



Congreso Nacional del Medio Ambiente
Cumbre del Desarrollo Sostenible

COMUNICACIÓN TÉCNICA

Depuración de aguas residuales con humedales artificiales: Ventajas de los sistemas híbridos

Autor: Javier Mena Sanz

Institución: ALQUIMIA SOLUCIONES AMBIENTALES
E-mail: jmena@alquimiaimasd.com

Otros autores: Lourdes Rodriguez Mayor (Alquimia Soluciones Ambientales); José Núñez Martín (Alquimia Soluciones Ambientales); José Villaseñor Camacho (Universidad de Castilla La-Mancha)



RESUMEN:

En los últimos años, los humedales artificiales se han convertido, a escala mundial, en una alternativa a los sistemas convencionales de depuración de aguas residuales muy válida. Éstos son sistemas pasivos de depuración en los que se imitan los procesos físicos, químicos y biológicos típicos de un humedal natural pero confinándolo con alguna lámina impermeable. Constan de una excavación en el terreno, una impermeabilización, un relleno (grava) y alguna especie de planta acuática plantada (carrizo, lirio amarillo,...). Como todo sistema pasivo, requieren muy poca energía, escaso mantenimiento y gran cantidad de terreno en comparación con los sistemas convencionales. Se estudió el rendimiento de eliminación de algunos contaminantes al tratar un agua residual mediante un sistema híbrido de humedales artificiales. Este sistema consta de cuatro humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical y uno de flujo subsuperficial horizontal. En estos sistemas híbridos, se trata de aprovechar las ventajas de cada uno de los tipos de humedal con el fin de obtener el mayor rendimiento posible. Mientras que en los de flujo vertical el lecho está insaturado de agua, hay un mayor contacto aire-agua y se dan mayoritariamente procesos aerobios (respiración aerobia, nitrificación,...); en los de flujo horizontal, el lecho está totalmente saturado de agua, el contacto aire-agua está más impedido y por lo tanto, se dan mayoritariamente procesos anóxicos (desnitrificación) y anaerobios (fermentación, reducción de sulfato,...). Según esto, la combinación de estos tipos de humedales obtiene buenos rendimientos en la eliminación de DQO, fósforo, metales pesados, patógenos y se mejora la eliminación de nitrógeno al favorecer la nitrificación-desnitrificación y posterior volatilización del nitrógeno gas. Para un óptimo diseño de estos sistemas, se hace necesario un buen conocimiento de la cinética de eliminación de cada uno de los contaminantes. En este estudio se obtuvieron rendimientos satisfactorios en la eliminación de DQO, nitrógeno, fósforo y metales pesados.



1. CONTEXTO DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES COMO TECNOLOGÍA DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES.

A pesar del amplio conocimiento de los efectos de la contaminación sobre la salud humana y el medioambiente, producto de las severas condiciones económicas imperantes, la disposición final de las aguas residuales, en algunos casos, se realiza sin ningún tipo de tratamiento; en unos, debido al alto costo que implican las tecnologías convencionales y avanzadas, en otros, debido a la falta de conciencia en cuanto al peligro que esto representa para la naturaleza y, por tanto, para la humanidad. Por ello, se hace necesaria la búsqueda de técnicas de bajo costo de inversión y bajo consumo energético que solucionen de forma óptima este problema.

La tendencia desde los años 70 en la construcción de instalaciones de depuración de aguas contaminadas para áreas metropolitanas ha sido hacia alternativas de “hormigón y acero”, es decir, tratamientos convencionales (fangos activos, biodiscos, etc.). Con la adversidad de los altos precios de la energía y de la mano de obra, estos sistemas han llegado a generar costes significativos para las comunidades que operan con ellos. Para pequeñas comunidades en particular, estos costes representan un gran porcentaje de su presupuesto para el tratamiento de sus aguas contaminadas. De manera que procesos que requieren menor consumo de energía y menores costes de mano de obra, se están convirtiendo en atractivas alternativas para estas comunidades.

Como alternativa a las costosas técnicas convencionales de tratamiento de aguas residuales, los ingenieros han buscado otros caminos y se ha desarrollado una serie de sistemas basados en los mecanismos de depuración existentes en la naturaleza, denominados por esta causa “sistemas de tratamiento naturales”. Estos sistemas requieren la misma cantidad de energía por cada kilogramo de contaminante degradado que las tecnologías convencionales, sin embargo, esta fuente es tomada de la naturaleza como energía solar, energía cinética del viento, la energía química acumulada en la biomasa y en el suelo, etc. Entre estos sistemas se encuentran las lagunas de oxidación, los filtros verdes, los humedales naturales y artificiales, etc. Todos estos no son más que ecosistemas en los que juegan un papel importante determinadas plantas y microorganismos, cuya acción biológica y eficiente simbiosis permiten la eliminación de las cantidades excesivas de nutrientes esenciales, materia orgánica, trazas de metales pesados y agentes patógenos presentes en las aguas residuales. En estos sistemas también se dan procesos físicos y químicos tales como la filtración, la sedimentación, la absorción, la fotooxidación, la fotosíntesis, etc., que contribuyen, en conjunto a su acción depuradora.

Una técnica abordada recientemente es la construcción de ecosistemas artificiales como tratamientos de agua residual. El agua residual ha sido tratada y reutilizada satisfactoriamente en agricultura, zonas verdes, etc., gracias al uso de estas técnicas. El cambio conceptual que ha permitido estos procesos novedosos es abordar el tratamiento de aguas residuales como tratamiento de agua contaminada con producción de recursos útiles (agua y nutrientes de plantas), en lugar de una mera obligación de depuración.

El interés en la aplicación de sistemas naturales de tratamientos de aguas residuales reside en diferentes aspectos:



- Utilidad de los sistemas naturales para depuración y almacenamiento de nutrientes.
- En el caso de los humedales naturales, sus beneficios medioambientales, tanto por la aportación de vida salvaje, como por su estética que no rompe el paisaje.
- La rápida subida de los costes de construcción y operación asociados a las instalaciones de tratamiento convencional.

Por todo ello, durante la época de los 60 y 70 crece el interés por estos sistemas existentes en Europa y Norte América.

2. DEFINICIÓN DE HUMEDAL ARTIFICIAL

En concreto, una alternativa importante son los humedales artificiales que se pueden definir como sistemas biológicos confinados mediante algún tipo de impermeabilización, que surgen a partir de la simulación de los mecanismos propios de los humedales naturales para la depuración de las aguas, donde se combinan procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren al interactuar las aguas con el suelo, las plantas, los microorganismos y la atmósfera, dando lugar a la aparición de procesos de sedimentación, filtración, adsorción, degradación biológica, fotosíntesis, fotooxidación y toma de nutrientes por parte de la vegetación y que tienen las siguientes características:

- Se basan en tratamientos físicos, químicos y biológicos naturales, que no requieren aporte extra de reactivos químicos.
- En lo que respecta a su funcionamiento como tratamiento biológico, se opera en condiciones anaerobias, facultativas y/o aerobias en las que el oxígeno se aporta de forma espontánea por transporte desde la atmósfera, lo que representa un ahorro importante de energía por prescindir de aireación con procedimientos mecánicos.
- Se requieren extensiones de terreno superiores a las de los sistemas convencionales dada la baja velocidad de degradación de la materia orgánica del agua, por lo que son más lentos.

3. APLICACIONES DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES

Estas características hacen que los humedales artificiales sean idóneos en sistemas rurales, sin alcantarillado y por tanto sin conexión a estaciones de tratamiento, con grandes extensiones de terreno disponibles (especialmente granjas o casas rurales), o también en algunas fincas industriales que generen efluentes de tipo orgánico y de elevada biodegradabilidad, como son las industrias agroalimentarias (como por ejemplo, lecherías y queserías), o también para la depuración de aguas ácidas de minas, aguas de coquerías, o de lluvia.

Los aspectos que han motivado el creciente interés por esta tecnología son los siguientes:

- Proporcionan un tratamiento eficaz, eliminando de las aguas residuales un amplio espectro de contaminantes: materia orgánica, nutrientes, microorganismos patógenos, metales pesados, etc.



- Sus costes de inversión, operación y mantenimiento son significativamente menores que los de los sistemas convencionales de tratamiento.
- Proporcionan un tratamiento secundario y/o terciario produciendo un agua reutilizable en muchos casos.
- El aporte de oxígeno es espontáneo.
- No generan fangos.
- Aguantan bien las fluctuaciones de caudal o de carga contaminante.
- Están bien integrados dentro del paisaje, contribuyen al desarrollo de vida salvaje y tienen la posibilidad de ser utilizados para la concienciación y educación medioambiental.

A pesar de todas estas ventajas, se ha observado que:

- En países con clima templado durante el invierno disminuye la efectividad de depuración de estos sistemas, sobre todo en la eliminación de nitrógeno.
- La eliminación fósforo es baja y disminuye con el tiempo.
- Requieren grandes extensiones de terreno para alcanzar resultados satisfactorios.
- No pueden ser alimentados directamente con aguas residuales de altas cargas orgánicas o de sólidos suspendidos. Requieren pretratamientos, al menos, para eliminar un exceso de sólidos suspendidos que podría provocar la obturación del lecho en poco tiempo.

4. TIPOS DE HUMEDALES ARTIFICIALES

Según el régimen hídrico, pueden distinguirse dos tipos de sistemas de humedales artificiales desarrollados para el tratamiento de agua residual: 1) Humedal artificial de flujo superficial (FS) y 2) Humedal artificial de flujo subsuperficial (FSS), dentro del cual se pueden encontrar de flujo horizontal (FSSH) y vertical (FSSV). Además, pueden existir combinaciones entre estos para formar sistemas híbridos.

4.1 Sistemas de flujo libre o superficial (FS)

Consisten en canales o balsas de poca profundidad (0.1 a 0.6 m) construidas sobre el terreno con algún tipo de barrera que confine el sistema y evite filtraciones, que contienen un lecho de grava o arena para soportar las raíces de la vegetación emergente y a través de los cuales circula agua residual (figura 1). La superficie de agua está expuesta a la atmósfera y la trayectoria del flujo es horizontal. Son utilizados principalmente para tratamientos terciarios y, en algunos casos, para secundarios. Ejemplo de estos sistemas son las lagunas o zanjas vegetadas, lagunas en balsa y pantanos artificiales, existiendo siempre una superficie de agua libre. A los sistemas FS normalmente se les alimenta agua residual pretratada, con algún tipo de tratamiento físico, de forma continua. El tratamiento se produce durante la circulación del agua a través de los tallos y raíces de la vegetación emergente. La exposición del agua a la atmósfera hace que el diseño adecuado de estos sistemas sea crucial para evitar problemas derivados de una posible sobrecarga del sistema, tales como aparición de olores y plagas de insectos. Los sistemas de flujo superficial también se pueden diseñar con el objetivo de crear nuevos

hábitats para la fauna y flora o para mejorar las condiciones de humedales naturales próximos. Esta clase de sistemas suele incluir combinaciones de espacios abiertos y zonas vegetadas e islotes con la vegetación adecuada para proporcionar hábitats de cría para aves acuáticas.

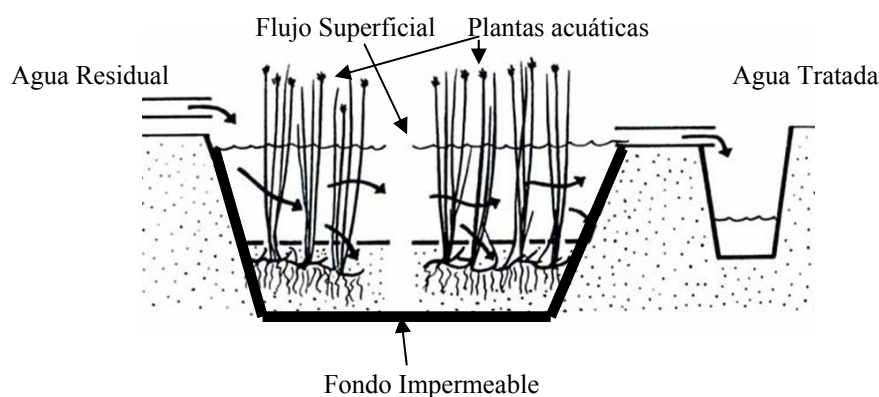


Figura 1. Humedal artificial de flujo superficial.

4.2 Sistemas de flujo subsuperficial (FSS)

El humedal artificial de flujo subsuperficial consiste igualmente en una balsa o canal impermeabilizado del exterior, que se encuentra relleno de un material sólido poroso ocupando casi toda su profundidad. El agua residual circula a través del medio poroso y siempre por debajo de la superficie del mismo. Como medio poroso, se suele utilizar rocas o grava. Además de tener medio soporte, estos sistemas funcionan con vegetación emergente, cuyo papel es fundamental para su buen funcionamiento.

La circulación del agua a través del suelo o material de soporte parece ser siempre más efectiva que la circulación de superficie para muchos de los mecanismos de degradación de los contaminantes presentes en las aguas residuales. Durante el paso del agua residual a través del lecho poroso, se produce un contacto con zonas aerobias, anóxicas y anaerobias. La zona aerobia se encuentra en las zonas muy cercanas a la superficie y alrededor de las raíces y rizomas de las plantas. Los microorganismos que degradan la materia orgánica se encuentran formando una biopelícula alrededor de la grava y de las raíces de las plantas. Por lo tanto, cuanto mayor sea la superficie susceptible de ser ocupada por la biopelícula, mayor será la densidad de microorganismos y mayor el rendimiento del sistema. Este hecho hace que el área requerida sea menor que en los humedales de flujo superficial pero con un mayor coste debido al uso de una mayor cantidad de medio poroso. Además, con este sistema, se evitan problemas como posibles plagas de insectos, olores y, en climas fríos, aportan una mayor protección térmica.

Dentro de los humedales de flujo subsuperficial, como se enumeró anteriormente, se puede encontrar dos tipos de flujo: horizontal (FSSH) y vertical (FSSV).

Los primeros trabajan con una alimentación continua realizada a lo largo de uno de los laterales. La recogida del agua depurada se realiza en la parte inferior del lado opuesto al de la alimentación. Como se ve en la figura 2, el nivel de agua es regulado con una tubería flexible manteniendo en todo momento el lecho saturado de agua.

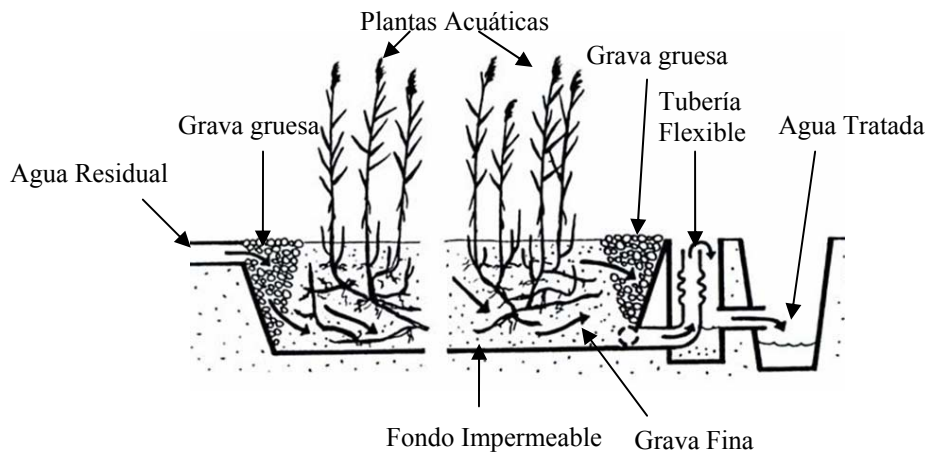


Figura 2. Sección transversal de un sistema de flujo subsuperficial horizontal.

En los de flujo vertical, como se observa en la figura 3, la alimentación se realiza distribuida uniformemente y habitualmente por cargas por toda la superficie, y la recogida a lo largo de todo el fondo. La tubería flexible, o no existe, o está en la posición más baja para mantener unas condiciones insaturadas en el medio poroso. Con este sistema, se consigue un mayor contacto entre el agua residual y el aire dentro de los poros, por lo tanto, mejores rendimientos en aquellos mecanismos aerobios que tuvieran lugar debido a un mayor aporte de oxígeno. Presenta los inconvenientes de que su operación es más compleja, un poco más cara y que no han sido tan estudiados como los horizontales.

Los humedales artificiales con flujo subsuperficial son muy eficientes en lo referido a costo, consumo energético y mantenimiento, si los comparamos con sistemas convencionales. Desde el punto de vista de los costes, que un sistema FSS sea competitivo frente a uno FS, para pequeñas comunidades y caudales, es difícil, pero esto siempre dependerá de los costos de la tierra, del tipo de impermeabilización que se requiera y el tipo y disponibilidad del material granular empleado.

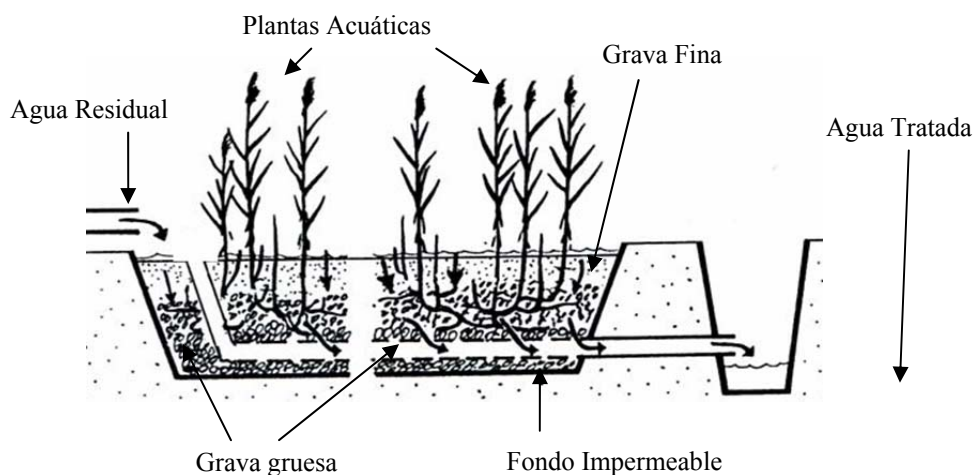


Figura 3. Sección transversal de un sistema de flujo subsuperficial vertical.



5. COMPONENTES DE UN HUMEDAL ARTIFICIAL FSS

Los humedales artificiales contienen, básicamente, agua, relleno sólido y plantas emergentes. Otros componentes importantes de los humedales, como las comunidades de microorganismos y los invertebrados acuáticos, aparecen de forma espontánea durante su uso.

5.1 Agua

El agua es la fase móvil dentro del humedal, la encargada del transporte de los contaminantes y en la cual se van a producir la mayoría de las reacciones responsables de la depuración. Las condiciones hidrológicas son extremadamente importantes para el mantenimiento estructural y funcional del humedal. Éstas afectan a muchos factores abióticos, incluyendo el estado oxidativo del lecho, la disponibilidad de los nutrientes y la salinidad. Estos factores abióticos, a su vez, determinan qué seres vivos van a desarrollarse en el humedal. Finalmente y para completar el ciclo, los componentes bióticos actúan alterando la hidrología y otras características fisicoquímicas del humedal.

5.2 Relleno o medio soporte

El relleno, junto con los sedimentos y los restos de vegetación, es importante por varias razones:

- Actúan como barrera primaria de tamizado
- Actúan como estructura soporte de las plantas y como superficie para el crecimiento y desarrollo de la masa microbiana. En esta función, el tamaño de partícula es importante, puesto que, cuanto más pequeño es el tamaño de partícula, mayor cantidad de biopelícula albergará, pero mayores probabilidades existirán de que se produzcan una obturación de los poros (*clogging*) e inundaciones por encima del nivel subsuperficial (*flooding*). Por lo tanto, es necesario optimizar el tamaño de partícula.
- Facilitan los mecanismos de adsorción e intercambio iónico entre el agua residual y los componentes minerales del suelo. Por ejemplo, el ión amonio sufre una adsorción débil por parte del lecho, y la cantidad adsorbida depende en gran medida de las condiciones de pH, concentración, etc., en el seno del líquido (Kadlec y Knight, 1996).
- La permeabilidad del relleno afecta al movimiento del agua a través del humedal.
- Favorecen la precipitación química de contaminantes disueltos, por ejemplo, precipitación de fosfatos con calcio, aluminio o hierro contenido en el relleno (Molle y col., 2003).

El comportamiento del humedal depende también de si el relleno está saturado de agua (FSSH) o está insaturado (FSSV). En un relleno saturado, el agua reemplaza el aire atmosférico, hecho que afecta, sobre todo, a la disponibilidad de oxígeno y determina la predominancia de mecanismos aerobios o anaerobios en los procesos biológicos que tienen lugar en el humedal. Cuando los aceptores de electrones alternativos al oxígeno (nitrato, hierro, manganeso, etc.) son insuficientes como para degradar la materia orgánica existente, aparecen zonas anaerobias en las que se dan procesos de



fermentación. Por lo tanto, en un mismo sistema se estarán dando procesos aerobios, anóxicos y anaerobios. La distribución de estas zonas dependerá de las características del agua influente, del aporte de oxígeno, de la morfología de las plantas (profundidad de las raíces, tipo de tallos, etc.), de las condiciones atmosféricas (viento, temperatura), etc.. Existen estudios en los que se observa que el oxígeno es gastado inmediatamente, demostrando que las zonas aerobias y anóxicas son muy pequeñas y están localizadas en finas capas alrededor de la raíces y de la superficie del agua. Bezbaruah y Zhang (2004) obtuvieron valores de concentraciones de oxígeno disuelto de 2.04 mg l^{-1} en contacto con las raíces y, a $4750 \text{ } \square\text{m}$ de ellas, encontraron valores de 0.64 mg l^{-1} . Por lo tanto, el lecho es, en su mayoría anaerobio (Brix, 1990), quedando reducidas las zonas aerobias y anóxicas a las proximidades de las raíces y de la superficie de agua. La proporción de zonas aerobias y anóxicas disminuye a medida que se profundiza en el lecho poroso, es decir, que se aleja de las raíces y de la atmósfera.

5.3 Vegetación: Plantas acuáticas emergentes

Se piensa que las plantas emergentes contribuyen al tratamiento del agua residual de varias maneras:

- Las plantas acuáticas que crecen en los FSS se supone que actúan como canales de transporte de gases (dióxido de carbono, metano, etc.) hacia la atmósfera y oxígeno hacia el relleno. Por lo tanto, al aporte de oxígeno por difusión atmosférica a través de la superficie de la grava se le suma el aporte de la planta. La cantidad de oxígeno aportado por la planta depende de muchos factores: de la especie, del tamaño, de la época del año, de la edad de la planta, de las condiciones ambientales y del entorno, y de las condiciones oxidativas de las raíces. Las plantas suministran oxígeno a sus propias raíces para mantenerlas en condiciones aerobias. Si se encuentran con un lecho muy reductor, tienen que suministrar más oxígeno para contrarrestar esas condiciones. Es por esto que una misma especie puede aportar más oxígeno cuando está en contacto con agua residual. Esta cantidad de oxígeno transportado al lecho ha sido medido por varios autores y se encuentra en un amplio rango, incluso para la misma especie de plantas. Para *Phragmites australis* creciendo en lechos de grava, los valores varían entre 2.08 (Brix y Schierup, 1990) y $12 \text{ g O}_2/\text{m}^2/\text{d}$ (Armstrong y col., 1990).
- Las plantas contribuyen a estabilizar el cauce, influyen en la conductividad hidráulica del terreno, distribuyen y ralentizan la velocidad del agua, lo que favorece la sedimentación de los sólidos suspendidos y aumenta el tiempo de contacto entre el agua y la vegetación (Pettecrew y Kalf, 1992).
- Toman el carbono, nutrientes, y elementos de traza y los incorporan a los tejidos de la planta (Vymazal y col., 1998; Dierberg y Brezonik, 1984).
- La influencia de las raíces de las plantas es bastante grande. Alrededor de las raíces, existen gradientes de muchas de las especies químicas presentes en el agua (Kadlec y Knight, 1996). Éstos son atribuibles a la extracción de nutrientes y de otras sustancias por las plantas hacia su sistema de raíces. Esto agota las sustancias disueltas en el agua.
- Compactan el lecho dotándolo de estabilidad.



- Las raíces actúan como superficie para la fijación de microorganismos, aumentando así, la superficie de biopelícula (Kadlec y Knight, 1996; Bastviken y col., 2005).
- Minimizan el gradiente de temperatura dentro del relleno, protegiéndolo del frío en invierno y evitando flujos indeseables por diferencias de temperatura (García y col., 2003; Brix, 1994a).
- Cuando se mueren y se deterioran, dan lugar a restos de vegetación.

Hay numerosos estudios (Kadlec y Knight, 1996) con y sin plantas que concluyen que el rendimiento de depuración es mayor cuando las plantas están presentes.

Las plantas emergentes que frecuentemente se encuentran en la mayoría de los humedales para aguas residuales incluyen espadañas, carrizos, juncos, y juncos de laguna. Los juncos de laguna y las espadañas o una combinación de estas dos especies son las dominantes en la mayoría de los humedales artificiales en los Estados Unidos (USEPA, 1993). También existen algunos sistemas con carrizos, siendo esta especie la dominante en los humedales artificiales europeos. Cuando se diseñan sistemas que específicamente buscan un incremento en los valores del hábitat, además de conseguir el tratamiento del agua residual, usualmente incluyen una gran variedad de plantas, especialmente para proporcionar alimentación y nido a las aves y otras formas de vida acuática.

5.4 Microorganismos (Biopelícula)

Muchas transformaciones de los nutrientes y del carbono orgánico en humedales son debidas al metabolismo microbiano y están directamente relacionadas con el crecimiento de los microorganismos. Éstos incluyen, principalmente, bacterias, hongos, y protozoarios. Esta biomasa se encuentra formando una biopelícula alrededor de las partículas del lecho.

En general, los procesos microbiológicos por los cuales los microorganismos depuran el agua residual en el humedal son los mismos que en los sistemas biológicos convencionales. Los microorganismos utilizan los nutrientes y el carbono tanto como fuente de energía como para la formación de nueva biomasa microbiana. La velocidad de crecimiento de esta nueva biomasa dependerá tanto de las condiciones ambientales como de la disponibilidad del sustrato. La energía es obtenida por la oxidación de compuestos reducidos (dador de electrones) con un oxidante (aceptor de electrones) a través de la cadena respiratoria. Ejemplos de donantes de electrones pueden ser compuestos orgánicos, amonio, hidrógeno o sulfuros; mientras que, como aceptores se pueden encontrar oxígeno, nitrato, hierro (III), manganeso (IV) ó sulfato.

La mayoría de los procesos son llevados a cabo por bacterias heterótrofas y autótrofas. Dependiendo del aceptor final de electrones, el proceso será más o menos rentable. La degradación aerobia de materia orgánica alcanza mayor energía por unidad de masa de donador de electrones que la nitrificación o cualquier otra degradación orgánica. Las bacterias que no utilizan oxígeno como aceptor final de electrones tienen un crecimiento más lento ya que el proceso resulta, en general, menos eficiente que el de la respiración aeróbica. Existe una relación entre el potencial redox y los aceptores de electrones que actúan en la respiración microbiana dentro del humedal (García y col., 2003).

Los microorganismos, en su crecimiento, consumen nutrientes incorporándolos a su estructura celular. Es obvio, por tanto, decir que las condiciones químicas y físicas que condicionan qué tipo de microorganismos van a existir (heterótrofos, autótrofos) influyen en la cantidad de nutrientes absorbida.

Las poblaciones microbianas se ajustan a los cambios en el agua que les llega y se pueden extender rápidamente cuando se tiene la suficiente energía. Cuando las condiciones medioambientales no son convenientes, muchos microorganismos se inactivan. La comunidad microbiana de un humedal puede ser afectada por sustancias tóxicas, como pesticidas y metales pesados, y debe tenerse cuidado para prevenir que tales sustancias se introduzcan en las cadenas tróficas en concentraciones perjudiciales.

6. MECANISMOS BÁSICOS DE DEPURACIÓN EN UN HUMEDAL ARTIFICIAL

Los humedales pueden tratar con efectividad altos niveles de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sólidos suspendidos (SS), y nitrógeno, así como niveles significativos de metales, compuestos orgánicos traza y patógenos. La eliminación de fósforo es mínima debido a las limitadas oportunidades de contacto del agua residual con el suelo. Los mecanismos básicos de tratamiento son tamizado, sedimentación, precipitación química, adsorción y degradación microbológica de la DBO y del nitrógeno, así como la captación por parte de la vegetación. Si no se practica la poda, se encuentra una fracción de la vegetación que se descompone y que permanece como materia orgánica refractaria, que termina formando turba en el humedal.

En la tabla 1, se pueden ver los principales procesos que se llevan a cabo en un humedal y que permiten la depuración del agua residual.

Tabla 1. Mecanismos de depuración predominantes en los humedales artificiales.

Contaminantes	Mecanismos de eliminación
Sólidos suspendidos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sedimentación ▪ Filtración
Materia orgánica	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Degradación microbiana aerobia ▪ Degradación microbiana anaerobia
Nitrógeno	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Amonificación seguido por nitrificación microbiana y desnitrificación. ▪ Asimilación por parte de las plantas ▪ Adsorción principal ▪ Volatilización del amoniaco
Fósforo	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Adsorción por parte del lecho ▪ Asimilación por parte de las plantas
Metales	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Asimilación por parte de las plantas ▪ Intercambio iónico

Patógenos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Sedimentación ▪ Filtración ▪ Muerte natural ▪ Irradiación ultravioleta
-----------	---

7. DISEÑO DE HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL

Los modelos cinéticos utilizados para el diseño de un humedal artificial FSS permiten calcular el área superficial necesaria para alcanzar los rendimientos deseados, asumiendo normalmente una profundidad de 0.6 metros. Pueden ser mecánicos o no mecánicos. Rousseau (2005) hizo un resumen de ambos tipos de modelos. Mientras que los primeros abordan matemáticamente los procesos que ocurren dentro del humedal, tanto biológicos como químicos y físicos, y sus interacciones; los segundos resumen todos los procesos en una sola ecuación o, incluso, en un solo valor. A continuación, se describen los modelos más importantes de los dos tipos.

7.1. Modelos no mecánicos

Entre los modelos no mecánicos habitualmente utilizados, se pueden encontrar los siguientes: reglas generales, diferentes ecuaciones de regresión empíricas (Brix, 1994b); o el modelo más conocido, que considera un reactor de flujo pistón con una reacción de primer orden, habitualmente denominado modelo K-C, o K-C* si incluye una concentración residual (C^*) (Kadlec y Knight, 1996).

Las reglas generales son valores típicos de ciertos parámetros a partir de los cuales se puede diseñar un humedal artificial. En la tabla 2, se pueden ver algunas de las reglas generales más usadas tanto para los FSSH como para los FSSV.

Tabla 2. Valores típicos de diseño de humedales artificiales

Referencia	FSSH		
	Carga orgánica (g DBO ₅ m ⁻² d ⁻¹)	Carga Hidráulica (cm d ⁻¹)	Área específica (m ² PE ⁻¹)
Wood, 1995	< 7.5	0.2-0.3	-
Kadlec y Knight, 1996	-	8-30	-
USEPA, 2000	< 6	-	-
Vymazal y col. (1998)	< 15	< 20	5
FSSV			
Cooper, 1999	-	-	1 (sin nitrificación)
Cooper, 1999	-	-	2 (con nitrificación)
Winter y Goetz, 2003	< 20	-	-

Otras herramientas de cálculo son la ecuaciones de regresión que relacionan parámetros de entrada con los de salida basándose en la experiencia de otros humedales. Rousseau y col., 2004 presentó una tabla muy amplia con las ecuaciones más importantes que permiten calcular la eliminación de DBO, DQO, N_T y P_T.



Además, para el diseño de humedales FSSV, existen otras herramientas que no son ni reglas generales ni ecuaciones de regresión y que requieren algún cálculo más complejo. O'Hogain (2003) calculó el área de dos humedales FSSV consecutivos con las ecuaciones 1 y 2.

$$A_1 = 3.5 \cdot PE^{0.35} + 0.6 \cdot PE \quad (1)$$

$$A_2 = 0.5 \cdot A_1 \quad (2)$$

donde A_1 y A_2 son las áreas de los humedales FSSV respectivamente y PE es el número de personas equivalentes.

Norvee y col. (2005) calculó el área de un solo FSSV atendiendo a las necesidades de oxígeno según la ecuación 3.

$$A = OD / VA \quad (3)$$

donde VA es el potencial de aireación de un humedal FSSV, estimado en $30 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Vymazal y col., 1998; Cooper, 1999), y OD es la demanda de oxígeno ($\text{g O}_2 \text{ d}^{-1}$) del agua residual de entrada al humedal calculada con la ecuación 4.

$$OD = [(DBO_{in} - DBO_{out}) + (NH_4 - N_{in} - NH_4 - N_{out}) \cdot 4.3] \cdot Q \quad (4)$$

Por último, es muy habitual la modelización de humedales artificiales como reactores químicos basados en ecuaciones cinéticas de primer orden (Kadlec y Knight, 1996), las cuales, en caso de estado estacionario y funcionamiento en flujo pistón ideal, predicen un perfil exponencial de las concentraciones de los contaminantes, modelo K-C (ecuación 5):

$$\frac{C_{out}}{C_{in}} = \exp(-K_T \cdot t_n) \quad (5)$$

donde K_T es la constante de reacción de primer orden en base volumétrica, que depende del contaminante (d^{-1}), t_n es el tiempo de residencia hidráulica (TRH) nominal (d) y, C_{out} y C_{in} son las concentraciones del contaminante en el efluente y en el influente (mg l^{-1}) respectivamente

Este modelo se ve modificado habitualmente al introducir un nuevo parámetro asintótico que tenga en cuenta que, aunque el TRH sea infinito, la concentración de salida del humedal nunca será cero. Este parámetro se denomina concentración residual o de fondo (C^*).

Este nuevo modelo, denominado K- C^* , es el dado por la ecuación 6:

$$\frac{C_{out} - C^*}{C_{in} - C^*} = \exp(-K_T \cdot t_n) \quad (6)$$

El parámetro C^* no indica únicamente materia inerte que no ha sido degradada. Por ejemplo, si el contaminante es DBO, la DBO final efluente se ve influida por la producción



de DBO residual en el sistema, producto de la descomposición de los detritus de las plantas y de otras sustancias orgánicas presentes de manera natural. Esta DBO residual (C^*) está típicamente en el rango de 2 a 7 mg l^{-1} (Kadlec y Knight, 1996).

El TRH nominal en un humedal FSSH puede calcularse con la siguiente expresión:

$$t_n = \frac{A_s \cdot h \cdot n}{Q} \quad (7)$$

donde A_s es el área superficial del humedal (m^2), h es la profundidad de la celda del humedal (m), Q es el caudal medio a través del humedal ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$) y n es la porosidad, o espacio disponible para el flujo del agua a través del humedal. La porosidad es un porcentaje expresado como decimal.

Combinando las ecuaciones 5 o 6 con la 7, para cada modelo respectivamente, es posible determinar el área superficial del humedal (ecuaciones 8 y 9).

Modelo K-C:

$$A_s = \frac{Q \cdot \ln(C_{in}/C_{out})}{K_T \cdot h \cdot n} \quad (8)$$

Modelo K-C*:

$$A_s = \frac{Q \cdot \ln((C_{in} - C^*)/(C_{out} - C^*))}{K_T \cdot h \cdot n} \quad (9)$$

El valor de K_T para las ecuaciones 5, 6, 8 y 9 depende del contaminante que se quiere eliminar y de la temperatura. Lo mismo ocurre con el valor de C^* para las ecuaciones 6 y 9.

La influencia de la temperatura es comúnmente representada mediante una expresión exponencial (ecuación 10) (Henze y col., 1995).

$$K_T = K_{20} \cdot \theta_T^{(T-20)} \quad (10)$$

En el manual de la USEPA (1993) se establecen unos valores de $K_{20} = 1.104 \text{ d}^{-1}$ y $\theta_T = 1.06$. Posteriormente, Kadlec y Knight (1996) concluyeron que la eliminación de DBO, SST y P_T es, generalmente, independiente de la temperatura ($\theta_T = 1$), mientras que la eliminación de nitrógeno se ve claramente afectada ($\theta_T = 1.05$).

Mayoritariamente, la calibración de los parámetros K_T , C^* y θ_T es realizada en base a resultados de concentraciones de entrada y salida y no en base a resultados intermedios, aunque estos últimos son más adecuados (Kadlec, 2000). Debido a que estos parámetros agrupan un gran número de condiciones, puesto que es un sistema muy complejo que tiene muchas interacciones, existe una gran variabilidad en los valores de K_T , K_A , C^* y θ_T . Rousseau y col. (2004) presentaron una tabla en la que se muestran



algunos valores de la constante de reacción de primer orden para humedales FSSH encontrados en bibliografía.

7.2. Modelos mecanísticos

Los modelos mecanísticos que simulan el comportamiento de los humedales como reactores biológicos abordan matemáticamente los diferentes procesos y sus interacciones, lo cual ayuda considerablemente al entendimiento y a la interpretación del rendimiento de depuración. Algunos ejemplos de estos tipos de modelos son el modelo de Wynn y Liehr (2001) y el modelo CW2D de Langergraber (2001).

7.2.1. Modelo de Wynn y Liehr (2001)

Este modelo mecanístico, que está basado en la tesis doctoral de Wynn (1995), se realizó para simular humedales FSSH. El modelo consta de seis submodelos interrelacionados que representan: el ciclo del carbono y del nitrógeno, los balances de agua y oxígeno y el crecimiento, metabolismo y lisis de las bacterias heterótrofas y autótrofas. Las transformaciones del fósforo no están consideradas puesto que son principalmente de naturaleza físico-química y el enfoque del modelo es mayoritariamente microbiológico. Una hipótesis muy importante es que la eliminación de sólidos suspendidos es total, es decir, que no hay sustancias particuladas en el efluente. El comportamiento hidráulico es simulado con el modelo de tanques en serie, que imita el régimen de mezclado, y la ley de Darcy, que simula el flujo a través de un lecho poroso. La simulación fue realizada con el paquete de software STELLA II (High Performance System Inc.)

7.2.2. Modelo CW2D de Langergraber (2001)

El modelo de transporte multicomponente con reacción CW2D (Constructed Wetland 2-Dimensional) fue creado por Langergraber (2001) para simular el transporte y las reacciones de los principales constituyentes de un agua residual en humedales artificiales de flujo subsuperficial, tanto verticales como horizontales. El modelo CW2D fue desarrollado como una extensión del programa de software de flujo variable de agua saturada y transporte de soluto HYDRUS-2D (Langergraber y Šimůnek, 2005). El flujo a través del medio poroso de saturación variable es representado por la ecuación de Richard. El modelo de transporte tiene en cuenta la dispersión y difusión, convección y varias pérdidas y ganancias tales como la adsorción y desorción, absorción de agua por parte de las plantas, etc.. A estos términos, el módulo CW2D le suma el término correspondiente a los procesos de reacción. Estos procesos bioquímicos introducidos por el módulo CW2D están basados en el modelo de Fangos Activos (ASM) (Henze y col., 2000).

Por lo tanto, éste es un modelo totalmente mecanístico, que usa un modelo 2D de flujo subterráneo y que le da la ventaja de que las concentraciones están determinadas por su localización, y por lo tanto, hacen posible tener tanto zonas aerobias como anóxicas dentro del humedal modelizado. Además, el uso de los modelos ASM (Henze y col., 2000) es muy recomendable puesto que están ampliamente aceptados y proveen un lenguaje común que hacen que el modelo sea más accesible.

A pesar de esto, este modelo presenta algunas desventajas. Solo se usan para aguas residuales sin sólidos y, por lo tanto, no tiene en cuenta el fenómeno de la obturación de



los poros (*clogging*). A medida que se aumenta el tamaño del sistema a modelizar empeora el ajuste de los datos debido a la aparición de problemas hidráulicos (zonas muertas, cortocircuitos, etc.) que no pueden ser simulados por el modelo 2D.

8. DISEÑO HIDRÁULICO

Los modelos cinéticos, tanto mecanísticos como no mecanísticos, nos ayudan a calcular el área superficial necesaria para eliminar ciertos contaminantes tanto en humedales FSSH como FSSV. El diseño hidráulico se encarga de calcular el área transversal al flujo, que en el caso de los FSSV coincidirá con el área superficial. Pero, los no mecanísticos no incluyen nada de hidráulica. Por lo tanto, a la hora de diseñar un humedal con modelos no mecanísticos, se necesitará un modelo hidráulico, que es lo que se explica en este apartado.

El diseño hidráulico en un humedal artificial es crítico para el éxito de su rendimiento. Todos los modelos cinéticos de diseño que se usan actualmente asumen condiciones uniformes de flujo pistón y además no consideran limitaciones para el contacto entre los constituyentes del agua residual y los organismos responsables del tratamiento, haciendo, por tanto, que las reacciones sean las controlantes de la velocidad global del tratamiento. Sin embargo, para poder considerar que un FSSH posee un régimen de flujo próximo al de flujo pistón ideal, se requiere un cuidadoso diseño hidráulico y unos métodos constructivos apropiados.

El flujo a través del humedal debe superar la resistencia por fricción del mismo sistema. Esta resistencia es impuesta por la vegetación y la capa de sedimentos en los FS, y por el medio sólido, las raíces de las plantas y los sólidos acumulados en los FSS. La energía necesaria para superar esta resistencia viene dada por la pérdida de carga entre la entrada y la salida del sistema. La mejor solución práctica, en lo referente a construcción, es proveer al humedal de un fondo con una inclinación que sea suficiente para permitir un drenaje completo cuando sea necesario y una salida de altura variable con el nivel de agua.

La relación largo-ancho del humedal tiene una gran influencia en el régimen hidráulico y en la resistencia al flujo del agua. En teoría, grandes relaciones largo-ancho (10:1 o mayores) asegurarían un flujo pistón, pero tienen el inconveniente de que cuanto mayor es la relación largo-ancho, menor es el área transversal al flujo y, por lo tanto, es más susceptible de colmatarse, sobre todo al principio del humedal, donde el agua se desbordaría debido al incremento en la resistencia al flujo causado por la acumulación de residuos. Por tanto, relaciones de 1:1 hasta aproximadamente 3:1 o 4:1 son aceptables. Los cortocircuitos pueden ser minimizados con una cuidadosa construcción y mantenimiento del fondo del humedal, con el uso de múltiples celdas, e intercalando zonas abiertas (sin vegetación) para la redistribución del flujo.

La ley de Darcy, que esta definida en la ecuación (13) y que solo es válida para flujo laminar, describe la pérdida de carga en un medio poroso que sirve para el diseño de humedales tipo FSS usando suelo y arena como medio del lecho. El mayor nivel de turbulencia en el flujo ocurre en lechos que usan piedra muy gruesa; entonces, la ecuación de Ergun es más apropiada, puesto que ésta es utilizada para el flujo de fluidos en lechos porosos con régimen turbulento (Costa, 1985).

Supóngase un humedal artificial FSSH cuyo esquema se muestra en la figura 4, en la que, además, se indican sus dimensiones y líneas de flujo de agua.

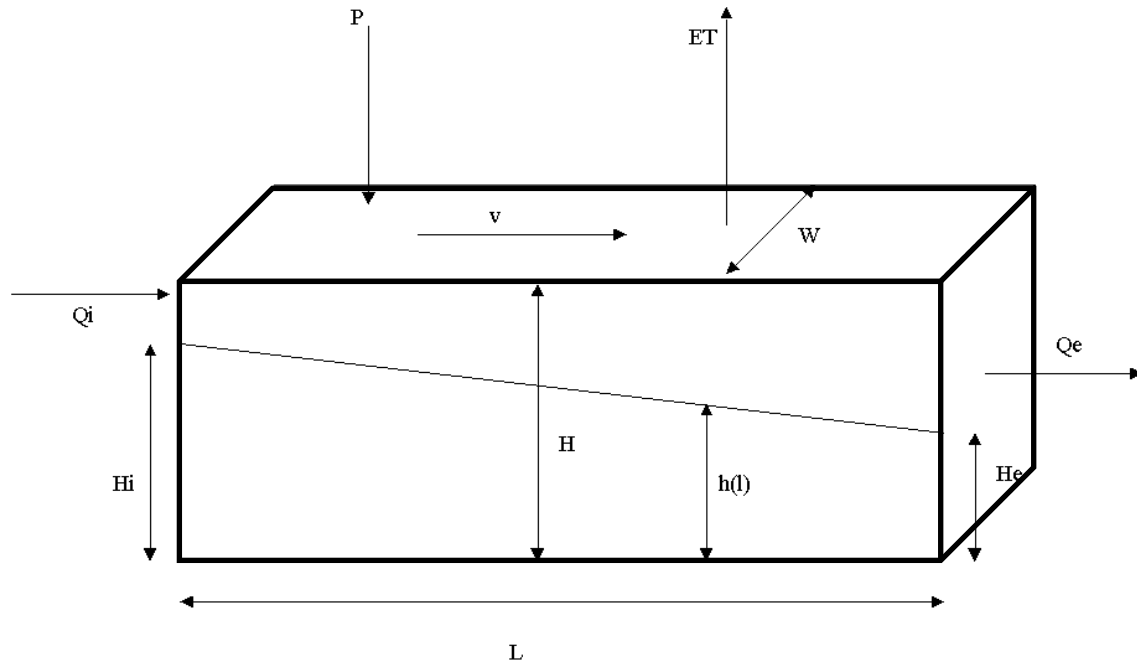


Figura 4. Perfil de un humedal artificial.

donde W es el ancho de una celda del humedal (m), L es la longitud de la celda del humedal (m), $h(l)$ es la profundidad del agua en el humedal, función de la longitud (m), u es la velocidad de "Darcy", la velocidad aparente de flujo a través de la totalidad del área de la sección transversal del lecho ($m\ d^{-1}$), H es la altura del lecho (m), H_i es la altura inicial del agua (m), H_e es la altura final del agua (m), Q_i es el caudal de entrada ($m^3\ d^{-1}$), Q_e es el caudal de salida ($m^3\ d^{-1}$), P y ET son los términos correspondientes a las Precipitaciones y a la Evapotranspiración ($m^3\ d^{-1}$).

Para dicho humedal la ecuación 11, que es la expresión de la Ley de Darcy, indica la pérdida de carga a lo largo del humedal para una velocidad de flujo dada:

$$u = K_H \cdot s \quad (11)$$

y dado que:

$$u = \frac{Q}{A_C} \quad (12)$$

entonces, **La ley de Darcy** se puede expresar de esta otra manera:

$$Q = K_H \cdot A_T \cdot s \quad (13)$$

donde K_H es la conductividad hidráulica de una unidad de área del humedal perpendicular a la dirección de flujo ($m^3\ m^{-2}\ d^{-1}$), A_T es el área de la sección transversal

perpendicular al flujo (m^2) y s es el gradiente hidráulico o “pendiente” de la superficie del agua en el sistema ($m m^{-1}$)

Sustituyendo y reorganizando los términos de la ecuación 13, es posible calcular el ancho mínimo de una celda de humedal FSSH que sea compatible con el gradiente hidráulico seleccionado para el diseño. Dado que:

$$s = \frac{m \cdot h}{L} \quad (14)$$

$$L = \frac{A_s}{W} \quad (15)$$

$$A_T = W \cdot h \quad (16)$$

donde m es la pendiente del fondo del lecho ($m m^{-1}$)

$$W = \frac{1}{h} \left(\frac{Q \cdot A_s}{m \cdot K_H} \right)^{0.5} \quad (17)$$

El área superficial del humedal (A_s) se ha determinado previamente, usando el modelo cinético de diseño para la eliminación de contaminantes descrito por la ecuación 8. La ecuación 17 permite calcular el ancho mínimo absoluto aceptable de una celda de humedal compatible con el gradiente hidráulico seleccionado. Otras combinaciones de ancho-gradiente hidráulico pueden ser posibles a fin de ajustar el diseño a las condiciones topográficas existentes en el sitio propuesto. El valor típico de m se encuentra entre el 5 y el 20 % de la posible pérdida de carga. Es recomendable, tomar un valor de m que no sea mayor del 20 % de la pérdida de carga para tener un factor de seguridad suficiente contra posibles atascamientos, efectos de la viscosidad y otras contingencias no consideradas en el momento del diseño. Las ecuaciones 13 y 17 son válidas cuando el flujo es laminar a lo largo de los espacios vacíos del medio, es decir, cuando el número de Reynolds es menor a 10.

La conductividad hidráulica, además de con la viscosidad, también varía con el número y tamaño de huecos en el medio usado para el humedal.

Tabla 3. Características típicas de los medios para humedales FSS (USEPA, 1993)

Tipo de material	Tamaño efectivo D_{10} (mm)	Porosidad, n (%)	Conductividad hidráulica, K_H ($m^3 m^{-2} d^{-1}$)
Arena gruesa	2	28-32	100-1000
Arena gravosa	8	30-35	500-5000
Grava fina	16	35-38	1000-10000
Grava media	32	36-40	10000-50000



Grava gruesa	128	38-45	50000-250000
--------------	-----	-------	--------------

La tabla 3 presenta órdenes de magnitud estimados para un rango de materiales granulares que podrían ser usados en un humedal FSS. Es recomendable que la conductividad hidráulica se mida en el terreno o en laboratorio antes del diseño final. Es posible usar una relación basada en la ecuación de Kozeny-Carman, para estimar la conductividad hidráulica (en cm s^{-1}) a partir de la porosidad (Montes y Haselbach, 2006) (ecuación 18).

$$K_H = \frac{18 \cdot n^3}{(1-n)^2} \quad (18)$$

Una variable importante a la hora de diseñar un humedal artificial es la profundidad del mismo (h). El lecho de los humedales FSS tiene una profundidad típica de alrededor de 0.6 metros de relleno sólido. Éste, algunas veces, tiene encima una capa de grava fina de 7 a 15 centímetros de espesor. Esta grava fina sirve para el enraizamiento inicial de la vegetación y se mantiene seca en condiciones normales de operación. Si se selecciona una grava relativamente pequeña, de tamaño inferior a 20 milímetros para la capa principal donde se realiza el tratamiento, la capa fina superior probablemente no será necesaria, pero entonces, la profundidad total deberá incrementarse ligeramente para asegurar que se tenga una zona seca en la parte superior del lecho. Muchos humedales FSS actualmente en operación tienen profundidades de 0.6 metros, mientras que unos pocos, en climas cálidos donde el riesgo de congelación no es significativo, funcionan con 0.3 metros de profundidad. Estas bajas profundidades aumentan el potencial de transferencia de oxígeno obteniendo mejores resultados (García y col., 2004), pero hacen necesaria un área superficial mayor y se tiene el gran riesgo de la congelación en climas fríos. La profundidad de lecho de 0.6 metros requiere una operación especial basada en la alternancia de condiciones saturadas e insaturadas para inducir la penetración deseada de las raíces hasta el fondo (McBride y Tanner, 1999). El rendimiento en la eliminación de DBO, y nitrógeno amoniacal está directamente relacionado con la profundidad de penetración de las raíces. Por lo tanto, es aconsejable que la altura del lecho sea menor que la máxima profundidad de penetración de las raíces de las plantas elegidas para asegurar la presencia de raíces en todo el canal.

8. UTILIZACIÓN DE SISTEMAS HÍBRIDOS

Aprovechando las diferentes características de los diferentes tipos de humedales, se pueden combinar los humedales artificiales FSSH y FSSV para formar los sistemas híbridos. Las combinaciones más usadas son las mostradas en la figura 5.

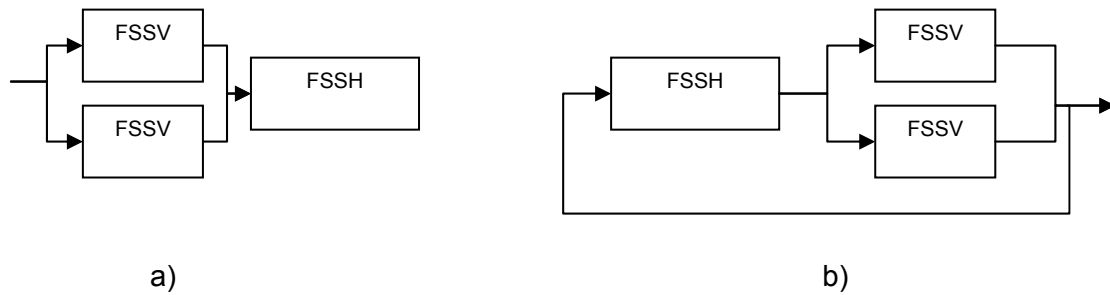


Figura 5. Esquemas de sistemas híbridos de humedales artificiales.

En ambas configuraciones, se trata de aprovechar las diferentes condiciones oxidativas que están presentes en los humedales. Mientras que en los humedales FSSV predominan los procesos aerobios (respiración aerobia, nitrificación), debido al mayor contacto aire-agua en las zonas insaturadas del lecho; en los humedales FSSH predominan los procesos anóxicos (desnitrificación) y anaerobios (reducción del sulfato, fermentación, ...), debido al menor contacto aire-agua al estar el lecho saturado de agua. Por lo tanto, con esta alternancia se logra favorecer la eliminación de algunos contaminantes, en especial, la del nitrógeno.

En estudios anteriores (Mena y col., 2008), se simularon los resultados obtenidos por un sistema híbrido con la configuración 2 FSSV + 2 FSSV + 1 FSSH, es decir, configuración tipo a), tal y como se muestra en la figura 6, obteniéndose los resultados representados en la figura 7.

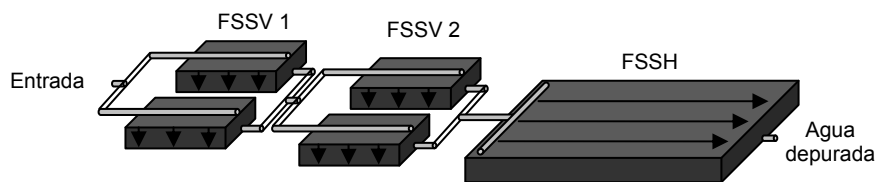
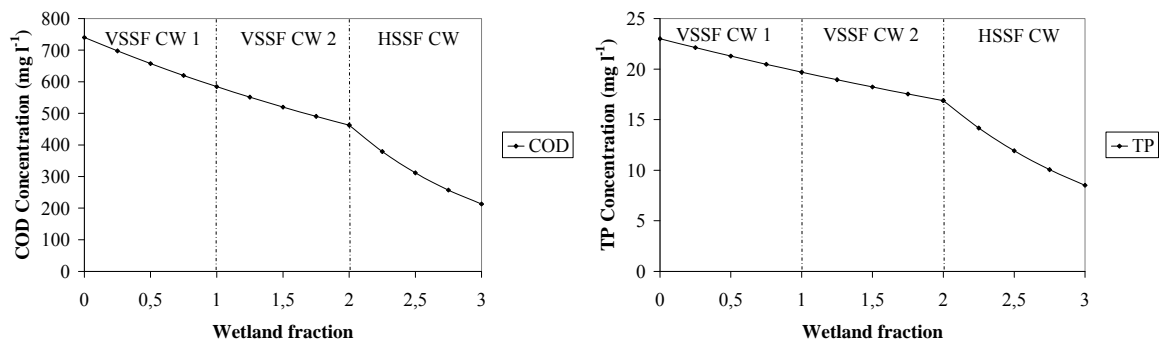


Figura 6. Esquema sistema híbrido (Mena y col., 2008).



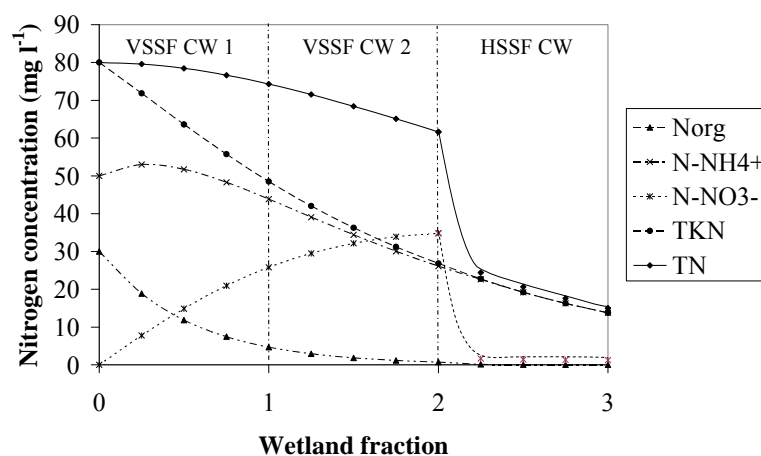


Figura 7. Perfiles de las concentraciones de los contaminantes en un sistema híbrido (Mena y col., 2008).

En el esquema a), tal y como se observa en la figura 7, en los humedales verticales se logra hidrolizar y nitrificar el nitrógeno amoniacal para obtener nitratos, que serán utilizados como aceptores finales (desnitrificación) en el humedal horizontal formándose nitrógeno gas (N_2), que se escapa a la atmósfera constatando la eliminación del nitrógeno del agua residual.

El esquema b) se desarrolló para solucionar dos posibles problemas que pueden surgir en el esquema a). En los procesos aerobios de los humedales FSSV, debido a sus altas eficiencias energéticas, es posible que se consuma casi la totalidad de la materia orgánica, inhibiendo la desnitrificación posterior en el humedal FSSH por falta de sustrato. Además, los humedales FSSH soportan aguas con mayor cantidad de sólidos, se obturan menos, en previsión de que el pretratamiento para eliminar los sólidos sea deficiente. Estos dos problemas se solucionan situando el humedal FSSH por delante de los FSSV y recirculando una pequeña cantidad del efluente de los FSSV. Este sistema es un poco más complejo y requiere un mayor gasto energético debido a la necesidad de colocar una bomba.

9. SITUACIÓN ACTUAL DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES

A pesar de que los humedales han recibido aguas residuales desde muy antiguo, solo hasta la década de los 50, cuando Seidel y Kickuth hicieron un estudio sobre la eliminación de fenoles y tratamiento de aguas residuales de lechería con humedales artificiales en 1952 en el instituto Max Plank, éstos no fueron considerados como sistema de depuración de aguas residuales. A finales de los años 1980 apareció el primer manual con criterios de diseño y construcción (USEPA, 1988) y se realizó el primer simposio internacional sobre la tecnología en Chattanooga (EEUU), que se sigue repitiendo cada dos años. También se creó el grupo especializado en humedales de la International Water Association (IWA). Desde entonces han aparecido excelentes manuales científicos y técnicos, y capítulos de libros que han ido recopilando el conocimiento y el estado del arte de la tecnología, como por ejemplo: WPCF (1990), USEPA (1993), Reed y col.



(1995), Wissing y Hofmann (1995), Kadlec y Knight (1996), Cooper y col. (1996) Vymazal y col. (1998), Campbell y Ogden (1999), Kadlec y col. (2000), USEPA (2000) y Dias y Vymazal (2003).

En la actualidad, en comparación con otros países europeos y los propios Estados Unidos, donde esta técnica está más que consolidada, en España se puede considerar que es novedosa. Un estudio muy reciente (Puigagut y col., 2006) determinó que más del 80 % de los humedales artificiales subsuperficiales existentes en España, usados para el tratamiento de aguas residuales urbanas, fueron construidos en los últimos cinco años, siendo el de flujo horizontal el más extendido. Las cargas orgánicas aplicadas se encuentran entre 0.8 a 23 g DBO₅ m⁻² d⁻¹ y 22.8 a 29.8 g DBO₅ m⁻² d⁻¹ para humedales artificiales subsuperficiales de flujo horizontal y vertical respectivamente; obteniéndose rendimientos de eliminación entre 80-95 %, 70-95 % para la DBO₅ y SST y valores medios de 52 %, 40 % y 43 % para el nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal y fósforo total respectivamente.

10. BIBLIOGRAFÍA

- Armstrong, W., Armstrong, J. y Beckett, P.M. Measurement and Modeling of Oxygen Release from Roots of *Phragmites Australis*. Pags. 41-52 en Cooper, P.F. y Findlater, B.C. (Eds.), "Proceedings of the Internacional Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control". *Pergamon Press*, **1990**, Oxford, Inglaterra.
- Bastviken, S.K., Eriksson, P.G., Premrov, A. y Tonderski, K. Potential denitrification in wetland sediments with different plant species detritus. *Ecological Engineering*, **2005**, 25 (2), 183-190.
- Bezbaruah, A.N. y Zhang, T.C. Quantification of Oxygen Release by Bulrush (*Scirpus validus*) Roots in a Constructed Treatment Wetland. *Biotechnology and Bioengineering*, **2004**, 89 (3), 308-318.
- Brix, H. Gas Exchange through the soil-atmosphere interface and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed wetland receiving domestic sewage. *Wat. Res.* **1990**, 24, 259-266.
- Brix, H. y Schierup, H. Soil Oxigenation in Constructed Reed Beds: The Role of Macrophyte and Soil-Atmosphere Interface Oxygen Transport. Pags. 53-66 en Cooper, P.F. y Findlater, B.C. (Eds.), "Proceedings of the Internacional Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control". *Pergamon Press*, **1990**, Oxford, Inglaterra.
- Brix, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, **1994a**, 29 (4), 71-78.
- Brix, H. Constructed wetlands for municipal wastewater treatment in Europe. Chapter 20, p. 325-333. En: Mitsch, W.J. (Ed.), *Global Wetlands: Old World and New*, Amsterdam, *Elsevier*, **1994b**.
- Campbell, C.S. y Ogden, M.H. *Constructed Wetlands in the Sustainable Landscape*. *Jonh Wiley and Sons, Inc.*, **1999**, New York, USA.



- Cooper, P., A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Wat. Sci. and Tech.*, **1999**, 40(3), pp. 1-9.
- Cooper, P. F., Job, G. D., Green, M.B. y Shutes, R.B.E. Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *WRC Publications*, **1996**, Medmenham, Marlow, Inglaterra.
- Costa, E., Calleja, G., Ovejero, G., De Lucas, A., Aguado, J. y Uguina, M.A. Ingeniería Química. 3. Flujo de Fluidos. *Ed. Alhambra*, **1985**, Madrid.
- Dias, V. y Vymazal, J. The Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands. En *1º International Seminar. Instituto nacional da Água*, **2003**, Lisboa, Portugal.
- Dierberg, F.E. y Brezonik, P.L. Nitrogen and Phosphorus Mass Balances in a Cypress Dome Receiving Wastewater. Pags. 112-118. en Ewel, K.C. y Odum, H.T. (Eds.) "Cypress Swamps". *University of Florida Press*. **1984**, Gainesville, USA.
- García, J., Ojeda, E., Sales, E., Chico, F., Píriz, T., Aguirre, P. y Mujeriego, R. Spatial variations of temperature, redox potential and contaminants in horizontal flow reed beds. *Ecol. Eng.* **2003**, 722, 1-14.
- García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Huang, Y., Ortiz, L. y Bayona, J.M. Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater. *Wat. Res.* **2004**, 38, 1669-1678.
- Henze, M., Harremoës, P., LaCour Jansen, J. y Arvin, E. Wastewater Treatment, Biological and Chemical Processes. *Springer*, Heidelberg, **1995**.
- Henze, M., W. Gujer, T. Mino, y M.C.M. van Loosdrecht. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3. *IWA Scientific and Technical reports*, 9. **2000**, IWA Publ., London.
- Kadlec, R.H. y Knight, R.L. Treatment Wetlands. *CRC Press LLC*. **1996**, Boca Ratón, Nueva Cork, USA.
- Kadlec, R.H. The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological Engineering*, **2000**, 15, 105-119.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. y Haberl, R. Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. IWA Specialist Group On use of Macrophytes in Water Pollution Control, *IWA Publishing*, **2000**.
- Langergraber G. Development of a simulation tool for subsurface flow constructed wetlands. *Wiener Mitteilungen*, **2001**, 169, Viena, Austria.



- Langergraber G. y Šimůnek J. Modelling variably saturated water flow and multicomponent reactive transport in constructed wetlands. *Vadose Zone J.* **2005**, 4 (4), 924-938.
- McBride, G.B. y Tanner, C.C. Modelling biofilm nitrogen transformations in constructed wetlands mesocosms with fluctuating water levels. *Ecol. Eng.* **1999**, 14 (1-2), 93-106.
- Mena, J., Rodríguez, L., Núñez, J., Fernández, F.J. y Villaseñor, J. Design of horizontal and vertical subsurface flow constructed wetlands treating industrial wastewaters. Proceedings of the Ninth International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Water Pollution. *Witpress*, **2008**, 672pp.
- Molle, P., Liénard, A., Grasmick, A. y Iwema, A. Phosphorus retention in subsurface constructed wetlands : investigations focused on calcareous materials and their chemical reactions. *Wat. Sci. Tech.* **2003**, 48 (5), 75-83.
- Montes, F. y Haselbach, L. Measuring hydraulic conductivity in pervious concrete. *Environmental Engineering Science*, **2006**, 23 (6): 960-969.
- Noorvee, A., Poldvere, E. & Mander, Ü., The effect of a vertical flow filter bed on a hybrid constructed wetland system. *Wat. Sci. and Tech.*, **2005**, 51 (9), pp. 137-144.
- O'Hogain, S., The Design, Operation and Performance of a Municipal Hybrid Reed Bed Treatment. *Wat. Sci. and Tech.*, **2003**, 48 (5), pp. 119-126.
- Pettecrew, E.L. y Kalff, J. Water Flow and Clay Retention in Submerged Macrophyte Bed. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **1992**, 49, 2483-2489.
- Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J.J., Becáres, E. y García, J. Subsurface Flow Constructed Wetlands in Spain for the Sanitation of Small Communities: A Comparative Study. En *10th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control*, IWA, **2006**, Lisboa, Portugal.
- Reed, S.C., Crites, R.W. y Middlebrooks, E.J. Natural System for Wastewater Management and Treatment. 2^a Edición. *McGraw-Hill*, **1995**, New York, USA.
- Rousseau, D., Vanrolleghem, P.A. y De Pauw, N. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Wat. Res.* **2004**, 38, 1484-1493.
- Rousseau, D. Performance of constructed treatment wetlands: model-based evaluation and impact of operation and maintenance. *PhD thesis*, **2005**, Ghent University, Ghent, Belgium, pp. 300.
- U.S. Environmental Protection Agency. Design Manual Constructed Wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment. *U.S. Environmental Protection Agency*. **1993**, Cincinnati, USA.
- U.S. Environmental Protection Agency. Constructed Wetland Treatment of Municipal Wastewater. *U.S. Environmental Protection Agency*. **2000**, Cincinnati, USA.



- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B. y Haberl, R. Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. *Backhuys Publishers*, **1998**, Leiden, Holanda.
- W.P.C.F. Natural Systems for Wastewater Treatment. *Water Pollution Control Federation*, Manual of Practice FD-16, **1990**, Alexandria.
- Winter, K.J., Goetz, D., The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* **2003**, 48 (5), pp. 9-14.
- Wissing, F. y Hofmann, K. Wasserreinigung mit Pflanzen. *Verlag Eugen Ulmer*, **1995**.
- Wood, A. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. *Wat. Sci. Technol.* **1995**, 32 (3), 21–9.
- Wynn, T. M. Development of a Constructed Subsurface Flow Wetland Model. M.S. Thesis. *North Carolina State University*. **1995**.
- Wynn, T.M. y Liehr, S.K. Development of a constructed subsurface-flow wetland simulation model. *Ecological Engineering*, **2001**, 16, 519-536.