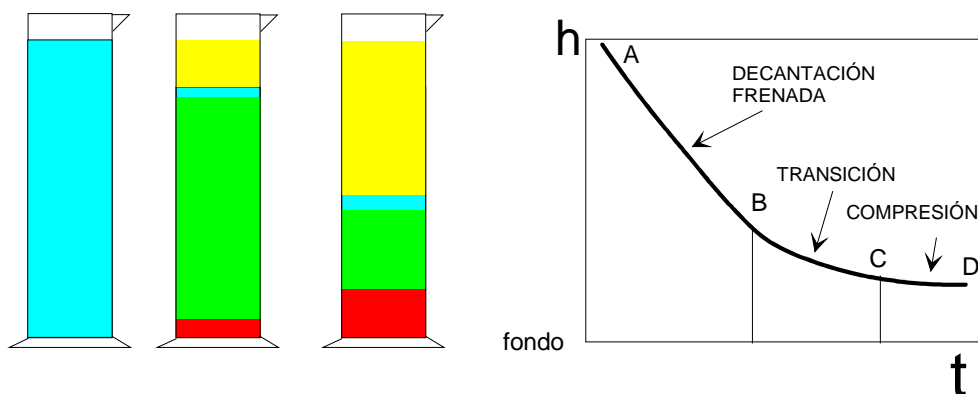
#### 19.3.1.- SEDIMENTACIÓN ZONAL

La sedimentación zonal se produce en suspensiones con concentraciones de sólidos del orden de 300 a 500 mg/L. Las partículas interfieren una con otras y sedimentan conjuntamente. Desde el comienzo la interacción es tan fuerte que afecta a las partículas más finas.

Si se deja reposar un agua con una concentración de sólidos suspendidos similar a la anteriormente citada en una probeta, se observa que en la parte superior aparece una zona de agua clara, en la que el rendimiento de eliminación ha sido muy elevado. Se forma una especie de manto que va descendiendo, apareciendo una interfase diferenciada entre el fango decantado y el agua clarificada. Este tipo de sedimentación es típico de suspensiones floculadas o coaguladas.

Inicialmente toda la suspensión tenía una concentración uniforme y la altura de la interfase era  $h_0$ , como aparece en la figura siguiente. Durante una primera fase, del proceso, A-B, la interfase desciende a velocidad constante, existe una decantación frenada de la interfase sólido-líquido. Conforme va pasando el tiempo aparece una

zona de desaceleración, zona definida como B-C. En la zona C-D se produce una compresión del fango.



**Ensayo de Kynch. Sedimentación zonal.**

En la zona clarificada el rendimiento es del orden del 90%. Las partículas han sido arrastradas y apenas quedan algunas en suspensión. En concentraciones menores el rendimiento era bastante menor.

Cuanto más elevada es la concentración en la columna del ensayo, es decir, cuanto más baja está la interfase, menor es la velocidad de descenso de la misma, se ve frenada. La velocidad de sedimentación va a depender de la concentración y de las características de las partículas. Para el diseño de un decantador de este tipo el principal parámetro va a ser la velocidad ascensional ( $Q/S_h$ ), pero se suele limitar también el TRH.

### 19.3.2.- SEDIMENTACIÓN POR COMPRESIÓN

En la zona inferior de la sedimentación zonal existe sedimentación por compresión. La concentración de sólidos es muy elevada. A partir de concentraciones superiores a 5000 ó 10000 mg/L la sedimentación es de este tipo. El peso de las partículas es soportado por las que están más al fondo.

Los parámetros de diseño de este tipo de sedimentación son la velocidad ascensional, que no debe arrastrar a los SS, y la CARGA DE SÓLIDOS. Se entiende por carga de sólidos al cociente entre el flujo sólido que entra al decantador (Kg SS/hora) y la superficie horizontal del mismo. Sus unidades son  $\text{Kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ . Este último parámetro es fundamental a la hora de conseguir elevadas concentraciones finales.

## 19.4.- DECANTADORES ESTÁTICOS

### 19.4.1.- USO, PROBLEMAS Y LIMITACIONES

Las funciones que deben desarrollar los depósitos de sedimentación en el tratamiento de aguas potables y en el de residuales constituye frecuentemente una parte fundamental en el proceso global de tratamiento. Los errores en el diseño trasladan el problema a las etapas posteriores, disminuyendo los rendimientos globales de la línea de tratamiento.



La función principal de los depósitos de decantación o de sedimentación es eliminar la materia en suspensión decantable del seno del agua que se trata, pero debe contemplar también la eliminación de los fangos que se producen. Las funciones de un depósito clarificador pueden ser tres:

- a) debe eliminar eficazmente los sólidos en suspensión del seno del agua;
- b) debe tener capacidad de generar fangos con una concentración suficiente;
- c) debe tener capacidad para extraer del sistema los fangos generados.

Para alcanzar rendimientos aceptables en un decantador habrá que elegir una velocidad ascensional que será función de la partícula más desfavorable que queramos eliminar.

#### 19.4.2.- TIPOS DE DECANTADORES

Se pueden seguir varios criterios para definir una tipología de decantadores:

- Según el flujo de agua:
  - a) de flujo vertical;
  - b) de flujo horizontal.
- Según la forma en planta:
  - a) circulares;
  - b) rectangulares;
  - c) cuadrados.
- Según el ritmo de funcionamiento:
  - a) f. continuo;
  - b) f. intermitente.

La forma en planta va a condicionar muchas otras características. Los sistemas de alimentación y salida de agua suelen ser totalmente diferentes en función de la forma.

Lo normal en plantas de mediano y gran tamaño es que los decantadores funcionen de manera continua en cuanto a flujo de agua. La extracción del fango que se va produciendo se suele realizar de forma intermitente a través de mecanismos incorporados al propio decantador.

Los decantadores intermitentes, que se llenan de agua, se espera a que se clarifique y se vacían para proceder a extraer el fango, son poco prácticos y de explotación costosa. Este tipo de explotación puede ser económica para pequeños volúmenes de agua.

Otra forma de explotación es la que permite el flujo de agua de forma continua hasta que se considera que se debe proceder a extraer los fangos, entonces se vacía completamente el decantador y se rechaza todo el líquido que llenaba el depósito. Este proceso precisa tecnología muy sencilla, pero los rendimientos suelen ser bajos.

#### 19.4.3.- ELEMENTOS DE UN DECANTADOR Y ASPECTOS TECNOLÓGICOS

Un decantador es básicamente un depósito al cual realizamos pequeñas adaptaciones. La forma en planta puede ser circular, rectangular o cuadrada. La

superficie es función de la  $V_{ASC}$  de diseño. La altura es la suma del calado de agua de diseño y un resguardo (normalmente entre 0.20 y 0.30 m.). La altura útil de agua viene dada en función de otras magnitudes:

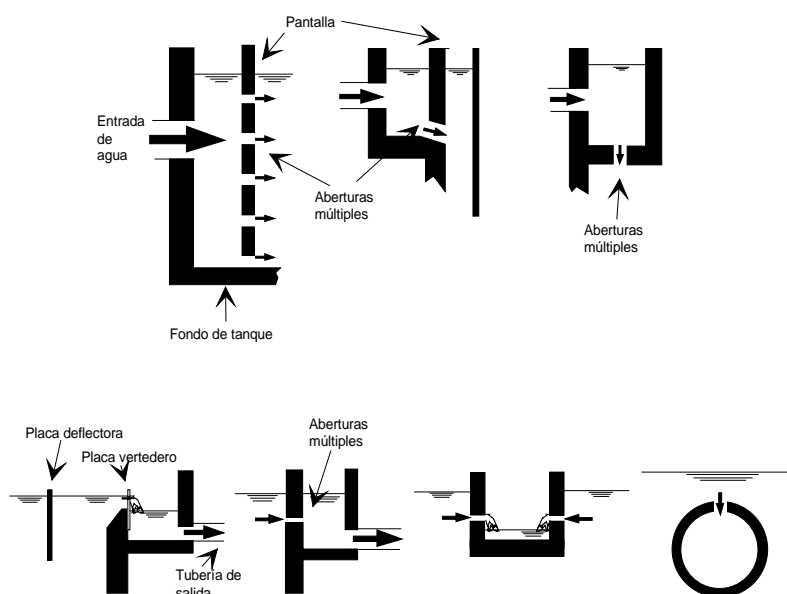
#### CALADOS EN DECANTADORES

CALADO ÚTIL (m) EN BORDE	DIAGONAL EN DEPÓSITOS DE PLANTA RECTANGULAR (m)	DIÁMETRO EN DEPÓSITOS CON PLANTA CIRCULAR (m)
4.5 - 5.5 m	> 30 m	> 21 m
3.1 - 3.8 m	Tamaños medios	Tamaños medios
> 2.4 m siempre debe cumplirse en un decantador	< 10 - 15 m	< 10 m

Por razones basadas en la limitaciones de efectos ambientales (vientos y generación de oleaje) se limitan las dimensiones máximas a menos de 46 metros.

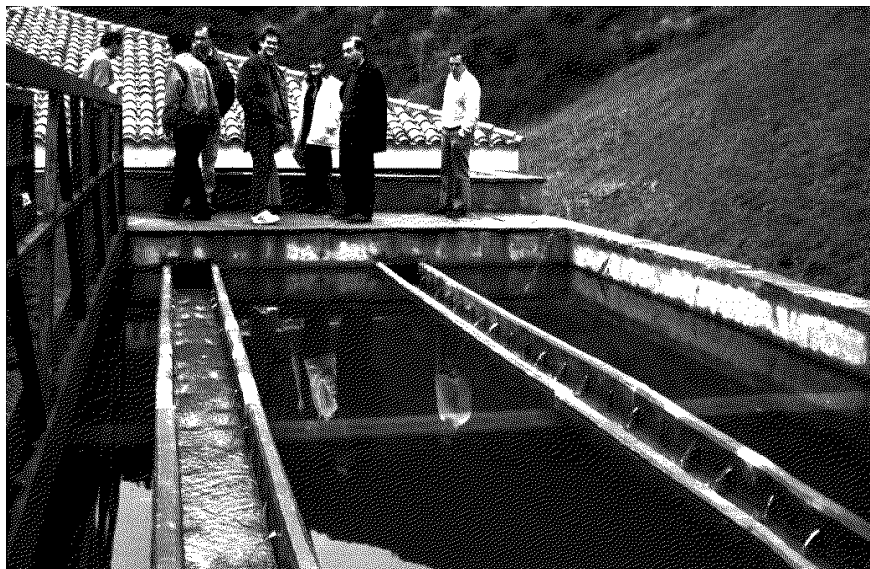
El fondo de los decantadores se diseña con pendiente. En los decantadores rectangulares se suele colocar entre un 1% a un 2% de pendiente. En los circulares entre un 8% y un 10%. Al final de las pendientes (un extremo en los dec. rectangulares y en el centro en los circulares) se coloca una poceta de fangos. En esta poceta se colocarán los sistemas de extracción de fangos.

En el diseño de los decantadores es muy importante considerar las condiciones de entrada del agua a tratar. La distribución a lo largo del depósito debe ser lo más uniforme posible. Se deben evitar circuitos preferenciales, mientras en los canales de distribución la pérdida de carga debe ser mínima, sin embargo, en los orificios de entrada en el decantador esta pérdida de carga debe ser máxima. Se busca no generar turbulencia y no alterar las condiciones hidráulicas de la masa de agua que se está tratando. La salida por esos orificios debe ser homogénea. Se suelen colocar pantallas y deflectores para optimizar la forma en que entra el agua.

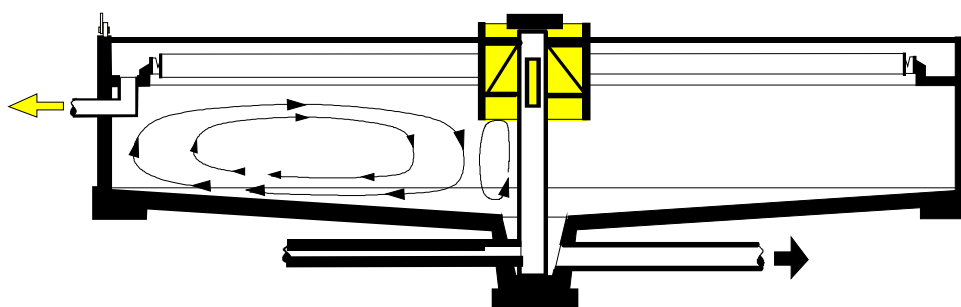
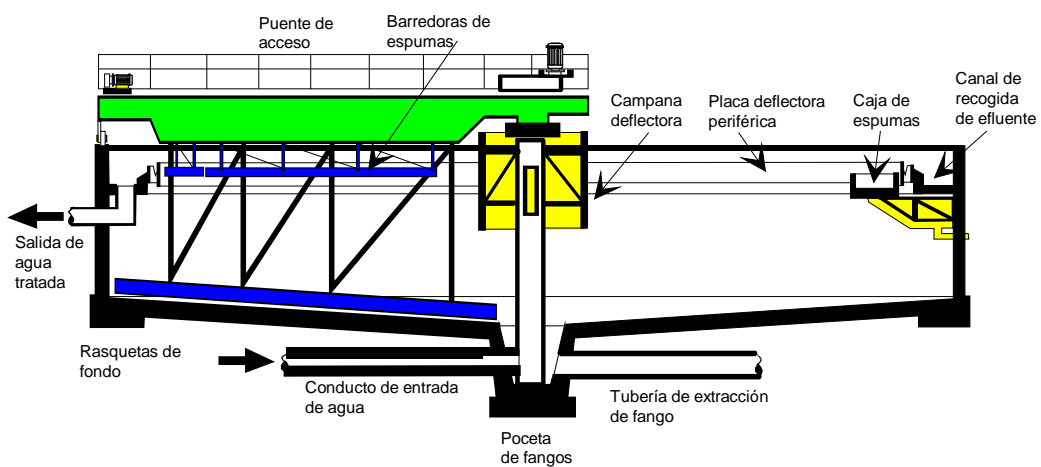


**Tipologías de entradas y salidas de agua a decantadores.**

En los depósitos rectangulares la entrada de agua se realiza por uno de los lados menores y la salida se realiza por el opuesto. La poceta de fangos se coloca en el lado de la entrada.

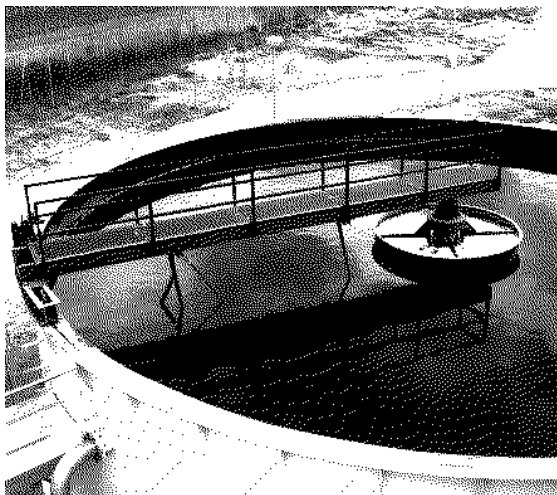


*Decantador de potables con canaletas de recogida con orificios*



*Descripción general de un decantador circular.*

En los depósitos circulares la entrada normal es por el centro. Se suele conseguir una buena distribución colocando en la parte superior de la columna de entrada una campana deflectora para evitar turbulencias. La salida del agua se realiza por la periferia.

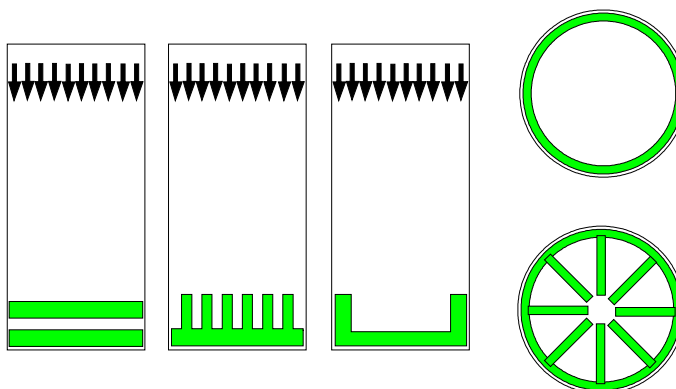


***Decantador con campana deflectora y puente para rasquetas.***

La salida de agua se suele realizar mediante canaletas que incorporan vertederos triangulares U orificios y también mediante tuberías sumergidas con orificios. De los vertederos el agua tratada se recoge a través de canales con una pequeña pendiente o tuberías. La técnica de tuberías sumergidas con orificios se utiliza en aguas potables y funcionan a caudal constante. Los vertederos triangulares se utilizan en aguas residuales. No se atascan y admiten que se produzcan fuertes variaciones de caudal.

Los orificios de las canaletas deben estar muy bien nivelados, ya que debe pasar por todos el mismo caudal (los vertederos triangulares suavizan los problemas de nivelación). La pérdida de carga en los sistemas de salida debe ser muy grande para evitar que sean muy sensibles a la modificación de niveles. No se deben provocar corrientes que puedan arrastrar partículas ya sedimentadas. Se debe limitar el caudal de salida y la altura del depósito en la zona de vertido hacia la canaleta.

Si hay problemas se puede ampliar la canaleta de salida, de forma que el caudal unitario por metro de vertedero sea pequeño y no produzca corrientes.

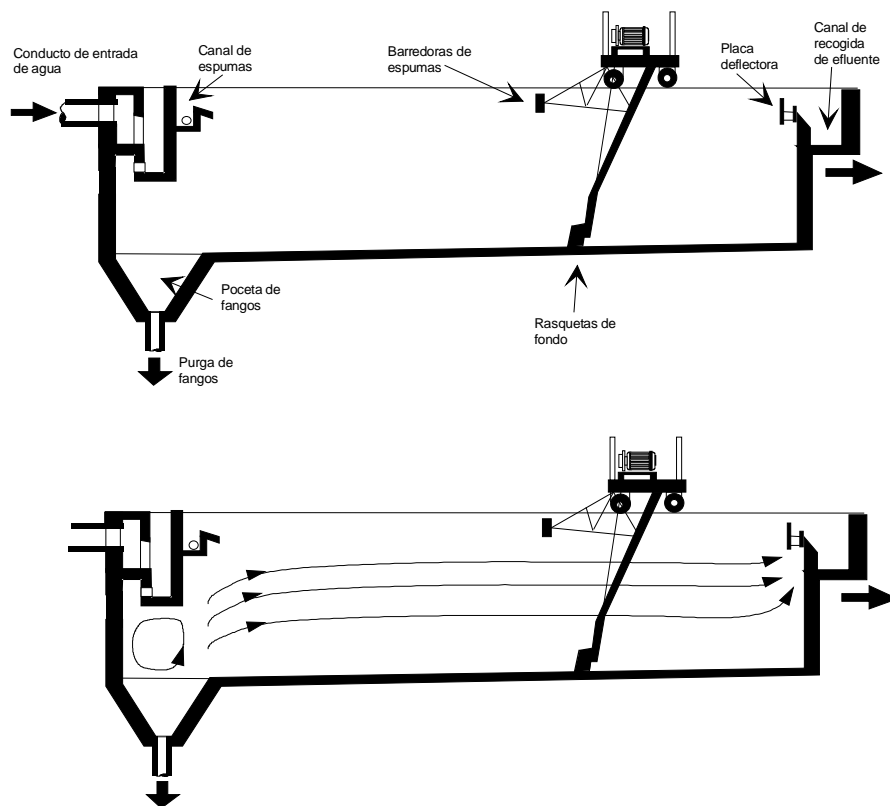


***Colocación de sistemas de salida de agua tratada en decantadores.***

Los fangos se van acumulando en toda la superficie del decantador. Para proceder a extraer los sólidos sedimentados primero hay que acumularle en algún punto. La técnica habitual es utilizar rasquetas, que empujan los sólidos hacia el centro, en el caso de los decantadores circulares, y hacia un extremo, generalmente el de la entrada de agua bruta, en los decantadores rectangulares. Cuando la rasqueta regresa, en los rectangulares, se separa del fondo. Las rasquetas también pueden ir fijadas a un sistema de cadenas, que funciona a modo de cinta sin fin.



**Decantador rectangular con puente de rasquetas.**



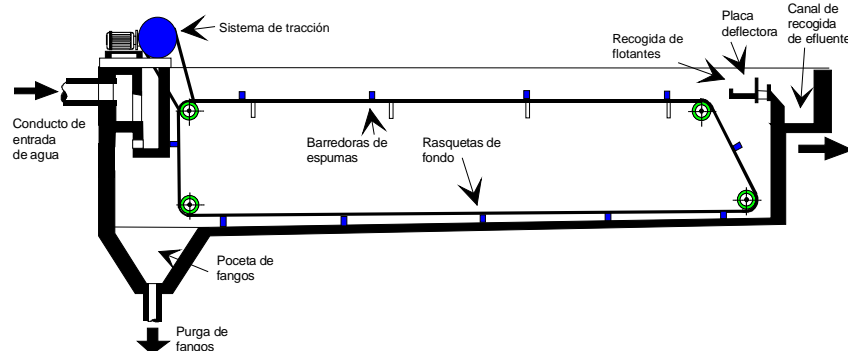
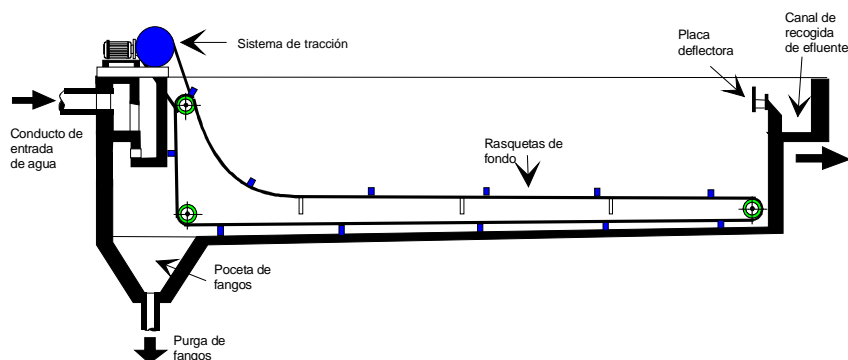
**Descripción general de un decantador rectangular.**

Las pocetas de fangos suelen tener forma de tolva que se disponen a lo largo de todo el ancho. A estas tolvas llegan las tuberías de succión o de extracción de fangos. Se utiliza un sistema de purga intermitente, que se regula mediante válvulas automáticas temporizadas. Por ejemplo se puede realizar la purga cada 5 minutos, con un tiempo de apertura de 1 minuto.

En los decantadores circulares las rasquetas se apoyan en brazos radiales, que giran. Las rasquetas se colocan con una cierta inclinación para favorecer la acumulación de fango en el centro. Sobre el mismo puente se apoyan placas barreadoras de espumas que conducen el agua hacia una tolva de recogida.

En algunas ocasiones no se colocan rasquetas para acumular el fango. En este caso es necesario que la pendiente del fondo sea al menos de 1:1. El fango se acumula por gravedad. Es normal en instalaciones pequeñas.

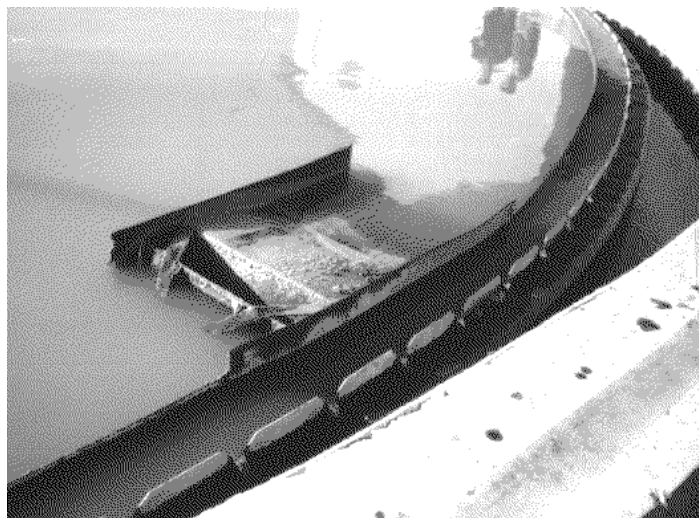
Otra variante técnica de recogida del fango es a través de sistemas de succión incorporados a los puentes de desplazamiento de rasquetas. El sistema incorpora una bombas de succión que aspiran los sólidos.



**Sistema de rasquetas con cadena para decantadores rectangulares.**

También es importante, en la decantación primaria sobre todo, la eliminación de los flotantes que se producen en el proceso. Para ello se dispone delante del vertedero de salida del agua decantada una chapa deflectora que evita la salida del decantador de estos flotantes. Para la acumulación de los mismos los sistemas de rasquetas disponen generalmente en superficie de barreadoras superficiales que arrastran dichos flotantes hasta el punto de extracción. En los decantadores circulares la barreadora superficial forma un ángulo con el radio del decantador acumulando los flotantes en la

periferia. En un punto de ésta el decantador dispone de una tolva de sobrenadantes o flotantes que constituye el sistema de extracción. En algunos casos dicha tolva dispone de una rampa por donde sube una parte de la barredora, introduciendo los flotantes en la misma.



*Caja de recogida de espumas y flotantes.*

#### 19.4.4.- DISEÑO

Los parámetros de diseño, o funcionamiento, se obtienen a partir de los ensayos en laboratorio. Los valores y parámetros obtenidos se corrigen, en primer lugar, para tener en cuenta el paso a escala real y en segundo para aplicar coeficientes de seguridad, de minoración o mayoración. Por ejemplo las velocidades ascensionales se minoran con coeficientes de seguridad entre 1.25 y 1.75. El tiempo de retención hidráulica se mayor, con coeficientes de 1.5 a 2.

Estas correcciones se deben a la diferencia de escalas y a la importancia relativa de los fenómenos en un ensayo y en una instalación real. Se deben tener en cuenta razones como:

- **Turbulencia:** En la planta a escala real existen turbulencias, mientras que en las hipótesis de proceso teórico suponíamos régimen laminar. La turbulencia del flujo crea componentes no nulas de velocidad en direcciones diferentes a la teórica del movimiento del fluido. Si fuera el caso de la sedimentación de partículas discretas se podría afirmar que ello conlleva una disminución del rendimiento del proceso debido a la componente vertical de la velocidad. En consecuencia habría que imponer que el flujo no fuera turbulento, limitando para ello el valor del número de Reynolds. En el caso de partículas floculantes la anterior afirmación puede ser incorrecta dentro de ciertos límites, debido al hecho de añadirse a la floculación por el propio movimiento de las partículas la floculación por el movimiento del fluido. Con la turbulencia la sedimentación es más difícil. Este factor se corrige aumentando la VASC.

- **Cortocircuitos hidráulicos:** Un mal diseño de decantador generar flujos preferenciales y zonas muertas que anulen parte de la instalación. Los tiempos de retención hidráulica van a ser menores entonces. La estabilidad del flujo se impone limitando inferiormente el valor del número de Froude.
- **Problemas en la extracción:** Durante la explotación de decantador real se produce arrastre de partículas. Así, para una partícula dada existe una velocidad crítica de arrastre cuya expresión fue dada por Camp. Habrá que limitar la velocidad del fluido.

Otros factores que complementan el desajuste del paso entre las condiciones de ensayo y las reales son los siguientes:

- **Viento:** El viento puede generar turbulencias, corrientes y oleaje. Se limitan por este motivo las dimensiones máximas de los decantadores.
- **Temperatura del agua.**
- **Insolación.**
- **Corrientes convectivas:** La diferencia de temperaturas puede generar movimientos extraños de la masa de agua y generar arrastres.

La circulación del fluido así como su homogeneidad se puede estudiar mediante técnica de trazadores, determinando las curvas de dispersión. Así, si se introduce puntualmente un trazador en la entrada de un decantador, si éste fuese un depósito de sedimentación ideal se tendría una detección de salida de trazador de forma puntual y después de un tiempo igual al teórico de retención del decantador. Sin embargo, en la realidad, la salida del trazador se distribuye en el tiempo dando lugar a una curva de dispersión. Algunos autores han intentado correlacionar estos datos con el rendimiento del proceso. Para ello han definido la eficacia del decantador como el cociente entre la abcisa del centro de gravedad de la curva de dispersión (tiempo) entre el tiempo de retención teórico.

Otro factor de diseño que incide en el funcionamiento del decantador real es el sistema de evacuación de los fangos sedimentados. Al ser un proceso de funcionamiento continuo los fangos se han de evacuar durante dicho funcionamiento. Esta evacuación conlleva la acumulación, almacenamiento y extracción. Estas operaciones pueden interferir con la propia de sedimentación, dando lugar a arrastre de partículas o fangos con el efluente del decantador.

Con los factores intrínsecos se ha querido englobar a aquellos propios del agua residual a tratar. Así, un decantador real funciona con caudales variables, mientras que en el depósito de sedimentación idealizado se ha considerado la constancia de caudal. Por lo tanto, en la realidad habrá que tener en cuenta la variación de rendimientos. Otro tanto ocurrirá con la variación de la concentración de sólidos del influente.

A continuación se presenta una tabla resumen de los parámetros de diseño de un decantador estático para **aguas naturales con un tratamiento de potabilización con coagulación-floculación.**



PARÁMETROS DE DISEÑO	VALORES
VELOCIDAD ASCENSIONAL	< 2 m/h
TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO	2 - 4 h
VELOCIDAD DE ARRASTRE	< 0.5 m/min.
CARGA SOBRE VERTEDERO	< 10 m <sup>3</sup> /h.m.lineal
VELOCIDAD EN ORIFICIOS DE ENTRADA	0.03 - 0.10 m/s
LONGITUD (dep.rect.)/ DIÁMETRO (dep.cir.)	< 46 m (grandes 30 m / 21 m)
PROFUNDIDAD EN BORDE	> 2.4 m (4.5 a 5.5)
PENDIENTE SOLERA	(1%-2%) (8%-10%)
PÉRDIDAS DE AGUA (purgas fangos)	< 2%
SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN EN EFLUENTE	< 15 mg/L
RENDIMIENTOS DE ELIMINACIÓN	Color > 80% Turbidez > 85% Plancton > 80%
SOBRECARGA EN PRUEBAS 30 DÍAS	33%

## COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN

- 18.1.- TIPOS DE PARTÍCULAS SÓLIDAS EN EL AGUA.
- 18.2.- COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN.
- 18.3.- REACTIVOS QUÍMICOS.
  - 18.3.1.- Coagulantes.
  - 18.3.2.- Floculantes.
  - 18.3.3.- Coadyuvantes.
- 18.4.- INSTALACIONES
- 18.5.- MANEJO DE REACTIVOS.
  - 18.5.1.- Almacenamiento.
  - 18.5.2.- preparación y dosificación.
  - 18.5.3.- Uso de reactivos.

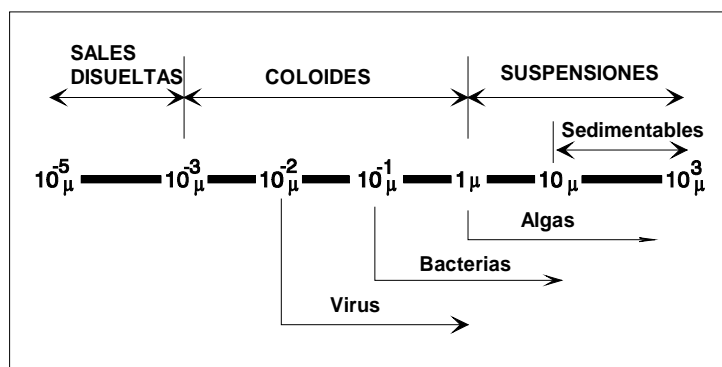
### 18.1.- TIPOS DE PARTÍCULAS SÓLIDAS EN EL AGUA

El contenido de sólidos totales de un agua, natural o residual, es uno de los parámetros físicos más importantes y aparente de la contaminación. Deben eliminarse para evitar un gran número de inconvenientes, de los cuales los más importantes son: obstrucción de conducciones o de refrigerantes, abrasión de bombas, desgaste de materiales diversos que inciden en los costes de explotación y mantenimiento. En el caso de aguas de abastecimiento o de vertidos, deben cumplirse, además, las exigencias de la reglamentación. Los sólidos totales están compuestos por materias flotantes, materia en suspensión, en dispersión coloidal y en disolución.

Como ya se ha explicado en anteriores capítulos, los sólidos totales, o residuo seco de evaporación, pueden clasificarse en sólidos en suspensión y filtrables. La fracción filtrable se compone de sólidos coloidales y disueltos.

La fracción coloidal consiste en partículas con un diámetro aproximado que oscila entre  $10^{-3}$  y  $1 \mu\text{m}$  (ver figura siguiente). Los sólidos disueltos se componen de moléculas orgánicas, inorgánicas e iones que se encuentran presentes en disolución verdadera en el agua.

**Clasificación e intervalo de tamaños de partículas presentes en el agua.**



A los sólidos con tamaños mayores de  $0.2 \text{ mm}$  se les suelen denominar arenas. Los limos, arcillas, bacterias, etc., quedan retenidos al filtrar el agua, su tamaño es superior a  $0.1 \mu\text{m}$ . Las hipótesis realizadas en el capítulo anterior sobre decantación libre sólo eran válidas para tamaños mayores de  $200 \mu\text{m}$ . No se puede aplicar la ley de Stokes a tamaños menores. En la sedimentación de pequeñas partículas intervienen otros factores.

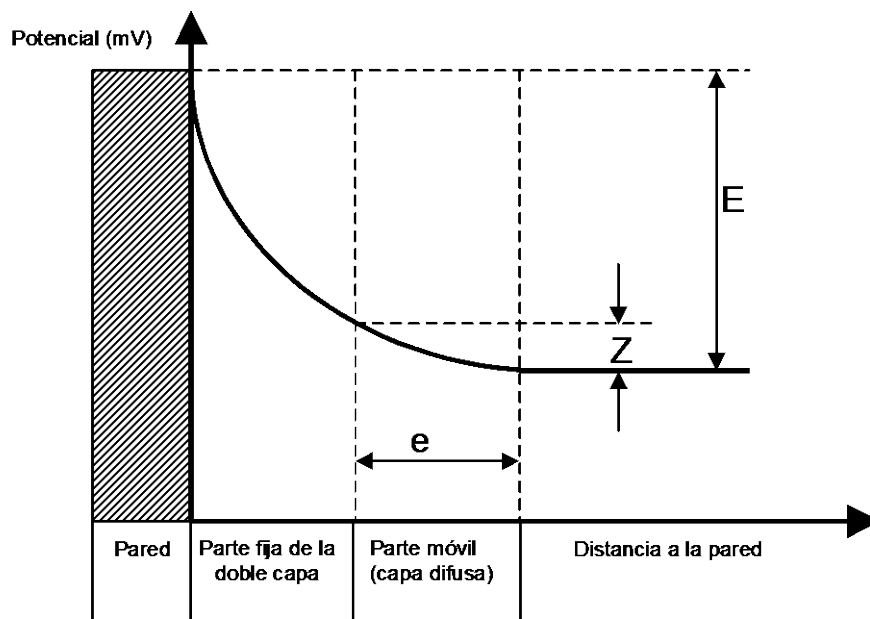
La fracción coloidal no puede eliminarse por sedimentación. La turbidez y el color suelen estar asociados a partículas coloidales. En estos tamaños de partículas las propiedades superficiales y las cargas eléctricas tienen efectos más importantes que el peso relativo de la partícula en el agua.

Las partículas coloidales presentan cargas superficiales electrostáticas que hace que existan fuerzas de repulsión entre ellas y les impida aglomerarse para sedimentar. Estas cargas son, en general, negativas. Un coloide puede estar en suspensión casi un tiempo infinito. En el cuadro siguiente, se relacionan ciertos materiales u organismos, con su tamaño medio, así como el orden de magnitud del tiempo necesario para que estas partículas recorran verticalmente un metro de agua, únicamente por la influencia de su peso.

Diámetro de la partícula (mm)		Tiempo de sedimentación para 1 m (orden de magnitud)
10	Grava	1 segundo
1	Arena	10 segundos
0.1	Arena fina	2 minutos
0.01	Arcilla	2 horas
0.001	Bacteria	8 días
0.0001	Partícula coloidal	2 años
0.00001	Partícula coloidal	20 años

Este cuadro pone de manifiesto la escasa velocidad de decantación natural de las partículas finas, llamadas coloidales, que constituyen una parte importante de la contaminación, causa principal de la turbiedad.

Se considera a las partículas coloidales como ionizadas parcialmente en su superficie, y que se desplazan bajo la acción de un campo eléctrico. Por los efectos electrocinéticos se afirma que hay una doble capa iónica en la interfaz coloide-líquido, con la siguiente estructura ideal:



Se supone que una parte de la doble capa se adhiere a la pared, mientras que la otra se mueve bajo la acción del campo eléctrico, existiendo una diferencia de potencial (Zeta), de tipo electrocinético, entre la superficie que separa la interfaz fija/móvil y el seno del líquido. Existe también un potencial termodinámico, E, igual a la diferencia de potencial entre la pared y el seno del líquido. Z depende a la vez de E y del espesor de la doble capa. Su valor determina la magnitud de las fuerzas electrostáticas de repulsión entre las partículas, y, por tanto, su probabilidad de adhesión. Para medir el potencial Z se utiliza un aparato llamado Zetámetro. También se puede calcular mediante:

$$Z = \frac{k \upsilon \nu}{D}$$

donde:

- $\upsilon$  : movilidad de la partícula (microsegundos/voltio/cm)
- $\mu$  : viscosidad dinámica (poises)
- $D$  : constante dieléctrica del medio
- $Z$  : se expresa en mV

El factor **k** es función de los valores relativos del diámetro de la partícula y del espesor de la doble capa iónica.

	k
Partícula relativamente gruesa	4 $\Pi$
Pequeña partícula aprox. esférica	6 $\Pi$

Para eliminar los coloides del seno del agua es necesario llevar a cabo una agregación de las partículas en partículas más grandes y más fácilmente decantables.

Normalmente es necesario introducir en el agua un producto capaz de:

- neutralizar la carga de los coloides (anular su potencial Z);
- formar agregados de partículas.

El proceso que consigue los anteriores objetivos es el denominado COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN.

La separación sólido-líquido, del flóculo formado y del agua, puede hacerse por filtración, por decantación o flotación, seguidas o no de filtración.

La coagulación y la floculación intervienen generalmente en el tratamiento de aguas destinadas al abastecimiento público y en la preparación de aguas industriales de fabricación.

## 18.2.- COAGULACIÓN - FLOCULACIÓN

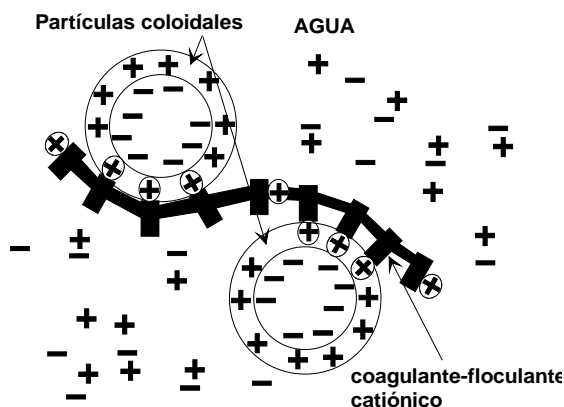
Por **COAGULACIÓN** se entiende el proceso de desestabilización de los coloides. Se eliminan las propiedades que les hacían mantenerse en suspensión. El mecanismo básico de desestabilización es anular las cargas eléctricas. Para ello, se utilizan reactivos químicos que tienen la propiedad de producir la coagulación.

El tiempo que el reactivo necesita para producir la coagulación es menor de 1 segundo. Es muy importante que el reactivo se mezcle rápidamente con toda el agua, pero conseguir una buena mezcla puede llevar de 30 segundos a 3 minutos. Para alcanzar altos rendimientos, en la mezcla se suelen emplear técnicas en las que se aplica mucha energía y "violencia".

Una vez desestabilizadas las partículas interesa que éstas sedimenten. Su tamaño aún no es el óptimo para que lo hagan en períodos cortos de tiempo. Deben aumentar de tamaño. Esto se logra mediante el proceso de floculación.

Con la **FLOCULACIÓN** se consigue agregar las partículas coloidales desestabilizadas (aunque no es necesario que fuesen ex-coloides). La agregación se ve facilitada si las partículas se ponen en contacto y si hay algo que cree enlaces entre ellas y mantenga ese contacto. Lo primero se consigue mediante la mezcla y lo segundo mediante la adición de floculantes. El proceso de formación de enlaces y agregados es lento, se llegan a adoptar tiempos que van desde 10 a 30 minutos.

Hay que mezclar bien el floculante con el agua, pero si se mezcla con demasiada energía se pueden romper los flóculos ya formados. El proceso de mezcla y floculación debe ser lento.



**Esquema del funcionamiento de los reactivos de coagulación y floculación.**

Para la eliminación de sólidos disueltos se emplea el proceso de PRECIPITACIÓN. Mediante la adición de reactivos se busca formar sales insolubles a partir de las sales disueltas. No es lo mismo que la sedimentación o la decantación después de la floculación.

## 18.3.- REACTIVOS QUÍMICOS

### 18.3.1.- COAGULANTES

La desestabilización de un coloide se provoca mediante la adición de un electrolito de carga opuesta a la de las partículas coloidales y el efecto aumenta marcadamente con el número de cargas que lleva el electrolito. Cuanto mayor es la valencia mejor actúa el coagulante. Esto explica en parte por qué las sales de hierro y de aluminio trivalentes han sido, y continúan siendo, las más utilizadas en todos los tratamientos de coagulación del agua. Sin embargo, debido a la hidrólisis que experimentan, presentan el inconveniente de modificar las características físico-químicas del líquido separativo (pH-conductividad). Por estas razones, se ha recomendado el empleo de floculantes: en primer lugar, productos de origen natural mineral (sílice activada) u orgánico (almidones, ..) y más tarde productos de síntesis (polímeros de peso molecular elevado), denominados polielectrólitos. Los coagulantes que se utilizan con más frecuencia son las sales de hierro o de aluminio y principalmente, por razones económicas, el sulfato de aluminio y el cloruro férrico.

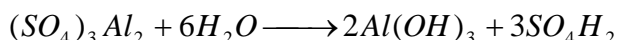
Son coagulantes habituales:

- **Sulfato de aluminio hidratado:**  $(SO_4)_3Al_2 \cdot 18H_2O$ ; en el mercado se encuentra en forma granular o líquida.
- **Cloruro férrico:**  $Cl_3 Fe$ , usado en aguas residuales, pero menos en aguas potables porque da color. Se suele encontrar de forma líquida en concentraciones al 37% - 47%
- **Sulfato ferroso y férrico:**  $SO_4Fe \cdot 7H_2O$  y  $(SO_4)Fe_2 \cdot 3H_2O$ ; se suministran en forma sólida.
- **Polímeros:** se usan poco individualmente; son compuestos orgánicos e inorgánicos que tienen un gran peso molecular; forman cadenas largas y pueden tener carga eléctrica (polielectrólitos); existen polímeros aniónicos (-) y catiónicos (+); los más utilizados son los catiónicos porque los coloides naturales son aniónicos; los

polímeros no iónicos también tienen otras aplicaciones en tratamiento de aguas. Pueden llegar a ser tóxicos y su uso está limitado en aguas potables.

- **Policloruro de aluminio:** son compuestos nuevos más complejos;  $Cl_{3n-m}(OH)_mAl_n$ .

Cuando se añade  $Al^{+3}$  como coagulante en forma de sulfato, una pequeña parte de estos iones trivalentes se dirigen a neutralizar las cargas negativas del coloide, mientras que, simultáneamente, la mayor parte reacciona con agua formando hidróxido insoluble, según la reacción:



Por un mecanismo independiente el hidróxido insoluble atrapa los coloides neutralizados y facilita su decantación.

### 18.3.2.- FLOCULANTES

Las partículas formadas durante el proceso de coagulación pueden ser todavía de pequeño tamaño o baja densidad y decantar con dificultad. El tamaño de las partículas se puede aumentar con la adición de productos químicos que posean moléculas de alto peso molecular y solubles en agua que, por disociación electrolítica en el agua, den formas iónicas múltiples, capaces de actuar de puentes de unión entre las partículas coaguladas. Entre los diferentes tipos de floculantes se pueden citar:

- **Polímeros:** Ya descritos anteriormente. Son habituales en el proceso de floculación.
- **Sílice activada:** La sílice activada está constituida por una solución de ácido polisilícico  $(H_2SiO_3)_4$  obtenida de procesar ácido silícico. Es poco estable, por lo que se debe preparar "in situ". Hasta el reciente desarrollo de los polielectrolitos se le consideraba el mejor floculador en asociación con las sales de aluminio. Se sigue utilizando con frecuencia en potables. Suele utilizarse en diluciones del 0.5% al 1%.

### 18.3.3.- COADYUVANTES

Tienen la función de mejorar la actuación de los coagulantes y floculantes. Los objetivos de los coadyuvantes pueden ser varios:

**a) Corrección de pH:** Cada coagulante tiene un pH óptimo de trabajo. Por ejemplo, el sulfato de alumina tiende a acidificar el agua tratada empeorando las condiciones de coagulación, ya que actúa mejor a pH neutro. Para corregir el pH se le añaden bases o sales alcalinas al agua (cal, hidróxido sódico, carbonato sódico, etc.).

**b) Oxidación de compuestos:** Se cree que el proceso de coagulación-floculación mejora si se eliminan por oxidación algunos compuestos orgánicos que pueden interferir en los procesos. Se pueden utilizar como oxidantes el cloro, el permanganato potásico, el ozono, etc. Cuando se emplea cloro,

precloración, la dosis utilizada es generalmente la necesaria para llegar al *break-point* (ver apartado 23.3.2).

**c) Dar peso a las partículas:** Se utilizan los llamados agentes gravimétricos. Se utilizan en aguas con baja turbidez inicial. Se busca mejorar las velocidades de sedimentación. Se pueden usar carbón activo en polvo, cal, arcillas, polímeros, etc. La adición de productos tales como la bentonita aumentan la densidad de las partículas y el peso global de la suspensión, al tiempo que proporciona una superficie importante para la adsorción de compuestos orgánicos. Algo similar ocurre cuando se añade carbón activo en polvo al tratamiento. La dosis de arcilla puede oscilar entre 10 y 50 mg/L.

La sílice activada y los polímeros se podrían también considerar como coadyuvantes de la coagulación y la floculación.

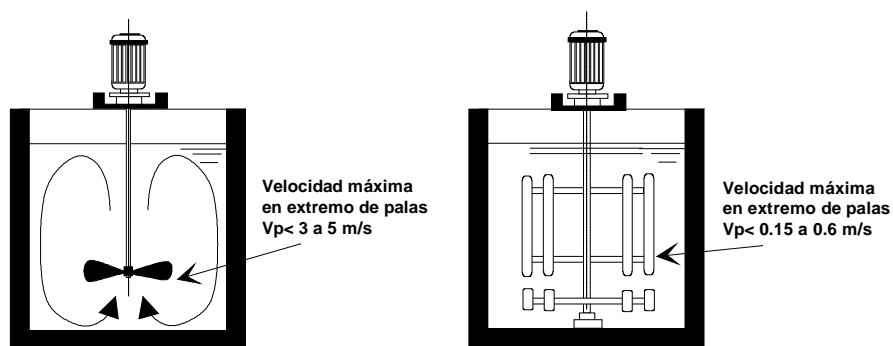
## 18.4.- INSTALACIONES

El objetivo de las instalaciones de coagulación y floculación es conseguir mezclar los reactivos con el agua a tratar y favorecer la formación de los flóculos. Existen dos sistemas básicos de mezcla: hidráulicos y mecánicos.

Los procesos de coagulación precisaban una mezcla rápida, mientras que los procesos de floculación necesitaban sistemas de mezclado lento.

La mezcla rápida se podría producir en un canal, aprovechando la turbulencia generada en un resalto hidráulico. En tuberías se podría aprovechar la turbulencia generada en el flujo al colocar un estrechamiento o sección de control. En un depósito se podría diseñar una entrada tangencial que crease un remolino. Los tres sistemas citados serían hidráulicos de mezcla rápida. El más utilizado es el de la sección de control en una tubería.

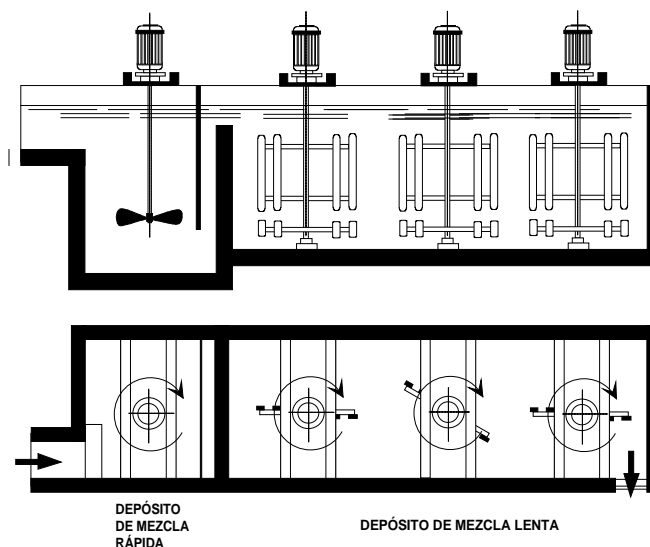
Los sistemas mecánicos consisten en depósitos con un sistema de agitación, normalmente una turbina con eje vertical u horizontal. La energía de mezcla se puede regular mediante las revoluciones de motor y el diseño de la hélice. La velocidad periférica de la hélice suele oscilar entre 3 y 5 m/s en los sistemas de mezcla rápida. Se suele utilizar potencias que van desde los 35 a los 70 CV/m<sup>3</sup>/s.



**Depósitos de coagulación y de floculación.**

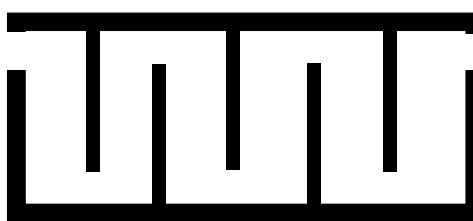
La mezcla lenta se puede realizar también en depósitos con agitadores. En estos casos se suelen utilizar paletas en vez de hélices. Se busca una gran superficie que

gire a poca velocidad. Las velocidades periféricas de las paletas se limitan a velocidades de 0.15 a 0.6 m/s. No se suelen superar los 2 ó 3 CV/m<sup>3</sup>/s. Los tiempos de retención hidráulica van a ser altos respecto a los de coagulación, por lo que los volúmenes de los depósito van a ser también mayores. Suelen ser depósitos largos con varios agitadores de eje vertical u horizontal. Al existir varios agitadores se puede regular la energía de mezcla entre el principio y el final. En la última fase del proceso de floculación la energía a aplicar deberá ser menor, pues se busca mantener en suspensión los flocúlos ya formados.



**Instalación de mezcla-coagulación-floculación**

Otros sistemas de mezcla lenta consiste en la utilización de canales largos o depósitos laberínticos. Son habituales en los procesos de cloración.



**DEPÓSITO LABERÍNTICO EN PLANTA**

**Sistema de mezcla-coagulación-floculación mediante depósito laberíntico.**

## 18.5.- MANEJO DE REACTIVOS

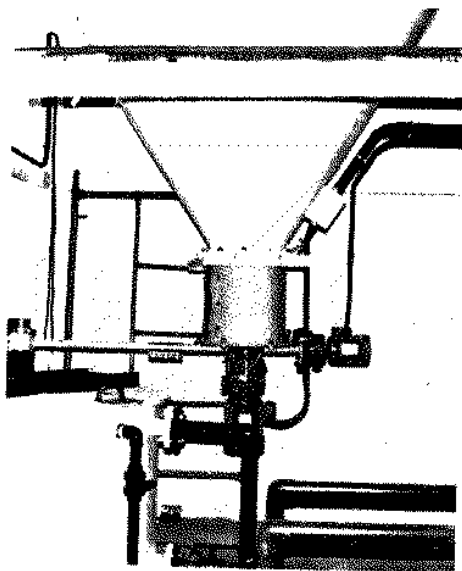
Los reactivos se pueden presentar en forma líquida o sólida. Los sólidos, a su vez, pueden presentarse en grano o en polvo. Los reactivos en polvo y los líquidos son los que presentan mayores problemas de manejo. En el manejo de los reactivos hay que diferenciar tres etapas: almacenamiento, preparación y dosificación.



### 18.5.1.- ALMACENAMIENTO

Las instalaciones de almacenamiento dependen de la forma de presentación del reactivo. La tipología básica consiste en silos, sacos o depósitos.

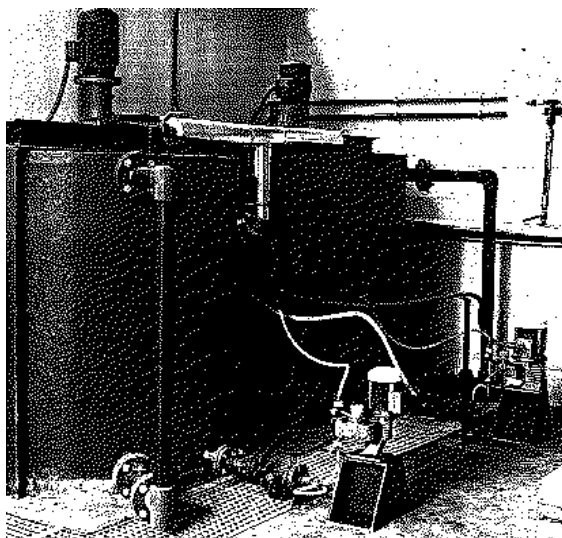
Los silos son utilizados para el almacenamiento de reactivos en polvo o en grano. Deben disponer de filtros manga y sistemas vibratorios para evitar el "efecto silo", que impide el descenso del material en la tolva.



*Sistema de dosificación de hidróxido cálcico (9 a 72 kg/h)*

Los sacos son habituales en pequeñas instalaciones y para reactivos que se utilizan en dosis bajas. Se recomienda que no se amontonen en alturas superiores a 1.5 metros. Este dato puede dar una idea de la superficie necesaria de almacén que necesita una determinada instalación.

Los depósitos, generalmente de forma cilíndrica, están fabricados de materiales no corrosivos (plásticos, poliéster, resina y fibra de vidrio, etc.) y pueden disponerse con el eje vertical u horizontal.



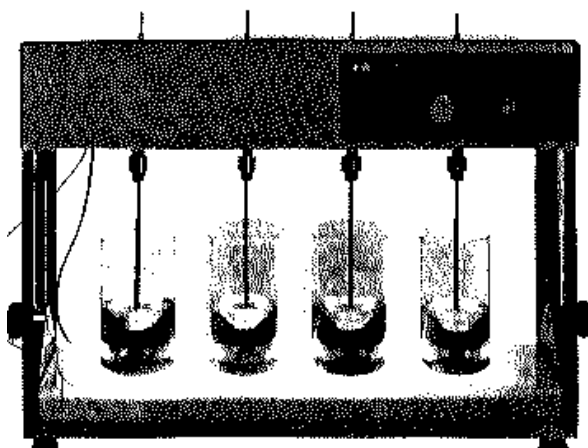
### **Sistema de preparación de sulfato de alúmina.**

En la planta de tratamiento se debe disponer de una autonomía de uso de reactivos de entre 15 y 20 días considerando las dosis máximas y los caudales máximos.

#### **18.5.2.- PREPARACIÓN Y DOSIFICACIÓN**

Algunos reactivos se suministran bien con demasiada riqueza o con una forma de presentación inadecuada para realizar una buena dosificación o mezcla. Es habitual realizar preparaciones, suspensiones o soluciones, de los reactivos previo a su dosificación. Se realizan en depósitos similares a los de coagulación, de un tamaño no muy grande y con agitadores. De estos depósitos tomarán los reactivos las bombas de dosificación.

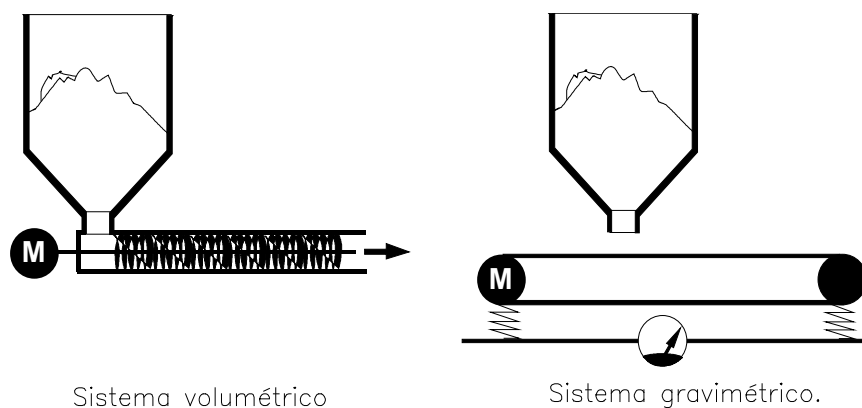
Las dosis de reactivos se suelen expresar en mg de reactivo por litro de agua a tratar. Se utiliza la dosis que optimice el tratamiento y que reduzca al mínimo los costes. La dosis óptima se determina mediante ensayos denominados "jar test" (prueba de jarras), que consiste en preparar una serie de coagulaciones y floculaciones con diferentes dosis de reactivos. Los resultados se pueden expresar gráficamente y de ellos se obtienen las condiciones óptimas de operación.



**Equipo para ensayo jar-test.**

Para la realización de preparados en forma disuelta o de suspensión, y para la dosificación final en los depósitos de coagulación y floculación, es necesario disponer de sistemas mecánicos adecuados. Se diferencian dos tipos de dosificación: por vía seca y por vía húmeda.

El sistema habitual de dosificación por vía seca es una tolva que puede ir complementada con un sistema volumétrico o gravimétrico. Los volumétricos pueden consistir en bombas de paleta, de disco o tornillos. La dosificación suele regularse con la velocidad de giro. El gravimétrico suele constar de una cinta transportadora conectada a un sistema de pesada. Estos sistemas suelen abastecer los depósitos de preparación.



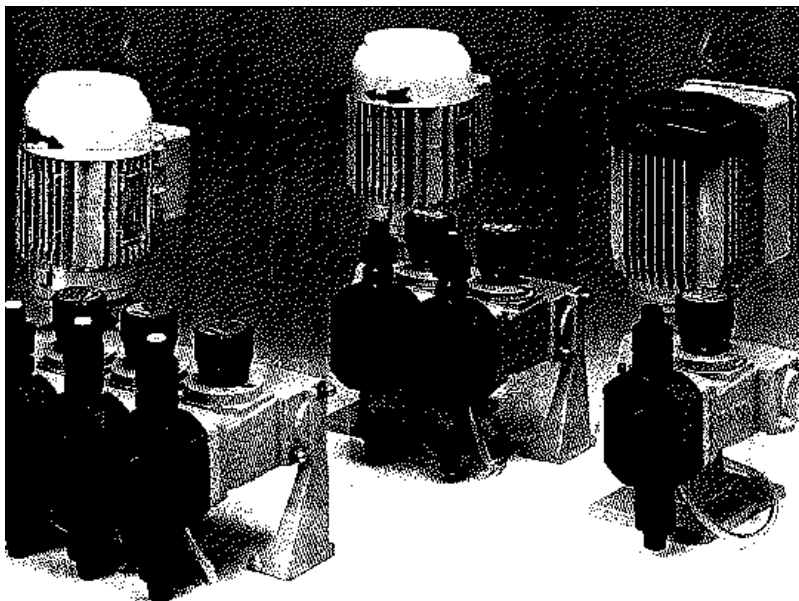
**Sistemas de dosificación por vía seca.**

Los depósitos de preparación se suelen duplicar ya que normalmente trabajan de forma discontinua. La solución de trabajo debe permitir un mínimo de 24 a 48 horas de trabajo. Además, se debe disponer de una capacidad de dosificación de, al menos, el doble del consumo máximo. Es normal disponer de una reserva de dosificadores del 100% si se dispone de un sólo equipo (1+1) y del 50% si se dispone de 2 o más equipos (2+1, 4+2). Se debe, también, disponer de una capacidad de transporte horario (bombas + conducciones) superior a 1/8 del consumo máximo diario.

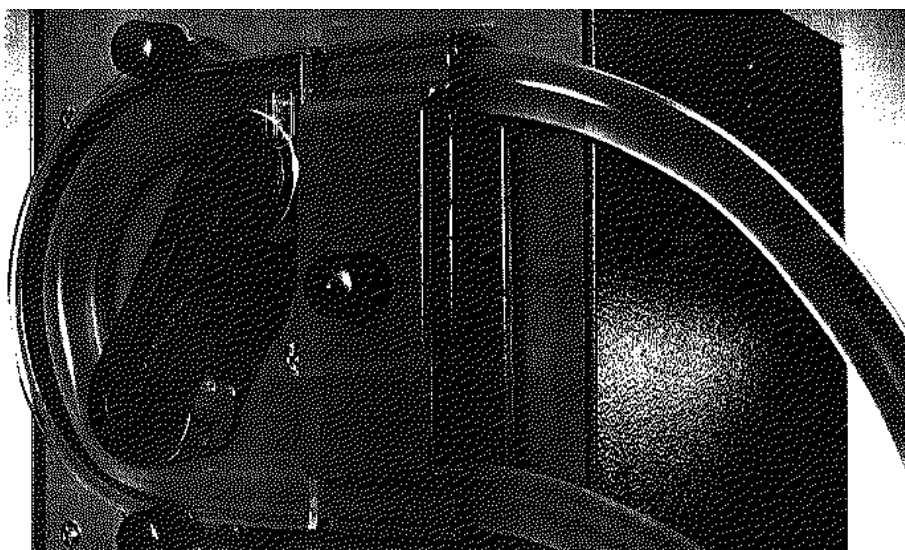


**Sistema de dosificación.**

Con los reactivos líquidos también se suele realizar una preparación y se dosifica a partir de este último depósito. Las bombas de dosificación pueden ser de tipo membrana, pistón o peristálticas. Las bombas centrífugas precisan de sistemas complementarios de medida, son sistemas útiles el rotámetro o el flotador.



*Bombas dosificadoras de membrana.*



*Sistema básico de funcionamiento de bomba peristáltica.*

### **18.5.3.- USO DE REACTIVOS**

En la tabla que se presenta a continuación se especifican las principales características del uso de reactivos en los procesos de coagulación y floculación.

	ESTADO	RIQUEZA	SOLUCIÓN TRABAJO	DOSIS	pH óptimo
<b>ALÚMINA</b> $\text{Al}_2\text{SO}_4 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	grano líquido	~100%	~10%	<35-45 mg/L	5.8 a 7.4
<b>CLORURO FÉRRICO</b> $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	líquido	37%-47%		<25-35 mg/L	3.5 a 6.5 y > 8.5
<b>SULFATO FERROSO</b> $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ <b>SULFATO FÉRRICO</b> $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$	sólido	90%-94%		<50 mg/L  <25 mg/L	3.5 a 6.5 y > 8.5  3.5 a 7 y > 9.0
<b>POLÍMEROS</b>	polvo líquido	100%	1%	C: <5 mg/L F: <0.5 mg/l	
<b>CAL</b> $\text{Ca}(\text{OH})_2$	polvo 0.5 Kg/L	85%-99%	lechada 10%	corrección pH 0.39 mg/mg alúm. 40 % dosis sulf. $\text{Fe}^{+3}$ 26 % dosis sulf. $\text{Fe}^{+2}$	
<b>CARBÓN ACTIVO</b>	polvo grano	100%	suspensión	<25 mg/L	

C: coagulación

F: floculación

## EJERCICIOS

- E18.1.- ¿A qué tipo de sólidos se les denomina coloides?
- E18.2.- ¿En que consiste el proceso de coagulación?
- E18.3.- ¿En qué consiste el proceso de floculación?
- E18.4.- ¿Son similares los procesos de coagulación-floculación y los de precipitación?
- E18.5.- Cita tres reactivos que se utilicen como coagulantes en tratamiento de aguas.
- E18.6.- ¿Qué son los polímeros y por qué se utilizan en tratamiento de aguas?
- E18.7.- Citar dos funciones posibles de los reactivos coadyuvantes en tratamiento de aguas.
- E18.8.- ¿Por qué se utilizan diferentes velocidades de mezcla en coagulación y floculación?
- E18.9.- Cita tres tipos de bombas dosificadoras de reactivos o preparados en forma líquida.
- E18.10.- ¿En qué consiste un ensayo de jar-test?
- E18.11.- Una planta de tratamiento de agua de 12000 m<sup>3</sup>/d de capacidad, utiliza sulfato de aluminio (alúmina) en dosis de 20 mg/L. Determinar el consumo diario y el volumen necesario de almacenamiento si se desea contar con un mínimo de reserva de 1 mes, teniendo en cuenta que los suministros son quincenales. La densidad de la alúmina es del orden de la del agua.

## BIBLIOGRAFÍA

AWWA; (1975); "Control de calidad y tratamiento de agua"; American Water Works Association; Instituto de Estudios de la Administración Local; Madrid.

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

FAIR, G.M.; GEYER, J.C.; OKUN, D.A.; (1971); "Ingeniería sanitaria y de aguas residuales"; 2 vol., Editorial Limusa - Willey; Méjico.

GOMELLA, C.; GUERREE, H.; (1977); "Tratamiento de aguas para abastecimiento público"; Editores Técnicos Asociados; S.A.; Barcelona.

HERNÁNDEZ, A.; (1993); "Abastecimiento y distribución de agua"; Colección Señor (nº 6); Colegio de Ing. de Caminos, Canales y Puertos, Madrid; 3º edición; ISBN 84-380-0034-7.

METCALF-EDDY; (1985); "Ingeniería sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales"; Editorial Labor; Barcelona; ISBN 84-335-6421-8.

NALCO CHEMICAL, Co.; (1993); "Manual del agua. Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones"; McGraw-Hill; Méjico; ISBN 968-451-290-2.

PAZ MAROTO, J.; PAZ CASAÑÉ, J.M.; (1969); "Abastecimiento y depuración de agua potable"; Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Madrid.

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.

STEEL, E.W.; MCGHEE, T.; (1981); "Abastecimiento de agua y alcantarillado"; Editorial Gustavo Gili, S.A.; Barcelona; 636 págs.; ISBN 84-252-0094-6.

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

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

## TRATAMIENTOS PRIMARIOS

### 5.1.- FOSA SÉPTICA

#### 5.1.1.- PRINCIPIOS DE FUNCIONAMIENTO

#### 5.1.2.- RENDIMIENTO DE LAS FOSAS SÉPTICAS

#### 5.1.3.- RECOMENDACIONES PARA SU UTILIZACIÓN

#### 5.1.4.- DIMENSIONAMIENTO

#### 5.1.5.- CRITERIOS PARA LA CONSTRUCCIÓN

#### 5.1.6.- EXPLOTACIÓN Y MANTENIMIENTO

#### 5.1.7.- CONDICIONES DE UBICACIÓN DE LA FOSA SÉPTICA

### 5.2.- TANQUE IMHOFF

#### 5.2.1.- FUNCIONAMIENTO

#### 5.2.2.- RENDIMIENTOS

#### 5.2.3.- DIMENSIONAMIENTO

#### 5.2.4.- CRITERIOS PARA LA CONSTRUCCIÓN

#### 5.2.5.- EXPLOTACIÓN Y MANTENIMIENTO

#### 5.2.6.- COMPARATIVA ENTRE FOSA SÉPTICA Y TANQUE IMHOFF

#### 5.2.7.- CÁMARA SIFÓNICA

### 5.3.- DECANTADORES PRIMARIOS

El tratamiento primario tiene como objetivo eliminar del agua residual los sólidos sedimentables, orgánicos e inorgánicos, mediante mecanismos físicos. Asociada a la eliminación de sólidos sedimentables orgánicos se producirá una reducción de la DBO del agua residual.

El fundamento de la eliminación está en la tranquilización del agua en un tanque (se reduce la velocidad del flujo) para que los sólidos con densidad notoriamente mayor que la del agua sedimenten o los menos densos (aceites y grasas, flotantes) floten. Para hacernos una idea básica del mecanismo, recordemos que a través de las alcantarillas el agua circula a unos 60 cm/s, justamente para evitar depósitos de sólidos en las tuberías. Ya en los pretratamientos (desbaste, desarenado, ...) de una EDAR convencional la velocidad del flujo se reduce o limita a unos 30 cm/s, lo cual lleva a la sedimentación de una parte de los sólidos en suspensión, principalmente arenas. En los tratamientos primarios la velocidad del flujo se reduce a 1 o 2 cm/s, procurando la eliminación de partículas con tamaños menores que las arenas.

Por tanto, en un tratamiento primario produciremos un agua relativamente clarificada, pero también generaremos unos fangos, fangos primarios, de los cuales una fracción es de tipo orgánica degradable.

Según el tratamiento o gestión de los fangos, los tratamientos primarios podemos dividirlos en: con digestión de fangos en la misma unidad o con tratamiento de fangos por separado. En el

primer caso, la unidad de tratamiento primario dispondrá de un volumen para el almacenamiento y digestión o estabilización de fangos, mientras que en el segundo se necesitará de equipos, mecánicos o no, para retirar los fangos a medida que se van produciendo.

Los tratamientos primarios con sedimentación y digestión de fangos más usuales son: la fosa séptica y el tanque Imhoff.

El proceso sin digestión de fangos consiste en una decantación primaria simple con retirada de fangos mecánica o hidráulica.

En depuración de pequeñas comunidades se tiende a utilizar un tratamiento primario de sedimentación+digestión conjuntas, ya que se consigue una economía importante en su explotación, si se compara con un decantador primario simple. Sin embargo, el tamaño de la población limita el uso indiscriminado de esta alternativa. Según Collado (1992) el límite está en los 500 h-e:

- < 500 habitantes: fosa séptica o tanque Imhoff
- > 500 habitantes: decantación primaria

La recomendación de Collado puede estar basada, en prácticas españolas o europeas. Sin embargo, no es menos cierto que en los EE.UU. de Norte América, el tanque Imhoff se ha utilizado con poblaciones de hasta 5.000 h-e con muy buenos resultados (Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York, 1997).

## 5.1.- FOSA SÉPTICA

La fosa séptica es el componente básico de los sistemas de depuración en pequeñas comunidades. Su invención se atribuye al francés Jean-Louis Mouras en 1871. Es un dispositivo muy utilizado, bajo distintas formas, en numerosos países; sin embargo, no se dispone de informaciones precisas y bien establecidas sobre su rendimiento (Vasel, 1992).

### 5.1.1.- PRINCIPIOS DE FUNCIONAMIENTO

La fosa séptica se destina a recoger, decantar y digerir por fermentación anaerobia la materia orgánica en suspensión contenida en las aguas residuales. Se producen dos fenómenos:

- decantación y flotación
- fermentación

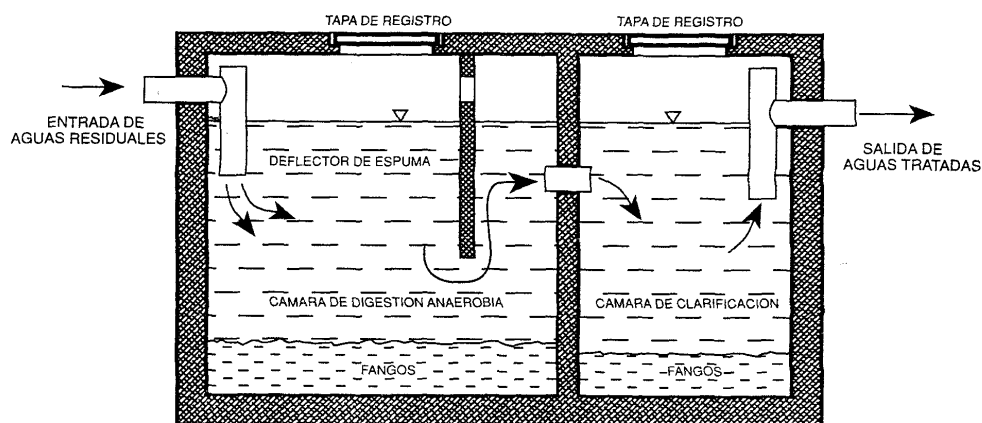
La decantación permite la separación de partículas más densas que el líquido, estas partículas sedimentan y acumulan en el fondo. Las partículas ligeras, grasas, se acumulan en la superficie y forman una película flotante de la que alrededor del 30 % del espesor emerge.

La fermentación anaerobia y facultativa provoca una destrucción y una licuefacción (hidrólisis) parciales de la materia orgánica degradable, por lo que disminuye la cantidad de lodos y materia orgánica contenidos en el agua. Esta fermentación se debe a la presencia de microorganismos que transforman los compuestos orgánicos complejos en ácidos orgánicos más simples, que a su vez son parcialmente transformados en metano, gas carbónico y ácido sulfhídrico. A pesar de la generación de sulfuro de hidrógeno, no se suelen producir problemas de olores debido a que el SH<sub>2</sub> se combina con los metales presentes en los sólidos sedimentados dando lugar a sulfuros metálicos insolubles.

Se trata de un depósito preferentemente dividido en dos cámaras. Las partículas más ligeras que no sedimentan en la primera cámara, bien por la gran cantidad de materia ya sedimentada en ella o por el burbujeo del gas de fermentación a través del líquido, sedimentan en la

segunda, con la formación de una masa de lodos más homogénea, con un mayor grado de floculación y menor formación de espumas.

Otro objetivo de la fosa séptica es lograr la amortiguación hidráulica de los aportes discontinuos de agua evitando la resuspensión de los sólidos depositados y su posterior arrastre. Con este fin se construyen con varios compartimentos. La decantación propiamente dicha se consigue durante los períodos de reposo.



**Figura 5.1.- Fosa séptica (AMA-CAM, 1992)**

Puede estar complementada con una cámara de grasas o desbaste a la entrada y con una cámara sifónica a la salida. La pre-cámara de grasas y aceites puede ser muy necesaria en el caso de aguas residuales provenientes de restaurantes, lavanderías y estaciones de servicio, ya que estos contaminantes podrían ser descargados junto con el efluente de la fosa séptica a los sistemas de percolación en el terreno. Las grasas y aceites tienden a acumularse en la superficie de estos sistemas de percolación, lo cual reduce en última instancia la capacidad de infiltración de los mismos.

Por otro lado, si no se dispone de un elemento de tratamiento secundario no debería permitirse, en general, que el efluente de una fosa séptica discorra por canales o acequias abiertas, sino que debe conducirse a un elemento de depuración y de evacuación hacia el subsuelo.

A pesar de que la fermentación anaerobia reduce el volumen de sólidos acumulados en el fondo del tanque, siempre existe una acumulación neta de fango.

### 5.1.2.- RENDIMIENTO DE LAS FOSAS SÉPTICAS

Algunos de los factores que influyen en el proceso de fermentación y, por lo tanto, en el rendimiento de la fosa son:

- la capacidad del tanque debe permitir un tiempo mínimo de retención hidráulica de 24 horas, una vez descontada la máxima capacidad de acumulación de fangos;
- la fosa debe tener un tamaño suficiente para alojar los fangos decantados y la capa de flotantes, evitando su salida antes del vaciado de la fosa;
- el tiempo de permanencia de los fangos debe ser relativamente largo, en torno a 2 años o incluso más, ya que los procesos de fermentación pueden ser interrumpidos por bajas temperaturas, variaciones de pH y vertidos de productos tóxicos;
- el diseño interior debe amortiguar el impacto de las perturbaciones hidráulicas, producidas por la llegada de caudales punta y de agua caliente con la consiguiente remoción y puesta en suspensión de los fangos y flotantes y la disolución de las grasas;



- temperatura ambiente: por debajo de 10°C se inhibe la fermentación, hecho que no suele producirse ya que al ser la fosa enterrada está protegida térmicamente; además las aguas residuales domésticas suelen estar comprendidas en un rango de temperaturas entre 18 y 40 °C;
- el vertido de productos tóxicos afecta parcial y momentáneamente a la flora microbiana;
- las variaciones de pH: un medio básico es más favorable que uno ácido, los cambios bruscos de pH pueden tener consecuencias nefastas para el proceso de fermentación.

Los principales componentes a considerar en el rendimiento de una fosa séptica son la DBO y las materias en suspensión. En la tabla siguiente se presentan datos de rendimientos de fosas sépticas, que incluye además de la DBO y los SS, nitrógeno, fósforo, bacterias y virus.

**Tabla 5.1.- Rendimiento de fosas sépticas (Fuente: Metcalf – Eddy, 1995)**

Parámetro	Agua residual bruta	Efluente de la fosa séptica
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	210 - 530	140 - 200
MES (mg/L)	237 - 600	50 - 90
Nitrógeno (mg/L)		
Total	35 - 80	25 - 60
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	7 - 40	20 - 60
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	< 1	< 1
Fósforo total (mg/L)	10 - 27	10 - 30
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>10</sup>	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>6</sup>
Virus (UFP/100 mL)	desconocido	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>7</sup>

UFP: unidades formando placa.

Las concentraciones en el efluente de fosas sépticas son ligeramente superiores a los valores correspondientes del efluente de un decantador, con la excepción de los sólidos en suspensión.

### 5.1.3.- RECOMENDACIONES PARA SU UTILIZACIÓN

Las fosas sépticas para el tratamiento de aguas domésticas no precisan de una instalación de pretratamiento del tipo separador de flotantes. Se ha observado que el uso de fosas sépticas convencionales, que incluyen la separación de grasas y aceites, ha proporcionado resultados satisfactorios.

Los detergentes y desincrustantes, debido a su biodegradabilidad en muchos casos y a su solubilidad, no afectan apenas a los fangos y a la capa de flotantes, donde se producen las fermentaciones, por lo que se considera que su presencia no puede esterilizar los fangos, tanto más que el aporte continuo de gérmenes renueva rápidamente la flora microbiana.

Otro tipo de vertidos como residuos de medicinas no puede neutralizar la fosa, pues el espectro de actividad de los antibióticos no puede cubrir todas las especies que pueblan dicha flora.

La presencia de hilos en las aguas residuales procedentes de lavanderías representa un serio problema. La descarga de pelusa se puede reducir disponiendo una serie de rejillas extraíbles en el canal del efluente.

Algunas consideraciones sobre la utilización de las fosas sépticas son las siguientes:

- No se deben arrojar a las fosas ni trapos, ni plásticos, ni papeles no solubles,...en general materia sólida no orgánica.
- No se deben conectar los desagües de pluviales ni vaciar en ellas las aguas de refrigeración, ya que la llegada de un volumen excesivo de aguas puede desbordar la fosa con el consiguiente rebose de materia no degradada y arrastre de biomasa activa.

- No se deben introducir hidrocarburos (gasolina, aceites automóviles,...).

Algunos autores recomiendan que el transporte de sólidos hacia la fosa se haga mediante el uso de un volumen de agua superior a 40 L/hab-día para que la dilución sea la adecuada, en especial se recomienda un valor límite para el amonio de 200 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L.

Las fosas sépticas pueden utilizarse aunque tengan períodos, incluso largos, en que no reciban aporte de aguas ya que las bacterias se reactivan muy rápidamente (Vasel, 1992). Los malos olores que se detectan en las residencias secundarias después de un tiempo sin ocupar son debidos a la evaporación del agua de los sifones de fregaderos y sanitarios, por lo que basta con que se haga correr agua por todos los aparatos para eliminar esta molestia.

#### 5.1.4.- DIMENSIONAMIENTO

La capacidad útil de la fosa dependerá del número de posibles usuarios, se estima que el volumen ocupado por los fangos es de 65 a 110 L/hab-año (Brandes, 1978), lo que supone entre 0.18 y 0.30 L/hab-día. Otros autores como Edeline (1982) amplian el rango a valores entre 40 y 360 L/h-e-año, con un valor medio en torno a 75 L/h-e-año. Para su dimensionamiento se puede adoptar un valor de 0.5 L/hab-día, como en Francia donde se estima la producción per cápita de fangos en 180 L/año.

El tiempo mínimo de permanencia de los fangos debe ser de dos años y la altura máxima que deben alcanzar es el 50 % de la altura del agua; ésta no será inferior a 1 metro y con preferencia de 1,20 m (Rouhart, 1986). La altura total debe permitir que exista una franja libre de agua (resguardo) de al menos 30 cm.

**Tabla 5.2.- Criterios de dimensionamiento de fosas sépticas (Vasel, 1992)**

Canadá	USA	Francia 1965	Francia 1982	Gran Bretaña	Bélgica 1972
1 ---- 500 IG	mín. 2,8 m <sup>3</sup>	mín. 1 m <sup>3</sup>	mín. 1 m <sup>3</sup>		mín. 1,5 m <sup>3</sup>
2 ---- 625 IG	+ 946 L/h-e.	500 L/h-e.(<20)	F2 --- 4000 L	V(L)=180 h-e+2000	600 L/h-e.(<10)
3 ---- 750 IG		600 L/h-e.(>20)	F3 --- 4000 L	Vmín(L)=2720	450 L/h-e.(>10)
4 ---- 850 IG	Hmín.= 1 m		F4 --- 6000 L	Hmín.= 1,5 m	
1 IG = 4,55 L			F5 --- 8000 L		
			+750L/habitación		

Las normas canadiense y francesa están basadas en el número de habitaciones. La canadiense se refiere directamente al número de habitaciones, y la francesa a la denominación de las viviendas por piezas en la que F2 comprende una habitación y el salón, añadiéndose una habitación cada vez. En Inglaterra se exigen dos compartimentos, el tamaño del de recepción es dos veces el de salida.

En las normas francesa y belga se especifica que el volumen de fosa séptica adoptado será la mitad en el caso de que sólo se traten las aguas negras (WC).

La normativa británica justifica el valor de 180 L/h-e, asignando 90 litros al almacenamiento de fango y 90 al volumen de agua (30 litros por exceso de consumos y 60 correspondientes a un tiempo de retención hidráulico de 12 horas sobre un consumo de 120 L/hab-día).

En Alemania se diferencian los casos de viviendas que van a ser conectadas a un sistema de alcantarillado y aquellas viviendas para las que no se contempla esta conexión. En ambos casos es precisa la instalación de una fosa séptica multicámara. Dentro de las fosas sépticas se distinguen aquellas con un volumen entre 300 y 1500 L/h-e en las que sólo se produce un proceso de sedimentación. En ellas es preciso, normalmente, proceder al vaciado de fangos cada seis meses. En aquellas fosas cuyo volumen es de 1500 L/h-e, el vaciado puede retrasarse hasta algunos años, en este caso se produce una digestión suficiente para estabilizar el fango, esto ocurre aunque las temperaturas exteriores sean bajas y alto el nivel freático.

En las siguientes tablas se puede observar que la dispersión en cuanto a criterios de dimensionamiento de fosas sépticas es muy alta:

**Tabla 5.3.- Saneamiento de vivienda individual (volumen útil de fosa en m<sup>3</sup>)**

Usuarios	NTE-ISD	OMS	Francia	Bélgica	Barcelona	C.H. del Tajo	Canadá	USA-EPA
4	---	1,89	2,00	1,60	2,35		1,89	2,84
5	2,73		2,50	2,00	3,36	1,50		
10	4,92	340	4,00	4,00	5,33	2,50	3,41	4,73

Fuente: Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de Madrid

**Tabla 5.4.- Saneamiento de pequeños núcleos (volumen útil de fosa en m<sup>3</sup>)**

Usuarios	NTE-ISD	OMS	C.H. del Tajo	Canadá	USA-EPA
15	8,06	4,28	4,00	5,11	4,75
20	10,57	5,70	----	6,81	5,70
30	16,39	8,55	----	8,89	8,55
50	25,68	11,38	----	12,30	11,38
100	----	18,51	----	20,81	18,51
200	----	32,65	----	37,84	32,64

Fuente: Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de Madrid

Para fosas pequeñas puede considerarse adecuado el volumen recomendado por la NTE; 0,5 m<sup>3</sup> por usuario; sin embargo para tamaños mayores de población los volúmenes indicados son demasiado altos y se limita a poblaciones inferiores a 50 h-e, pues para poblaciones mayores recomienda la utilización de un tanque de doble etapa. La diferencia entre los volúmenes propugnados por la norma española y la norma americana se deben a que en España se ha partido para su cálculo de dotaciones del orden de 350 L/hab-día, las cuáles son muy elevadas.

Los parámetros para determinar el volumen de la fosa séptica son (AMA-CAM, a partir de los criterios de la EPA y de la OMS):

- Dotación de cálculo: 190 L/hab/día
- Fangos generados: 100 L/hab /año
- Tiempo de retención del agua: 24 horas (menor en fosas para más de 30 h-e)
- Período de vaciado: cada 2 años

	Volumen útil (m <sup>3</sup> )
De 10 a 30 habitantes	1.5 Q <sub>d</sub>
De 30 a 200 habitantes	4.26 + 0.75 Q <sub>d</sub>

Q<sub>d</sub>: caudal diario afluente a la fosa (m<sup>3</sup>/día)

Para más de 200 habitantes se recomienda usar tanques Imhoff.

### 5.1.5.- CRITERIOS PARA LA CONSTRUCCIÓN

La AMA-CAM hace la siguiente relación de criterios de construcción:

Forma:	Sección rectangular
Cámaras:	Dos, la primera doble que la segunda
Longitud:	Entre 2 y 3 veces la anchura
Profundidad útil:	Mayor de 100 cm, preferible 120 cm
Profundidad total:	Entre 120 y 170 cm, al menos 25 cm libres
Desnivel:	5 a 10 cm, entre la entrada y la salida
Ventilación:	Al menos directa por la tubería de entrada
Acceso:	Ambas cámaras registrables
Revestimiento:	Hormigón

La división de la fosa en varios compartimentos mejora su rendimiento, en especial en cuanto a la retención de las materias en suspensión. Al dividir la fosa se consigue laminar los caudales punta con lo que se pretende evitar la puesta en suspensión de los fangos depositados en las proximidades de la salida del efluente. La composición habitual es la de dos compartimentos: el primero al que denominamos A, que recibe las aguas, representa 2/3 del volumen total, el B es

1/3 del total. Si hubiera un tercer compartimento: el A representaría 6/10 del total, el B sería 3/10 y el C 1/10 del volumen total.

Parece ser que la forma de la fosa no afecta a su funcionamiento, aunque las normas canadienses recomiendan las fosas rectangulares, en las que el largo sea dos veces el ancho. La norma inglesa también recomienda que el largo sea al menos dos veces el ancho. Con respecto a la profundidad, recomienda que no sea inferior a 1200 mm en las fosas para menos de 10 h-e y superior a 1500 mm para más de 10 usuarios.

El tubo de entrada debe terminar en la zona inundada para evitar que la caída de las aguas provoque turbulencias. Su extremo estará en torno a 30-40 cm bajo el nivel del agua; la distancia entre la generatriz inferior del tubo y el líquido será de 7,5 a 10 cm. Por encima del nivel del agua el tubo de entrada debe llevar un orificio de descompresión que permita la salida del aire atrapado por la caída del agua.

El tubo de entrada será acodado o en forma de T para evitar que los gases de digestión asciendan al interior de la vivienda. En fosas para más de 30 usuarios, la normativa británica sustituye el tubo en T, tanto de entrada como de salida por unas pantallas deflectoras. La colocación de un deflector en la entrada ayuda a la amortiguación hidráulica y ayuda a la disgregación de la materia entrante.

En ningún caso la comunicación entre los compartimentos se situará ni en el tercio inferior ni en el superior; el paso del líquido del compartimento A al B se hará:

- por agujeros de al menos  $0,01 \text{ m}^2$  realizados en el muro de separación y situados entre los  $3/5$  y  $2/3$  de la altura útil medida desde el fondo; o bien,
- por un codo sumergido de modo que tome el agua en la zona más clarificada, zona que está en el tercio central en torno a los  $3/5$  de la altura del agua.

Tanto en el Reglamento Francés como en el Europeo se aconseja que el paso se disponga de forma que el líquido recorra el máximo camino posible.

El dispositivo de salida suele ser una pieza en T, sumergida aproximadamente 0.30 m, con el fin de evitar la salida de flotantes. También la instalación de unos deflectores frente a la salida del agua limitará el arrastre de lodos

Para asegurar su estanqueidad y su resistencia a la corrosión las fosas suelen ser de elementos prefabricados (hormigón, asbesto-cemento, plástico reforzado, fibra de vidrio, ...). La comprobación de la estanqueidad y resistencia se debe realizar para cada uno de los tanques, proceso que se lleva a cabo llenándolos de agua antes y después de su instalación. Se debe instalar en terreno seco y nunca debe estar sumergida, en especial por aguas de escorrentía (posibles inundaciones ó avenidas de ríos o arroyos).

La ventilación de la fosa debe asegurar la evacuación sin causar molestias de los gases producidos durante la fermentación anaerobia. Aunque suele hacerse a través de los propios conductos de bajada de las aguas residuales, por medio de una chimenea conectada al punto más elevado del conducto de desagüe, es más oportuno disponer de un conducto exclusivo para la ventilación conectado directamente a la parte superior de la fosa séptica. La acumulación de gases ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ) puede provocar que los lodos se pongan en suspensión y sean arrastrados por el efluente, por lo que es necesario un dispositivo de ventilación de estos gases que alcance el nivel del techo de la vivienda, de modo que ofrezca la mejor exposición al viento con la mínima molestia para las viviendas próximas. Esta ventilación alta debe estar asociada con una ventilación baja que puede asociarse con la aireación del dispositivo de infiltración si lo hubiera.

No es precisa la instalación de un desengrasador a no ser que se viertan aguas de restaurantes, hoteles, talleres o si la fosa séptica se construye a 10 o 15 m de la vivienda (las grasas pueden pegarse a las paredes de la tubería y perturbar el flujo del agua residual).

El acceso a la fosa debe ser siempre posible, a través de tapas de registro que permiten efectuar las tareas de vigilancia y evacuación de fangos. Aunque por su uso infrecuente pueden ocultarse debajo de una capa de suelo natural es preferible que no se enmascare completamente su existencia.

### 5.1.6.- EXPLOTACIÓN Y MANTENIMIENTO

Para la puesta en servicio de la fosa basta con llenarla de agua corriente y no es necesaria la siembra de bacterias.

Se indican a continuación los criterios de explotación y mantenimiento propuestos por la Agence de l'Eau Seine Normandie en 1979:

- Se propone la vigilancia sistemática de las instalaciones, la frecuencia podría ser anual, en el caso de que la instalación conste de un desengrasador las visitas se realizarán cada tres o cuatro meses y siempre que sea posible se inspeccionará visualmente el dispositivo de evacuación complementaria.
- La extracción de las grasas debe realizarse al menos durante cada una de las visitas de vigilancia.
- El vaciado de las fosas se realizará cada dos o tres años, dependiendo de su tamaño y del número de usuarios. El vaciado consiste en la extracción de las materias flotantes y de los fangos, dejando un 10 a 20 % de éstos en la fosa y rellenándola inmediatamente con agua limpia.
- Puede ser recomendable económicamente instalar una fosa de mayor tamaño y prolongar el tiempo de vaciado (en lugar de una fosa de 3 m<sup>3</sup> que se vacía cada dos años se puede elegir una fosa de 4 m<sup>3</sup> vaciándola cada 3 años). El tiempo de vaciado no debe sobrepasar cinco años.

### 5.1.7.- CONDICIONES DE UBICACIÓN DE LA FOSA SÉPTICA

Las fosas sépticas se sitúan enterradas cubiertas por una capa de tierra de espesor inferior a 30 ó 45 cm; los registros de inspección sobresaldrán hasta el nivel del suelo. Se deben tomar las precauciones necesarias para impedir la entrada en el depósito de aguas superficiales. Ante la posibilidad de fugas, especialmente en las zonas de entrada y salida, se deben situar con preferencia en un nivel más bajo que los pozos de agua y otros manantiales.

En la publicación divulgativa elaborada por la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno Vasco se recogen las siguientes recomendaciones para la posible ubicación de las fosas sépticas:

**Tabla 5.5.- Recomendaciones para la ubicación de fosas sépticas**

Distancias desde ...	...a la fosa séptica	...al sistema de infiltración
<b>Edificios</b>	> 1,50 m	> 3,00 m
<b>Límite de parcela</b>	> 1,50 m	> 1,50 m
<b>Pozos de agua</b>	> 30,0 m	> 30,0 m
<b>Arroyos o ríos (sin uso para abastecimiento)</b>	> 7,50 m	> 30,0 m
<b>Arroyos o ríos (con uso para abastecimiento)</b>	> 60,0 m	> 60,0 m
<b>Diques o terraplenes</b>	> 7,50 m	> 30,0 m
<b>Dique o terraplenes en cerrada,</b>	> 60,0 m	> 60,0 m

<b>lagos o embalses de abastecimiento</b>		
<b>Charcos o lagunas</b>	> 3,00 m	> 7,50 m
<b>Conducciones de agua</b>	> 3,00 m	> 3,00 m
<b>Paseos y calzadas para vehículos</b>	> 1,50 m	> 1,50 m
<b>Árboles grandes</b>	> 3,00 m	> 10,0 m

## 5.2.- TANQUE IMHOFF

Llamado también tanque de doble etapa o decantador-digestor, se divide en un compartimento superior donde se produce la decantación y otro inferior donde se produce la digestión de fangos. Este sistema fue desarrollado en Alemania por Karl Imhoff para comunidades de algunas centenas de usuarios, posteriormente se realizaron de menor tamaño para dar servicio de 3 a 20 usuarios.

### 5.2.1.- FUNCIONAMIENTO

El tanque Imhoff se ideó para corregir las deficiencias de las fosas sépticas: 1) impedir que los sólidos sedimentados se vuelvan a mezclar con el agua (compartimentación vertical en lugar de horizontal) y 2) producir un efluente adaptable a un tratamiento posterior. Se le achacaba a la fosa séptica la mala tratabilidad posterior de su efluente.

Consta de tres cámaras: de decantación, de digestión y de natas o grasas. Puede ser de planta rectangular o circular.

Las aguas fluyen a través del compartimento superior y los sólidos se depositan hacia el fondo de este compartimento que tiene pendientes aproximadamente de 1.4 vertical por 1 horizontal, resbalando y pasando por una ranura que hay en el fondo. Una de las chapas inclinadas del fondo se prolonga unos 15 cm más allá de la ranura, haciendo de trampa de gases e impidiendo el contacto de partículas de la zona de digestión con el agua de la zona de sedimentación.

Los gases y partículas de lodo ascendentes se desvían hacia la zona de natas y respiradero, eliminando una de las principales desventajas de la fosa séptica.

Los respiraderos deben representar al menos un 20 % del área total del tanque.

El Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York recomienda que se pueda alternar la dirección del flujo una vez al mes para que los fangos se acumulen de forma pareja en todo el fondo del tanque.

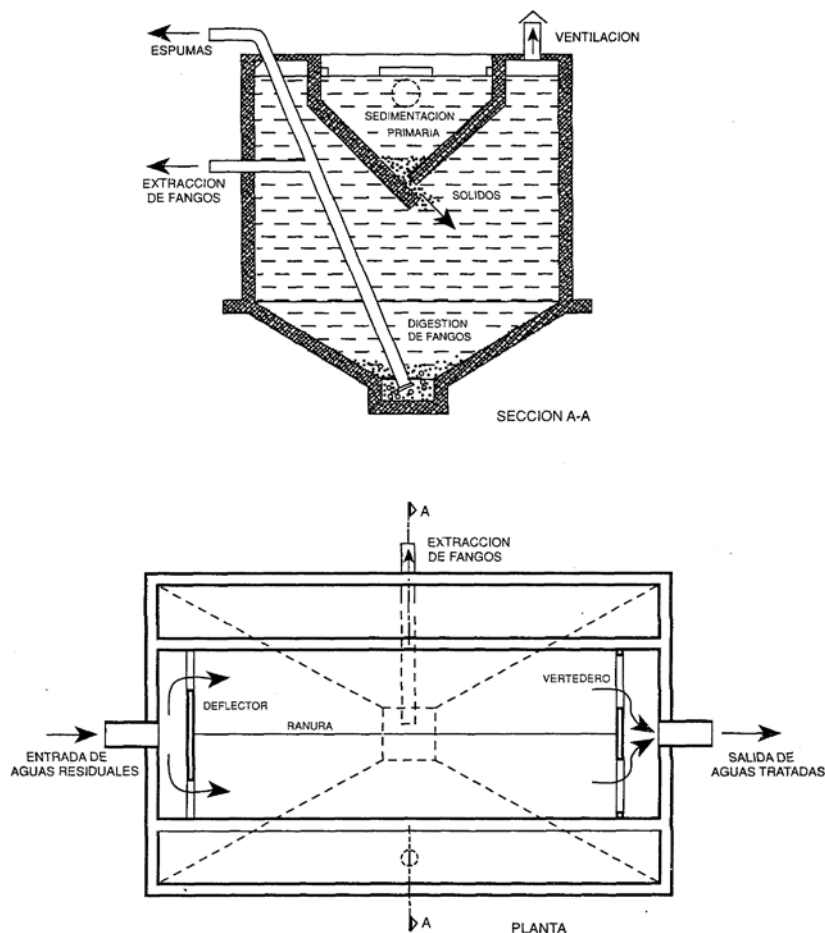


Figura 5.2.- Tanque de doble etapa (Imhoff), (AMA-CAM, 1992)

Suele ser beneficioso poner en marcha los tanques Imhoff aprovechando las épocas de clima más templado (primavera - verano), para condicionar una digestión de fangos más rápida.

Es buena práctica sembrar el digestor con fangos de otro tanque Imhoff o de un digestor de fangos de una EDAR, siempre y cuando se haga de forma conveniente. Hay que cuidar sobre todo que el fango no tenga un pH inferior a 6.8. La adición de lechada de cal suele ser una buena medida para acondicionar el fango, siempre que no se haga bruscamente.

Según la publicación divulgativa de la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno Vasco este elemento de depuración es en la actualidad poco utilizado, debido principalmente a los malos olores que pueden producirse. Sin embargo, en Navarra los técnicos de NILSA (empresa que gestiona el saneamiento en dicha comunidad) consideran mejor al tanque Imhoff frente a la fosa séptica (Suárez, et al., 1998).

Ciertos autores, como J. Rouhart, no lo consideran como alternativa, lo que parece ser tradición en Bélgica, pues Vassel tampoco menciona este tipo de tanques.

Se recomienda en la NTE 1974 para poblaciones de 50 hasta 100 h-e. Como en la fosa séptica debe complementarse el tratamiento con una etapa de un proceso biológico.

En el Estado de Nueva York, se emplean para poblaciones hasta de 5.000 h-e (Dpto. de Sanidad).

Sus ventajas e inconvenientes según la Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid son:

**Ventajas**

**Inconvenientes**

Necesita poco espacio  
Existe en el mercado ya prefabricado

Bajo rendimiento  
Mantenimiento engorroso  
Riesgo de malos olores

### 5.2.2.- RENDIMIENTOS

En la siguiente tabla se presenta la comparación del rendimiento de una fosa séptica y un tanque de doble etapa, según la Agencia de Cuenca Loire-Bretagne:

**Tabla 5.6.- Rendimientos comparados entre la fosa séptica y el tanque Imhoff**

Características	Afluente	Fosa séptica		Tanque de doble etapa	
		Efluente	%	Efluente	%
SS	300 - 400 mg/l	50 - 100 mg/l	80/75	100 - 150 mg/l	70/65
DBO <sub>5</sub>	300 - 400 mg/l	150 - 250 mg/l	50/40	200 - 300 mg/l	35/25

### 5.2.3.- DIMENSIONAMIENTO

Los sólidos que sedimentan se deslizan sobre el falso fondo fuertemente inclinado, en forma de canal, y caen al compartimento de digestión. Este debe tener capacidad suficiente para albergar el lodo durante el período de digestión (56 días para 15 °C, 75 días para 10 °C) (Unda Opazo, 1993).

La producción de fangos se estima entre 40 L/hab/año (Public Health Service, USA) y 360 L/hab/año (Norma suiza). Collado (1992) considera un valor medio de 75 L/hab/año. Si el proceso de tratamiento se completa con una instalación de lechos bacterianos o de fangos activos, se pueden introducir los lodos secundarios en el tanque Imhoff por lo que habría que aumentar el compartimento de digestión según los siguientes valores:

- Tanque Imhoff 130 L/hab/año
- Fangos activos 370 L/hab/año
- Lechos bacterianos 170 L/hab/año

**Tabla 5.7.- Dimensionado comparativo de tanques Imhoff**

Características	Alemania	Francia	Francia	Bélgica
Compartimento de decantación (L/hab)	----	----	----	25
Volumen mínimo (L)	----	400	----	250
Compartimento de fangos (L/hab)	75	----	----	100
Volumen mínimo (L)	----	1200	----	750
Tiempo de permanencia de los fangos (días)	150	----	----	----
Tamaño mínimo	30 h-e	2 a 6 habitaciones	30 h-e	7 h-e
Volumen total mínimo (L/hab)	----	----	200	----

**Tabla 5.8.- Dimensionado comparativo global de tanques Imhoff  
(volumen útil total en m<sup>3</sup>)**

Usuarios	NTE-ISD	Francia	Barcelona 100-150 L/hab/día	País Vasco
30	----	6,00	6/9	----



50	11,00	10,00	9/14	5,10
60	11,00	12,00	11/17	5,10
100	17,20	20,00	19/28	8,60
150	----	30,00	28/42	12,80
200	----	----	----	17,10
300	----	----	----	25,00

Fuente: AMA-CAM.

Otros valores que hay que tener en cuenta en el diseño del tanque de decantación-digestión:

	Cámara de grasas	Cámara de decantación	Cámara de digestión
<b>Volumen mínimo</b>	1000 litros	1500 litros	3000 litros
<b>Volumen por habitante</b>	37,5 litros	37,5 litros	150 litros
<b>Superficie mínima</b>		0,025 m <sup>2</sup> /hab	

Collado (1992) propone los siguientes parámetros de diseño:

- Carga hidráulica: 1m/h
- Tiempo de retención: 2 - 4 horas
- Acumulación de fango: 75 L/hab.año
- Superficie necesaria: 0,05 - 0,1 m<sup>2</sup>/hab

Fair-Geyer-Okun (1996) consideran que la altura del compartimento de sedimentación se puede establecer en tres metros o considerar una carga hidráulica superficial de 36 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> y día. Al compartimento de digestión de lodos, calculado para un almacenamiento de unos 60 L/hab (2 pies<sup>3</sup>), se le añaden 60 cm (2 pies) para mantener las ranuras libres de lodos.

#### 5.2.4.- CRITERIOS PARA LA CONSTRUCCIÓN

Según la AMA-CAM (1992):

- Forma: circular o rectangular en planta
- Profundidad: mínimo 2,80 metros
- Revestimiento: hormigón en muro y tabiques separadores
- Rendija entre las cámaras: mínimo 12 cm
- Inclinação de los tabiques: 1,2 a 1,5 (v): 1 (h)

#### 5.2.5.- EXPLOTACIÓN Y MANTENIMIENTO

En los tanques Imhoff hay que prestar especial atención a lo siguiente:

- Eliminar diariamente las grasas, natas y sólidos flotantes, del sedimentador.
- Raspar semanalmente los lados y fondos inclinados del decantador, con un cepillo de goma, para quitar los sólidos adheridos que podrían descomponerse.
- Limpiar semanalmente la ranura del compartimento de sedimentación.
- Cambiar el sentido del flujo una vez al mes, si estuviera previsto en el diseño.
- Romper las natas con chorro de agua a presión y retirarlas cuando su espesor llegue a 60 – 90 cm.
- Deben descargarse los fangos antes de que su nivel llegue a estar a 45 cm de la ranura del decantador. Es mejor descargar pequeñas cantidades con cierta frecuencia, que grandes cantidades después de mucho tiempo. Los lodos deben descargarse a una velocidad moderada para evitar canalizaciones a su través. Debe hacerse antes de que lleguen las bajas temperaturas, dejando un 20 % como inóculo. Al menos una vez al mes debería medirse su nivel.

- Después de cada descarga de lodos las líneas de descarga deben escurrirse y llenarse con agua, para impedir que los lodos se endurezcan y obturen la tubería.
- Prevención de la formación de espumas. Es muy difícil corregir esta situación una vez que se ha presentado. Va asociada a una acidificación de los fangos, y puede corregirse con cal en ese caso. También se puede dejar el tanque fuera de servicio durante unos días, si es posible.

### 5.2.6.- COMPARATIVA ENTRE FOSA SÉPTICA Y TANQUE IMHOFF

El mantenimiento de las fosas sépticas es más fácil que el de los tanques Imhoff. Éstos se deben vaciar una o dos veces al año y cada una o dos semanas se deben retirar los flotantes y mantener limpia la comunicación entre las cámaras.

**Tabla 5.9.- Análisis comparativo de las fosas sépticas y los tanques Imhoff**

		Fosa séptica	Tanque Imhoff
<b>Diseño</b>	Nº de compartimentos	2 a 3 en serie	2 superpuestos
	Separación de los tanques	Horizontal	Vertical
<b>Funcionamiento</b>	Decantación	En ambos compartimentos	En el depósito superior
	Acumulación de fangos	En ambos compartimentos	En el depósito inferior
	Intercambio fangos-agua	Sí	No
	Costra	De grasas y flotantes	De fangos fermentados
<b>Tiempo retención</b>	Agua	2-3 días	1-4 horas
	Fangos	2-3 años	6-12 meses
<b>Dimensionamiento</b>	Vivienda permanente	$V = 3 \times Q_d$ (si $Q_d < 10 \text{ m}^3/\text{día}$ ) $V = 2 \times Q_d$ (si $Q_d > 10 \text{ m}^3/\text{día}$ )	<u>Decantador:</u> Superficie ( $\text{m}^2$ )= $Q_p$ ( $\text{m}^3/\text{h}$ ) $V(\text{m}^3) = 1,5 Q_p$ ( $\text{m}^3/\text{h}$ ) $Q_p(\text{m}^3/\text{h}) = 0,25 Q_d$ ( $\text{m}^3/\text{día}$ ) <u>Digestor:</u> $V(\text{m}^3) = 1,5 Q_d$ ( $\text{m}^3/\text{día}$ )
	Vivienda estacional (ocupada menos del 50% del tiempo)	$V = 2 \times Q_d$ (si $Q_d < 10 \text{ m}^3/\text{día}$ ) $V = Q_d$ (si $Q_d > 10 \text{ m}^3/\text{día}$ )	El mismo decantador. 1/2 ó 1/3 el digestor.
<b>Explotación</b>	Vaciado de fangos	2- 3 años	1 año máximo
	Extracción de flotantes	-----	Semanal
	Limpieza de comunicación de compartimentos	-----	Semanal
<b>Rendimiento</b>	DBO <sub>5</sub> (300-400 mg/l)	150-250 mg/l	200-300 mg/l
	MES (300-400 mg/l)	60 -100 mg/l	100-150 mg/l

Fuente: Agence de l'Eau Loire-Bretagne

### 5.2.7.- CÁMARA SIFÓNICA

Permite evacuar el efluente de las fosas sépticas y tanques Imhoff de forma regular e intermitente con lo que se asegura la uniformidad de su distribución en pozos, zanjas filtrantes, lechos bacterianos, filtros, etc.

Se considera que el volumen necesario será equivalente al que permita llenar simultáneamente todas las tuberías de evacuación hacia el terreno hasta la mitad de su capacidad, por lo menos.

**Tabla 5.10.- Capacidad de la cámara sifónica en función de la población servida**

Habitantes	Cámara sifónica ( $\text{m}^3$ ) NTE
1 - 5	0,61
6 -10	0,91
11 -15	1,28
16 - 20	1,53

21 - 25	1,81
26 - 30	2,10
31 - 40	2,42
41 - 50	2,76

La OMS aconseja un calibre de sifón de 10 cm, para instalaciones hasta 40 usuarios y de 12,5 cm hasta 100 usuarios. A partir de 12 usuarios recomienda la instalación del sifón y a partir de 25 usuarios recomienda instalar dos sifones de funcionamiento alternativo.

### 5.3.- DECANTADORES PRIMARIOS

El objetivo de la decantación primaria es la reducción de los sólidos en suspensión de las aguas residuales bajo la exclusiva acción de la gravedad. En consecuencia sólo se puede pretender la eliminación de los sólidos sedimentables y las materias flotantes.

En pequeños núcleos, es recomendable la supresión de la decantación primaria, ya que con ello se obtienen las siguientes ventajas:

- Evitar los costes de construcción, explotación y mantenimiento del decantador primario.
- Reducción en la producción de fangos.
- Eliminación de olores en el trasiego de los fangos primarios.

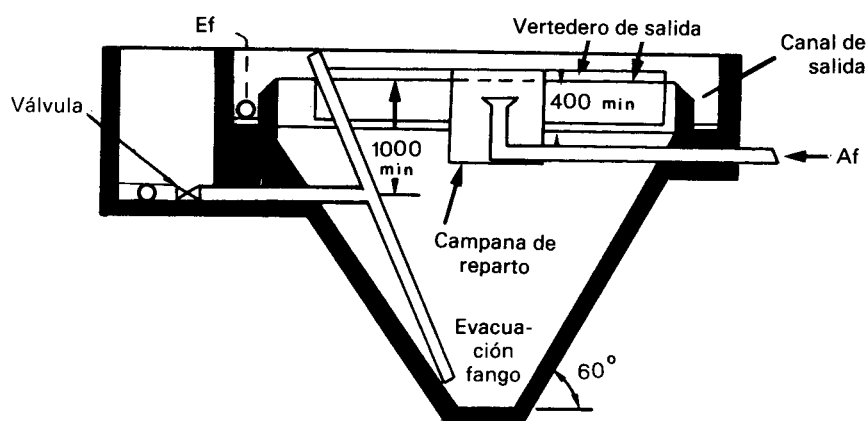


Figura 5.3.- Decantador primario estático

En poblaciones superiores a los 500 habitantes, y cuando el tratamiento elegido sea de lechos bacterianos o biodiscos, la decantación primaria resulta necesaria, para evitar problemas de atascamientos debidos a los sólidos en suspensión, flotantes y grasas que hayan superado el desbaste. En todo caso las tendencias actuales apuntan a evitar la decantación primaria, instalando sistemas de tamizado y flotación de grasas y espumas, que eviten los problemas de atascamiento mencionados.

Cuando se elijan sistemas de tratamiento, como lagunaje, aireación prolongada, etc., la decantación primaria no es necesaria.

En pequeños núcleos, es difícil cumplir en situaciones de caudal punta con las condiciones de tiempo de retención (> 2 horas) y carga hidráulica (< 1.3 m/h). Las expresiones siguientes, que tienen en cuenta las situaciones punta, nos dan el volumen (V) y superficie necesaria (A) de decantación, en función de la población (P), para una dotación de 180 L/hab·día (Collado, 1991).

- Volumen (litros) =  $180 P^{0.85}$
- Superficie de decantación (m<sup>2</sup>) =  $P^{0.85} / 10$

La forma de los decantadores en planta puede ser rectangular o circular. El sistema de recogida de fangos, puede ser por rascado de fondo o dando a éste suficiente pendiente para que resbalen por gravedad. Este último sistema resulta el más económico de explotación y debe emplearse cuando las dimensiones lo permitan (la profundidad de la unidad es mayor).

De una revisión de la bibliográfica se han extraído los criterios utilizados en el diseño práctico de la decantación primaria siguientes:

- En la alimentación a un decantador mediante canal de reparto la pérdida de carga en el elemento unitario de entrada ha de ser de 5 a 10 veces la pérdida de carga en dicho canal.
- La corona de reparto en un decantador circular de alimentación central, tiene unas dimensiones que generalmente cumplen las siguientes relaciones: su diámetro está comprendido entre 0,05 y 0,20 veces el diámetro del decantador. Su altura está comprendida entre 1/3 y 1/5 de la profundidad máxima del decantador.
- La pendiente de la solera de un decantador rectangular suele ser del 1%, En uno circular, puede oscilar entre 2% y 8%.
- En decantadores rectangulares la relación longitud partido por altura adopta valores comprendidos entre 4 y 35, mientras que la relación longitud partido por ancho está comprendida entre 1,5 y 7,5. En los decantadores circulares la relación radio partido por altura suele estar comprendida entre 2,5 y 8.
- El accionamiento de los sistemas de rasquetas de los decantadores circulares normalmente necesita una potencia de 0,001 CV por cada metro cuadrado de superficie del decantador mientras que los rectangulares necesitan 0,01 CV por metro cuadrado.
- Aunque no es previsible a partir de la experiencia conocer la reducción de  $DBO_5$  que conseguirá un decantador primario, un valor normalmente alcanzado para aguas residuales urbanas de tipo doméstico es del 30%. Este es el valor que suele adoptarse en el diseño de una estación depuradora para conocer la contaminación del efluente de la decantación primaria.
- Por último, siempre ha existido una discusión sobre cual es el mejor decantador, el circular o el rectangular. A partir de datos estadísticos de explotación de múltiples depuradoras se ha llegado a decir que los decantadores circulares obtenían mejores rendimientos. En realidad, teniendo en cuenta la gran cantidad de factores que afectan al funcionamiento de la decantación parece que la anterior afirmación no puede ser enunciada científicamente.

El principal problema de la explotación es la temporización de la purga de fangos. Con ésta se regula el caudal de extracción de fangos. Si este caudal es excesivo, la concentración de los fangos resulta baja, pudiendo perjudicar a los procesos de tratamiento de fango. Si por el contrario el caudal es pequeño, los fangos se van almacenando en el decantador. Esto puede traer como consecuencia una disminución del rendimiento del proceso y la entrada de los fangos en anaerobiosis, con la consiguiente posibilidad de malos olores y flotación del fango decantado. Parecidas consecuencias puede conllevar la adopción de excesivos intervalos de tiempo entre purgas.

**Tabla 5.11.- Resumen de parámetros de diseño de la decantación primaria (Tejero et al., 1999)**

<b>Rendimiento eliminación<sup>(1)</sup></b>	<b>SS</b>	60 - 65 %
	<b><math>DBO_5</math></b>	30 - 35 %
<b>Velocidad ascensional</b>	<b><math>Q_m</math></b>	< 1.3 m/h
	<b><math>Q_{m\acute{a}x}</math></b>	< 2.5 m/h
<b>Tiempo de retención (V/Q)</b>	<b><math>Q_m</math></b>	> 2 h
	<b><math>Q_{m\acute{a}x}</math></b>	> 1 h
<b>Carga sobre vertedero (<math>Q_p</math>)<sup>(2)</sup></b>		< 40 m <sup>3</sup> /h.m.l

<b>Calado bajo vertedero<sup>(2)</sup></b>		2 - 3.5 m
<b>Velocidad rasquetas (perimetral)<sup>(3)</sup></b>	<b>Dec <math>\emptyset</math></b>	< 120 m/h
	<b>Dec <math>\square</math></b>	< 60 m/h
<b>Tiempo de retención fangos en poceta</b>		< 5 h
<b>Concentración de fangos</b>		3 - 5 %
<b>Pendiente solera</b>	<b>Dec <math>\emptyset</math> (rasq)</b>	5 - 10 %
	<b>Dec <math>\square</math> (rasq)</b>	1 - 2 %
<b><math>\emptyset</math>: Corona de reparto</b>	<b>Diámetro</b>	0.10 - 0.15 $\emptyset_{dec}$
	<b>Altura</b>	0.25 - 0.50 $H_T$ (central)
<b><math>\emptyset</math>: Accionamiento puente: Central<sup>(4)</sup> <math>\leftrightarrow</math></b>		$\omega > 0.04$ rpm
<b><math>\square</math> Dimensiones<sup>(5)</sup></b>	<b>Relación largo/ancho (1.5 - 7.5)</b>	3 - 5
	<b>Relación longitud/calado</b>	4 - 35

<sup>1)</sup> Depende del porcentaje de sedimentables sobre los SS totales (poco abundantes en ARI). Por ejemplo, en el caso de un elevado número de aquellos el rendimiento de eliminación exigible se eleva al 90 %.

<sup>2)</sup> Para evitar la extracción de fangos con el efluente.

<sup>3)</sup> Para evitar la resuspensión de fangos.

<sup>4)</sup> En decantadores pequeños. En grandes, se recurre a accionamiento periférico.

<sup>5)</sup> La limitación máxima por posible influencia del viento para circulares es Diámetro 40-45 m y para rectangulares Largo 60-70 m.

## BIBLIOGRAFÍA

- Agencia de Medio Ambiente - Comunidad Autónoma de Madrid. (1992). *Depuración de aguas residuales en pequeñas colectividades. Recomendaciones para la elección, diseño y dimensionamiento de instalaciones*. Comunidad Autónoma de Madrid, Madrid.
- Benjes, H.H.Sr. (1977). *Small community wastewater treatment facilities-biological treatment systems*. U.S. EPA Technol. Transfer, Natl. Seminar, Chicago.
- Collado R. (1992). *Depuración de aguas residuales en pequeñas comunidades*. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Madrid.
- Dpto. de Sanidad del Estado de Nueva York. (1997). *Manual de tratamiento de aguas negras*. Edit. LIMUSA. México.
- Dewisme E. (1982). "Depuración de las aguas residuales de pequeñas comunidades". Seminario sobre tratamiento y reciclado de aguas residuales de bajos costos económicos y energéticos. Tecnologías sencillas. OCDE-MOPU. Madrid, 25-29 de octubre.
- Díaz Lázaro Carrasco J. A. (1988). *Depuración de aguas residuales*. Unidades Temáticas Ambientales de la Secretaría General del Medio Ambiente. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid.
- DIN 4261, part 1. *Small sewage treatment plants. Plants without aeration (septic tanks); application, design and construction*.
- Dirección General de Obras Hidráulicas. (1994). *Tecnologías de bajo coste para la depuración de aguas residuales: Seguimiento del Plan de Investigación y Desarrollo*. Consejería de Obras Públicas. Junta de Andalucía. Sevilla
- EPA/625/R-92/010. (1992). *Summary Report. Small community water and wastewater treatment*. Office of Research and Development. Washington.

- EPA/625/R-92/005. (1992). *Manual wastewater treatment/disposal for small communities*. Office of Research and Development. Washington.
- Gordon M. Fair; John Ch. Geyer; Daniel A. Okun. (1996). *Purificación de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales*. Volumen II. Ingeniería sanitaria y de aguas residuales. Editorial Limusa. México.
- Hernández Muñoz A., A. Hernández Lehmann, P. Galán Martínez. (1996). *Manual de depuración URALITA*. Editorial Paraninfo. Madrid.
- Jiménez D. (1987). *Tratamiento de aguas residuales en pequeños y medianos municipios. El lagunado y otros sistemas de bajo coste*. Jornadas celebradas en Gerona en 1984. Instituto de Estudios de la Administración Local. Madrid.
- Nieves de la Vega G. y Kovács Z. (1995). "La metodología de selección para poblaciones turísticas. Tecnologías de depuración". *Tecnología del agua*, N° 137.
- NTE-ISD (1974). *Instalaciones de Salubridad Depuración y vertido. Norma de depuración y vertido de las aguas residuales de tipo doméstico, no industriales, para poblaciones no mayores de 10.000 habitantes*. BOE núm. 14, 16 de enero de 1974.
- Pürschel W. (1982). *El tratamiento de las aguas residuales domésticas (Técnicas de depuración)*. Tomo 6. Tratado general del agua y su distribución. Urmo S.A. Bilbao.
- Rouhart J. (1986). "*L'épuration des eaux usées domestiques*". *Trib. Cebedau*, N° 513-514, 39, pp. 1-54. Cebedoc Editeur, Liège, Belgique.
- Suárez J., A. Jácome; C. García y J. Llanderrozcas (1998). Quinto Informe: *Asesoramiento Técnico y Científico para la Redacción de Proyectos del Convenio de Colaboración entre la Diputación Provincial de Coruña y las Universidades de Santiago de Compostela y de Coruña*. Proyecto: Sistemas Eficaces de Depuración de Aguas Residuales para Pequeños Núcleos de la Provincia de Coruña de Bajo Coste tanto de Construcción como de Mantenimiento.
- Tchobanoglous, G. and F. L. Burton (1991). *Wastewater Engineering. Treatment Disposal Reuse*. Ed: Metcalf & Eddy. 3 rd Edition.
- Tejero Monzón I., J. Suárez López, A. Jácome Burgos, J. Temprano. (1999). "*Introducción a la Ingeniería Sanitaria y Ambiental*". ETSI. Caminos, Canales y Puertos de las Universidades de Cantabria y Coruña. Coruña.
- Unda Opazo. (1993). *Ingeniería sanitaria. Aplicada a saneamiento y salud pública*. Editorial Limusa. México.
- WEF-ASCE. (1992). *Design of Municipal Wastewater Treatment Plants*. Volumen I. WEF Manual of Practice N° 8. ASCE Manual and Report on Engineering Practice N° 76. Vermont.
- Vice-consejería de Medio Ambiente - Gobierno Vasco. (1985). *Tratamiento de aguas residuales en núcleos de población reducidos*. Bilbao.