

ANÁLISIS DE CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE SISTEMAS DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN EL MEDIO RURAL

JUAN ALFREDO JÁCOME BURGOS
HÉCTOR DEL RÍO CAMBESES
DANIEL TORRES SÁNCHEZ
JEAN-PIERRE BLANCO MENÉNDEZ
JOAQUÍN SUÁREZ LÓPEZ

1. OBJETIVOS DE VERTIDO

1.1. Marco normativo

La Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas, es una de las claves de la política ambiental de la Unión Europea. Establece varias medidas respecto al saneamiento de las poblaciones, siendo la más importante de ellas la que señala que todas las aglomeraciones tienen la obligación de contar con sistemas de alcantarillado asociados a un sistema de tratamiento de las aguas residuales. La directiva establece que los vertidos de pequeñas aglomeraciones, hasta 2.000 habitantes equivalentes (h-e), deben someterse a un tratamiento «adecuado». Un tratamiento adecuado no tiene establecidos límites objetivos de concentración en el efluente, ni objetivos de rendimientos. Sin embargo, para aglomeraciones a partir de 2.000 h-e, la directiva sí que establece unos límites de vertido, que se recogen en las dos tablas siguientes.

Tabla 1. Límites establecidos para los vertidos de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) con tratamiento secundario a zonas no sensibles

Parámetro	Concentración	Reducción mínima ⁽¹⁾
DBO ₅ (sin nitrificación)	25 mg/L	70-90 %
DQO	125 mg/L	75 %
SS	35 mg/l ⁽²⁾	90 % ⁽²⁾

¹ Reducción respecto a los valores del afluente. Es posible aplicar el valor de concentración o el porcentaje de reducción.

² Este requisito es opcional.

Tabla 2. Límites establecidos para los vertidos de EDAR con tratamiento terciario a zonas sensibles⁽¹⁾

Parámetro	Concentración	Reducción mínima ⁽²⁾
Nitrógeno total	15 mg/L (entre 10.000 y 100.000 e-h) ⁽³⁾	70-80 %
Fósforo total	2 mg/L (entre 10.000 y 100.000 e-h) ⁽³⁾	80 %

¹ Dependiendo de la situación local, se pueden aplicar uno o ambos parámetros. Además, es posible aplicar el valor de concentración o el porcentaje de reducción.

² Reducción respecto al valor del afluente.

³ Los valores de concentración corresponden a medias anuales. Sin embargo, para el nitrógeno se pueden usar medias diarias cuando se pueda demostrar que se alcanza el mismo nivel de protección. En tal caso, la media diaria no puede exceder los 20 mg/L de nitrógeno total en todas las muestras, cuando la temperatura del vertido sea mayor o igual que 12 °C.

1.2. Límites de vertido para aglomeraciones de menos de 2.000 h-e

Para la Administración hidráulica la falta de límites objetivos del llamado *tratamiento adecuado* ha supuesto un problema a la hora de expedir las autorizaciones de vertido para las EDAR de pequeño tamaño. En general, durante un tiempo se adoptaron los límites establecidos para poblaciones de 2.000 h-e o mayores. Es decir, los límites de vertido fijados para una aglomeración de 100 h-e podrían ser iguales a los fijados para una EDAR que sirviese

a 100.000 h-e. Esto, además de ser aberrante, vuelve insostenible la depuración de las aguas residuales en los pequeños núcleos. En Galicia, la Administración hidráulica tomó la decisión de afrontar técnicamente este problema, y se propuso desarrollar unas directrices específicas para el saneamiento de aglomeraciones pequeñas. Uno de los resultados del proyecto ha sido la generación de unos límites u objetivos de vertido (OV) para poblaciones de menos de 2.000 h-e. Estos objetivos se presentan en la siguiente tabla, junto con el tratamiento «adecuado» para alcanzar su cumplimiento.

Tabla 3. Objetivos de vertido y tratamiento adecuado para EDAR de aglomeraciones menores de 2.000 h-e (Augas de Galicia, 2001, 2007)

	OV 1	OV 2	OV 3	OV 4	OV 5	OV 6
	Tratamiento primario	Tratamiento secundario de menor rendimiento	Tratamiento secundario convencional	Tratamiento secundario con nitrificación parcial	Tratamiento secundario con nitrificación y desnitrificación	Tratamientos avanzados para reducir el nitrógeno y el fósforo
DBO ₅	Rendimiento ≥ 30 %	≤ 40 mg/L	Rendimiento > 70-90 % ≤ 25 mg/L	Rendimiento > 70-90 % ≤ 25 mg/L	Rendimiento > 70-90 % ≤ 25 mg/L	Rendimiento > 70-90 % ≤ 25 mg/L
DQO		≤ 160 mg/L	Rendimiento > 75 % ≤ 125 mg/L	Rendimiento > 75 % ≤ 125 mg/L	Rendimiento > 75 % ≤ 125 mg/L	Rendimiento > 75 % ≤ 125 mg/L
SS	Rendimiento ≥ 50 %	≤ 80 mg/L	Rendimiento > 90 % ≤ 35 mg/L	Rendimiento > 90 % ≤ 35 mg/L	Rendimiento > 90 % ≤ 35 mg/L	Rendimiento > 90 % ≤ 35 mg/L
N _{total}	—	—	—	—	Rendimiento > 70-80 % < 15 mg/L	Rendimiento > 70-80 % < 15 mg/L zonas sensible
N-NH ₄ ⁺	—	—	—	< 15 mg/L	—	—
P _{total}	—	—	—	—	—	Rendimiento > 80 % < 2 mg/L zonas sensibles
CT	—	—	Sistema de desinfección necesario en función del medio receptor Rendimiento ≥ 99,99 %			
CF	—	—				

CT: Coliformes totales; CF: Coliformes fecales

Es decir, comparativamente con los objetivos de vertido establecidos en la Directiva 91/271, el propósito ha sido ampliar su espectro para facilitar y mejorar la toma de decisión sobre los límites que deben establecerse en las autorizaciones de vertido. Cabe destacar que para alcanzar el OV 2 se pueda recurrir a un tratamiento secundario, en general un proceso biológico, con un límite de concentración menos exigente que el convencional. Esto amplía las opciones tecnológicas de depu-

ración y, lo más importante, reduce los costes de implantación de EDAR en núcleos muy pequeños, en un gran número menores de 500 h-e. Por otra parte, el OV y el tratamiento adecuado correspondiente dependerán de la calidad exigida en la masa de agua y del tamaño relativo de la población, que se estima a partir de la ratio equivalentes habitante/caudal de dilución (h-e/Qd). En la siguiente tabla se presentan los valores de esta ratio asociados a los objetivos de vertido.

Tabla 4. Capacidad de dilución necesaria del medio receptor (aguas continentales fluyentes) en función de los objetivos de vertido (Augas de Galicia)

	OV 1	OV 2	OV 3	OV 4	OV 5	OV 6
h-e/Qd	5	18	18	28	28	60

Si el valor real de la ratio h-e/Qd es menor o igual que el límite fijado en la tabla 4, entonces se aplicarán los objetivos de vertido establecidos en la tabla 5 para diferentes rangos de población:

Tabla 5. Objetivos de vertido en función de h-e y características del medio receptor para aglomeraciones menores de 2.000 h-e (aguas continentales)

Población (h-e)	CLASIFICACIÓN DE LAS AGUAS CONTINENTALES					
	Río sin factores ambientales o usos singulares afectados	Río con riqueza piscícola	Río con zonas de baño	Espacio natural protegido	Río con captación	Zona sensible declarada, embalse y zona vulnerable
50-250	OV 2	OV 2	OV 3	OV 3	OV 3	OV 3
250-500	OV 2	OV 3	OV 3	OV 3	OV 4	OV 5 u OV 6
500-750	OV 2	OV 4	OV 3 + desinf.	OV 3	OV 5	OV 5 u OV 6
750-1.000	OV 3	OV 4	OV 3+ desinf.	OV 3	OV 5	OV 5 u OV 6
1.000-2.000	OV 3	OV 4	OV 3+ desinf.	OV 3	OV 5	OV 5 u OV 6 ⁽¹⁾

¹ Para EDAR comprendidas en el rango de 1.000-2.000 h-e se limitará la concentración de fósforo a < 2 mg/L

Si el valor real de la ratio h-e/Qd resultara mayor que el fijado en la tabla 4, será necesario analizar las causas, siendo posible establecer un objetivo de vertido más restrictivo. Se pre-

senta en la tabla 6 una serie de configuraciones de líneas de proceso que constituirían un «tratamiento adecuado» para cumplir con los objetivos de vertido establecidos.

Tabla 6. Distintas configuraciones de líneas de proceso para alcanzar los diferentes objetivos de vertido

OV 1	OV 2
Tratamiento primario	Tratamiento secundario menos exigente
Depósitos primarios-digestores primarios (fosa séptica, FS) (tanque Imhoff, TI)	FS + humedal TI + humedal
OV 3	OV 4
Tratamiento secundario convencional	Tratamiento secundario con nitrificación
FS + lecho bacteriano estático (LB) FS + biodiscos (BD) TI + filtro de arena con recirculación Biodiscos + humedal Lecho aireable sumergido (LAS)	Biodiscos, baja carga LB de baja carga LB de baja carga con recirculación Biomasa en suspensión, baja carga Lecho aireable sumergido, baja carga
OV 5	OV 6
Tratamiento con nitrificación-desnitrificación	Tratamiento con eliminación de fósforo
Biomasa en suspensión con cámara anóxica Biodiscos con cámara anóxica LAS con precámara anóxica	En el propio reactor biológico Por vía química Reactor anaerobio
DESINFECCIÓN	
Radiación ultravioleta Cloración-decloración Ozono	

2. TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO

De la tabla 3 de OV se desprende que, exceptuando el caso del OV 1, un tratamiento adecuado implica al menos un tratamiento secundario y, en casos más sensibles, un tratamiento terciario o un tratamiento más exigente, como la desinfección, para reducir la contaminación bacteriana. Tanto el tratamiento secundario, cuyos objetivos son la reducción de la contaminación por materia orgánica y sólidos en suspensión, como el tratamiento terciario, para la reducción de nutrientes (N y P), basan su rendimiento en la implantación de procesos biológicos. Las tecnologías de tratamiento biológico pueden clasificarse en función de la superficie de suelo necesaria para su implantación. Cuando se necesita una elevada superficie de suelo se habla de procesos *extensivos*. En caso contrario, los procesos se consideran

de tipo *intensivo* (también llamados *convencionales*). Ahora bien, la mayor o menor ocupación de suelo tiene implicaciones energéticas. Las tecnologías extensivas dependen, principalmente, de fuentes naturales de energía (simulan los procesos naturales de depuración), mientras que las intensivas aceleran los procesos naturales de depuración recurriendo al consumo de energía eléctrica.

2.1. Sistemas intensivos convencionales

2.1.1. Lechos bacterianos

En un lecho bacteriano (o filtro percolador, figura 1) el agua residual, decantada o pretratada, circula percolando a través de un material de relleno sobre cuya superficie se ha desarrollado un cultivo bacteriano llamado *biopelícula*.

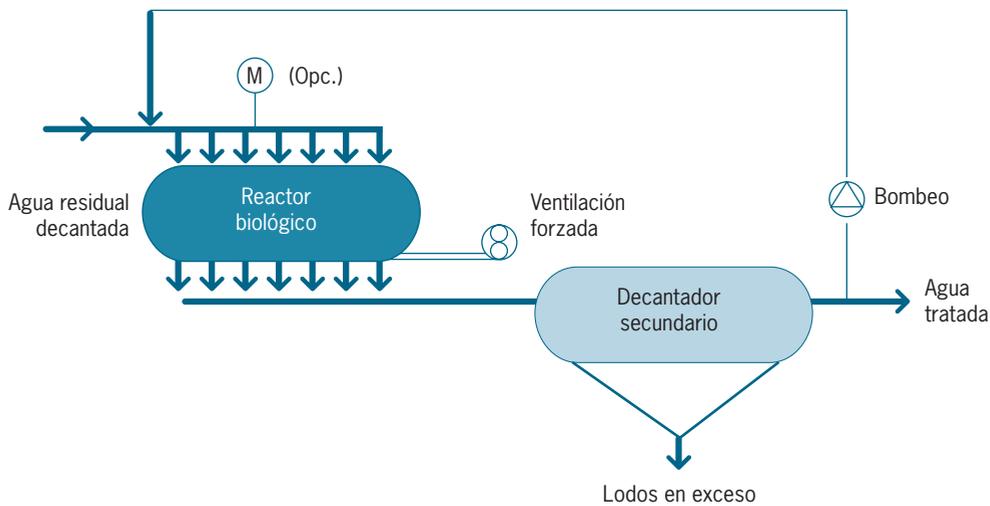


Figura 1. Esquema general de un sistema de lechos bacterianos

El agua residual entra en contacto con la biopelícula y con el aire. El oxígeno del aire se disuelve en el líquido y se transfiere por difusión a la biopelícula junto con los nutrientes solubles. El aire también contacta directamente con la biopelícula. La aireación del lecho puede darse por tiro natural o artificialmente mediante

soplantes de aire. Por otra parte, los sólidos en suspensión y coloidales presentes en el agua residual se adsorben sobre la película microbiana. Para evitar el atascamiento del lecho se requiere una reducción previa de sólidos de gran tamaño. Para núcleos de hasta 500 habitantes esta reducción se puede hacer con sis-

temas primarios de tipo fosa séptica o tanque Imhoff. Para poblaciones de entre 500 y 2.000 habitantes, se suele recurrir a un pretratamiento exigente que, además de las clásicas rejillas de desbaste, incluya tamizado de 1 a 2 mm y desarenado. Para reducir la concentración de materia orgánica entrando al lecho y para controlar el crecimiento excesivo de biopelícula se suele recurrir a la recirculación de agua tratada.

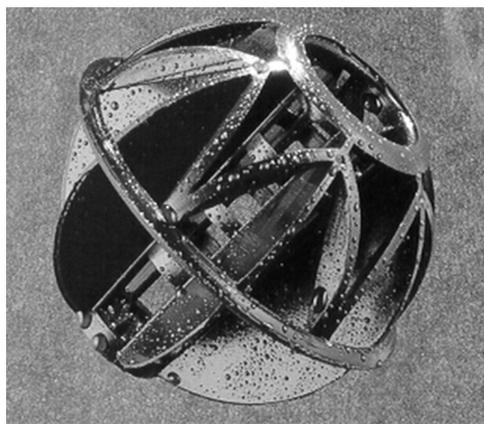
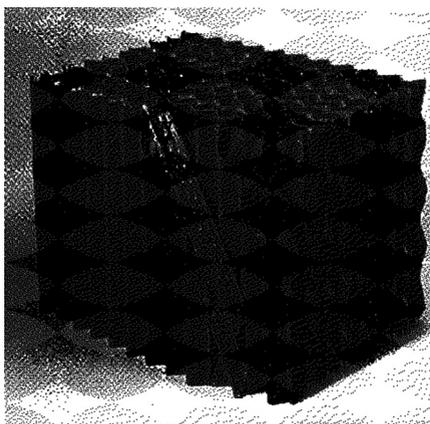


Figura 2. Soportes de plástico utilizados en lechos bacterianos

Las principales características o variables del medio soporte son las siguientes:

- **Superficie específica.** Es la superficie del soporte expuesta por unidad de volumen de lecho (m^2/m^3). Para la eliminación de materia orgánica se emplea un máximo de $100 m^2/m^3$.

- **Índice de huecos.** Es la porosidad del lecho en relación con su volumen total. Cuanto mayor es la carga orgánica aplicada mayor tiene que ser la porosidad, porque la biopelícula alcanzará mayor espesor. La porosidad con rellenos plásticos de $100 m^2/m^3$ suele ser mayor al 90 %.

La distribución del agua residual debe hacerse de forma uniforme sobre la superficie del lecho. El relleno del lecho se apoya en un falso fondo que permite el paso del agua tratada y de la biopelícula desprendida, para

Criterios de diseño

Los principales materiales utilizados como **medio soporte** de relleno son plásticos con diferentes configuraciones, bien como piezas sueltas que rellenan el reactor de forma aleatoria o mediante módulos colocados ordenadamente para formar el lecho. La grava, antiguamente muy utilizada, ahora, en general, está en desuso.

ser conducidos hacia un decantador secundario donde se separan los lodos. Al no saturarse el lecho queda aire en los intersticios, y por lo tanto la ventilación natural es viable. Para que la ventilación natural funcione óptimamente se necesita una diferencia de temperatura aire-agua mayor que $6^\circ C$. Hay que limitar la altura máxima de relleno para que la resistencia al paso del aire no sea excesiva y permita la ventilación natural. Si la ventilación no es suficiente podría disminuir el rendimiento del proceso y se podrían llegar a producir problemas de malos olores, entre otros. Otro sistema, antes poco utilizado, consiste en la ventilación forzada. Era habitual en la depuración de aguas residuales industriales. Ahora se tiende a que sea habitual también en EDAR urbanas como garantía de buen funcionamiento en todo momento. En función de la carga orgánica aplicada (expresada en kg de DBO_5 por m^3 y día) se tiene lechos bacterianos de baja, media, alta y

muy alta carga. La carga orgánica aplicada es el parámetro clave:

$$C_v = \frac{Q L_0}{A H}$$

Donde:

C_v = carga orgánica aplicada por unidad de volumen del lecho (kg DBO₅/m³/día)

Q = caudal medio de tratamiento (m³/día)

L_0 = concentración de DBO₅ en el afluente (kg/m³)

A = superficie del lecho (m²)

H = altura del lecho (m)

Para pequeñas poblaciones son de interés los lechos bacterianos de baja y de media carga orgánica. En el diseño, también se considerará la carga hidráulica, la recirculación, la altura y el tipo de relleno.

Tabla 7. Características de dimensionamiento de lechos bacterianos para pequeñas poblaciones

PARÁMETRO	POBLACIÓN DE HASTA 200 h-e	POBLACIÓN DE HASTA 2.000 h-e
Carga orgánica (kg DBO/m ³ /día)	< 0,20	< 0,40
Carga hidráulica total (m/día)	4-8	10-16
Recirculación (%)	No es habitual	Habitual 100-200
Altura del relleno (m)	1,5-2,5 (piedra) > 2,5 (plástico)	1,5-3,0 (piedra) > 2,5 (plástico)
Decantación secundaria	Prescindible	Necesaria

Los lechos de baja carga pueden proyectarse sin decantador secundario, ya que es mínimo el desprendimiento de biopelícula, que además está muy estabilizado, pues, el sistema funciona en fase de respiración endógena.

Rendimiento

Eliminación de DBO₅ (%): 80-90

Calidad del efluente: 25-35 mg/L DBO₅

Ventajas (+) e inconvenientes (-)

- (+) Bajo consumo de energía.
- (+) Explotación simple; requiere menos control y mantenimiento.
- (+) Buenas características de sedimentación del lodo.
- (+) Baja sensibilidad a variaciones de carga y a productos tóxicos.
- (+) Buena adaptación a poblaciones pequeñas y medianas.
- (+) Requiere personal con un nivel medio de formación y capacitación técnica.
- (-) Requiere atención regular del personal encargado de la explotación.
- (-) Problemas controlables de malos olores y vectores sanitarios.
- (-) Para la eliminación de amonio, las unidades resultan de gran tamaño.

Explotación y mantenimiento

Cuando incorporan equipos eléctricos requiere personal moderadamente cualificado. De forma sistemática debe registrarse información sobre los siguientes aspectos:

- Color de la biomasa (en superficie del lecho y la que se desprende)
- Presencia y tipo de olor (séptico, humedad, sin olor...)
- Observación de posibles problemas, como los siguientes:
 - Mala distribución del flujo
 - Atascamiento del lecho (posible encharcamiento)
 - Atascamiento de boquillas, orificios o aspersores
 - Congelación
 - Presencia de moscas
 - Vegetación sobre el lecho
- Comprobación periódica de la ventilación

Producción de lodos, consumo de energía y demanda de espacio

Los lechos bacterianos producen una ratio de 475 litros de lodo por habitante y año. De ser el caso, el consumo específico de energía es de 70 kWh/1.000 m³, o de 0,7 kWh/kg

DBO eliminado. La superficie mínima necesaria es de 0,04 m²/h-e.

2.1.2. Biodiscos

Como los lechos bacterianos, el proceso de biodiscos (en inglés *rotating biological contactors*, RBC) consiste en un reactor de biomasa adherida a un soporte (proceso biopelícula). El reactor está constituido por un

depósito de nivel constante, en el que se coloca un conjunto de discos de plástico dispuestos en paralelo atravesados por un eje horizontal. El eje es accionado por un motor que hace girar el conjunto de discos. Cada reactor suele disponer de varias etapas en serie, con uno o más paquetes de discos en cada etapa. Cada etapa funciona como un tanque de mezcla completa. El reactor se suele cubrir para reducir las inclemencias meteorológicas, así como para minimizar su impacto ambiental (figura 3).

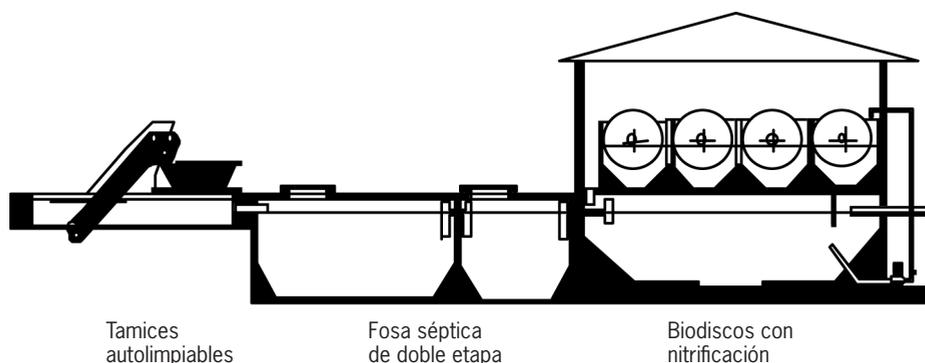


Figura 3. Esquema de un sistema de biodiscos para pequeñas poblaciones

La depuración la realiza una biopelícula aerobia que utiliza la materia orgánica del agua residual como fuente de sustrato y energía. La actividad bacteriana demanda una aportación continua de oxígeno, que se consigue mediante el movimiento rotatorio de los discos. En régimen estacionario el crecimiento en exceso de biopelícula se elimina mediante desprendimiento erosivo debido al cortante producido por el giro de los discos. Este exceso de biomasa se separa y se purga en un decantador secundario. Los biodiscos pueden diseñarse como reactores de nitrificación conjunta, es decir, para que oxiden materia orgánica y amonio mediante varias etapas en serie, o pueden ser reactores de nitrificación terciaria, es decir, solo para oxidar amonio.

Criterios de diseño

En pequeñas poblaciones, el agua bruta debe someterse a un pretratamiento exigen-

te compuesto por tamizado de partículas con tamaños menores de 1,5 mm y desarenado o, en su caso, a un tratamiento primario basado en fosa séptica, tanque Imhoff o decantación primaria. La configuración de los discos intenta maximizar el área superficial, mejorar la mezcla y optimizar la aireación. Los discos se fabrican con materiales como espuma de poliestireno, PVC y polietileno. La superficie del disco puede ser lisa o corrugada. Dependiendo del material, el espesor de los discos varía de 1 hasta 25 mm. Los discos se fijan a un eje metálico a intervalos regulares formando un módulo. En las primeras etapas los discos se instalan más separados (25-35 mm), lo que permite conseguir una superficie de 1.000 m² disco/m de eje. En las etapas intermedias y finales se colocan más próximos (10-20 mm), ya que la biopelícula tiene un espesor menor; esto permite alcanzar una superficie de hasta 2.000 m² disco/m de eje. La inmersión de

los discos es de un 40 % de su superficie. La velocidad tangencial periférica es de 10-20 m/min, lo que corresponde a entre 3 y 6 rpm para discos de 1 m de diámetro, y de 1 a 2 rpm para un diámetro de 3 m. Se puede determinar el volumen del tanque basándose en el cociente volumen de líquido/superficie de discos, generalmente 5 L/m² (rango de 5-9 L/m²). El parámetro clave de diseño es la carga orgánica superficial aplicada:

$$B_A = \frac{Q L_0}{A}$$

Donde:

B_A = carga orgánica superficial aplicada (g DBO/m² disco/día)

Q = caudal medio de tratamiento (m³/día)

L_0 = concentración de DBO (mg/L)

A = superficie total de soporte (m²)

Tabla 8. Parámetros operacionales y de diseño de biodiscos (fuente: Metcalf & Eddy, 2003)

PARÁMETRO	NIVEL DE TRATAMIENTO		
	Secundario	Nitrificación conjunta	Nitrificación terciaria
Carga orgánica 1.ª etapa (g DBO ₅ /m ² /día) (g DBOT/m ² /día)	12-15 24-30	12-15 24-30	
Carga orgánica total (g DBO ₅ /m ² /día) (g DBOT/m ² /día)	4-10 8-20	2,5-8 5-16	0,5-1,0 1,0-2,0
Carga hidráulica (m/día)	0,08-0,16	0,03-0,08 0,7-1,5	0,04-0,10
Carga de NH ₃ (g N/m ² /día)			
Tiempo de retención hidráulica, TRH (h)	0,7-1,5	1,5-4,0	1,2-3,0

Temperatura del agua residual > 13 ° C; DBO₅ = DBO₅ soluble; DBOT = DBO₅ total.

El principal criterio consiste en no exceder una carga de 12 g DBO₅ soluble/m²/día, ni una carga de 30 g DBO₅ total/m²/día, en ninguna etapa del proceso. La tasa máxima de nitrificación será de 1,5 g N/m²/día. Los RBC se diseñan con un coeficiente punta de caudal (Cp) menor o igual que 2,5. Cuando el Cp es mayor que 2,5, la carga orgánica de diseño debería reducirse proporcionalmente al incremento del Cp con respecto a 2,5. Los sólidos arrastrados o el biopelícula desprendida se deben reducir en un decantador secundario.

Rendimiento

El rendimiento depende de la carga orgánica aplicada. La carga global suele estar en un rango de 6 a 20 g DBO₅ total/m²/día para conseguir reducciones del 80 al 90 % de la

DBO₅. Asimismo, el rendimiento depende del número de etapas, pero instalar más de cuatro etapas no suele aumentar el rendimiento significativamente.

Ventajas e inconvenientes

Las principales ventajas son las siguientes:

- Bajo consumo de energía.
- Elevada capacidad de respuesta ante sobrecargas contaminantes.
- Baja producción de lodos.
- Explotación y mantenimiento simples.
- Buena sedimentabilidad del lodo.
- Despreciable problema de aerosoles.
- Baja producción de ruidos.
- Adaptación como depuradoras compactas o prefabricadas.

Sus principales inconvenientes son los siguientes:

- Necesidad de material de soporte especial.
- Necesidad de diseño mecánico riguroso.
- Montaje complicado.
- El coste es casi lineal con respecto al caudal tratado; no hay factor escala.

Explotación y mantenimiento

Los cojinetes y las unidades de impulsión requieren frecuente mantenimiento. Sistemáticamente debe registrarse información sobre los siguientes aspectos:

- Color de la biomasa por etapas.
- Presencia y tipo de olor (séptico, humedad, sin olor...).
- Observación de posibles problemas como:
 - exceso de espesor de biopelícula;
 - presencia de moscas.
- Si funcionan biodiscos en paralelo, verificar el reparto equitativo de caudales
- Control del oxígeno disuelto (OD) en las primeras etapas

Producción de lodos, consumo de energía y demanda de espacio

En alcantarillados municipales la producción de lodos en RBC es de 60 kg de lodo seco/1.000 m³ de agua tratada. Con un peso específico de lodo de 1,025 y una concentración de 1,5 %, el volumen de lodos producido sería de 285 l/h-e/año. El consumo específico de energía es de 162 kWh/1.000 m³, o de hasta 1,1 kWh/kg DBO eliminado (0,3-1,1 kWh/kg DBO eliminado). Para poblaciones de más de 50 h-e, la superficie mínima necesaria es de 0,05 m²/h-e.

2.1.3. Lechos aireables sumergidos

El proceso biopelícula de lecho aireable sumergido, o proceso LAS (en inglés *submerged aerated filter process*, o *SAF process*), se utiliza para la eliminación de DBO y nitrógeno de

aguas residuales urbanas e industriales. Es un reactor biológico donde el agua residual se hace pasar a través de un lecho sumergido que sirve de soporte físico para el crecimiento de una biopelícula. Durante la explotación del proceso, la biopelícula se desprende erosivamente de forma continua, siendo necesaria una decantación final. No se requieren lavados porque los soportes se diseñan para evitar el atascamiento del lecho. Pueden ser de flujo ascendente (co-corriente con el aire) o descendente (contracorriente con el aire).

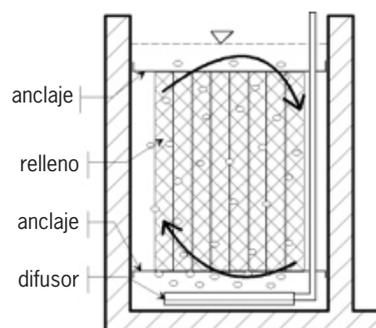


Figura 4. Esquema de una tipología de proceso LAS

Criterios de diseño

Se requiere un pretratamiento exigente de las aguas residuales (las partículas en suspensión que entren al reactor deberán tener un tamaño inferior a 200 micras). Para poblaciones de hasta 500 h-e puede emplearse un tratamiento primario del tipo fosa séptica o tanque Imhoff. En estos casos, los fangos secundarios pueden purgarse hacia el tanque primario. Para poblaciones mayores, de hasta 2.000 habitantes, se puede sustituir el tratamiento primario por un pretratamiento compuesto de desbaste, tamizado y desarenado. En este caso, los fangos secundarios deberán purgarse hacia un tanque de estabilización aerobia o, en su defecto, se debe incluir una línea de fangos. Para la eliminación de DBO, SS y amonio en pequeñas poblaciones, la superficie específica del relleno suele ser ≤ 100 m²/m³, y la carga de DBO₅ no suele exceder los 0,6 kg/m³/día. Esto evita el atascamiento del lecho, no siendo necesarios los lavados. Si a pesar de esto se produce una acumulación excesiva de biopelícula,

este se elimina de la unidad mediante lavados esporádicos con un exceso de flujo de aire, durante 10 a 20 minutos. La altura de relleno más común es de 2 a 3,6 metros. Los reactores se pueden rellenar con módulos de plástico corrugado, tubos de plástico, mallas de plástico, etc. Los materiales suelen ser polietileno, polipropileno y PVC. La superficie específica, A_s , oscila de 100 a 200 m^2/m^3 y presenta una porosidad del 82 al 92 %. Los módulos plásticos autosoportables se instalan en varias celdas conectadas en serie. Los sistemas de aireación se instalan por debajo del relleno. Se usa difusores de membrana de burbuja preferentemente gruesa. También se emplean membranas tubulares, que se suelen instalar a un costado del tanque, lo que induce la recirculación interna del agua en la celda.

Tabla 9. Características de diseño del proceso LAS aerobio para colectivos menores de 2.000 h-e

PARÁMETRO	VALOR
Superficie específica (A_s)	100 m^2/m^3
Carga orgánica (C_o)	$\leq 0,6$ kg DBO/ m^3 /día
Altura de relleno	$> 2-3,6$ m
Producción de fangos	0,4 kg SSV/kg DBO5

Rendimiento

Los procesos LAS aerobios diseñados con cargas de hasta 0,6 kg DBO/ m^3 /día consiguen rendimientos muy elevados, que permiten alcanzar en el efluente decantado una calidad de 10/15/5 mg/L en DBO/SS/amonio, respectivamente. Para la eliminación de nitrógeno total se puede introducir una línea de tratamiento con uno o más lechos no aireados sumergidos en cabecera (pre-desnitrificación). Las celdas finales son aireadas para oxidar DBO y amonio. La calidad del efluente de un tratamiento con eliminación de nitrógeno total sería la siguiente:

- DBO < 10 mg/l
- NT < 5 mg/l
- Amonio < 1 mg/l

Tienen varios campos de aplicación: escuelas rurales, hospitales, residencias geriátricas, restaurantes, hostelería en general, edificios públicos, campings, urbanizaciones de nivel medio-alto, industrias, medio rural como haciendas, fincas, etc.

Ventajas e inconvenientes

Para pequeñas EDAR cumplen tres requisitos: gran tolerancia a las variaciones de carga, mantenimiento simple y baja producción de lodos. Otras ventajas son las siguientes:

- Funcionamiento estable tras largos periodos de baja o nula carga de trabajo.
- Muy baja producción de lodos: 1/4 a 1/5 de la producción en sistemas de fangos activos.
- Baja o nula generación de malos olores, bajo impacto visual y bajo nivel de ruido.

Como inconvenientes destacan los siguientes:

- Mayor consumo de energía que los biodiscos y los lechos bacterianos.
- Escaso control sobre el crecimiento de biomasa (es un lecho sumergido).

Explotación y mantenimiento

El mantenimiento es mínimo. El filtro de las soplantes hay que cambiarlo cada seis meses (se trata de un proceso de cinco minutos). Los difusores requieren recambio cada siete años (requieren media jornada de trabajo). Las operaciones regulares comprenden:

- Inspección semanal y retirada de fangos (< 1 hora).
- Inspección mensual del sistema de aireación.

Las operaciones para lechos aireados sumergidos instalados en viviendas individuales son el lavado del lecho y el envío del fango biológico desprendido a un decantador primario de tipo fosa séptica una vez cada varios meses, y la eliminación de la espuma y fango depositados en el decantador primario una vez al año.

Producción de lodos, consumo de energía y demanda de espacio

Las plantas para poblaciones de entre 400 y 800 h-e producen de 56 a 112 m³/año de lodos primarios y secundarios. La ratio es de 140 L/h-e/año (120 + 20, primarios + secundarios). Para una población entre 400 y 800 h-e, el consumo eléctrico es de 0,12 a 0,18 kWh/h-e/día. Para poblaciones de hasta 30 h-e, el consumo puede alcanzar los 0,6 kWh/h-e/día. Para saneamiento de hasta 6 h-e, se comercializan plantas compactas con un consumo de 40-50 W. Para poblaciones entre 100 y 1.500 h-e, y con altura de relleno entre 3 y 3,6 m, se requiere de 3 a 6,5 m² por cada 100 h-e (la ratio es inversamente proporcional al tamaño de población). Las necesidades de espacio representan un 40 % de la superficie requerida por una planta equivalente de fangos activos.

2.1.4. Aireación prolongada

Los sistemas de aireación prolongada constituyen una variante del proceso de fangos activos adaptada a las características de los pequeños núcleos. Constan generalmente de dos cámaras, la primera de aireación, en la que se aporta aire por medios mecánicos, soplantes o turbinas; la segunda actúa de clarificador, decantando la materia floculada. Los lodos decantados se recirculan a la cámara de aireación para su oxidación.

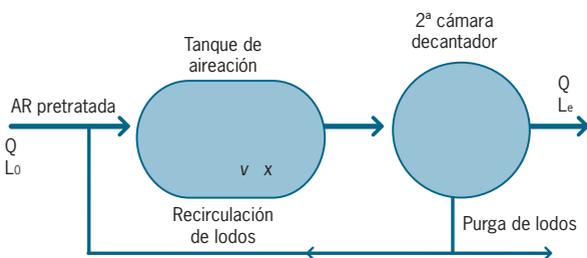


Figura 5. Esquema de un sistema de aireación prolongada

Criterios de diseño

Se caracteriza por tiempos de retención hidráulica y celular muy elevados. El lodo se estabiliza de forma aerobia gracias a los

prolongados periodos de aireación y al desequilibrio entre la cantidad de biomasa en el tanque y la cantidad de materia orgánica afluyente, es decir, que se trabaja con valores muy bajos de la relación alimento/microorganismos, llamada *carga másica*:

$$CM = \frac{Q(L_0 - L_e)}{XV}$$

Donde:

Q = caudal medio diario (m³/día)

L₀, L_e = DBO₅ total del afluyente y del efluente, respectivamente (mg/L)

X = concentración de biomasa en el reactor (mg SSLM/L)

V = volumen del reactor (m³)

CM = carga másica (kg DBO/kg SSLM/día)

Para el saneamiento de pequeños núcleos se recomienda como parámetros de diseño:

Tabla 10. Parámetros de diseño de sistemas de aireación prolongada (P < 2.000 h-e)

PARÁMETRO	VALOR
Carga másica (kg DBO/kg SSLM/día)	< 0,10
Tiempo de retención celular, TRC (días)	20-30
Sólidos en suspensión en el licor de mezcla, SSLM (mg/l)	3.000-5.000
Carga volumétrica (kg DBO ₅ /m ³ /día)	< 0,35
TRH (h)	18-36
Recirculación (%)	75-150
kg O ₂ /kg DBO eliminado	> 1,80
Potencia (mezcla)	30 a 40 W/m ³ turbinas de superficie 10 a 20 W/m ³ soplantes 3 a 10 W/m ³ mezcladores
Fracción volátil SSLM	0,60-0,70

Es recomendable que las unidades cuenten con un pretratamiento basado en desbaste o tamiz y desarenador-desengrasador. El uso del desbaste o de fosas sépticas reduce problemas de flotantes en el decantador, y de

obstrucción de tuberías y bombas. Hay que considerar una distancia mínima a viviendas debido a la generación de aerosoles y ruido.

Rendimiento

Pueden lograr reducciones de entre el 70 y el 90 % de la DBO₅ y de los sólidos en suspensión totales (SST) en agua residual urbana. Alcanzan concentraciones de 20 a 50 mg/l para estos parámetros en el efluente. En general, las plantas compactas de aireación prolongada producen un alto grado de nitrificación, dado que los tiempos de retención son elevados. Se alcanza hasta un 90 % de oxidación de nitrógeno amoniacal.

Ventajas (+) e inconvenientes (-)

(+) Optimización del funcionamiento: el tratamiento del agua y la estabilización del fango se hace en la misma cuba de aireación.

(+) Buena resistencia a los efectos de sobrecargas de contaminación, variaciones de pH y efectos inhibidores o de tóxicos, debido al largo tiempo de retención hidráulica y a la baja actividad bacteriana.

(+) Proporciona un buen almacenamiento de lodos, por lo que una purga semanal suele ser suficiente.

(+) Reducen la descarga de amonio a las aguas receptoras.

(+) Son una alternativa para sitios en donde los sistemas sépticos no son adecuados.

(-) La presencia de flóculos ligeros en el agua tratada impide garantizar una calidad en continuo inferior a 35 mg/L de SS.

(-) Gran volumen de las cubas de aireación.

(-) Demandan mucha energía eléctrica en la aireación.

(-) Son más costosos de operar que los sistemas de biopelícula.

(-) Incluyen partes mecánicas que se pueden descomponer.

(-) Requieren un mayor mantenimiento rutinario.

(-) Están sujetos a trastornos de operación cuando se producen sobrecargas repentinas o no se hace un mantenimiento adecuado.

(-) Respecto a las plantas prefabricadas de disposición enterrada es preciso tener en cuenta la dificultad que tiene su control.

Explotación y mantenimiento

Los flóculos se desarrollan en un periodo de 6 a 12 semanas. Durante el arranque, es aconsejable trabajar con una tasa alta de recirculación de lodos. Las principales actividades rutinarias de explotación y mantenimiento son las siguientes:

- Retirada periódica de flotantes.
- Limpieza semanal de canales y vertederos.
- Inspección bimensual de las soplantes.

Los principales problemas incluyen fallos del equipo de aireación, la obstrucción de bombas y tuberías, fallo de los motores eléctricos, corrosión y fallos de los equipos de control, así como el mal funcionamiento eléctrico. Un mantenimiento meticuloso reduce estos problemas. El proceso puede llevarse a cabo mediante el control de unos cuantos parámetros: el oxígeno disuelto en el tanque de aireación, la tasa de recirculación de lodos y la tasa de purga de lodos. En plantas compactas, estas técnicas de control están determinadas por limitaciones mecánicas, de manera que se tiene muy poco control operacional. El nivel de oxígeno disuelto es normalmente alto, y en la práctica no puede controlarse, excepto con una operación de encendido y apagado. Un control y seguimiento del proceso puede servir para optimizar los ciclos aireado y no aireado mediante un control temporizado que reduzca el consumo de electricidad, y que permita, también, cierto grado de eliminación de nitrógeno. La tasa de recirculación del lodo va del 50 al 200 % del caudal de entrada. Se pueden usar controles temporizados para regular el bombeo de la recirculación. La purga de lodos se realiza manualmente en la mayoría de las plantas compactas, normalmente durante el mantenimiento rutinario. La purga se hace normalmente por bombeo directo del licor de mezcla del tanque de aireación. El lodo purgado debe ser manejado de forma adecuada.

Producción de lodos, consumo de energía y demanda de espacio

La producción de lodos se estima en 95 kg de lodo seco/1.000 m³. Considerando un lodo con un peso específico de 1.015 y una concentración del 1 %, significa 680 L/h-e/año. Los requisitos de energía son variables, pero el rango va de 2.5 a 10 kWh/día. El consumo específico de energía se sitúa en 1,67-2,50 kWh/kg DBO eliminado. Se requiere un mínimo de 0,10 m²/h-e.

2.2. Tecnologías extensivas

Estas técnicas, por definición, ocupan más superficie de suelo que los procesos intensivos desarrollados para grandes aglomeraciones. Sin embargo, los procesos extensivos tienen costes de inversión, generalmente, más bajos. Además, la explotación de estos procesos es más simple, más flexible y permite un gran ahorro de energía.

2.2.1. Filtro intermitente de arena con recirculación

El filtro de arena con recirculación (FAR) es una versión mejorada del tradicional filtro de arena por gravedad. Su diseño busca reducir o eliminar el problema de malos olores del filtro convencional. La recirculación de agua tratada mejora la aireación del filtro. Su uso es recomendable en sitios con nivel freático elevado, mala permeabilidad y poca superficie disponible. Su aplicación es idónea para pequeños caudales de aguas residuales, que pueden proceder de núcleos de población, así como de camping, escuelas, y similares. Los contaminantes (materia orgánica, nitrógeno y sólidos en suspensión, o SS) se eliminan mediante procesos físicos, químicos y biológicos. El proceso biológico es el más relevante en la eliminación. Los componentes necesarios son un depósito de pretratamiento (fosa séptica, tanque Imhoff o un depósito primario), un tanque de recirculación y el filtro de arena.

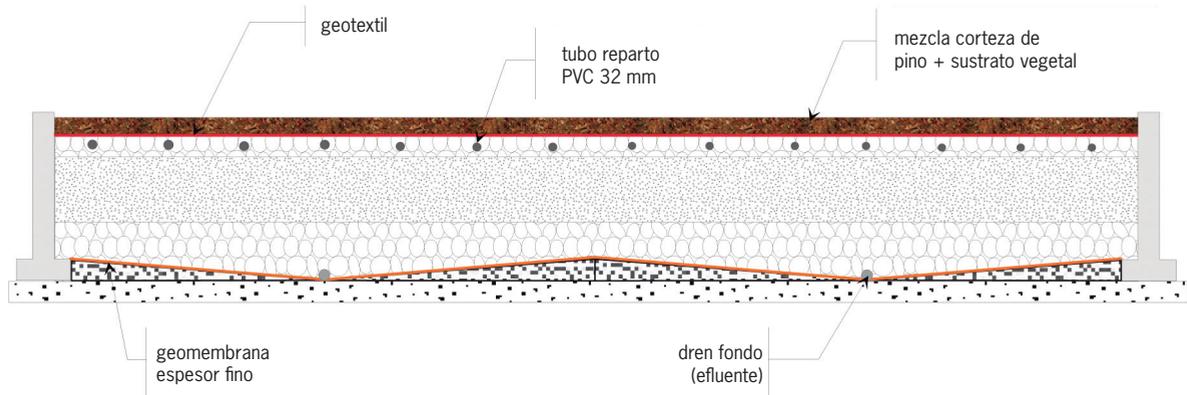


Figura 6. Esquema de la sección de un filtro de arena con recirculación

Criterios de diseño

El agua residual bruta, o pretratada, pasa por un tratamiento primario. El efluente primario parcialmente clarificado pasa al tanque de recirculación, que debería tener un tiempo de retención de un día. En el tanque de recirculación se mezclan los efluentes primario y secundario, y esta mezcla es bombeada hacia el filtro. La mezcla (efluente primario y secundario) se dosifica mediante una bom-

ba sumergible a través de un sistema de distribución que la reparte sobre el filtro. La frecuencia de la dosificación se puede controlar mediante un temporizador. El lecho de arena requiere una altura mínima de 60 cm. La arena se apoya sobre una capa de grava de unos 25 cm. El agua tratada se recoge con un tubo dren de fondo. En climas muy fríos, el diseño debe prever la posible congelación del agua.

Tabla 11. Criterios de diseño de filtros de arena con recirculación

VARIABLE	CRITERIO DE DISEÑO
Pretratamiento	Fosa séptica, tanque Imhoff o similar
Medio Material Tamaño eficaz Coeficiente de uniformidad Espesor	Granular, durable, lavado 1-3 mm < 4,0 60 cm
Drenaje de fondo Tipo Pendiente Recubrimiento	Tubería perforada o ranurada 0-0,1 % Grava durable lavada
Carga hidráulica	120-200 mm/día
Carga orgánica	10-40 g DBO/m ² /día
Tasa de recirculación	300-500 %
Tanque de recirculación	TRH = 1 día
Sistema de distribución y aplicación	Riego a presión a través de boquillas
Dosificación Encendido Apagado Frecuencia Volumen/orificio	< 2-3 minutos Varía 48-120 veces/día o más 4-8 l/orificio/aplicación

Fuente: adaptada de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US EPA, 1999)

Rendimientos

Los sistemas que incluyen un FAR producen un efluente de gran calidad, con una eliminación de entre el 85 y el 95 % de DBO y SS. Adicionalmente, se consigue una nitrificación completa. También, se produce desnitrificación en cierto grado, alcanzándose una eliminación de nitrógeno total de un 50 %. El rendimiento depende del grado de biodegradabilidad del agua residual, del ambiente interior del lecho y de sus características de diseño. La temperatura afecta al funcionamiento del filtro. Otros parámetros que afectan son el grado de pretratamiento del agua, el tamaño de la arena, la carga hidráulica, la carga orgánica, y las técnicas de dosificación y frecuencia. La acumulación de material orgánico en el FAR afecta a su rendimiento.

Ventajas (+) e inconvenientes (-)

- (+) Elevada calidad del efluente.
- (+) Diseño modular que facilita la ampliación.

(+) Eficaces con aguas residuales de elevada DBO.

(+) Fácil accesibilidad para su mantenimiento.

(+) Reducción significativa del nitrógeno total.

(+) Requiere menos superficie que un filtro convencional (una quinta parte).

(-) Si en el sitio no se dispone del material filtrante, encarece el coste.

(-) Se requiere mantenimiento semanal para el medio, el bombeo y los controles.

(-) El diseño debe cuidarse mucho en climas fríos.

Explotación y mantenimiento

Los FAR requieren un mantenimiento rutinario sencillo. Las principales tareas consisten en inspeccionar los equipos de dosificación, mantenimiento de la superficie del filtro, comprobar la descarga por los orificios (altura de descarga) y hacer un *flushing* del sistema de distribución anualmente. Adicionalmente, debe controlarse el nivel de lodos y espumas en la fosa séptica o similar, y debe procederse a vaciarla cuando sea necesario.

Producción de lodos, consumo de energía y demanda de espacio

La producción de lodos se estima nula. El consumo específico de energía se sitúa en 150 kWh/1.000 m³. Se requiere un mínimo de 2,5 m²/h-e.

2.2.2. Humedal de flujo horizontal subsuperficial

Los humedales de flujo horizontal subsuperficial se diseñan como etapa secundaria, terciaria o de afino, siendo precedidos de unidades como fosas sépticas, tanques Imhoff, lagunas, lechos bacterianos o bi-discos, respectivamente. El nivel de agua se mantiene entre 5 y 10 cm por debajo de la superficie del lecho. El medio o sustrato está saturado. La principal ventaja del flujo subsuperficial es la prevención de mosquitos y ma-

los olores, y que el público entre en contacto con el agua. La eliminación de materia orgánica se realiza por las bacterias que se desarrollan en el lecho y en las raíces de la vegetación. Los SS se eliminan por decanta-

ción y atrapamiento en el lecho. Los nutrientes, N y P, se eliminan por asimilación de las plantas y adsorción. En función de la carga orgánica, el amonio puede sufrir nitrificación bacteriana.

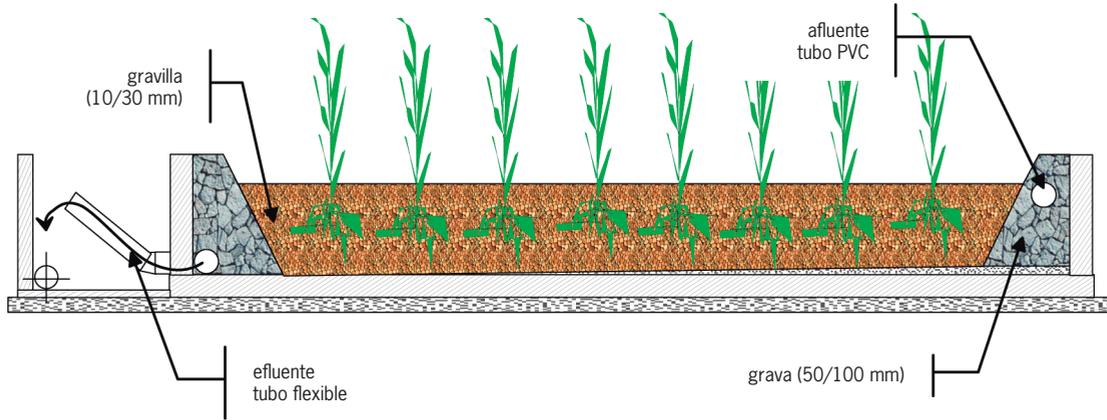


Figura 7. Esquema de perfil longitudinal de humedal de flujo horizontal subsuperficial

Criterios de diseño

El sistema de alimentación puede hacerse mediante una simple tubería con unas piezas en T. Para la entrada y salida del agua se instalan sendos gaviones cuya anchura mínima es de 50 cm, rellenos con gravas de 50 a 100 mm. El drenaje se realiza mediante una tubería perforada encerrada en el gavión de salida. El tubo colector se compone de algún elemento que permita regular, subir o bajar, el nivel del agua. Para agua residual, bruta o decantada, la superficie necesaria se estima mediante:

$$A_h = \frac{Q_d \times (\ln C_o - \ln C_t)}{K_{DBO}}$$

Donde:

- A_h = superficie del lecho (m^2)
- Q_d = caudal medio diario ($m^3/día$)
- C_o = DBO_5 media del afluente (mg/L)
- C_t = DBO_5 media objetivo del efluente (mg/L)
- K_{DBO} = factor de eliminación de la DBO ($m/día$)

El factor K_{DBO} es función de la temperatura:

$$K_{DBO_t} = K_{DBO_{20}} \times 1,1^{(t-20)}$$

En el Reino Unido, para el tratamiento secundario de aguas residuales domésticas, con valores de DBO_5 comprendidos entre 150 y 300 mg/L , se utiliza un valor de $K_{DBO} = 0,1$ $m/día$ (Cooper *et al.*, 1996), por lo que resultan superficies de 5 $m^2/h-e$. Otros autores recomiendan valores de entre 3 y 4 $m^2/h-e$. En el caso de tratamiento terciario, las condiciones de trabajo mejoran (menor carga de sólidos y de materia orgánica), por lo que se reducen las necesidades de superficie a 1 $m^2/h-e$. En afino de SS o DBO se puede necesitar menos de 1 $m^2/h-e$. La sección transversal A_c se estima a partir de la ley de Darcy como:

$$A_c = \frac{Q_s}{k_f \times \frac{dh}{dl}}$$

Donde:

Q_s = caudal medio de las aguas residuales (m^3/s)

k_f = conductividad hidráulica del lecho desarrollado (m/s)

dh/dl = pendiente de la base del lecho (m/m)

La mayoría de los lechos se han diseñado con valores de k_f entre 3×10^{-3} y 10^{-4} m/s . En

el caso de utilizar grava es posible que la conductividad llegue a 10^{-3} m/s o más. Para superficies mayores de $500 m^2$ se recomienda la compartimentación del humedal en varias celdas para facilitar el mantenimiento y optimizar el funcionamiento hidráulico. Los tamaños típicos de las gravas pueden ser: 3 a 6 mm; 5 a 10 mm y 6 a 12 mm.

Tabla 12. Características del medio en humedales de flujo subsuperficial

TIPO DE MEDIO	TAMAÑO EFECTIVO d_{10} (mm)	POROSIDAD (%)	CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA (m/s)
Arena gruesa	2	28-32	$1,05 \times 10^{-3}$ - $1,05 \times 10^{-2}$
Arena con grava	8	30-35	$5,6 \times 10^{-3}$ - $5,6 \times 10^{-2}$
Grava fina	16	35-38	$1,05 \times 10^{-2}$ - 0,11
Grava mediana	32	36-40	0,11-0,56
Roca triturada	128	38-45	0,56-2,89

Fuente: Reed et al., 1995

La impermeabilización del lecho puede conseguirse con materiales locales con un alto contenido en arcilla que permitan una conductividad inferior a 10^{-8} m/s . Se puede hacer uso de bentonita o de geotextiles. En el Reino Unido se suele usar polietileno de alta densidad, de 2 mm de espesor, o de baja densidad, de 0,5 a 1 mm de espesor reforzado con fibra de vidrio. En algún caso se ha usado hormigón. Se acepta como profundidad del lecho 0,6 m. A partir de esta profundidad las raíces comienzan a debilitarse y, por otra parte, si el lecho es menos profundo, las heladas pueden afectar al lecho. Para establecer esta medida se considera que el

crecimiento de las raíces es de 25 mm/año, y la duración del lecho, de 20 años. Para la pendiente del fondo se trabaja con un rango de entre 0,5 y 1 %. Ante el problema de malas hierbas, la tendencia es diseñar con la mínima pendiente necesaria para permitir la circulación del agua a través del lecho y aprovechar la superficie a nivel para controlar las plagas por medio de inundación. Las plantas más usadas son las *Phragmites*, pero también se usan otras como *Typha*, *Juncus*, etc. También se ha investigado sobre la clonación de especies con la intención de obtener plantas resistentes al amoníaco y a metales pesados.

Tabla 13. Características de funcionamiento de distintas plantas macrófitas utilizadas en humedales

ESPECIE	CRECIMIENTO	DISTANCIA ENTRE PLANTAS (m)	PENETRACIÓN DE LAS RAÍCES EN LA GRAVA (m)	PESO SECO ANUAL (t/ha)	VALORACIÓN ECOLÓGICA
<i>Typha</i>	Rápido	0,6	0,3-0,4	30	Buena
<i>Phragmites</i>	Muy rápido	0,6	> 0,6	40	Baja
<i>Juncus</i>	Moderado a rápido	0,3-0,6	0,6-0,9	20	Buena
<i>Carex</i>	Moderado a lento	0,15	-	< 5	Buena

Fuente: Reed et al., 1995

La especie *Phragmites australis* es una de las más productivas. Es la más usada en Europa debido a su buena tolerancia a las condiciones climáticas y a su rápido crecimiento, y a que no es una fuente alimenticia para aves u otros animales silvestres. La densidad de plantación recomendada es de 2 a 4 rizomas o tallos/m². Actualmente se ha desarrollado el crecimiento de la plantación por semillas. Aunque la plantación puede llevarse a cabo en cualquier época del año, es recomendable evitar el periodo invernal. Se debe evitar la plantación en zonas de sombra o de crecimiento de árboles, pues estos, además de la sombra, pueden aportar semillas que al enraizar profundamente dañarían la capa impermeable. En el caso de proyectar grandes humedales, en los que no se prevea la impermeabilización de la base, será preferible su construcción en la zona de descarga de los acuíferos, con el fin de evitar su contaminación. En el diseño se atenderá a que, aguas abajo, no haya afectados por rebose. En Europa se ha incrementado la construcción con gravas, ya que permiten una mejor conductividad; la posible colmatación por sólidos puede ser contrarrestada por el crecimiento de las raíces y rizomas. Con la utilización de gravas disminuye el riesgo de plagas. Se recomienda lavar la grava antes de su instalación. Si crecieran malas hierbas en un humedal de gravas, pueden arrancarse manualmente. Su crecimiento se deberá a que el viento ha arrastrado semillas, pero estas no se fijarán en las gravas como podrían hacerlo en los suelos. Se emplea grava de origen silíceo; también se utiliza grava de origen limoso y materiales provenientes de residuos mineros o industriales. La utilización de estos residuos proporciona un doble beneficio ambiental.

Rendimientos

Los rendimientos en la depuración de aguas residuales domésticas son muy elevados:

- Los sólidos en suspensión eliminados varían según las cargas de entrada. Las concentra-

ciones efluentes son menores que 20 mg/L e incluso inferiores a 10 mg/L. Si aparecen concentraciones superiores puede deberse a la producción de plancton del sistema. En porcentaje, el rendimiento es de un 86 %.

- Las concentraciones de DBO₅ efluente están por debajo de los 20 mg/L en sistemas diseñados con 10 m² por habitante y de 30 mg/L con 5 m²/habitante. El porcentaje de eliminación está en un rango del 80 al 90 %.

- La eliminación del nitrógeno depende de las condiciones de oxigenación. En sistemas subsuperficiales se puede eliminar entre un 30 y un 40 %.

- La eliminación de fósforo total es de un 27 %.

- Los Coliformes fecales (CF) se reducen entre 1 y 2 órdenes logarítmicos de magnitud, con TRH entre 3 y 7 días. Para lograr una mayor reducción logarítmica de CF haría falta incrementar el TRH a unos 14 días. Los picos de caudal influyen desfavorablemente en la reducción de CF (en el caso de lluvias, por ejemplo).

Los metales pesados (MP) se eliminan por asimilación vegetal, adsorción y precipitación (similar al fósforo). Los MP se pueden acumular en el humedal sin constituir esto un riesgo ni siquiera a largo plazo, ya que su concentración en las aguas residuales urbanas (ARU) es baja.

Ventajas e inconvenientes

Presenta las siguientes ventajas:

- Bajo coste de explotación.
- Nulo o bajo consumo de energía.
- Sencillez, flexibilidad e integración en el medio.
- No requiere personal cualificado para la explotación.
- El funcionamiento como secundario es posible todo el año, excepto en climas muy fríos.

- Afronta bien las variaciones de carga.
- No produce lodos ni residuos
- Requiere poca pendiente de fondo para el flujo por gravedad (0,5 al 1 %)
- Mejora de la calidad paisajística al establecer o restablecer especies vegetales.
- Aumento de la infiltración por retención; se recargan los acuíferos.

Por otra parte, presentan los siguientes inconvenientes:

- Requiere mucho espacio o terreno comparado con un sistema mecánico.
- En climas fríos las bajas temperaturas durante el invierno reducen el rendimiento en la eliminación de materia orgánica y nitrógeno.
- El medio es principalmente anóxico, lo que limita la posible nitrificación del amonio.
- Escasa reducción de la contaminación bacteriana (< 1 orden de magnitud)

Explotación y mantenimiento

La explotación y mantenimiento de estos sistemas no presenta necesidades especiales, pero sí requieren una inspección rutinaria y periódica por parte del encargado, sobre todo para asegurarse del buen funcionamiento de los tratamientos previos (desbaste, fosa séptica o tanque Imhoff) para evitar el ingreso al humedal de sólidos gruesos. Durante el primer año (y quizá parte del segundo) es conveniente eliminar a mano las malas hierbas. También se puede llevar a cabo esta operación inundando el lecho unos 10 cm. En cualquier caso, una vez predomine el crecimiento de las plantas adecuadas, el corte de mala hierba ya no será necesario. Es conve-

niente una poda anual, al finalizar el otoño, dejando emergentes unos 10 cm de planta.

Producción de lodos, consumo de energía y demanda de espacio

No se producen lodos ni requieren energía. En cuanto a la demanda de suelo, es la siguiente:

- Tratamiento secundario (DBO, SS): $\geq 4 \text{ m}^2/\text{h-e}$
- Tratamiento terciario (NH_4): $\geq 1 \text{ m}^2/\text{h-e}$
- Tratamiento de afino (SS, DBO): $\geq 0,25$ a $0,6 \text{ m}^2/\text{h-e}$

2.2.3. Humedal de flujo vertical subsuperficial

En los humedales de flujo vertical la alimentación se realiza de forma intermitente. Se recurre generalmente al empleo de sifones de descarga controlada. Las aguas percolan a través de un sustrato filtrante, de arena y grava, de unos 0,8 m de espesor, de forma que entran en contacto con los microorganismos que colonizan la superficie tanto de las raíces de las plantas como del propio sustrato (Kadlec y Knight, 1996; Vymazal y Kröpfelová, 2008). En el fondo, una red de drenaje recoge el efluente. A este drenaje se conecta un conjunto de chimeneas que sobresalen de la capa de áridos para incrementar la oxigenación del sustrato. La saturación del medio es seguida de periodos de insaturación para preservar y estimular condiciones aerobias. A diferencia del humedal de flujo horizontal, el sustrato está constituido por capas de materiales granulares de diferente tamaño; el material más fino se sitúa en la parte superior, mientras que aumenta de diámetro hacia abajo.

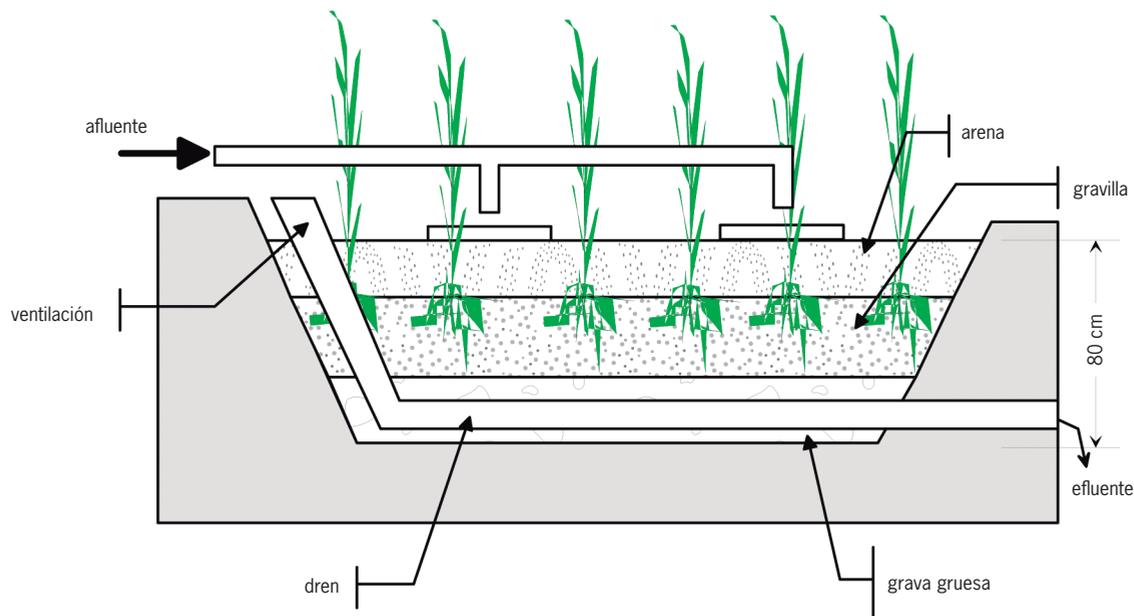


Figura 8. Esquema de sección longitudinal de un humedal subsuperficial de flujo vertical

Criterios de diseño

Se diseñan empíricamente con carga orgánica global de 20 a 25 g DBO₅/m²/día. Se configuran en dos etapas en serie. En general, la primera etapa se compartimenta en tres celdas, de forma que cada una funciona un tercio del día. La superficie destinada a la primera etapa representa un 60 % de la superficie total, con una ratio de 1,2 m²/h-e (1,5 m²/h-e, con red unitaria), recibiendo del orden de 40 g DBO₅/m²/día. La segunda etapa suele compartimentarse en dos celdas, con una ratio de 0,8 m²/h-e (40 % de la superficie total). En esta etapa el tiempo de funcionamiento y de descanso es igual. En la primera etapa el sustrato comprende varios estratos de arena y grava. La capa superficial tiene un tamaño medio de 2 a 8 mm y un espesor de 40 cm. Las capas inferiores emplean un material de tamaño de 10 a 20 mm. El espesor total es de unos 80 cm. La segunda etapa afina o completa el tratamiento. El riesgo de atascamiento es menor. Se emplea solo arena fina de un tamaño medio de 0,3 a 0,5 mm, con un espesor mínimo de 30 cm. Cuando funcionan a gravedad la alimentación se realiza

mediante sifones. Esto requiere un desnivel de 3 a 4 metros. En su defecto, se necesitará de bombeo. Para pequeñas instalaciones, $P < 100$ h-e, se ha desarrollado la siguiente expresión (Grant, citado por Cooper, 1996):

$$A_1 = 3,5P^{0,35} + 0,6P$$

Donde:

A_1 = superficie del primer humedal (m²)

P = habitantes equivalentes (h-e)

Para la superficie del segundo humedal se adoptaría el 50 % de A_1 , si las aguas residuales proceden de una fosa séptica, o el 60 % de A_1 , si son aguas residuales brutas o solo con un desbaste. En general, se puede recomendar 1 m²/h-e para la reducción de la carga orgánica y 2 m²/h-e en el caso de ser necesario el proceso de nitrificación.

Rendimientos

En general, se utilizan como tratamiento secundario de aguas residuales brutas (desbastadas) o tras un tratamiento primario de tipo

fosa séptica o tanque Imhoff. Son adaptables para alcanzar una nitrificación parcial o completa, pero no desnitrifican. La calidad del efluente suele ser la siguiente:

- $DBO_5 \leq 25$ mg/l
- $DQO \leq 90$ mg/l
- $SS \leq 30$ mg/l
- $NTK \leq 10$ mg/l (con máximos que no exceden los 20 mg/l)

Explotación y mantenimiento

Es muy similar al humedal de flujo horizontal. Habría que añadir la inspección periódica del sistema de riego intermitente (sifones o bomba, red de riego).

Ventajas e inconvenientes

Los aspectos positivos coinciden con los de otros tipos de humedales; en particular, deben citarse los siguientes:

- Explotación simple y de bajo coste (incluso, sin consumo energético).
- Gestión de lodos mínima.
- Se adapta bien a variaciones de población (por ejemplo, segunda vivienda, camping, etc.).
- Buena integración paisajística.

En cuanto a factores negativos, deben citarse los siguientes:

- Poda anual de la parte expuesta de las plantas, y una poda manual de malas hierbas antes del predominio de las plantas.
- Riesgo de insectos o roedores.

Producción de lodos, consumo de energía y demanda de espacio

Puede darse un pequeño consumo de energía debido al bombeo intermitente de las aguas residuales cuando no hay desnivel suficiente para funcionar a gravedad. No se producen lodos. En cuanto a la demanda del suelo, es la siguiente:

- Tratamiento secundario (DBO , SS): $\geq 1,5$ m²/h-e
- Nitrificación: ≥ 2 m²/h-e

3. SELECCIÓN DE PROCESOS

3.1. Criterios generales

3.1.1. Problemas comunes a los núcleos rurales

- Renta per cápita por debajo de la media.
- Falta de economía de escala.
- Escasa mano de obra con capacitación técnica.
- Acceso limitado a las nuevas tecnologías.

3.1.2. Sencillez de la explotación

Es quizá el criterio más importante, ya que en la mayoría de estos núcleos no se dispone de personal lo suficientemente preparado para poder encargarse de la explotación y el mantenimiento de un sistema complejo. Deben priorizarse las alternativas que requieran un tiempo de explotación y mantenimiento, y un número de equipos electromecánicos, mínimo. Los pequeños núcleos próximos a una gran ciudad podrían emplear a tiempo parcial a técnicos capacitados. Asimismo, las empresas de agua pueden extender su red de servicio incorporando a los pequeños núcleos próximos. Los sistemas más simples son la fosa séptica o el tanque Imhoff; su simplicidad convierte a estos sistemas en una de las opciones principalmente utilizadas en saneamiento autónomo o individual. Les siguen los sistemas naturales de mayor ocupación de suelo (extensivos), pero también muy simples de explotación: humedales, filtros de arena, aplicación al terreno y lagunaje. Un proceso biológico convencional, así como un proceso fisicoquímico, exigen personal técnico con conocimientos de mecánica y electricidad, y en algún caso de electrónica. Si se van a considerar estas alternativas deberá valorarse la disponibilidad o el acceso a un equipo técnico de explotación capacitado.

3.1.3. Fiabilidad del proceso

Los procesos deben ser fiables. Sus rendimientos deben conseguir que las autorizaciones de vertido se cumplan. Los sistemas de núcleos pequeños se controlan con periodicidad de varios días, incluso semanas. Un criterio de fiabilidad consiste en la rapidez con la que el medio receptor notará los efectos de un fallo de proceso. Esta fiabilidad es inversamente proporcional a la complejidad del sistema. Los sistemas naturales, como los humedales, empiezan a fallar días o semanas antes de que las consecuencias del fallo se noten en el medio receptor. Los sistemas mecanizados, fangos activos o lechos bacterianos fallan, y sus consecuencias se notan casi inmediatamente, en cuestión de horas. Por lo tanto, el período de control debe ser consecuencia del tipo de sistema. Además, la alternativa escogida debe ser fiable ante grandes variaciones de caudal y de carga contaminante.

3.1.4. Costes de construcción y de la explotación y mantenimiento

Es muy importante un coste bajo de explotación y mantenimiento, aunque esto suponga una mayor inversión inicial. Los sistemas autónomos son los más baratos de explotación y mantenimiento. También lo son en cuanto a su construcción. En ciertos núcleos con viviendas dispersas, una red con sistema centralizado de depuración puede resultar más cara que instalar sistemas autónomos. La construcción de humedales y filtros de arena puede suponer los mismos costes que un sistema biológico o fisicoquímico. Los criterios actuales de construcción de humedales y filtros incorporan, por ejemplo, impermeabilización, dispositivos de salida y de entrada de agua adecuados, etc. Sin embargo, sus costes de explotación y mantenimiento son mucho más bajos, dada la simplicidad y fiabilidad del proceso. La prefabricación en plan-

tas compactas de los sistemas biológicos y fisicoquímicos los hace muy competitivos en costes de implantación con las tecnologías más blandas (humedales, filtros de arena), pero sus costes de explotación y mantenimiento son más elevados porque deben ser controlados casi a diario para verificar el rendimiento o funcionamiento de cada parte del sistema. En resumen, las alternativas que mejor se adaptan, en términos generales, a estos criterios son los sistemas de tratamiento naturales, también denominados *tecnologías blandas* o *de bajo coste*. Los sistemas naturales pueden obtener rendimientos de eliminación de contaminantes equivalentes a los de los sistemas convencionales. Por otro lado, requieren costes de explotación y mantenimiento menores que aquellos (aunque la inversión inicial pueda ser mayor, sobre todo debido a las necesidades de espacio)

3.1.5. Clima y disponibilidad de terreno

En Galicia, en líneas generales, estos factores aparecen ligados en relación inversa: donde aumenta la disponibilidad de terreno disminuye la temperatura. Las zonas litorales, de temperatura más benigna por la acción del mar y por la baja altitud, son las más pobladas, por lo que es difícil y caro obtener grandes extensiones de terreno apartadas de asentamientos rurales o urbanos. En las zonas de mayor altitud aumenta la disponibilidad de terreno, pero bajan las temperaturas, a la vez que la población disminuye. Contemplados conjuntamente estos factores se obtiene una serie de razones para no desarrollar sistemas como el lagunaje. Tampoco se consideran apropiadas ciertas tecnologías extensivas, como lechos de turba o filtros verdes, cuya explotación es complicada debido a la pluviosidad de la región gallega. La disponibilidad de terreno puede ser el factor fundamental que condicione la elección de la tecnología más adecuada.

3.1.6. Selección compatible con la calidad del vertido o el porcentaje de reducción

Una vez establecidos unos objetivos de vertido (concentración del efluente o reducción en %) se requiere información sobre los rendimientos alcanzables por los diferentes proce-

dos unitarios, o por una combinación de estos. El rendimiento global de una EDAR responde, entre otros factores, al encadenamiento de diferentes procesos unitarios. A continuación se presentan líneas de depuración de interés con sus correspondientes niveles de depuración alcanzables:

Tabla 14. Rendimientos alcanzables con diferentes líneas de depuración (en %)

	LÍNEA DE PROCESO	PARÁMETRO				
		SS	DBO ₅	DQO	Amonio	NT
1	Fosa séptica + humedal artificial	> 95	> 95	> 90	–	> 30
2	Tanque Imhoff + humedal artificial	> 95	> 90	> 90	–	> 30
3	Fosa séptica + lecho bacteriano estático	> 90	> 90	> 80	> 40	–
4	Tanque Imhoff + lecho bacteriano estático	> 90	> 90	> 80	> 50	–
5	Fosa séptica + lecho bacteriano con recirculación ⁽¹⁾	> 90	> 95	> 80	> 70	–
6	Fosa séptica + biodiscos ⁽¹⁾	> 90	> 90	> 80	> 70	–
7	Tanque Imhoff + filtro de arena con recirculación ⁽²⁾	> 95	> 95	> 80	> 95	> 50
8	Dec. primario + humedal artificial	> 95	> 95	> 90	–	> 35
9	Lecho bacteriano con recirculación ⁽³⁾	> 90	> 95	> 80	> 70	–
10	Biodiscos ⁽³⁾	> 90	> 90	> 80	> 70	–
11	Lecho aireado sumergido ⁽³⁾	> 90	> 90	> 80	> 95	–
12	Lecho aireado sumergido con nitrificación-desnitrificación ⁽³⁾	> 90	> 90	> 85	> 95	> 80
13	Aireación prolongada ⁽³⁾	> 90	> 90	> 85	> 95	–
14	Fangos activos con nitrificación-desnitrificación	> 90	> 90	> 85	> 95	> 80

NOTAS

¹ Con decantador secundario y purga de fangos secundarios hacia la fosa séptica.

² Con pretratamiento (rejas) y tanque de hidrólisis.

³ Con pretratamiento exigente (rejas, microtamiz, desarenador) o decantador primario (con rejas) + decantador secundario.

Tabla 15. Ejemplos de líneas de depuración con tratamiento secundario en función del tamaño de la población

LÍNEA DE PROCESO		POBLACIÓN (e-h)			
		50-200	200-500	500-750	750-1000
1	Fosa séptica + humedal artificial				
2	Tanque Imhoff + humedal artificial				
3	Fosa séptica + lecho bacteriano estático				
4	Tanque Imhoff + lecho bacteriano estático				
5	Fosa séptica + lecho bacteriano con recirculación(1)				
6	Fosa séptica + biodiscos(1)				
7	Tanque Imhoff + filtro de arena con recirculación(2)				
8	Tanque Imhoff + lecho aireado sumergido(1)				
8	Lecho bacteriano con recirculación(3)				
9	Biodiscos(3)				
10	Lecho aireable sumergido(3)				
11	Aireación prolongada(3)				

Tratamiento aconsejado
Tratamiento adaptable

NOTAS

¹ Con decantador secundario y purga de fangos secundarios hacia la fosa séptica o tanque Imhoff.

² Con pretratamiento y tanque de hidrólisis.

³ Con pretratamiento exigente (rejillas, tamizado < 2 mm, desarenador) o decantador primario (con rejillas previas) + decantador secundario.

La eliminación de fósforo en EDAR de pequeños núcleos siempre supone un incremento de la complejidad tecnológica. Las técnicas que se pueden utilizar para reducir el fósforo son la vía biológica, que implica la utilización de un reactor anaerobio, y la química, mediante la adición de sales inorgánicas que producen la precipitación del fósforo. La vía química es quizá la más fácil de integrar en la mayoría de las líneas de proceso que se utilizan en EDAR pequeñas. La concentración de fósforo total (PT) en el efluente está íntimamente ligada a la eficacia del decantador final. En efluentes decantados de procesos mixtos (biológicos con adición de productos químicos) el contenido de fósforo de los SS (expresado en % de materia seca) es del 5 al 10 %; mientras que en el de procesos biológicos es del 5 al 7 %. De acuerdo con esto, las concentraciones esperables de fósforo en los efluentes tratados serán las siguientes:

Clarificación excelente: SS efluente = 10 mg/L
 → PT = 0,5 a 1,0 mg/l

Clarificación buena: SS efluente = 20 mg/l →
 PT = 1,0 a 2,0 mg/l

Para aumentar la eficiencia y garantizar la estabilidad de la calidad del efluente puede ser necesario recurrir a un proceso de filtración. El contenido de SS en el efluente de un filtro varía entre 0 y 5 mg/L, así el contenido de fósforo oscila entre 0 y 0,5 mg/L.

3.1.7. Selección en función del tamaño de población

Ha sido tradicional el uso del criterio «tamaño de población» para seleccionar los procesos que conformarán una EDAR. Cuanto más pequeña sea la población, se tenderá a usar procesos simples, y viceversa. Normalmente, se requiere una revisión bibliográfica o de casos, analizando lo que se ha hecho, o se está haciendo, en otras regiones con similar problemática (Collado, 1992). En la siguiente tabla se presenta una propuesta, o ejemplos, de líneas de depuración seleccionables en función del tamaño de la población.

3.2. Valoración de las diferentes alternativas de procesos

La selección de procesos para configurar la línea de tratamiento de una EDAR dependerá, por una parte, de características propias de los procesos que pueden condicionar su uso en determinados emplazamientos y, por otra, de factores de ámbito local, tales como la superficie disponible, la disponibilidad de energía, etc. La implantación de una EDAR producirá efectos sobre el entorno debido a las diferentes acciones requeridas: construcción, funcionamiento y, en su caso, abandono de la infraestructura. Algunas de las acciones que deban ejecutarse podrían generar impactos negativos, que deberán ser evitados o minimizados. Para facilitar y sustentar la toma de decisiones se requiere de una herramienta objetiva que correlacione las características de los procesos con el sitio de emplazamiento. Se puede decir que un emplazamiento tiene cierta «capacidad de acogida» de las alternativas tecnológicas de depuración disponibles, y que esta capacidad varía en función de las características de los procesos. Por lo tanto, será necesario disponer de una herramienta que objetive la selección de procesos de tratamiento. Con este fin, Augas de Galicia (2001, 2007) ha desarrollado el índice de capacidad de acogida (ICA) como método para objetivar en cierta medida la selección de los procesos de depuración de una EDAR.

3.2.1. Índice de capacidad de acogida (ICA)

El análisis de los efectos de la EDAR sobre su entorno debería tener en cuenta los siguientes aspectos:

Factores ambientales locales.

Factores intrínsecos a la aglomeración rural.

Factores intrínsecos a la tipología de EDAR, tanto en la fase de construcción como de funcionamiento.

Riesgo de impactos asociados a la tipología de EDAR.

El parámetro ICA proporciona un valor objetivado que, elaborado para cada línea de tratamiento posible, ayuda a seleccionar la que mejor se integra y menos impacto genera en el ámbito local. El ICA se elabora como una combinación lineal de variables con unidades homogéneas. Las variables que puede considerar el ICA son, por una parte, ruido, malos olores, aerosoles, afección a aguas subterráneas, superficie disponible, disponibilidad de energía, costes de construcción, costes de explotación y mantenimiento (factores cuantitativos); por otra, fiabilidad del sistema, estabilidad del proceso, facilidad de explotación y mantenimiento, simplicidad de construcción e impacto paisajístico (factores cualitativos).

Pasos en la elaboración del ICA

Se trata de integrar en un solo valor los aspectos *magnitud e importancia* de todos los factores que condicionan la integración de una determinada línea de depuración en un emplazamiento concreto. Las fases de elaboración del índice son las siguientes:

a) Establecimiento de una escala de valoración de cada factor, UHCA

Se trata de asignar a cada factor intrínseco de cada tipología de EDAR una forma de valoración: cuantitativa (deseable) o cualitativa. Debe asignarse una magnitud. Las unidades de medición pueden ser indicadores cuantitativos, por ejemplo, $m^2/h-e$, euros/h-e, kWh/1.000 m^3 , o indicadores cualitativos del tipo *muy simple*, *simple*, *complejo* o *muy complejo*. Son unidades heterogéneas. Para poder sumar o agregar esta información es necesario transformarla a una unidad común homogénea, llamada *unidad homogénea de capacidad de acogida* (UHCA). Esta transformación se lleva a cabo de forma discreta a una escala que va de 1 a 10.

b) Análisis de la importancia o peso de cada factor, P

Asignar importancia a cada factor es una fase crítica a la hora de construir el índice.

Se suele convocar a un grupo de expertos, para que realicen una asignación de pesos a cada factor. En este caso se distribuyeron 100 puntos entre los factores intrínsecos seleccionados para componer el ICA.

Obtención de un valor único final

Una vez analizadas todas las variables o factores, expresadas en UHCA, y con los pesos

asignados, el índice de capacidad de acogida se calcula mediante la siguiente expresión:

$$ICA = \sum UHCA_i \times P_i$$

Donde el subíndice *i* representa cada factor considerado.

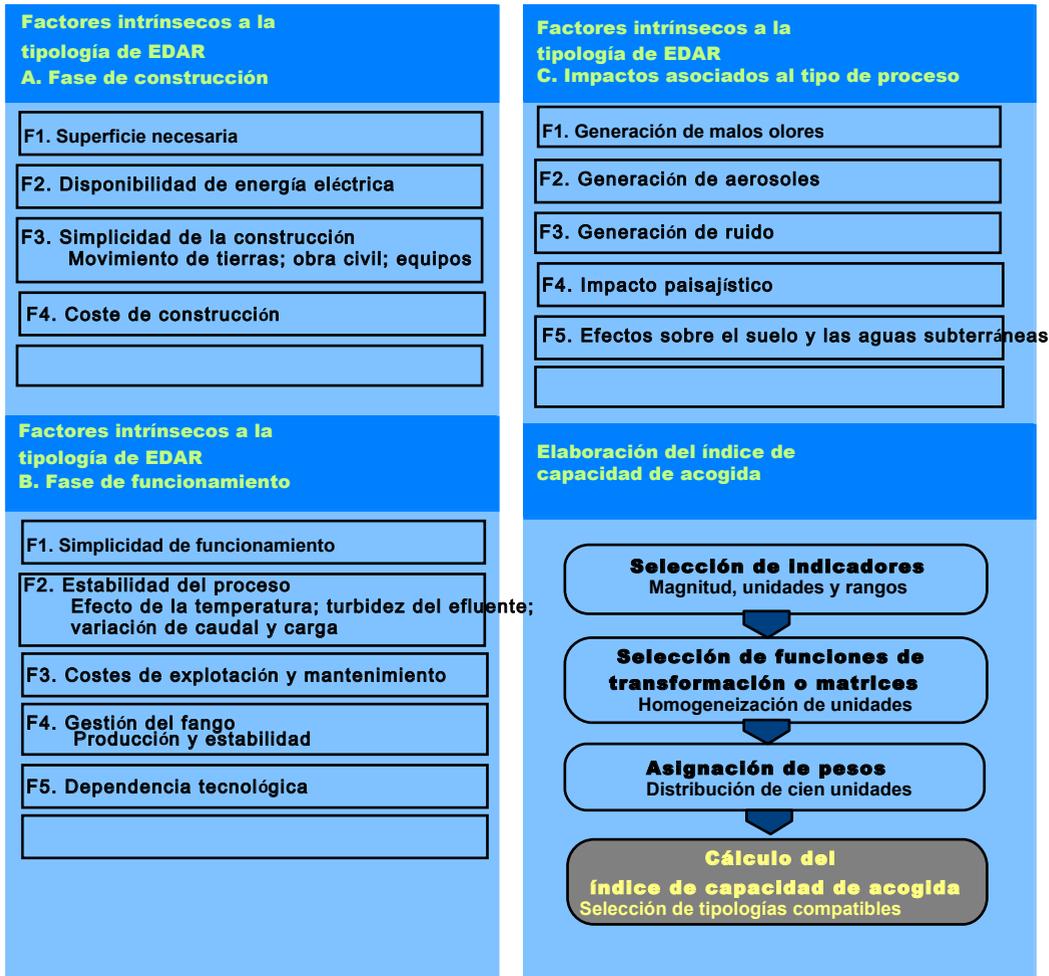


Figura 9. Diagrama de la metodología de elaboración del ICA

Ejemplo de transformación a unidades homogéneas de capacidad de acogida

Se presentan dos ejemplos (tablas 16 y 17) de transformación a UHCA de magnitudes cuantitativas y cualitativas de factores o variables de las tecnologías de depuración:

Tabla 16. Transformación a UHCA del factor superficie necesaria de los procesos

PROCESO	SUPERFICIE NECESARIA (m ² /h-e)	UHCA
Fosa séptica	0,20	10
Tanque Imhoff	0,03-0,05	10
Humedal artificial (FHS) ⁽¹⁾	3-5	1
Lecho bacteriano	0,04-0,10	10
Biodiscos	0,05-0,10	10
Aireación prolongada	0,05-0,10	10
Filtro con recirculación	2-2,5	5

¹ Como tratamiento secundario

Tabla 17. Transformación a UHCA del factor necesidad de energía eléctrica de los procesos

PROCESO	NECESIDAD DE ENERGÍA ELÉCTRICA	UHCA
Fosa séptica	No	10
Tanque Imhoff	No	10
Humedal artificial (FHS) ⁽¹⁾	No	10
Lecho bacteriano ⁽²⁾	No/Sí	10/1
Biodiscos	Sí	1
Aireación prolongada	Sí	1
Filtro con recirculación	Sí	1

¹ Como tratamiento secundario

² Si es estático, 10; si es con recirculación, 1

Asignación de pesos

La metodología del ICA incluyó una consulta confidencial a un grupo de expertos para la asignación de pesos a los diferentes factores tenidos en cuenta. El total de puntos que debían distribuirse entre los 14 factores seleccionados fue de 100. De esos 100 puntos, se asignaron 15 a la fase de construcción de la EDAR; 60 a la fase de funcionamiento y 25 al impacto ambiental local.

Tabla 18. Asignación de pesos a los diferentes factores implicados en la elaboración del ICA

FASE	PESO GLOBAL	N.º DE FACTOR	DESCRIPCIÓN DEL FACTOR	PESO DISTRIBUIDO
Construcción	15	1	Superficie necesaria	6
		2	Necesidad/disponibilidad de energía eléctrica	2
		3	Simplicidad de la construcción	3
		4	Costes de construcción	4
Funcionamiento	60	5	Simplicidad de funcionamiento	20
		6	Estabilidad de proceso	5
		7	Coste de explotación y mantenimiento	15
		8	Gestión del fango	10
		9	Dependencia tecnológica	10
Impacto	25	10	Generación de malos olores	7
		11	Generación de aerosoles	5
		12	Generación de ruido	5
		13	Impacto paisajístico	3
		14	Efectos sobre el suelo y las aguas subterráneas	5
Total				100

4. CASO PRÁCTICO: HUMEDAL DEL NÚCLEO DE DORMEÁ

Objetivo de la actuación

Sanear los núcleos de Algalia, Barrio y Dormeá, pertenecientes al concello de Boimorto, provincia de A Coruña (Galicia, España).

Datos actuales (2011)

Población actual: 100 h-e

Caudal medio en tiempo seco: 8 m³/día

Caudal medio en tiempo húmedo: 14 m³/día

Características de la instalación

Una fosa séptica de doble cámara: 45 m³ (TRH medio actual: 5,6 a 3,2 días)

Un humedal de flujo horizontal de dos celdas (superficie total: 590 m²)

Características del humedal

Tipo: flujo horizontal subsuperficial

Celda 1: 340 m² (dato de proyecto)

Celda 2: 250 m² (dato de proyecto)

Tipo de plantas:

Celda 1: *Phragmites*

Celda 2: *Phragmites* e *Iris pseudacorus*

Sustrato: gravilla 5-10 mm

Espesor del sustrato: 60 cm



Figura 10. Imágenes del humedal de Dormeá en construcción (izquierda) y en funcionamiento después de seis meses, en otoño del 2011 (derecha)

Funcionamiento observado

Como parte de un proyecto de investigación, entre junio del 2011 y enero del 2012 se han realizado 12 muestreos del sistema de humedales de Dormeá. En la siguiente tabla se presenta el promedio de las concentraciones observadas durante ese periodo.

Tabla 19. Composición promedio de las aguas residuales de la EDAR de Dormeá (Boimorto)¹

PARÁMETRO	UNIDAD	BRUTA	EFLUENTE 1º (2)	EFLUENTE FINAL (3)
pH		7,31	7,13	7,20
DB05	mg O/L	356	118	12
DQO	mg O/L	632	218	43
SS	mg/L	255	47	9
Amonio	mg N/L	28	24	11
Nitrato	mg N/L	1,15	0,38	0,13
Nitrito	mg N/L	0,18	0,04	0,01
NT	mg/L	49	33	13
PT	mg/L	7,0	3,9	1,6

¹ Cada valor es el promedio de 12 mediciones en muestras simples.
² Efluente 1º = salida de fosa séptica
³ Efluente final = salida de humedales (vertido)

BIBLIOGRAFÍA

- ATV-STANDARD (A 135). *Principles for the dimensioning of Biological Filters and Biological Contactors with Connection Values over 500 Population Equivalents*, 1989.
- AUGAS DE GALICIA. *Directrices de saneamiento en el medio rural de Galicia. Informe técnico*, Santiago de Compostela, 2001, 2007.
- BENJES, H. H. *Small community wastewater treatment facilities-biological treatment systems*, US EPA Technol. Transfer, National. Seminar, Chicago, Ill, 1977.
- BRIX, H. y ARIAS, C. A. «The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines», *Ecological Engineering*, 2005.
- COLLADO, R. *Depuración de aguas residuales en pequeñas comunidades*, Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Madrid, 1992.
- COOPER, P.F., JOB, G.D., GREEN, M.B., SHUTES, R.B.E. (1996). *Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment*. WRC Publications, Swindon, Wiltshire, UK.
- CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J.; REED, S. C. *Natural Wastewater Treatment Systems*, Boca Raton, Florida, CRC, Taylor & Francis, 2006.
- GARCÍA, J. y CORZO, A. *Depuración con humedales construidos. Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas de humedales de flujo subsuperficial*, 2008.
- Iwai, S. y KITAO, T. *Wastewater treatment with microbial films*, Tecnomix, Suiza, 183 págs., 1994.
- METCALF & EDDY (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4.ª ed., McGraw-Hill, Boston.
- NOVOA, R., JÁCOME, A.; MOLINA, J.; SUÁREZ, J.; FERREIRO, S. *Removal of carbon and nitrogen of municipal wastewater with submerged filters. Experience from a full-scale plant*, Smallwat 2011, Sevilla, abril del 2011.
- ORTEGA, E., et al. *Manual para la implantación de sistemas de depuración en pequeñas poblaciones*, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid, 2010.
- REED, S. C. *Natural systems for waste management and treatment*, McGraw Hill, Inc., 1995.
- URBANC-BERCIC, O.; TJASA, B. «Integrated constructed wetland for small communities», *Wat. Sci. Tech.*, 32(3): 41-47, 1995.
- US EPA. *Recirculating Sand Filters*, EPA-832-F-99-079, Office of Water, Washington, D. C. 1999.
- US EPA. *Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters*, EPA/625/R-99/010, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio, 2000.
- VYMAZAL, J. y KRÖPFLOVÁ, L. *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*, serie *Environmental Pollution*, 2008.
- WEF. *Sistemas naturales para el tratamiento de aguas residuales. Manual de práctica*, FD-16, Water Environment Federation, Alexandria, Virginia, 1990.
- WEF. *Aerobic fixed-growth reactors*, Water Environment Federation, Alexandria, Virginia, 2000.
- WPCF. *O & M of Trickling Filters, RBCs, and Related Processes. Manual of Practice*, OM-10, O & M Series, Technical Practice Committee Control Group, Alexandria, Virginia, 1986.