

Tratamiento de Aguas Residuales mediante Humedales Artificiales

1. Introducción

Los humedales son áreas que se encuentran saturadas por aguas superficiales o subterráneas con una frecuencia y duración tales, que sean suficientes para mantener condiciones saturadas. Suelen tener aguas con profundidades inferiores a 60 cm con plantas emergentes como espadañas, carrizos y juncos (Véase [Figura 1](#)). La vegetación proporciona superficies para la formación de películas bacterianas, facilita la filtración y la adsorción de los constituyentes del agua residual, permite la transferencia de oxígeno a la columna de agua y controla el crecimiento de algas al limitar la penetración de luz solar.

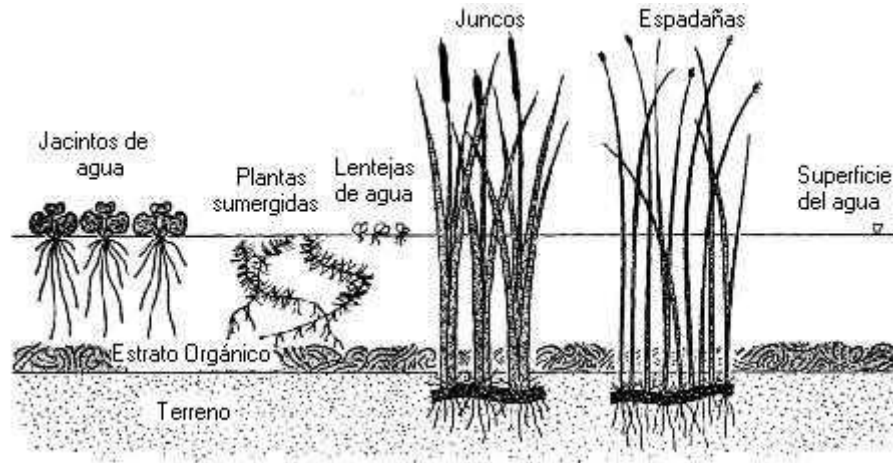


Figura 1 - Plantas acuáticas comunes

Los humedales tienen tres funciones básicas que los hacen tener un atractivo potencial para el tratamiento de aguas residuales, son estas:

- Fijar físicamente los contaminantes en la superficie del suelo y la materia orgánica.
- Utilizar y transformar los elementos por intermedio de los microorganismos.

- Lograr niveles de tratamiento consistentes con un bajo consumo de energía y bajo mantenimiento.

Existen dos tipos de sistemas de humedales artificiales desarrollados para el tratamiento de agua residual (Véase [Figura 2](#)): Sistemas a Flujo Libre (FWS) y Sistemas de Flujo Subsuperficial (SFS). En los casos en que se emplean para proporcionar tratamiento secundario o avanzado, los sistemas FWS suelen consistir en balsas o canales paralelos con la superficie del agua expuesta a la atmósfera y el fondo constituido por suelo relativamente impermeable o con una barrera subsuperficial, vegetación emergente, y niveles de agua poco profundos (0.1 a 0.6 m).

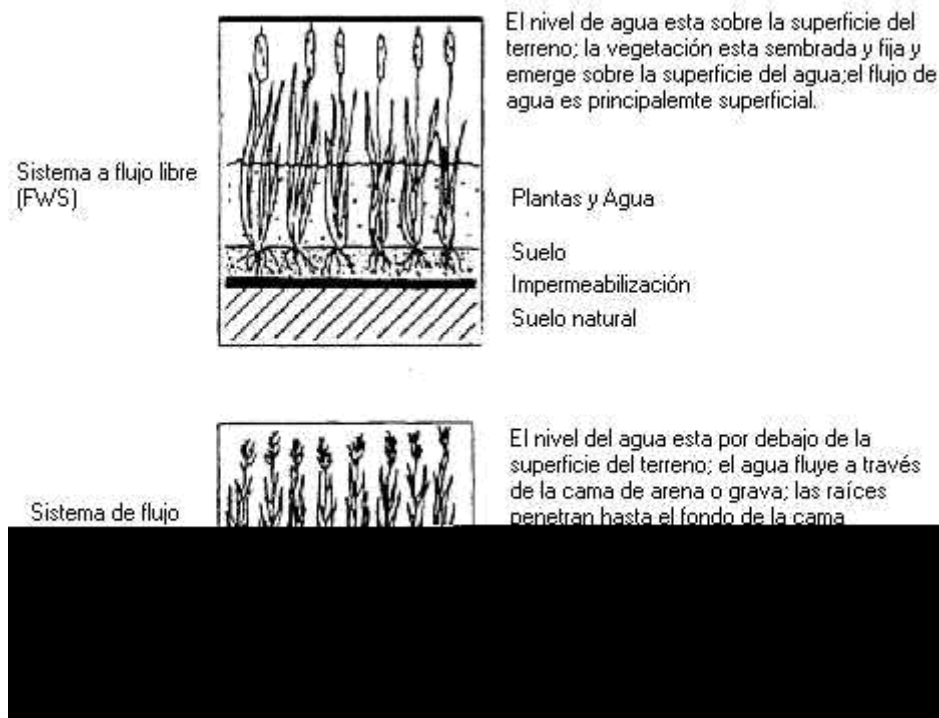


Figura 2 - Tipos de humedales construidos típicamente usados para tratamiento de aguas residuales

A los sistemas FWS normalmente se les aplica agua residual pretratada en forma continua y el tratamiento se produce durante la circulación del agua a través de los tallos y raíces de la vegetación emergente. Los sistemas de flujo libre 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. Los sistemas de flujo subsuperficial se diseñan con el objeto de proporcionar tratamiento secundario o avanzado y consisten en canales o zanjas excavados y rellenos de material granular, generalmente grava en donde el nivel de agua se mantiene por debajo de la superficie de grava

(Véase [Figura 3](#)). Las mismas especies vegetales se usan en los dos tipos de humedales artificiales.

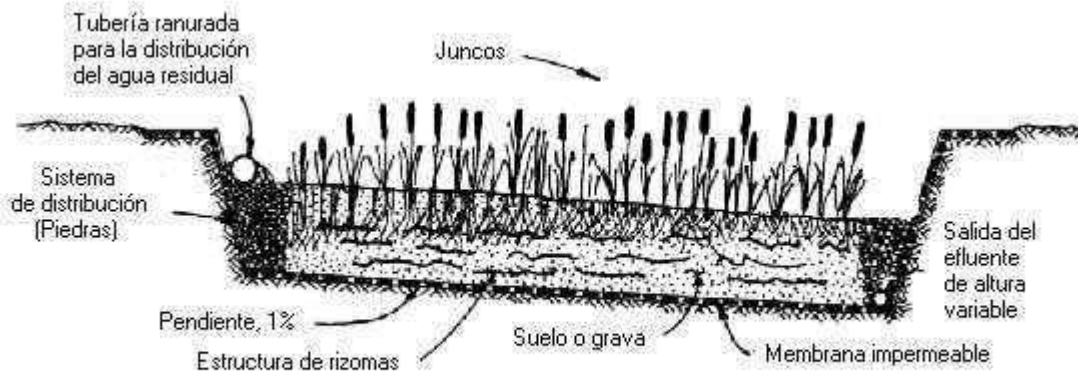


Figura 3 – Sección transversal de un sistema de flujo subsuperficial

El concepto de SFS tiene varias ventajas. Existe la creencia de que las reacciones biológicas en ambos tipos de humedales se deben al crecimiento de organismos. El lecho de grava tendrá mayores tasas de reacción y por lo tanto puede tener un área menor. Como el nivel del agua está por debajo de la superficie del medio granular no está expuesto, con lo que se evitan posibles problemas de mosquitos que pueden llegar a presentarse en sistemas de flujo libre en algunos lugares. Tampoco se presentan inconvenientes con el acceso de público, así como se evitan problemas en climas fríos, ya que esta capa presta una mayor protección térmica.

Aunque el área requerida sea menor que la de un sistema FWS, la viabilidad económica del sistema dependerá del coste de conseguir y poner el material granular en el lecho.

Es improbable que un sistema SFS sea competitivo desde el punto de vista de costos, frente a uno FWS para pequeñas comunidades y caudales, pero esto siempre dependerá de los costos de la tierra, el tipo de impermeabilización que se requiera y el tipo y disponibilidad del material granular empleado.

Adicionalmente de las aguas residuales municipales, los humedales construidos han sido usados para una variedad de industrias, escurrentía de aguas agrícolas y de lluvias, lixiviados de vertederos, rebose de alcantarillados combinados, drenaje de minas y aguas residuales domésticas en pequeños humedales tras tanques sépticos convencionales.

En cuanto al rendimiento de los humedales, se puede decir que pueden tratar con eficiencia niveles altos de DBO, SS y nitrógeno (rendimientos superiores al 80%), así como niveles significativos de metales, trazas orgánicas y patógenos.

No ocurre lo mismo con la eliminación de fósforo que es mínima en estos sistemas. El rendimiento de los humedales se verá con más detalle en el capítulo 5.

2. Componentes del humedal

Los humedales construidos consisten en el diseño correcto de una cubeta que contiene agua, sustrato, y la mayoría normalmente, plantas emergentes. Estos componentes pueden manipularse construyendo un humedal. Otros componentes importantes de los humedales, como las comunidades de microbios y los invertebrados acuáticos, se desarrollan naturalmente.

2.1 El agua

Es probable que se formen humedales en donde se acumule una pequeña capa de agua sobre la superficie del terreno y donde exista una capa del subsuelo relativamente impermeable que prevenga la filtración del agua en el subsuelo. Estas condiciones pueden crearse para construir un humedal casi en cualquier parte modificando la superficie del terreno para que pueda recolectar agua y sellando la cubeta para retener el agua.

La hidrología es el factor de diseño más importante en un humedal construido porque reúne todas las funciones del humedal y porque es a menudo el factor primario en el éxito o fracaso del humedal. Mientras la hidrología de un humedal construido no es muy diferente que la de otras aguas superficiales y cercanas a superficie, difiere en aspectos importantes:

- Pequeños cambios en la hidrología pueden tener efectos importantes en un humedal y en la efectividad del tratamiento.
- Debido al área superficial del agua y su poca profundidad, un sistema actúa recíproca y fuertemente con la atmósfera a través de la lluvia y la evapotranspiración (la pérdida combinada de agua por evaporación de la superficie de agua y pérdida a través de la transpiración de las plantas).
- La densidad de la vegetación en un humedal afecta fuertemente su hidrología, primero, obstruyendo caminos de flujo siendo sinuoso el movimiento del agua a través de la red de tallos, hojas, raíces, y rizomas y, segundo, bloqueando la exposición al viento y al sol.

2.2 Substratos, Sedimentos y Restos de vegetación

Los sustratos en los humedales construidos incluyen suelo, arena, grava, roca, y materiales orgánicos como el compost. Sedimentos y restos de vegetación se acumulan en el humedal debido a la baja velocidad del agua y a la alta productividad típica de estos sistemas. El sustrato, sedimentos, y los restos de vegetación son importantes por varias razones:

- Soportan a muchos de los organismos vivientes en el humedal.
- La permeabilidad del sustrato afecta el movimiento del agua a través del humedal.
- Muchas transformaciones químicas y biológicas (sobre todo microbianas) tienen lugar dentro del sustrato.
- El sustrato proporciona almacenamiento para muchos contaminantes.
- La acumulación de restos de vegetación aumenta la cantidad de materia orgánica en el humedal. La materia orgánica da lugar al intercambio de materia, fijación de microorganismos, y es una fuente de carbono, que es la fuente de energía para algunas de las más importantes reacciones biológicas en el humedal.

Las características físicas y químicas del suelo y otros sustratos se alteran cuando se inundan. En un sustrato saturado, el agua reemplaza los gases atmosféricos en los poros y el metabolismo microbiano consume el oxígeno disponible y aunque se presenta dilución de oxígeno de la atmósfera, puede darse lugar a la formación de un sustrato anóxico, lo cual será importante para la remoción de contaminantes como el nitrógeno y metales.

2.3 Vegetación

El mayor beneficio de las plantas es la transferencia de oxígeno a la zona de la raíz. Su presencia física en el sistema (los tallos, raíces, y rizomas) permite la penetración a la tierra o medio de apoyo y transporta el oxígeno de manera más profunda, de lo que llegaría naturalmente a través de la sola difusión. Lo más importante en los humedales FWS es que las porciones sumergidas de las hojas y tallos se degradan y se convierten en lo que hemos llamado restos de vegetación, que sirven como sustrato para el crecimiento de la película microbiana fija que es la responsable de gran parte del tratamiento que ocurre.

Las plantas emergentes contribuyen al tratamiento del agua residual y escorrentía de varias maneras:

- Estabilizan el sustrato y limitan la canalización del flujo.
- Dan lugar a velocidades de agua bajas y permiten que los materiales suspendidos se depositen.

- Toman el carbono, nutrientes, y elementos de traza y los incorporan a los tejidos de la planta.
- Transfieren gases entre la atmósfera y los sedimentos.
- El escape de oxígeno desde las estructuras subsuperficiales de las plantas, oxigena otros espacios dentro del sustrato.
- El tallo y los sistemas de la raíz dan lugar a sitios para la fijación de microorganismos.
- Cuando se mueren y se deterioran dan lugar a restos de vegetación.

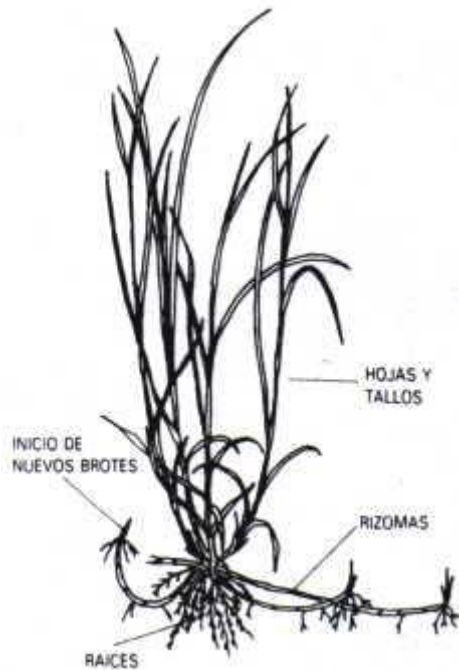


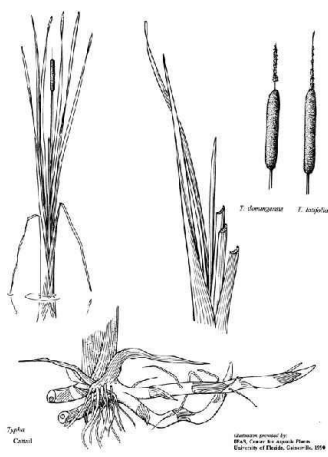
Figura 4 - Esquema típico de planta emergente

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. 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.

2.3.1 *Typha*.



La Espadaña es ubicua en distribución, robusta, capaz de crecer bajo diversas condiciones medioambientales, y se propaga fácilmente, por lo que representa una especie de planta ideal para un humedal artificial. También es capaz de producir una biomasa anual grande y tiene un potencial pequeño de remoción de N y P por la vía de la poda y cosecha. Los rizomas de Espadaña plantados a intervalos de aproximadamente 0.6m pueden producir una cubierta densa en menos de un año. Tiene una relativamente baja penetración en grava $\approx 0.3\text{m}$ por lo que no es recomendable para sistemas SFS.



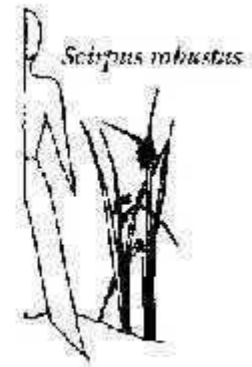
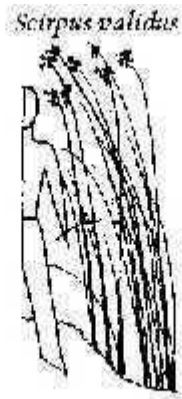
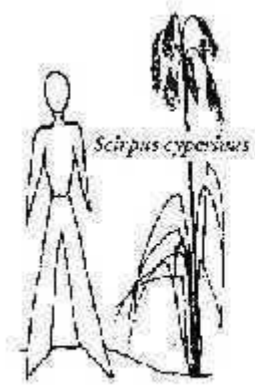


2.3.2 *Scirpus*

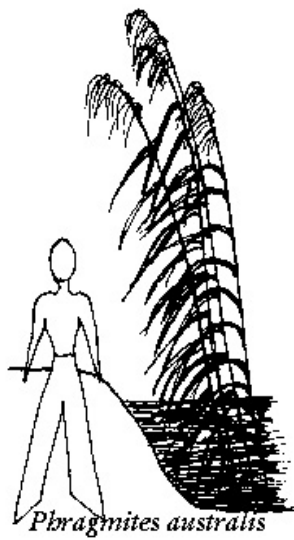
Son de la familia de las ciperáceas, son perennes y crecen en grupos. Son plantas ubicuas que crecen en un rango diverso de aguas interiores y costeras, pantanos salobres y humedales. Los juncos son capaces de crecer bien en agua desde 5 cm a 3 m de profundidad. Las temperaturas deseables son 16-27° C. Se encuentran juncos creciendo en un pH



de 4 a 9. La mayoría de las especies tienen un crecimiento moderado y pueden lograr un buen cubrimiento en alrededor de un año con separaciones de ≈ 0.3 m. Algunas variedades crecen más rápido y pueden cubrir en un año con un espaciamiento algo menor (de entre 0.3 y 0.6 m). Penetra en grava aproximadamente ≈ 0.6 m por lo que son muy usadas en humedales SFS. Existen muchas variedades de *Scirpus*. A continuación se pueden ver fotografías y esquemas de algunas de las más usadas en humedales.



2.3.3 *Phragmites*



Son anuales y altos con un rizoma perenne extenso.

Logran un muy buen cubrimiento en un año con separación de 0.6 m. Se han usado carrizos en Europa y han sido la planta acuática emergente más extendida.

Sistemas que utilizan carrizos pueden ser más eficaces en la transferencia de oxígeno porque los rizomas penetran verticalmente, y más

profundamente que los de las espadañas pero menos que los juncos $\approx 0.4\text{m}$. son muy usados para humedales artificiales porque presentan la ventaja de que tienen un bajo valor alimenticio y por tanto no se ven atacadas por animales como otros tipos de plantas.





Información sobre algunos de los requisitos medioambientales de algunas de estas plantas se proporciona en la Tabla 1

Tabla 1 Especies emergentes más utilizadas en depuración de aguas residuales.

Familia	Nombre latino	Nombres comunes más usuales	Temperatura, ° C		Máxima salinidad tolerable, ppt	Rango efectivo de pH
			Deseable	Germinación de las semillas		
Ciperáceas	<i>Carex sp.</i>	-	14-32		20	5-7.5
	<i>Eleocharis sp.</i>	-	18-27			4-9
	<i>Scirpus lacustris L. (*)</i>	Junco de laguna				
Gramíneas	<i>Glyceria fluitans (L.) R. Br.</i>	Hierba del maná	12-23	10-30	45	2-8
	<i>Phragmites australis (Cav) Trin. ex Steudel (*)</i>	Carrizo				
Iridáceas	<i>Iris pseudacorus L.</i>	Lirio amarillo, espadaña fina				
Juncáceas	<i>Juncus sp.</i>	Juncos	16-26		20	5-7.5
Tifáceas	<i>Thypha sp. (*)</i>	Eneas, aneas, espadañas.	10-30	12-24	30	4-10

(*)Especie más utilizada entre todas

2.4 Microorganismos

Una característica fundamental de los humedales es que sus funciones son principalmente reguladas por los microorganismos y su metabolismo. Los microorganismos incluyen bacterias, levaduras, hongos, y protozoarios. La biomasa microbiana consume gran parte del carbono orgánico y muchos nutrientes.

La actividad microbiana:

- Transforma un gran número de sustancias orgánicas e inorgánicas en sustancias inocuas o insolubles.
- Altera las condiciones de potencial redox del sustrato y así afecta la capacidad de proceso del humedal.
- Está involucrada en el reciclaje de nutrientes.

Algunas transformaciones microbianas son aeróbicas (es decir, requieren oxígeno libre) mientras otras son anaeróbicas (tienen lugar en ausencia de oxígeno libre). Muchas especies bacterianas son facultativas, es decir, son capaces de funcionar bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas en respuesta a los cambios en las condiciones medioambientales.

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 y puede permanecer inactivos durante años.

La comunidad microbiana de un humedal construido 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.

2.5 Animales

Los humedales construidos proveen un hábitat para una rica diversidad de invertebrados y vertebrados.

Los animales invertebrados, como insectos y gusanos, contribuyen al proceso de tratamiento fragmentando el detritus consumiendo materia orgánica. Las larvas de muchos insectos son acuáticas y consumen cantidades significantes de materia durante sus fases larvales. Los invertebrados también tienen varios papeles ecológicos; por ejemplo, las ninfas de la libélula son rapaces importantes de larvas de mosquito.

Aunque los invertebrados son los animales más importantes en cuanto a la mejora de la calidad del agua, los humedales construidos también atraen a una gran variedad de anfibios, tortugas, pájaros, y mamíferos.

Los humedales construidos atraen variedad de pájaros, incluso patos silvestres.

2.6 Realce de la estética y paisaje

Aunque los humedales son principalmente sistemas de tratamiento, proporcionan beneficios intangibles aumentando la estética del sitio y reforzando el paisaje. Visualmente, los humedales son ambientes extraordinariamente ricos. Introduciendo el elemento agua al paisaje, el humedal construido, tanto como el natural, agrega diversidad al paisaje. Pueden construirse humedales artificiales siguiendo las formas que tienen los contornos naturales del sitio, hasta el punto de que algunos humedales para el tratamiento de agua son indistinguibles, a simple vista, de los humedales naturales.

3. Consideraciones ambientales y de salud pública

La protección de la salud pública es el propósito fundamental del tratamiento de residuos y le sigue en importancia la protección del medio ambiente. Por tanto, es responsabilidad de los ingenieros proyectistas, investigadores científicos y gestores públicos involucrados, asegurar que los sistemas de tratamiento logren esta meta.

Dos aspectos convergentes propugnan para que los ingenieros consideren los procesos naturales como los sistemas de humedales artificiales. El primero es la demanda cada vez mayor de agua en un momento en que las fuentes más económicas ya están agotadas o están cerca de estarlo. El segundo aspecto es el volumen creciente de residuos biológicos y químicos que potencialmente entran en la red de aguas superficiales provenientes de las plantas de tratamiento de agua residual.

Desde este punto de vista y teniendo en cuenta que el costo para construir y operar instalaciones de tratamiento de agua residual con tratamiento avanzado en cuanto a DBO₅ y remoción de nitrógeno, es bastante alto comparado con el costo del tratamiento primario y secundario. La búsqueda de un acercamiento diferente para pulir el efluente, ha renovado el interés en la aplicación al terreno o a humedales artificiales de efluentes de instalaciones convencionales de tratamiento de agua residual. Los sistemas que son más "naturales" en el sentido de que en ellos influyen más las condiciones medioambientales

naturales de temperatura, lluvia, luz solar, y acción del viento son alternativas útiles a los sistemas convencionales, ya que comparados con los sistemas convencionales, los sistemas naturales usan menos energía eléctrica y requieren menos mano de obra para las labores de operación y mantenimiento.

Desde el punto de vista de salud pública y medioambiental, los sistemas naturales tienen potencialmente más puntos de contacto con el ambiente y con el público, debido a la mayor extensión de terreno que involucran.

La supervisión del efluente es complicada porque los indicadores de organismos (coliformes totales) no muestran claramente la magnitud de tratamiento del agua residual (por ejemplo remoción de organismos patógenos). Cualquier aplicación futura de agua residual a humedales artificiales debe estar libre de riesgos irrazonables para la salud pública. Puede controlarse el acceso público a estos sistemas cercando, de modo que en lo referente a salud pública, solo sea necesario monitorear el efluente y tener un adecuado cuidado con los operarios de las instalaciones.

Los principales contaminantes en el agua residual entran en las siguientes categorías: nitrógeno, fósforos, organismos patógenos, metales pesados, y trazas orgánicas. Los patógenos incluyen bacterias, virus, protozoarios y helmintos. Los metales pesados incluyen cadmio, cobre, cromo, plomo, mercurio, selenio, y zinc. Las trazas orgánicas incluyen compuestos sintéticos muy estables (sobre todo hidrocarburos clorados).

Las consideraciones en cuanto a salud, se refieren principalmente a nitrógeno, metales, patógenos o trazas orgánicas. Estos contaminantes y los posibles efectos potenciales que causan mayor preocupación se presentan en la Tabla 2

Tabla 2 Contaminantes y sus efectos potenciales

Contaminante	Efecto potencial
Nitrógeno Salud medio ambiente	Suministro de agua a niños pequeños Eutrofización
Fósforo Salud medio ambiente	No tiene impacto directo Eutrofización
Patógenos	Formación de aerosoles en el suministro de agua para cultivos.

Salud medio ambiente	Acumulación en el terreno y contaminación de la vida salvaje
Metales Salud medio ambiente	Suministro de agua a cultivos y animales en la cadena alimenticia humana A largo plazo daños en el terreno y es tóxico para plantas y animales
Elementos de trasa orgánicos Salud medio ambiente	Suministro de agua para plantas y animales en la cadena alimenticia. Acumulación en el terreno

3.1 Nitrógeno

El nitrógeno está limitado en el agua de boca para proteger la salud de los niños y puede limitarse en aguas superficiales para prevenir eutrofización. Puede eliminarse nitrógeno en estos sistemas mediante procesos de nitrificación/desnitrificación y posterior pérdida de gas a la atmósfera. La remoción de nitrógeno en sistemas de humedales artificiales esta entre un 25 y un 85%.

3.2 Fósforo

La remoción de fósforo en humedales no es muy eficaz debido a las limitadas oportunidades de contacto entre el agua residual y el terreno. Los mecanismos principales para la remoción de fósforo son la captación por parte de las plantas y la retención en el terreno.

3.3 Patógenos

En lo referente a las aguas superficiales que recibirán la descarga del efluente del humedal artificial, los patógenos de interés en los sistemas de tratamiento acuáticos son bacterias, y virus. Generalmente no es una preocupación la contaminación del agua subterránea, ni la transmisión a otros lugares vía aerosoles. El agua subterránea no se contaminará en sistemas que estén sellados por una arcilla impermeable o por una barrera de material sintético.

La investigación se ha dirigido a la transmisión de enfermedades parasitarias a los animales y el hombre por medio de la aplicación al terreno de aguas residuales municipales y lodos de depuradora. Estudios significativamente completos indican que los parásitos no aumentan en el ganado que ha estado en contacto con pastos regados por agua residual. Los resultados son consistentes

en varias regiones del mundo, como Estados Unidos, Polonia y Australia. Estos estudios, aunque no han sido realizados en sistemas de humedales artificiales, indican que el potencial de problemas serios no parece estar presente.

3.3.1 Bacterias

La fauna puede verse afectada por los sistemas de humedales, ya que los lodos anaerobios pueden contener el organismo causante del botulismo (*Clostridium botulinum*). El control de este patógeno puede lograrse, en gran medida, por puntos de dispersión múltiples para el humedal del tipo FWS. Este patógeno no es un problema para las aves salvajes en humedales tipo SFS.

Las principales vías de transmisión de enfermedades a los seres humanos desde el agua residual son: el contacto directo con el agua residual, transporte de aerosoles, cadena alimenticia, e inadecuado trato del agua de bebida.

Investigaciones en Santee, California, con sistemas de flujo subsuperficial (SFS), han estudiado la contribución de la vegetación a la eliminación de bacterias de coliformes en humedales artificiales. Cada lecho del humedal consistió en una impermeabilización plástica y una excavación de 18,5 m de largo x 3,5 m de ancho y 0,76 m de profundidad, con vegetación emergente que crece en arena gruesa. El flujo del afluente era agua residual municipal primaria. Los niveles de coliformes totales en el afluente eran de $6,75 \times 10^7$ NMP/100 ml y se redujeron a $5,77 \times 10^6$ NMP/100 ml (99% de reducción). El tiempo de residencia hidráulico era 5,5 días. El declive de la población de coliformes es debido a la sedimentación, filtración, y absorción. La luz del sol ha demostrado tener un efecto letal en los coliformes.

En un estudio en humedales de flujo libre (FWS) en Listowel, Ontario, Canadá, los coliformes fecales fueron removidos en aproximadamente 90% cuando se operó con un tiempo de residencia de entre 6 y 7 días. Se han encontrado eficiencias en la remoción de coliformes totales de entre el 93 y el 99% durante el invierno y de 66 a 98% durante el verano con tiempos de retención de 7,5 días en humedales de flujo libre en Arcata, California.

Midiendo la proporción de inactivación de bacterias de coliformes en bolsas selladas con incubación in situ debajo de la superficie de la arena gruesa de un humedal tipo SFS. El resultado fue que la proporción de inactivación a través del sistema del humedal era dos veces que la de uno sin contacto con la vegetación. La diferencia indica que la mitad de la degradación se debe a la acción que la vegetación efectúa.

En California, donde la legislación es estricta respecto a los humedales naturales, los humedales artificiales presentan algunas ventajas sobre los naturales, ya que los efluentes finales pueden tratarse con cloro. La desinfección con cloro de efluentes de humedales artificiales puede producir aguas que se pueden reutilizar sin restricción, siempre que los niveles de coliformes totales

puedan reducirse a < 2 NMP/100 ml (legislación referente a reutilización de aguas del estado de California) o $< 1000/100\text{ml}$ en el 80% de las muestras (recomendación de la Organización Mundial de la Salud). Hay una tendencia creciente de no usar cloro como un desinfectante en casos donde la formación de trihalometanos (THM) es probable. La desinfección del efluente del humedal con ultravioleta (UV) u ozono puede ser una alternativa ya que no produce THM.

3.3.2 Virus

Los virus en la mayoría de los sistemas del tratamiento son más resistentes a la inactivación que las bacterias. Se probó la eficacia de remoción de un sistema de SFS en Santee, California, con un indicador de polución viral (MS-2 bacteriófago) se informó un 98.3% en escala de demostración (800 m²) con un lecho de juncos y un tiempo de detención de 5,5 días. Esto involucró la plantación en el agua residual afluyente de virus MS-2 y el estudio de la eficacia de remoción subsecuente. El virus MS-2 se escogió porque es un bacteriófago de ARN casi de igual tamaño que los entovirus y es más resistente a los rayos UV el calor y la desinfección que la mayoría de los virus entéricos.

3.4 Metales

Los metales pesados son contaminantes medioambientales comunes que se producen como resultado de actividades industriales, comerciales y domésticas, y aunque las normas obligan a las industrias que vierten estos productos a alcanzar niveles de pretratamiento altos, la presencia o no en el agua residual, depende de la eficiencia del sistema de control de los vertidos industriales.

Las unidades de proceso convencionales de tratamiento primero y secundario en las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales son inadecuadas para la remoción eficaz de metales pesados. Procesos avanzados, incluida la precipitación química, electrólisis, ósmosis inversa e intercambio iónico, son usados para el pretratamiento de fuentes conocidas de metales pesados en aguas residuales industriales. El uso de estos procesos para quitar concentraciones bajas de metales pesados en agua residual municipal tiene la desventaja de un costo de capital alto y unos costes de funcionamiento y mantenimiento también altos. Las desventajas adicionales pueden ser costes de energía eléctrica relativamente altos para la electrólisis y la ósmosis inversa y la producción de cantidades grandes de lodos voluminosos con un alto tiempo de decantación en los procesos de la precipitación químicos.

Por tanto, un proceso del tratamiento que precipita y retiene metales pesados en el área confinada de un humedal artificial logra el mismo nivel de remoción con menos mano de obra y menores costes de energía. El objetivo del tratamiento para los metales pesados es quitar los metales del medio ambiente y de la cadena alimenticia, sobre todo la cadena alimenticia en ríos y aguas marinas.

El humedal artificial del tipo (SFS) en Santee, California recibió agua residual municipal que se cargó con cobre, zinc y cadmio. Con un tiempo de retención hidráulico de 5,5 días, las eficiencias de remoción fueron respectivamente 99, 97, y 99%. La remoción se atribuyó a los fenómenos de precipitación - adsorción. La precipitación química es reforzada por el metabolismo del humedal, sobre todo de las algas que reducen los niveles de CO₂ disuelto y aumentan el pH.

3.5 Trazas orgánicas

Las aguas residuales municipales e industriales contienen concentraciones variables de compuestos orgánicos sintéticos. Durante 1960-1970, los investigadores medioambientales se dieron cuenta de la tendencia de algunos contaminantes orgánicos a resistirse a ser removidos en el tratamiento convencional del agua residual y persistir en el ambiente por periodos muy largos. Una observación más perturbadora era que esos compuestos tóxicos persistentes, fueron encontrados acumulándose en las cadenas alimenticias debido a la tendencia de los compuestos de ser liposolubles. Un compuesto puede desaparecer de la solución acuosa a través de varios mecanismos. Entre estos están: las alternativas biológicas, químicas, fotoquímicas, y los procesos fisicoquímicos como absorción, sedimentación, y evaporación. La degradación biológica de compuestos orgánicos fácilmente degradables se considera el más importante de éstos.

Se piensa que la absorción de trazas orgánicas por la materia orgánica y las partículas de la arcilla presentes en el sistema de tratamiento, es el principal mecanismo fisicoquímico para la remoción de compuestos refractarios en los humedales.

4.Consideraciones de construcción

Los aspectos más importantes a tener en cuenta para la construcción de humedales son básicamente, la impermeabilización de la capa subsuperficial de terreno, selección y colocación del medio granular para el caso de los sistemas SFS, el establecimiento de la vegetación, y por ultimo las estructuras de entrada y salida. Estaciones de bombeo, instalaciones de desinfección y tuberías de conducción pueden ser también necesarias, pero estas instalaciones como otras que puedan llegar a ser indispensables no son únicas de los humedales y se tratan en otros textos. Puesto que los niveles de oxígeno disuelto pueden llegar a ser bajos, en algunos casos pueden ser necesarias también unas instalaciones de post aireación. Donde la topografía lo permita, una caída en cascada cubierta de cemento para protegerla puede ser suficiente para este propósito.

4.1 Impermeabilización

Los dos tipos de humedales generalmente requieren que se coloque una barrera impermeable para impedir que se contamine con agua residual el subsuelo o el agua subterránea. Algunas veces está presente naturalmente por una capa de arcilla o los materiales que se encuentran in-situ y que pueden ser compactados hasta un estado cercano al impermeable. Otras posibilidades son los tratamientos químicos, una capa de bentonita, asfalto o algún tipo de membrana.

El fondo del humedal debe ser cuidadosamente alisado antes de la colocación del impermeabilizante, sobre todo si éste es del tipo de alguna fibra sintética, que pueda llegar a perforarse. El terreno que corresponde a la cubierta vegetal debe retirarse de forma cuidadosa para que pueda reservarse para ser utilizado en los humedales FWS como base para la vegetación o usarse después de la obra. El fondo debe ser nivelado cuidadosamente de lado a lado del humedal y en la totalidad de la longitud del lecho. Los dos tipos de humedales deben tener una ligera pendiente para asegurar el drenaje, de forma que se asegure que se proporcionaran las condiciones hidráulicas necesarias para el flujo del sistema. El gradiente hidráulico que se requiere y el control del nivel de agua en cada celda se realiza con el dispositivo de salida que debe ser regulable. Para este efecto en la [Figura 5](#) se ilustra un tipo de dispositivo de salida.

Durante las operaciones finales de afinación de la rasante, el fondo del humedal debería ser compactado de forma similar a como se hace con la subrasante de una carretera. El propósito es mantener la superficie de diseño durante las subsecuentes actividades de construcción. Muchos sistemas de humedales construidos de ambos tipos, han tenido flujos preferenciales debidos a errores en esta parte de la construcción. En el caso particular de los humedales SFS, los camiones que transportan la grava pueden ser un problema. Las huellas de los neumáticos sobre el fondo del lecho pueden inducir flujos preferentes permanentes en la totalidad del sistema. Por tanto, no debe estar permitido el tráfico pesado por el fondo de las celdas cuando se tengan condiciones climáticas de humedad.

La membrana impermeabilizante, si se usa, debe colocarse directamente en la totalidad de la superficie de la celda. El medio granular, en el caso de los humedales SFS, será colocado directamente sobre la membrana que debe tener las propiedades mecánicas necesarias para soportarlo sin llegar a perforarse. Para el caso de los FWS, la capa superficial de suelo que se reservó anteriormente, se coloca sobre la membrana, de forma que sirve de base para las raíces de la vegetación.

La selección del material granular para el humedal SFS es crítica para el éxito del sistema. La roca triturada y seca puede ser usada, pero durante el transporte en los camiones, existe el problema de la segregación de finos, que más tarde darán lugar a posibles atascamientos, por lo que es preferible la utilización de piedra lavada o grava. En la construcción de humedales SFS pueden también utilizarse agregados gruesos de los usados en la fabricación de concreto.

Los diques y bermas de las celdas de los humedales pueden construirse de la misma manera que cuando se construyen lagunas o instalaciones similares.

Para sistemas a gran escala, la parte alta del dique debería tener un ancho suficiente para colocar un camión o cualquier equipo necesario para el mantenimiento. Cada celda del sistema deberá tener una rampa que permita el acceso a los vehículos de mantenimiento.

4.2 Vegetación

En la construcción de los dos tipos de humedales, es de vital importancia establecer la vegetación en la densidad apropiada. Si están disponibles, las plantas locales que estén adaptadas a las condiciones del sitio, deben ser preferidas. La densidad de la vegetación fue discutida en el [apartado 2.3](#).

Aunque la siembra se puede hacer a partir de semillas, este método requiere bastante tiempo y un control estricto del agua. Adicionalmente presenta el problema del posible consumo de semilla por parte de los pájaros, por lo que lo más aconsejable es plantar a partir del trasplante de rizomas al lecho previamente preparado.

4.3 Estructuras de entrada y salida

Los dos sistemas, FWS y SFS, requieren condiciones de flujo uniformes para alcanzar los rendimientos esperados. Esto se alcanza en sistemas de pequeño o moderado tamaño con tuberías de recolección perforadas que se extienden a lo ancho de toda la celda, tanto para la entrada como para la salida.

Un colector de entrada sobre la superficie permite el acceso para ajustes y control, por lo que se prefiere para muchos sistemas. Este colector generalmente consiste en una tubería plástica de 100 a 200 mm de diámetro, con una "t" ubicada sobre la línea, aproximadamente cada 3m. El operario puede mover cada "t" alrededor de un arco vertical y de ese modo puede hacer un ajuste visual e igualar los caudales de cada uno. Los pequeños sistemas SFS incluyen normalmente una tubería perforada colocada en el fondo del lecho y rodeada por material rocoso.

El conducto de salida tanto para los sistemas SFS como para los FWS consiste normalmente en una tubería perforada colocada al final de la celda y en el fondo del lecho. En algunos casos se coloca en una zanja poco profunda, rellena con material rocoso, ligeramente por debajo del fondo de la celda del humedal, para asegurar un drenaje completo.

Los sistemas grandes normalmente tienen estructuras de entrada y salida en concreto. En el caso de las de salida, suelen contar con un dispositivo variable que permita controlar el nivel del agua en la celda del humedal, como el que se muestra en la siguiente figura.

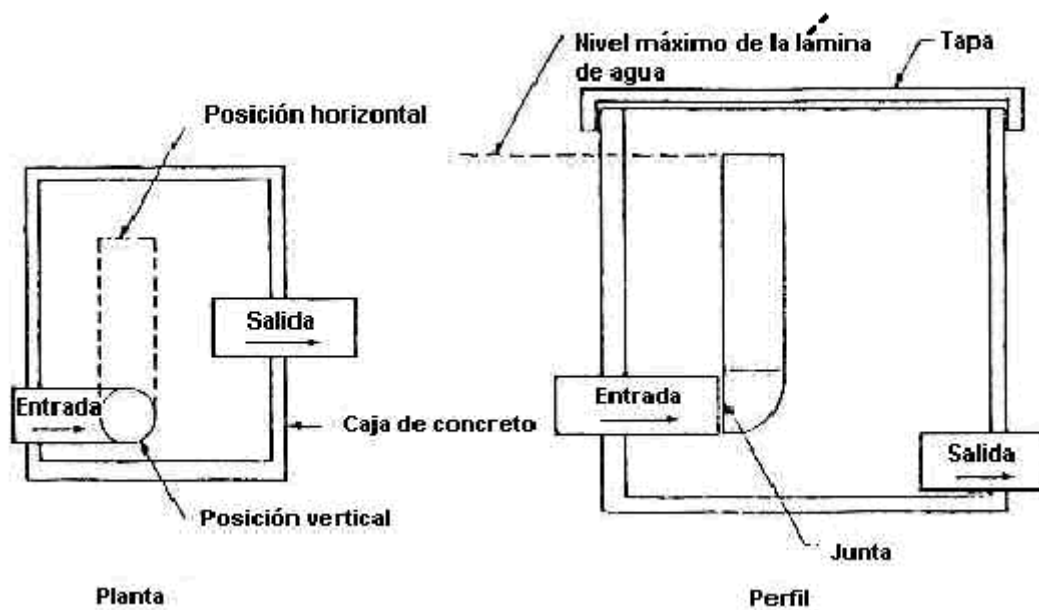


Figura 5 - Estructura de salida con control de nivel

En la [Figura 3](#) se muestra un sistema típico de entrada y de salida para un humedal construido.

5. Rendimientos esperados

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, trazas orgánicas y patógenos. La remoción de fósforo es mínima debido a las limitadas oportunidades de contacto del agua residual con el suelo. Los mecanismos básicos de tratamiento son los antes citados, e incluyen sedimentación, precipitación química, absorción, e interacción biológica. La DBO y el 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. Los nutrientes y otras sustancias asociadas a esta fracción refractaria se considera que son eliminados permanentemente del sistema.

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

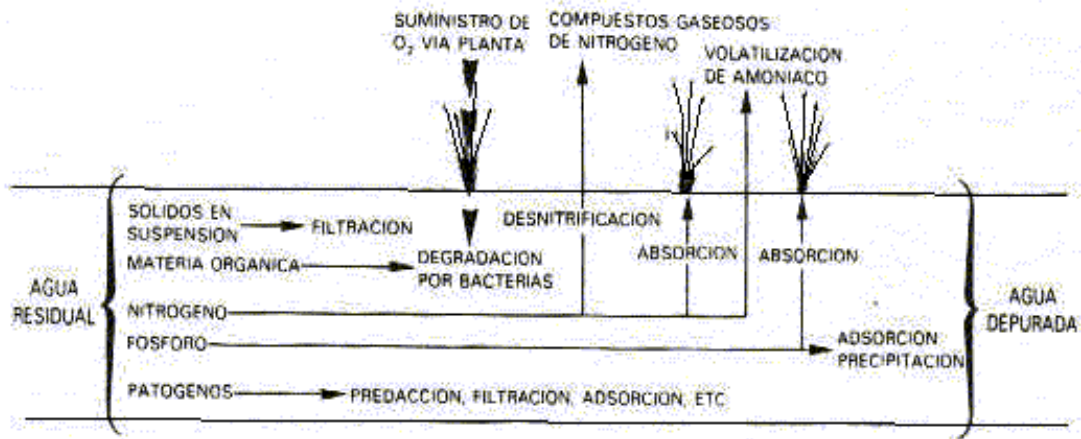


Figura 6 - Procesos de depuración de los humedales artificiales.

En la [Figura 7](#) se pueden ver los valores típicos de concentraciones de entrada y salida de un sistema de humedales artificiales (Experiencia a escala piloto con un sistema tipo SFS, cerca de Sidney, Australia). El análisis de la figura revela que los sistemas de plantas emergentes sembradas sobre arena gruesa pudieron reducir de forma significativa los SS, la DBO_5 , y el nitrógeno. La remoción de fósforo es baja, lo cual es consistente con las experiencias de otros investigadores con sistemas basados en piedra y arena.

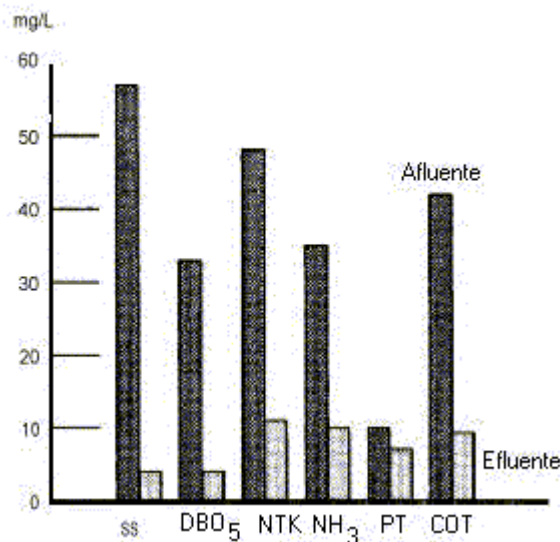


Figura 7 - Rendimientos de remoción típicos.

5.1 Remoción de DBO

En los sistemas de humedales la remoción de materia orgánica sedimentable es muy rápida, debido a la quietud en los sistemas tipo FWS y a la deposición y filtración en los SFS, donde cerca del 50% de la DBO aplicada es removida en los primeros metros del humedal. Esta materia orgánica sedimentable es

descompuesta aeróbica o anaeróbicamente, dependiendo del oxígeno disponible. El resto de la DBO se encuentra en estado disuelto o en forma coloidal y continúa siendo removida del agua residual al entrar en contacto con los microorganismos que crecen en el sistema. Esta actividad biológica puede ser aeróbica cerca de la superficie del agua en los FWS y cerca de las raíces y rizomas en los SFS, pero la descomposición anaerobia prevalece en el resto del sistema.

La [Figura 8](#) ilustra la DBO₅ a la entrada contra la DBO₅ a la salida para sistemas de humedales en Norte América recibiendo agua residual de variada calidad, desde primaria hasta terciaria. Todos los valores del efluente están por debajo del nivel de referencia de 20 mg/l, y esto puede lograrse sin tener en cuenta la concentración de la entrada (dentro del rango mostrado). Datos de los sistemas similares en Europa muestran esencialmente la misma relación para concentraciones de DBO₅ a la entrada superiores a 150 mg/l.

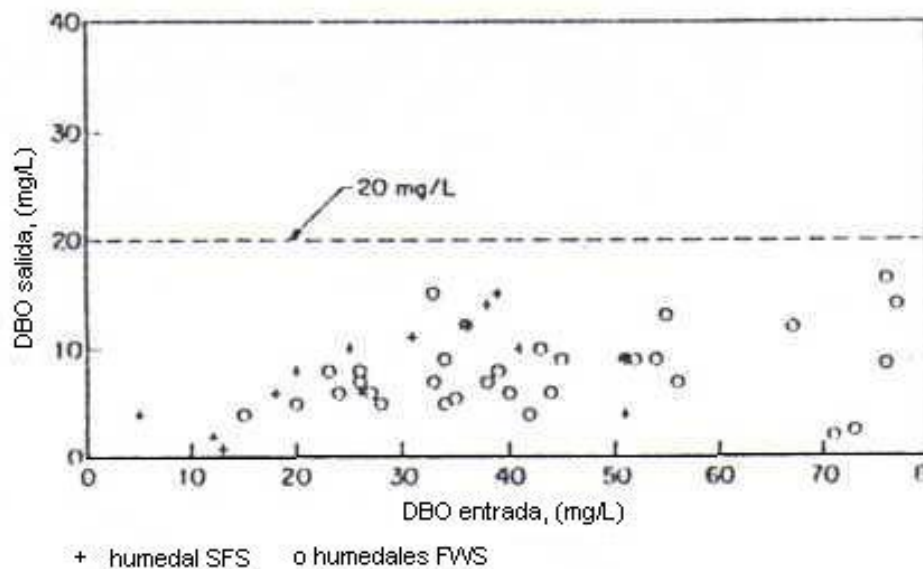


Figura 8 - DBO₅ de entrada contra DBO₅ de salida en humedales artificiales.

En climas relativamente cálidos, la remoción de DBO observada durante los primeros días es muy rápida y puede ser razonablemente aproximada a una relación de flujo a pistón de primer orden. La remoción subsiguiente está más limitada y se cree que esta influida por la producción de DBO residual debida a la descomposición de los residuos de las plantas y otra materia orgánica natural presente en el humedal. Esto hace a estos sistemas únicos, ya que se produce DBO dentro del sistema y a partir de fuentes naturales, por tanto, no es posible diseñar un sistema para una salida de cero DBO, independientemente del tiempo de retención hidráulica. En términos generales la DBO del efluente

puede estar entre 2 y 7 mg/L, lo que explica los valores bajos, en la porción inferior izquierda del gráfico.

5.2 Remoción de sólidos suspendidos

La remoción de sólidos suspendidos es muy efectiva en los dos tipos de humedales artificiales, produciendo efluentes con concentraciones inferiores a 20 mg/L que es el valor de referencia. Este comportamiento se puede ver en la [Figura 9](#) que muestra datos de sólidos suspendidos a la entrada contra la salida en humedales artificiales..

Al igual que ocurre con la remoción de DBO, se alcanzan valores siempre por debajo del valor de referencia, independientemente de la concentración de entrada. Solamente una instalación del tipo SFS sobrepasó este valor, debido a un cortocircuito causado al presentarse flujo superficial, con lo que el efluente alcanzó una concentración de 23 mg/L. En esta figura se usaron datos de las mismas instalaciones que en la [Figura 8](#).

La remoción de sólidos en humedales es más o menos rápida, y se estima que ocurre en gran parte entre el 12 al 20 % inicial del área.

En el diseño de humedales del tipo SFS, es importante tener en cuenta las posibles obstrucciones parciales del sustrato. Esto ocasionaría una reducción de la conductividad hidráulica del medio, que resultaría en un flujo superficial que como es lógico no es acorde con las condiciones de diseño y el adecuado funcionamiento del sistema. Estas obstrucciones se presentan principalmente en instalaciones que tienen la entrada del agua sumergida, por lo que es recomendable que siempre se coloque sobre la superficie del medio.

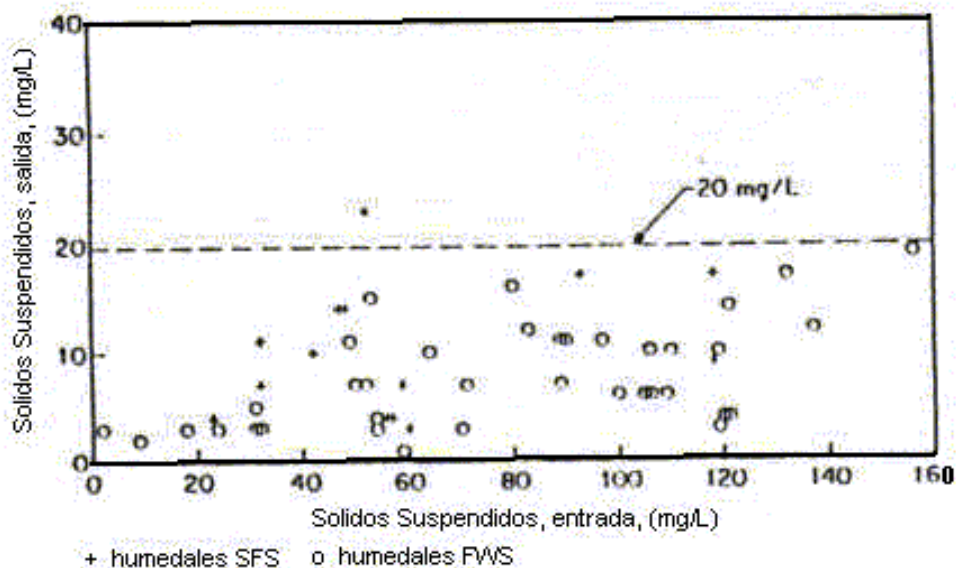


Figura 9 – Sólidos suspendidos a la entrada contra sólidos suspendidos a la salida en humedales artificiales.

No se cuenta con un modelo cinético de remoción de sólidos suspendidos, pero las investigaciones indican que sigue el mismo patrón que la DBO. De forma que cuando se diseña un sistema para la remoción de una concentración particular de DBO, se puede esperar una remoción de sólidos suspendidos comparable, siempre y cuando se mantengan las condiciones de flujo de diseño.

5.3 Remoción de nitrógeno

La remoción de nitrógeno puede ser muy efectiva en ambos tipos de sistemas de humedales artificiales y los principales mecanismos de eliminación son similares para los dos casos. Aunque ocurre la asimilación de nitrógeno por parte de las plantas, solo una pequeña fracción del nitrógeno total puede ser eliminada por esta vía. Experiencias en Norteamérica demuestran que solamente entre el 10 y el 15% del nitrógeno eliminado se retira del sistema usando la poda de las plantas. La remoción de nitrógeno en humedales puede alcanzar valores por encima del 80%.

Puede medirse el nitrógeno que entra en sistemas de humedales como nitrógeno orgánico y amoniacal [la combinación de estas dos se representa como Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)], nitrito y nitrato.

En los sistemas de humedales, el potencial de remoción del nitrógeno puede tomar varios años en desarrollarse, por lo menos se requieren dos o tres etapas del crecimiento de las plantas, sistemas de raíces, capa de residuos, y materiales del bentos, para alcanzar el equilibrio.

Los tanques sépticos, sistemas del tratamiento primarios, y efluentes de lagunas facultativas normalmente no contienen nitratos, pero pueden tener niveles significantes de N orgánico y amoniacal. Durante los meses de verano calurosos, las lagunas facultativas pueden tener niveles bajos de N amoniacal en el efluente, pero a menudo contienen altas concentraciones de N orgánico asociadas con las algas que salen con el efluente. Los efluentes de sistema de tratamiento secundarios aireados tienen niveles bajos de N orgánico típicamente pero contienen concentraciones significativas de N amoniacal y nitratos. Los sistemas con intensidad alta o aireación prolongada pueden tener la mayoría del nitrógeno en forma de nitrato.

El N orgánico que entra en un humedal está típicamente asociado con materia particulada como sólidos orgánicos del agua residual y/o algas. La remoción inicial de estos materiales como sólidos suspendidos es más o menos rápida. Mucho de este N orgánico sufre descomposición o mineralización y descarga entonces nitrógeno en forma amoniacal al agua. También pueden ser una fuente de N, los detritos de las plantas y otros materiales orgánicos producidos naturalmente en el humedal, produciendo una descarga estacional de

amoníaco. Una aproximación conservadora al diseño, sería asumir que la mayor parte de NTK que entra al sistema, está en forma de nitrógeno amoniacal.

Se cree que la mejor forma para remover el amoniaco en ambos tipos de humedales artificiales es la nitrificación biológica seguida por desnitrificación. La oportunidad de nitrificar existe cuando se tienen condiciones aeróbicas, se tiene la suficiente alcalinidad y la temperatura adecuada, y después de que la mayoría de la DBO ha sido removida, para que los organismos nitrificantes puedan competir con los organismos heterótrofos por el oxígeno disponible.

La experiencia ha demostrado que la condición limitante para la nitrificación en los humedales es la disponibilidad de oxígeno. La relación teórica indica que son necesarios 4,6 g de oxígeno para oxidar 1 g de nitrógeno amoniacal.

La [Figura 10](#) compara entrada y salida de amoniaco en los mismos sistemas de humedales artificiales de los gráficos anteriores. La línea inclinada que cruza el gráfico indica el momento en que la entrada y la salida de amoniaco son iguales, es decir, una remoción de cero en el sistema. Los puntos que se encuentran por encima de la línea indican que existe una producción neta de amoniaco dentro del sistema. La fuente de este amoniaco extra se cree que es la mineralización del nitrógeno orgánico en el humedal, combinado con una insuficiencia de oxígeno e inadecuadas condiciones aeróbicas requeridas para la nitrificación con los tiempos de retención hidráulica de dichos sistemas.

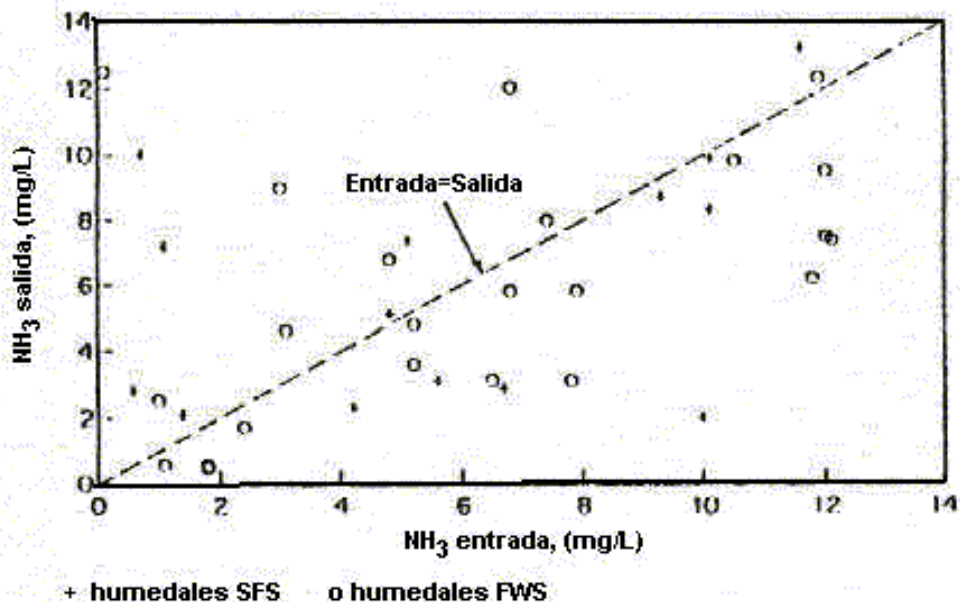


Figura 10 - Entrada de amoniaco contra salida de amoniaco en humedales artificiales.

La disponibilidad de oxígeno esta relacionada con la eficiencia en la transferencia de oxígeno atmosférico en los humedales tipo FWS y con el alcance de la penetración de las raíces y la eficiencia en la transferencia de oxígeno de estas raíces en el caso de los SFS. Por tanto, es de gran importancia si se quiere tener una buena eficiencia en el proceso de nitrificación que a la hora de diseñar humedales de flujo subsuperficial se hagan con una profundidad igual a la potencial penetración de las raíces. Cualquier flujo bajo la zona de las raíces será anaerobico y la nitrificación en esta zona no será posible. En climas o estaciones cálidas serán necesarios tiempos de retención hidráulica de 6 a 8 días para lograr los niveles de nitrificación deseados.

La remoción de amoníaco es también dependiente de la temperatura. Durante los meses de verano la remoción es bastante buena, pero decrece a medida que baja la temperatura, siempre dependiendo de la temperatura del agua.

La alcalinidad es necesaria para dar lugar a las reacciones biológicas de nitrificación. Está teóricamente aceptada para diseño una relación de 7.1 g de alcalinidad (como CaCO_3) por cada gramo de NH_4^+ - N oxidado. Es prudente ser un poco conservador y usar 10 g de alcalinidad por cada gramo de nitrógeno amoniacal a causa de las pérdidas externas. Típicamente las aguas residuales municipales deben tener alcalinidad suficiente, pero puede ser necesaria una adición extra para lograr niveles verdaderamente bajos de amoníaco y para algunas aguas residuales industriales con baja alcalinidad. Más o menos la mitad de la alcalinidad puede ser removida cuando el nitrato producido es biológicamente reducido por desnitrificación.

La remoción de nitratos (NO_3) por vía de una desnitrificación biológica en humedales, requiere condiciones anoxicas, una adecuada fuente de carbono y condiciones adecuadas de temperatura. La presencia de condiciones anoxicas esta casi garantizada en muchos humedales artificiales y la temperatura del agua depende del clima local y de la estación, así que la disponibilidad de una fuente adecuada de carbono tiende a ser el factor que controla el proceso. Metano y otras fuentes de carbono fácilmente degradables son usadas comúnmente en procesos convencionales de desnitrificación, pero esta solución no es aplicable desde el punto de vista de los costos a los humedales, así que la desnitrificación dependerá de los organismos presentes en el agua residual o que se encuentren de forma natural en el humedal.

Se dijo antes que para la nitrificación se requiere que se elimine previamente mucha de la DBO, así que puede que la disponibilidad original de carbono orgánico ya no exista en el momento de la desnitrificación. Se estima que entre 5 y 9 g de DBO se requieren para desnitrificar 1 g de NO_3 - N.

En la Figura 11 se compara entrada y salida de nitratos en los mismos sistemas de humedales artificiales de los gráficos anteriores.

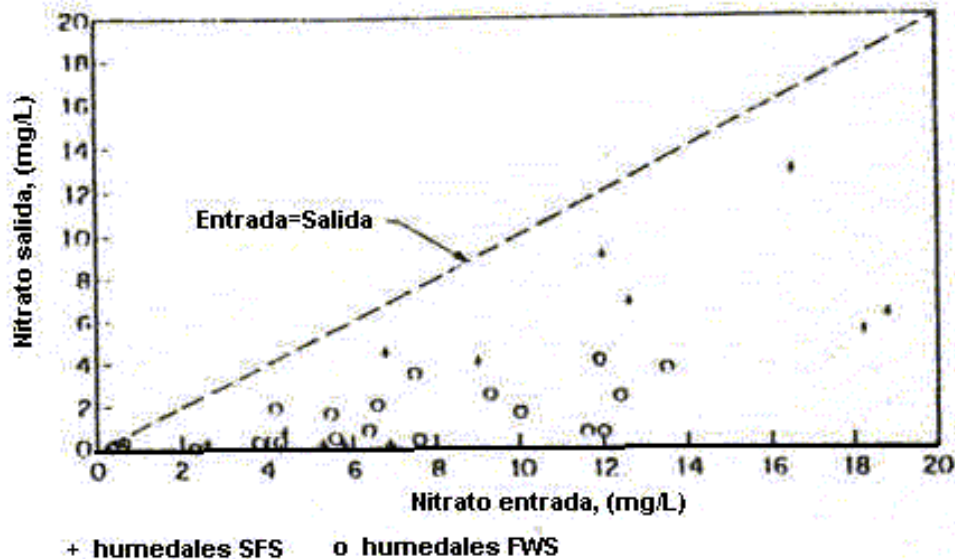


Figura 11 - Entrada de nitratos contra salida de nitratos en humedales artificiales.

La otra gran fuente de carbono en los humedales son los residuos de las plantas y otros organismos naturales presentes en el bentos. Si las condiciones de temperatura son favorables, esto podría ser suficiente para una desnitrificación total, para cargas orgánicas y de nitrógeno usadas típicamente en los humedales. Los sistemas de flujo libre tienen una ventaja en este apartado, ya que la caída de hojas sobre el agua hace que sean susceptibles de tener una descomposición más rápida, comparada con los sistemas de flujo subsuperficial donde estos residuos yacen sobre la superficie del medio.

5.4 Remoción de fósforo

La remoción de fósforo en la mayoría de los sistemas de humedales artificiales no es muy eficaz debido a las pocas oportunidades de contacto entre el agua residual y el terreno. Algún trabajo experimental ha usado arcilla expandida y adición de óxidos de hierro y aluminio; algunos de estos tratamientos pueden ser prometedores pero las expectativas a largo plazo no se han definido aún. Algunos sistemas en Europa usan arena en lugar de la grava para aumentar la capacidad de la retención del fósforo, pero este medio requiere instalaciones muy grandes, debido a la reducida conductividad hidráulica de la arena comparada con la grava. Si una importante remoción de fósforo es requisito del proyecto, entonces se necesitará un área de terreno muy grande o métodos de tratamiento alternativos.

La [Figura 12](#) presenta la entrada y la salida de fósforo para los sistemas de las figuras anteriores donde los datos están disponibles.

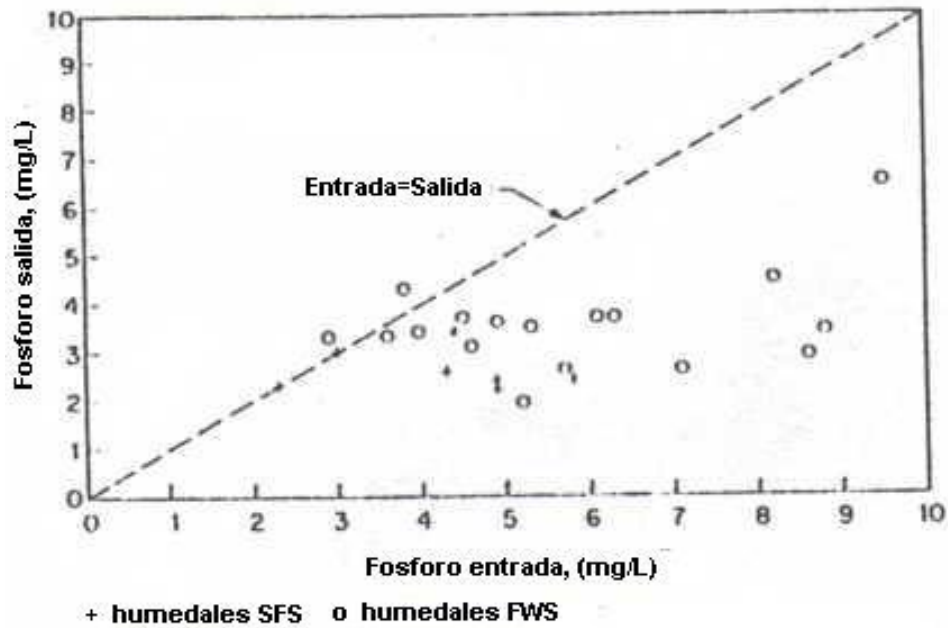


Figura 12 - Entrada contra salida de fósforo en humedales artificiales.

La línea inclinada en la figura representa la condición donde la entrada iguala la salida, rendimiento cero. Cuatro de los puntos están un poco por encima de la línea punteada, pero la mayoría indican una eficiencia de entre el 30 y el 50%. Puede esperarse que estas eficiencias se mantengan a largo plazo durante todo el periodo de diseño del sistema.

5.5 Remoción de metales

Los mecanismos de eliminación de metales en humedales artificiales son similares a los descritos anteriormente para el fósforo, incluyendo asimilación por parte de las plantas, adsorción, y precipitación. Como los sedimentos orgánicos e inorgánicos están aumentando continuamente (a una velocidad lenta) en los humedales, la disponibilidad de sitios de adsorción frescos esta también aumentando. Los dos tipos de humedales artificiales tienen la misma capacidad potencial de remoción de metales y esta capacidad se mantiene durante todo el periodo de diseño del sistema.

Los metales pueden acumularse en los humedales artificiales, pero las concentraciones que normalmente tienen las aguas residuales no representan una amenaza para los valores del hábitat o para los posibles usos a largo plazo.

5.6 Remoción de coliformes fecales

Los humedales artificiales son en general, capaces de una reducción de coliformes fecales de entre uno a dos logaritmos con tiempos de retención hidráulica de 3 a 7 días que en muchos casos no es suficiente para satisfacer los requisitos de la descarga que a menudo especifican < 200NMP/100 ml.

Tiempos de retención superiores a 14 días serían necesarios para lograr reducciones de 3 o 4 logaritmos.

Cuando se presentan eventos intensos de lluvia, los picos de caudal influyen negativamente en la eficiencia de remoción de coliformes fecales. Como resultado, la mayoría de los sistemas utilizan alguna forma de desinfección final. En la instalación antes citada, que cuenta como medio con grava fina de río los coliformes fecales se han reducido de 8×10^4 NMP /100 ml a 10/100 ml de media.

6. Modelo general de diseño

Los sistemas de humedales artificiales pueden ser considerados como reactores biológicos, y su rendimiento puede ser estimado mediante una cinética de primer orden de flujo a pistón para la remoción de DBO y nitrógeno. En los capítulos 7 a 12, trataremos modelos de diseño para remoción de DBO, sólidos suspendidos, nitrógeno y fósforo, para los dos tipos de sistemas, flujo libre y flujo subsuperficial, así como las consideraciones de tipo hidráulico y térmico. En algunos casos se presentan varios modelos con el objeto de poder comparar dada la falta de consenso universal sobre la mejor aproximación al diseño.

Los modelos de diseño presentados en los capítulos 6 a 12 son los sugeridos por Sherwood C. Reed en su libro *Natural Systems for Waste Management and Treatment*, por considerarlos los más completos y acordes a los objetivos de este trabajo.

La siguiente es la ecuación básica de los reactores de flujo a pistón:

$$\frac{C_e}{C_o} = e^{-K_T t} \quad (1)$$

donde:

C_e : Concentración del contaminante en el efluente, mg/l

C_o : Concentración del contaminante en el afluente, mg/l

K_T : Constante de reacción de primer orden dependiente de la temperatura, d^{-1}

t : tiempo de retención hidráulica, d

Este tiempo de retención hidráulica en el humedal puede ser calculado con la siguiente expresión:

$$t = \frac{LWyn}{Q} \quad (2)$$

donde:

L: Largo de la celda del humedal, m

W: Ancho de la celda del humedal, m

y: Profundidad de la celda del humedal, m

n: porosidad, o espacio disponible para el flujo del agua a través del humedal. La vegetación y los residuos ocupan algún espacio en los humedales tipo FWS, y el medio, raíces y otros sólidos hacen lo mismo en los del tipo SFS. La porosidad es un porcentaje expresado como decimal.

Q: Caudal medio a través del humedal, m³/d

$$Q = \frac{Q_e + Q_o}{2} \quad (3)$$

donde:

Q_e: Caudal de salida, m³/d

Q_o: Caudal de entrada, m³/d

Puede ser necesario calcular el caudal medio mediante la anterior expresión, para compensar las pérdidas o ganancias de agua causadas por filtración o precipitaciones a lo largo del flujo del agua residual a través del humedal. Un diseño conservador debe asumir que no existen pérdidas por filtración y adoptar una estimación razonable de las pérdidas por evapotranspiración y ganancias por lluvia de los registros históricos del lugar, para cada mes de la operación. Esto requiere una primera suposición del área superficial del humedal para poder calcular el agua extra que entra o sale. Es usualmente razonable para un diseño preliminar suponer que los caudales de entrada y salida son iguales.

Es entonces posible determinar el área superficial del humedal combinando las ecuaciones (1) y (2):

$$A_s = LW = \frac{Q \cdot \ln(C_o / C_e)}{K_T y n} \quad (4)$$

donde:

A_s : Área superficial del humedal, m^2

El valor de K_T para las ecuaciones [\(1\)](#) y [\(4\)](#)

depende del contaminante que se quiere eliminar y de la temperatura; esto se discutirá mas adelante.

Como las reacciones biológicas del tratamiento dependen de la temperatura, es necesario para un buen diseño, estimar la temperatura del agua en el humedal. El rendimiento y la viabilidad de los humedales de tipo FWS en climas muy fríos están también influidas por la formación de hielo en el sistema. En el caso extremo, un humedal relativamente poco profundo podría congelarse, lo que daría lugar a un cese del proceso. Por tanto, se tratará también el procedimiento de cálculo para estimar la temperatura del agua en el humedal y el grosor de la capa de hielo de formarse ésta. (Véase el [capítulo 8](#))

El diseño hidráulico de un humedal es tan importante como el de los modelos que calculan la remoción de contaminantes, ya que estos modelos están basados en que se asume un flujo a pistón con un flujo uniforme a través de la sección del humedal y con mínimos flujos preferenciales. Muchos sistemas existentes fueron diseñados sin tener la suficiente consideración de los requerimientos hidráulicos, lo que llevó a obtener condiciones no esperadas de flujo, incluidos cortocircuitos y consecuencias adversas sobre el rendimiento esperado. Estos problemas están considerados en el procedimiento de diseño hidráulico que aquí se presenta. (Véase [capítulo 7](#))

Un diseño válido requiere tener en cuenta consideraciones hidráulicas y térmicas, así como la cinética de la remoción. El procedimiento es usualmente iterativo y requiere asumir la profundidad del agua y la temperatura para resolver las ecuaciones cinéticas. De esta manera, se puede predecir el área de humedal requerida para la remoción de un contaminante. El contaminante que requiera la mayor área para su remoción, será el factor limitante en el diseño y controlará el tamaño del humedal. Una vez se conoce el área, las ecuaciones térmicas pueden ser usadas para estimar la temperatura teórica del agua en el humedal. Si este cálculo no coincide con el dato asumido inicialmente se requerirán posteriores iteraciones hasta que estas dos temperaturas converjan. El último paso es usar los cálculos hidráulicos apropiados para determinar la forma final (relación largo:ancho) y la velocidad de flujo en el humedal. Si estos valores finales son significativamente diferentes a los asumidos inicialmente para las ecuaciones de temperatura, serán necesarias nuevas iteraciones.

7. Diseño hidráulico

El diseño hidráulico de un humedal artificial es crítico para el éxito de su rendimiento. Todos los modelos de diseño que se usan actualmente asumen condiciones uniformes de flujo a pistón y que además no existen restricciones para el contacto entre los constituyentes del agua residual y los organismos responsables del tratamiento.

En un humedal SFS este concepto es necesario para asegurar que las condiciones de flujo subsuperficial se mantienen en circunstancias normales durante todo el periodo de funcionamiento del sistema. Esto solo es posible a través de 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 FWS, y el medio, las raíces de las plantas y los sólidos acumulados en los SFS. 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 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 tiene una gran influencia en el régimen hidráulico y en la resistencia al flujo del sistema. En teoría grandes relaciones largo:ancho 10:1 o mayores asegurarían un flujo a pistón, pero tienen el inconveniente de que en la parte alta se desbordan debido al incremento en la resistencia al flujo causado por la acumulación de residuos de vegetación, principalmente en sistemas FWS. 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, y con la intercalación de zonas abiertas (sin vegetación) para la redistribución del flujo.

7.1 Humedales de flujo libre

El flujo de agua en un humedal FWS es descrito por la ecuación de Manning, que define el flujo en canales abiertos. La velocidad de flujo en el humedal es descrita por la ecuación (5), depende de la profundidad del agua, de la pendiente de la superficie del agua y de la densidad de la vegetación. Otras aplicaciones de la ecuación de Manning para canales abiertos suponen que la resistencia por fricción solamente ocurre en el fondo y en las paredes del canal. En los humedales artificiales FWS la resistencia está distribuida sobre la totalidad de la columna de agua, ya que las plantas emergentes y los restos de vegetación están presentes en todo el espacio. La ecuación de Manning también asume flujo turbulento, lo que no es completamente válido pero es una aproximación aceptable.

$$v = \frac{1}{n} y^{2/3} S^{1/2} \quad (5)$$

donde:

v: velocidad de flujo, m/s

n: coeficiente de Manning, s/m^{1/3}

y: profundidad del agua en el humedal, m

s: gradiente hidráulico, o pendiente de la superficie del agua, m/m

Para los humedales, el número de Manning (n) es función de la profundidad del agua debido a la resistencia impuesta por la vegetación emergente. La resistencia también depende de la densidad de la vegetación y de la capa de residuos que puede variar según la localización o la estación. La relación está definida por:

$$n = \frac{a}{y^{1/2}} \quad (6)$$

donde:

a: factor de resistencia, s · m^{1/6}

0.4 s · m^{1/6} para vegetación escasa y y > 0.4 m

1.6 s · m^{1/6} para vegetación moderadamente densa con profundidades de agua residual de y ≈ 0.3 m

6.4 s · m^{1/6} para vegetación muy densa y capa de residuos, en humedales con y ≤ 0.3 m

En muchas situaciones, con vegetación emergente típica, es aceptable asumir para propósitos de diseño valores de **a** entre 1 y 4. Sustituyendo la ecuación (6) en la ecuación (5) tenemos.

$$v = \frac{1}{a} y^{7/6} s^{1/2} \quad (7)$$

Sustituyendo y reorganizando términos es posible llegar a una ecuación para determinar la longitud máxima de una celda de humedal.

$$v = \frac{Q}{Wy} \quad W = \frac{A_s}{L} \quad y \quad s = \frac{(m)(y)}{L}$$

donde:

Q: Caudal, m³/d

W: Ancho de la celda de humedal, m

A_s: Área superficial de la celda de humedal, m²

L: Longitud de la celda de humedal, m

m: pendiente del fondo del lecho, % expresado como decimal

substituyendo en la ecuación (7) y reordenando obtenemos:

$$L = \left[\frac{A_s y^{8/3} m^{1/2} \cdot 86400}{a \cdot Q} \right]^{2/3} \quad (8)$$

El área superficial del humedal (A_s) se determina primero mediante el modelo de diseño de remoción del contaminante limitante. La ecuación (8) permite el cálculo directo de la longitud máxima aceptable de una celda de humedal compatible con el gradiente hidráulico seleccionado. Es aconsejable usar el gradiente hidráulico más pequeño posible para tener una reserva en caso de necesitarse ajustes futuros. Una relación largo-ancho ≤ 3:1 suele ser la mejor selección desde el punto de vista costo eficiencia, pero otras combinaciones de longitud y gradiente hidráulico son posibles también de modo que se pueda ajustar la forma del humedal al sitio y su topografía. El valor de (m) usado en la ecuación, está típicamente entre 10 y 30% de la pérdida de carga disponible. La máxima pérdida de carga disponible es igual al total de la profundidad del agua (y) del humedal cuando m=100%. Este no sería un diseño conservador, porque el humedal podría estar seco al final y no tendría capacidad de reserva si la resistencia al flujo aumentara en el futuro.

El valor de Q en la ecuación (8) es el caudal promedio entre la entrada y la salida, para tener en cuenta las pérdidas o ganancias de agua debidas a la evapotranspiración, filtración y precipitación. Es usualmente aceptable para un diseño preliminar suponer los caudales de entrada y salida iguales. Para el diseño final del sistema será necesario tener en cuenta estas pérdidas y ganancias.

7.2 Humedales de flujo subsuperficial

La ley de Darcy, que esta definida en la ecuación (9),

describe el régimen de flujo en un medio poroso que es lo generalmente aceptado para el diseño de humedales tipo SFS 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 para este caso.

La ley de Darcy no es estrictamente aplicable a los humedales de flujo subsuperficial dadas las limitaciones físicas en el actual sistema. Este asume condiciones de flujo laminar, pero el flujo turbulento puede darse con gravas muy gruesas cuando el diseño usa un gradiente hidráulico alto. La ley de Darcy también asume que el flujo en el sistema es constante y uniforme, pero en la realidad puede variar por la precipitación, evaporación y filtración; así como por los cortocircuitos en el flujo que pueden llegar a presentarse por una desigual porosidad o mala construcción. Si se utiliza una grava de tamaño pequeño o medio, si el sistema está apropiadamente construido para minimizar los cortocircuitos, si el sistema está diseñado para tener una mínima dependencia del gradiente hidráulico y si las pérdidas y ganancias del sistema están adecuadamente reconocidas, la ley de Darcy puede dar una aproximación razonable a las condiciones hidráulicas en el humedal tipo SFS.

$$v = k_s \cdot s$$

y dado que:

$$v = \frac{Q}{W_y}$$

Entonces:

$$Q = k_s A_c s \quad (9)$$

donde:

Q: Caudal promedio a través del humedal, m³/d [(Q_o+Q_e)/2]

k_s: Conductividad hidráulica de una unidad de área del humedal perpendicular a la dirección de flujo, m³/m²/d.

A_c: Área de la sección transversal perpendicular al flujo, m²

s: Gradiente hidráulico o "pendiente" de la superficie del agua en el sistema.
m/m

v: Velocidad de "Darcy", la velocidad aparente de flujo a través de la totalidad del área de la sección transversal del lecho, m/d

Sustituyendo y reorganizando los términos es posible desarrollar una ecuación que determine de manera aceptable el ancho mínimo de una celda de humedal SFS que sea compatible con el gradiente hidráulico seleccionado para el diseño, partiendo de:

$$s = \frac{(m)(y)}{L} \quad L = \frac{A_s}{W} \quad A_c = (W)(y)$$

donde:

W: Ancho de una celda del humedal, m

A_s: Área superficial del humedal, m²

L: Longitud de la celda de humedal, m

m: pendiente del fondo del lecho, % expresado como decimal.

y: profundidad del agua en el humedal, m

$$W = \frac{1}{y} \left[\frac{(Q)(A_s)}{(m)(k_s)} \right]^{0.5} \quad (10)$$

El área superficial del humedal(A_s) se determina en primer lugar, usando el modelo de diseño limitante para remoción de contaminantes. La ecuación (10) permite calcular directamente 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 de m en la ecuación (10) típicamente se encuentra entre 5 y 20% de la pérdida de carga potencial. En este caso se aplica la misma recomendación acerca de la no selección de la máxima pérdida de carga disponible. Es realmente recomendable tomar un valor de la conductividad hidráulica efectiva (k_s) ≤ 1/3 y que m no sea mayor del 20% para tener un factor de seguridad suficiente contra potenciales atascamientos, efectos de la viscosidad y otras contingencias que pueden llegar a ser desconocidas en el momento del diseño.

Las ecuaciones (9) y (10) 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. El número de Reynolds es función de la velocidad de flujo, del tamaño de los espacios vacíos y de la viscosidad cinemática del agua, como se muestra en la ecuación (11). En muchos casos N_R será mucho menor de 1, en cuyo caso el flujo laminar impera y la ley de Darcy es válida. Si el flujo es turbulento, entonces la conductividad hidráulica efectiva será significativamente menor que la predicha por la ley de Darcy.

$$N_R = \frac{(v)(D)}{\nu} \quad (11)$$

donde:

N_R : Numero de Reynolds, adimensional

v : Velocidad de Darcy (de la ecuación (9)), m/s

D : Diámetro de los vacíos del medio, tomarlo igual al tamaño medio del medio, m

ν : Viscosidad cinemática del agua, m²/s (Ver [Tabla 3](#))

La conductividad hidráulica (k_s) en las ecuaciones (9) y (10) varía directamente con la viscosidad del agua, que a su vez es función de la temperatura del agua:

$$\frac{k_{sT}}{k_{s20}} = \frac{\mu_{20}}{\mu_T} \quad (12)$$

donde:

k_s : Conductividad hidráulica a una temperatura T y 20° C.

μ : Viscosidad del agua a una temperatura T y 20° C. (Ver [Tabla 3](#))

Tabla 3 Propiedades físicas del agua.

Temperatura (° C)	Densidad (kg/m ³)	Viscosidad dinámica x10 ³ (N*s/m ²)	Viscosidad cinemática x10 ⁶ (m ² /s)
0	999.8	1.781	1.785
5	1000.0	1.518	1.519
10	999.7	1.307	1.306
15	999.1	1.139	1.139
20	998.2	1.102	1.003
25	997.0	0.890	0.893
30	995.7	0.708	0.800
40	992.2	0.653	0.658
50	988.0	0.547	0.553
60	983.2	0.466	0.474
70	977.8	0.404	0.413

80	971.8	0.354	0.364
90	965.3	0.315	0.326
100	958.4	0.282	0.294

Los efectos de la viscosidad pueden ser significativos en climas fríos, con humedales SFS operando durante los meses de invierno. Por ejemplo, la conductividad hidráulica de un agua a una temperatura de 5° C podría ser el 66% de la de a 20° C. Este efecto ya está considerado en la recomendación previa del factor de seguridad (diseñar con $k_s \leq 1/3$ del k_s efectivo).

La conductividad hidráulica (k_s) en las ecuaciones (9) y (10) también varía con el número y tamaño de vacíos en el medio usado para el humedal. La [Tabla 4](#) presenta órdenes de magnitud estimados para un rango de materiales granulares que podrían ser usados en un humedal SFS. Es recomendable que la conductividad hidráulica se mida en el terreno o en laboratorio antes del diseño final.

Tabla 4 Características típicas de los medios para humedales SFS

Tipo de material	Tamaño efectivo D_{10} (mm)	Porosidad, n (%)	Conductividad hidráulica, k_s ($m^3/m^2/d$)
Arena gruesa	2	28-32	100-1.000
Arena gravosa	8	30-35	500-5.000
Grava fina	16	35-38	1.000-10.000
Grava media	32	36-40	10.000-50.000
Roca gruesa	128	38-45	50.000-250.000

Es aconsejable que la porosidad (n) del medio también se mida en el laboratorio antes de hacer el diseño final. Esta puede ser medida usando el procedimiento estándar de la ASTM. Valores de porosidad para estos tipos de suelo y grava están publicados en muchas referencias, pero pueden ser mucho menores que los de la [Tabla 4](#) ya que pueden estar dados para depósitos naturales de suelo y grava que han pasado por un proceso de consolidación natural y, por tanto, esos valores no son los apropiados para el diseño de un humedal tipo SFS. Es posible usar una relación basada en la ecuación de Ergun, para estimar la conductividad hidráulica cuando se usan gravas gruesas o rocas:

$$k_s = n^{3.7}$$

Esta ecuación, así como los valores de la [Tabla 4](#) son útiles solamente para un diseño preliminar o para estimar un orden de magnitud. El diseño final de un humedal SFS debe basarse en mediciones reales de los dos parámetros, conductividad hidráulica y porosidad.

La recomendación previa de que el gradiente hidráulico de diseño se limite a no más del 20% de la pérdida de carga disponible es el efecto parcial de limitar la relación de forma del sistema a valores relativamente bajos ($\leq 3:1$ para lechos de 0.6 m de profundidad, $\leq 0.75:1$ para lechos de 0.3 m de profundidad). En Europa, se han construido sistemas SFS usando suelo en lugar de grava, con pendientes del 8% para asegurar un adecuado gradiente hidráulico y continúan experimentando flujo superficial causado por un inadecuado factor de seguridad en el diseño.

8. Aspectos térmicos

Las condiciones de temperatura en el humedal afectan tanto a las actividades físicas como a las biológicas en el sistema. Condiciones de bajas temperaturas sostenidas y la resultante formación de hielo, podrían conllevar en caso extremo, a la falla física del humedal. Es conocido que las reacciones biológicas responsables de la remoción de DBO, nitrificación y desnitrificación también dependen de la temperatura. No obstante, en muchos casos el rendimiento de remoción de DBO en sistemas de humedales existentes en climas fríos no ha demostrado una relación obvia de dependencia de la temperatura. Esto puede ser causado por el largo tiempo de residencia en estos sistemas tendiente a compensar las bajas relaciones de reacción durante los meses de invierno. Varios sistemas en Canadá y Estados Unidos han demostrado un descenso en la capacidad de remover nitrógeno durante los meses más fríos. Esto es causado por la combinación de temperatura en las reacciones biológicas y la falta de oxígeno cuando se forma hielo sobre la superficie.

Las constantes dependientes de la temperatura para los modelos de remoción de DBO y nitrógeno, que se presentan más adelante, son necesarias para proporcionar un método fiable de estimación de la temperatura del agua en el humedal para un uso correcto y efectivo de los modelos biológicos de diseño. Esta sección presenta las técnicas para calcular la temperatura del agua en los humedales de los dos tipos FWS y SFS y para predecir el espesor de la capa de hielo que podría formarse en los humedales tipo FWS.

8.1 humedales de flujo subsuperficial

Conocer el estado termal del lecho de un humedal en un momento dado puede ser muy complicado. Allí puede haber pérdidas y ganancias de calor del suelo subyacente, del agua residual fluyendo a través del sistema y de la atmósfera.

Los mecanismos térmicos básicos involucrados incluyen conducción de o hacia el terreno, conducción de o hacia el agua residual, conducción y convección de o hacia la atmósfera y radiación de o hacia ella. Las ganancias de calor desde el terreno pueden llegar a ser significativas pero suelen no ser tenidas en cuenta para un diseño más conservador. Ignorar el calor ganado por radiación solar es también conservador, lo cual es apropiado durante los meses de invierno en los lugares mas al norte, donde las condiciones son más críticas. Por el contrario, en lugares calurosos donde este factor puede llegar a ser significativo durante los meses de verano, debe incluirse en el diseño. Las pérdidas por convección debidas a la acción del viento sobre las superficies abiertas de agua, pueden ser significativas, pero este no debería ser el caso para muchos humedales SFS con una buena densidad de vegetación, una capa de restos de vegetación y la presencia de una capa superior con grava relativamente seca. Estos efectos se ven mitigados por la capa de agua subyacente en el humedal, que tiene como resultado que las pérdidas por convección sean relativamente menores y pueden ser ignoradas para el modelo térmico. El modelo simplificado que se presenta mas adelante esta basado solamente en las pérdidas por conducción a la atmósfera y es conservador.

La energía ganada por el flujo del agua a través del humedal viene dada por:

$$q_G = (c_p)(\rho)(A_s)(y)(n) \quad (13)$$

donde:

q_G : Energía ganada por el agua, J/° C

c_p : capacidad de calor específico del agua, J/kg* ° C

ρ : densidad del agua, kg/m³

A_s : Área superficial del humedal, m²

y : profundidad del agua en el humedal, m

n : porosidad del humedal (p.e. espacio disponible para el flujo del agua, el resto esta ocupado por el medio(ver [Tabla 4](#) para valores típicos))

El calor perdido por el humedal SFS entero puede ser definido por la ecuación (14):

$$q_L = (T_0 - T_a)(U)(\rho)(A_s)(t) \quad (14)$$

donde:

q_L : Energía perdida vía conducción a la atmósfera, J

T_0 : Temperatura del agua que entra al humedal, ° C

T_a : Temperatura promedio del aire durante el periodo considerado.

U : Coeficiente de transferencia de calor a la superficie del lecho del humedal, W/m^2

τ : Factor de conversión, 86.400 s/d

A_s : Área superficial del humedal, m^2

t : tiempo de residencia hidráulica en el humedal, d

El valor de T_a e la ecuación (14) se obtendrá en los registros locales de meteorología, o de la estación meteorológica más cercana al sitio propuesto. El año con un invierno mas frío durante los pasados 20 o 30 años de medición será el seleccionado como "año de diseño" para efectos de cálculo. Es aconsejable usar una temperatura del aire promedio, para un periodo de tiempo igual al tiempo de retención hidráulica del humedal.

El cálculo del valor del coeficiente de transferencia de calor (U) para la ecuación (14) viene dado por:

$$U = \frac{1}{\left(\frac{y_1}{k_1}\right) + \left(\frac{y_2}{k_2}\right) + \left(\frac{y_3}{k_3}\right) + \left(\frac{y_4}{k_4}\right)} \quad (15)$$

donde:

$k_{(1-n)}$: Conductividad de las capas 1 a n, $W/m^* \text{ } ^\circ C$

$y_{(1-n)}$: Espesor de las capas 1 a n, m

La [Tabla 5](#)

presenta los valores de conductividad para materiales que están presentes típicamente en un humedal SFS.

Los valores de conductividad de todos los materiales, excepto el de la capa con restos de vegetación del humedal, han sido bien establecidos y pueden encontrarse en la literatura. El valor para esta capa de restos de vegetación se cree conservador, pero es menor que el que se estableció y debe ser usado con cautela hasta que esté disponible una futura verificación.

Tabla 5 Conductividad térmica de los componentes de un humedal SFS

Material	k (W/m* ° C)
Aire (sin convección)	0.024
Nieve (nueva o suelta)	0.08
Nieve (de largo tiempo)	0.23
Hielo (a 0 ° C)	2.21
Agua (a 0 ° C)	0.58
Capa de residuos del humedal	0.05
Grava seca (25% de humedad)	1.5
Grava saturada	2.0
Suelo seco	0.8

El cambio de temperatura T_c proveniente de las pérdidas y ganancias definidas por las ecuaciones (13) y (14) puede ser encontrando combinándolas:

$$T_c = \frac{q_L}{q_G} \quad (16)$$

donde:

T_c : cambio de temperatura en el humedal, ° C

entonces la temperatura del efluente será:

$$T_e = T_0 - T_c \quad (17)$$

la temperatura promedio del agua T_w en el humedal SFS será:

$$T_w = \frac{T_0 + T_e}{2} \quad (18)$$

Esta temperatura se compara con el valor asumido, cuando el tamaño y el tiempo de retención hidráulica del humedal se calcularon para cualquiera de los modelos de remoción, ya sea DBO o nitrógeno. Si estas dos temperaturas no están cercanas, se realizan nuevas iteraciones en los cálculos hasta que converjan.

8.2 Humedales de flujo libre

Puesto que la superficie del agua esta expuesta a la atmósfera en los humedales FWS, puede llegar a presentarse alguna formación de hielo, sobretodo en los países del norte. La presencia de algo de hielo puede ser beneficiosa en tanto que la capa de hielo actúa como barrera termal, disminuyendo el enfriamiento debajo del agua. En lagunas, lagos y muchos ríos, la capa de hielo flota libremente y puede aumentar su espesor sin una disminución apreciable del volumen disponible para el flujo del agua bajo esta. En los humedales FWS, la capa de hielo esta retenida por los numerosos tallos y hojas de la vegetación, así que el volumen disponible para el flujo se ve significativamente reducido al aumentar el espesor de la capa de hielo. En el caso extremo el espesor de la capa de hielo puede llegar a limitar el flujo de agua y la presión inducida causa la rotura del hielo, el agua comienza a subir por las grietas hasta que esta superficie de flujo se congela y se presenta entonces el fallo del sistema hasta que las temperaturas cálidas regresen. La actividad biológica del humedal cesa entonces en este punto. Esta situación debe ser prevenida o evitada si se pretende usar un humedal artificial. En lugares que experimentan muy largos periodos con temperaturas muy bajas del aire ($<-20^{\circ}\text{C}$), la solución puede ser la utilización de un nuevo componente del sistema del humedal constituido por un lagunaje donde se almacena el agua durante los meses de invierno, se conocen sistemas en el norte de Estados Unidos y en Canadá que funcionan con este método. Por otro lado, humedales tipo FWS funcionan exitosamente durante todo los meses de invierno en Ontario, Canadá y en muchas otras comunidades de Iowa, Estados Unidos, donde también se experimentan temperaturas muy bajas en invierno. Para algunos proyectos en climas nórdicos, es esencial realizar un análisis térmico como el que se presenta a continuación para asegurar que el humedal será físicamente estable durante el invierno y que podrá sostener temperaturas del agua que permitan continuar con la actividad biológica.

El procedimiento de cálculo presentado en esta sección fue desarrollado por el "U.S. Cold Regions Research and Engineering Laboratory in Hanover, New Hampshire" y se divide en tres partes.

1. Cálculo de la temperatura del agua en el humedal en las condiciones en que se da inicio a la formación de hielo. Cálculos separados se requieren para humedales con segmentos con alta densidad de vegetación y para zonas con grandes superficies de agua abiertas.
2. Cálculo de la temperatura del agua para el caso de que se tenga hielo cubriendo la superficie.
3. Estimación del espesor total del hielo que se forma durante todo el periodo.

Las temperaturas determinadas en los pasos 1 y 2 sirven también para determinar la viabilidad básica de la localización bajo consideración y para verificar las temperaturas asumidas en los cálculos de dimensionamiento que se realizaron para los modelos de remoción de DBO o nitrógeno. Estos modelos de DBO y nitrógeno son el primer paso en el diseño, ya que se dan como resultado

datos necesarios como las dimensiones, tiempo de retención hidráulica y velocidad de flujo que se usarán subsecuentemente para el cálculo del modelo térmico. La profundidad total del hielo que se estima en el tercer paso, también sirve para dar una indicación sobre la viabilidad de la localización bajo consideración y se usa para determinar la profundidad operativa del agua que se necesita durante los meses de invierno.

8.2.1 Parte 1: Humedal FWS antes de la formación del hielo.

La ecuación (13) se usa para calcular la temperatura del agua en el punto de interés del humedal. La experiencia ha mostrado que la formación de hielo comienza cuando la temperatura del agua se aproxima a los 3° C, debido a las diferencias de densidad y pérdidas por convección en la superficie del agua. La ecuación (13) es, por tanto, repetida hasta que la temperatura de 3° C se alcance o hasta que se llegue al final de la celda del humedal.

La ecuación (15) se usa para calcular la temperatura bajo la capa de hielo. Si el humedal esta compuesto por zonas con vegetación alternadas con otras libres de esta, la ecuación (13) debe ser usada secuencialmente con el apropiado coeficiente de transferencia de calor (U_s) para calcular las temperaturas del agua.

$$T_w = T_a + (T_0 - T_a) \cdot \exp \left[\frac{-U_s (x - x_0)}{(\rho)(y)(v)(c_p)} \right] \quad (19)$$

donde:

T_w : Temperatura del agua a la distancia x , ° C (x en metros)

T_a : Temperatura promedio del aire durante el periodo de interés, ° C

T_0 : Temperatura del agua a la distancia x_0 , el punto de entrada al segmento de humedal que nos interesa, ° C

U_s : Coeficiente de transferencia de calor en la superficie del humedal, $W/m^2 \cdot ^\circ C$, 1.5 $W/m^2 \cdot ^\circ C$ para vegetación pantanosa densa, 10-25 $W/m^2 \cdot ^\circ C$ para superficies abiertas de agua, valores mas altos cuando se tienen condiciones de viento sin nieve que cubra.

ρ : Densidad del agua, kg/m^3

y : Profundidad del agua, m

v : Velocidad de flujo en el humedal, m/s

c_p : Calor especifico, 4.215 $J/kg \cdot ^\circ C$

Si la primera iteración muestra una temperatura por debajo de los 3° C en el efluente final del humedal, la ecuación (13) puede ser reorganizada para determinar la distancia x a la que la temperatura alcanza los 3° C.

$$(x - x_0) = - \frac{(\phi)(\nu)(c_p)}{U_i} \left[\ln \frac{(3^\circ - T_a)}{(T_0 - T_a)} \right] \quad (20)$$

8.2.2 Parte 2: humedal FWS, con flujo bajo una capa de hielo.

Una vez la capa de hielo se forma, la transferencia de calor del agua subyacente al hielo, se realiza a una velocidad constante que no está influida por la temperatura del aire o la presencia o ausencia de nieve cubriendo al hielo. Esto se debe a que la superficie del hielo en su interface con el agua, continúa a 0° C hasta que toda el agua se congele. La velocidad de formación de hielo está influida por la temperatura del aire y la presencia o ausencia de nieve, pero la velocidad de congelamiento del agua bajo el hielo no. La temperatura del agua en el humedal bajo la capa de hielo puede estimarse usando la ecuación (21), que tiene una forma idéntica a la ecuación (19), con cambios en dos de los términos que reflejan la presencia de hielo sobre el agua.

$$T_w = T_m + (T_0 - T_m) \exp - \left[\frac{U_i (x - x_0)}{(\phi)(\nu)(c_p)} \right] \quad (21)$$

donde:

T_w : Temperatura del agua a la distancia x , ° C

T_m : Punto en que se derrite el hielo, 0° C

T_0 : Temperatura del agua a la distancia x_0 , ° C, Asumir 3° C donde comienza la formación de hielo.

U_i : Coeficiente de transferencia de calor de la interface hielo/agua , W/m²

El valor de U_i en la ecuación (21) depende de la profundidad del agua bajo el hielo y de la velocidad de flujo:

$$U_i = (\phi) \frac{(\nu)^{0.8}}{(\nu)^{0.2}} \quad (22)$$

donde:

U_i : Coeficiente de transferencia de calor de la interface hielo/agua , W/m²

ϕ : Coeficiente de proporcionalidad, 1.622 J/m^{2.6} * s^{0.2} * ° C

v: velocidad de flujo, m/s (se asume la misma que sin formación de hielo)

y: profundidad del agua, m

8.2.3 Parte 3: Humedal FWS, espesor del hielo formado.

El hielo se comienza a formar en la superficie del agua cuando el grueso del agua está a una temperatura cercana a los 3° C y continúa a medida que la temperatura del agua se acerca a los 0° C.

La ecuación de Stefan, que se presenta a continuación permite estimar el espesor total de hielo formado durante toda la estación invernal o durante periodos de tiempo más cortos.

$$y = (m) [(T_m - T_a)(t)]^{1/2} \quad (23)$$

donde:

y: Espesor de hielo que se formara durante el tiempo t, m

T_m: Punto de congelación de hielo, 0° C

T_a: Temperatura promedio del aire durante el periodo de tiempo (t) considerado, ° C

t: Periodo de tiempo que nos interesa, d

m: coeficiente de proporcionalidad, m/° C^{1/2} * d^{1/2}; 0.027 m/° C^{1/2} * d^{1/2} para zonas de agua abiertas sin nieve; 0.018 m/° C^{1/2} * d^{1/2} para zonas de agua abiertas con nieve; 0.010 m/° C^{1/2} * d^{1/2} para humedales con vegetación densa y restos de vegetación.

El termino $(T_m - T_a)(t)$ es conocido como el índice de congelación y es una característica ambiental de cada sitio en particular, en lugares en los que sea necesario puede ser conocido.

En resumen, los humedales artificiales, ya sean FWS o SFS, pueden operar satisfactoriamente durante el verano en gran parte de las zonas con temperaturas nórdicas. Los modelos termales presentados podrían ser usados para verificar las temperaturas asumidas cuando se dimensiona el humedal con los modelos biológicos de remoción, ya sea de DBO o de nitrógeno. Varias iteraciones pueden ser necesarias para hacer que la temperatura asumida y la calculada coincidan.

9. Modelo de diseño para remoción de DBO

Todos los sistemas de humedales artificiales pueden ser considerados como reactores biológicos y su rendimiento se puede aproximar al descrito por la cinética de primer orden de un reactor de flujo a pistón.

9.1 Humedales de flujo libre

A continuación, se presenta una ecuación para estimar la remoción de DBO en un sistema de este tipo. El modelo se basa en la experiencia con sistemas de aplicación sobre el suelo y filtros percoladores, dada la escasez de datos sobre sistemas tipo FWS y dado también que estos datos se reservaron para la validación del modelo:

$$\frac{C_e}{C_o} = A \cdot \exp \left[- \frac{0.7(K_T)(A_e)^{1.75}(L)(W)(y)(n)}{Q} \right]^2 \quad (24)$$

donde:

C_e : Concentración de DBO en el efluente, mg/l

C_o : Concentración de DBO en el afluente, mg/l

A : Fracción de la DBO no removida como sólidos sedimentables a la entrada del sistema, es una variable que depende de la calidad del agua (es una fracción decimal)

K_T : Constante de primer orden dependiente de la temperatura, d^{-1}

A_e : Área superficial disponible para la actividad microbiana, m^2/m^3

L : longitud del sistema (paralelo al flujo), m

W : ancho del sistema, m

y : profundidad promedio del sistema, m

n : porosidad del sistema (espacio disponible para el paso del agua) como fracción decimal

Q : Caudal promedio en el sistema, m^3/d

La ecuación (24)

se considera teóricamente correcta, pero conlleva dos problemas, que son la dificultad para medir o evaluar los factores A y A_v .

El factor A ha sido medido para sistemas del tipo de la aplicación al terreno de efluentes primarios y corresponde aproximadamente a 0.52 (48% de la DBO aplicada se queda a la entrada del sistema como materia particulada), el valor de A podría incrementarse para efluentes secundarios y terciarios aplicados a un humedal FWS, un valor de entre 0.7 y 0.85 sería el apropiado para efluentes secundarios y 0.9 o mayor para efluentes terciarios altamente tratados.

El valor de A_v es el área superficial disponible en el sistema para el desarrollo de biomasa fija. En los filtros percoladores y los biodiscos corresponde a la totalidad del área mojada y es relativamente fácil de determinar. En un humedal FWS es una medida del área superficial de la porción de la vegetación y de la capa de restos de vegetación que esta en contacto con el agua residual. Como resultado, esto es casi imposible de medir verazmente en un humedal funcionando y lo único que es posible es una aproximación. El valor de A_v recomendado por algunas publicaciones es $15.7 \text{ m}^2/\text{m}^3$.

Dado que el área superficial del humedal (A_s) es igual a $(W)(L)$ es posible sustituyendo y reorganizando los términos de la ecuación (24) obtener una ecuación para estimar el área requerida para obtener el nivel de tratamiento deseado.

$$A_s = \frac{Q(\ln(C_o) - \ln(C_e) + \ln(A))}{K_T(y)(n)} \quad (25)$$

donde:

A_s : Área superficial del humedal FWS, m^2

K_T : $K_{20}^{(1.06)^{T-20}}$

K_{20} : 0.2779 d^{-1}

n: 0.65 a 0.75 (los valores menores son para vegetación densa y madura)

A: 0.52 (efluente primario), 0.7 a 0.85 (efluente secundario), 0.9 (Efluente terciario)

La ecuación (25) puede estimar de forma fiable el área superficial para un humedal FWS. Dadas las dificultades para evaluar A y A_v , se ha realizado una segunda aproximación a partir del análisis de los datos de rendimiento de sistemas de este tipo en operación:

$$\frac{C_e}{C_o} = e^{-K_T t} \quad (26)$$

$$K_T = K_{20} (1.06)^{(T-20)} \quad (27)$$

$$K_{20} = 0.678 d^{-1} \quad (28)$$

El área superficial del humedal se determinaría por la ecuación (29):

$$A_s = \frac{Q(\ln C_o - \ln C_e)}{K_T (y)(n)} \quad (29)$$

donde:

K_T : constante de temperatura proveniente de las ecuaciones (27) y (28), d^{-1}

y : profundidad de diseño del sistema, m

n : "porosidad" del humedal, 0.65 a 0.75

La profundidad del humedal puede variar durante periodos cortos desde pocos centímetros hasta más de un metro. Las profundidades típicas de diseño van desde 0.1 m a 0.46 m dependiendo de la estación y de la calidad esperada del agua para el sistema.

En climas fríos, donde se espera que se forme hielo durante el invierno, se puede incrementar esa profundidad con el fin de compensar. Durante el verano el sistema puede operar con una profundidad mínima, consistente con la obtención de los objetivos de calidad, para mejorar la transferencia potencial de oxígeno y fomentar un crecimiento vigoroso de las plantas.

La ecuación (29) da como resultado un diseño mas conservador que la ecuación (25) que es la asumida originalmente para estos diseños.

La DBO final de 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 esta típicamente en el rango de 2 a 7 mg/l. Como resultado, la DBO del efluente de un humedal de este tipo proviene de estas fuentes y no del agua residual. Por tanto, las ecuaciones (26) y (29) no pueden ser usadas para diseñar sistemas con una DBO en el efluente final por debajo de los 5 mg/l.

9.2 Humedales de flujo subsuperficial

En esencia, el mecanismo de remoción de DBO en un humedal SFS es el mismo que el descrito para los de tipo FWS. Sin embargo, el rendimiento puede ser mejor en los de flujo subsuperficial ya que tienen un área sumergida mucho mayor que incrementa el potencial de crecimiento de biomasa fija. Un metro cúbico de lecho de humedal que contiene grava de 25 mm puede tener al menos 146 m² de área superficial, además de toda la superficie de las raíces presentes. Un volumen comparable en un humedal FWS podría contener de 15 a 50 m² de área superficial disponible.

Las ecuaciones (26), (27) y (29) son también modelos válidos para el diseño de humedales SFS. La única diferencia es la magnitud de la porosidad (n) y de la constante de temperatura T₂₀. Para humedales SFS, la porosidad varía con el tipo de relleno usado, de acuerdo a la [Tabla 4](#) y puede ser medida por los procedimientos ya estipulados. En cuanto a la constante de temperatura que se define en la ecuación (27), su valor para 20° C es:

$$K_{20} = 1.104d^{-1} \quad (30)$$

Así como en los humedales FWS, los detritus de las plantas y otras sustancias orgánicas presentes de forma natural, contribuyen a la DBO dentro del sistema SFS. Por lo tanto, estos sistemas tampoco deberían diseñarse para alcanzar niveles de DBO en el efluente ≤ 5 mg/l.

El lecho de los humedales SFS contiene en una profundidad típica de alrededor de 0.6m del medio seleccionado. Este, algunas veces, tiene encima una capa de grava fina de 76 a 150 mm 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, <20mm para la capa principal donde se realizara 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 SFS actualmente en operación en los Estados Unidos tienen profundidades de 0.6 m. Unos pocos, en climas cálidos donde el riesgo de congelación no es significativo, funcionan con 0.3 m de profundidad. Estas bajas profundidades aumentan el potencial de transferencia de oxígeno, pero hacen necesaria un área superficial mayor y se tiene el gran riesgo de la congelación en climas fríos. La profundidad de lecho de 0.6m requiere una operación especial para inducir la penetración deseada de las raíces hasta el fondo. La contribución al tratamiento de la presencia de las raíces y rizomas en el lecho del humedal se demuestra en la siguiente tabla.

Tabla 6 Comparación del rendimiento de los humedales de Santee, (California, EE.UU.) con y sin vegetación.

Condiciones del lecho*	Penetración de las raíces (cm)	Calidad del efluente (mg/l)		
		DBO	SST	NH ₃
<i>Scirpus</i>	76	5.3	3.7	1.5
<i>Phragmites</i>	>60	22.3	7.9	5.4
<i>Typha</i>	30	30.4	5.5	17.7
Sin vegetación	0	36.4	5.6	22.1

*Q=3.04 m³/d, TRH=6 d, dimensiones del lecho, L=18.5 m, W=3.5 m, y=0.76 m, el agua es agua residual primaria, DBO=118 mg/l, SST=57 mg/l, NH₃=25 mg/l

De esta tabla queda claro que el rendimiento en la remoción de DBO, y nitrógeno amoniacal está directamente relacionado con la profundidad de penetración de las raíces. Esta profundidad de penetración se considera el límite potencial de máximo crecimiento, lo que a su vez sugiere que se debe tener el propósito de seleccionar como profundidad de diseño para humedales SFS, una tal, que esté algo mas allá de la profundidad potencial de crecimiento de las raíces de la vegetación. Esto se discutirá más a fondo en el [capítulo 10](#).

9.3 Tratamiento preliminar

Para los dos casos, FWS y SFS, se usa tratamiento preliminar. Este puede estar dado por tanques sépticos, tanques Imhoff, lagunas, tratamiento preliminar convencional o sistemas similares.

Este tratamiento preliminar tiene por objeto reducir la concentración de los sólidos orgánicos fácilmente degradables que de otra manera se acumularían en la zona de entrada del humedal y que producirían atascamientos, posibles olores, y efectos negativos en las plantas de esta zona. Un sistema diseñado para alimentación escalonada de agua residual no tratada deberá superar estos posibles problemas.

Un reactor anaeróbico preliminar podría ser útil para reducir la carga orgánica y el contenido de sólidos de un agua residual industrial muy concentrada. Muchos de los sistemas SFS en Europa aplican agua residual cribada y desarenada al lecho del humedal, lo que da como resultado la acumulación de lodos, olores y atascamiento, aunque esto puede ser aceptable para comunidades remotas. En algunos casos la zanja de entrada es usada para la deposición de lodos y dicha zanja es limpiada periódicamente.

10. Modelo de diseño para remoción de sólidos suspendidos totales

La remoción de sólidos suspendidos totales (SST) en ambos sistemas, FWS y SFS, se debe a procesos físicos y solo está influida por la temperatura a través de los efectos de la viscosidad en el flujo del agua. Dado que la distancia de sedimentación para la materia particulada es relativamente pequeña y que el tiempo de residencia del agua en el humedal es muy largo, estos efectos de la viscosidad pueden omitirse. La remoción de SST en este tipo de sistemas no es un parámetro limitante en el diseño y dimensionamiento del humedal, ya que la remoción de SST es muy rápida en comparación con la de DBO o nitrógeno.

Muchos de los sólidos en aguas residuales domésticas municipales e incluso muchas industriales, son de naturaleza orgánica y pueden ser descompuestos con el tiempo, dejando un mínimo de residuos. Un tratamiento primario similar al requerido para la DBO, dará un nivel aceptable para este tipo de aguas residuales. La consecuente descomposición de los sólidos que quedan y que, por tanto, pasan al humedal, puede dejar un mínimo de residuos que resultará en un atascamiento pero mínimo.

Los humedales diseñados para tratamiento de aguas de lluvia, de alcantarillado unitario y aguas residuales de algunos tipos de industrias que contienen altas concentraciones de sólidos inorgánicos pueden no necesitar un tratamiento primario, pero en cambio pueden necesitar un tanque o laguna de sedimentación antes del humedal, para evitar una rápida acumulación de sólidos inorgánicos en el humedal.

Para los dos tipos de humedales, se pueden esperar rendimientos en remoción de DBO similares, ya que ambos son muy eficaces en este campo. Aquí también, al igual que con la DBO, la remoción de SST está influida por la producción de materiales orgánicos residuales que pueden aparecer en el efluente final como SST, por tanto, no se debe esperar encontrar menos de 5 mg/l a la salida.

Una regresión lineal de datos obtenidos en humedales de Estados Unidos, proporciona unas ecuaciones que pueden servir para estimar la concentración de SST a la salida del humedal. Estas ecuaciones sirven solamente para realizar la estimación del orden de magnitud de la descarga, pero no como parámetro de diseño, ya que hemos visto que los SST no son un factor limitante en éste.

También debe tenerse en cuenta que estas ecuaciones son aplicables en las condiciones que se obtuvieron, es decir, son válidas para cargas hidráulicas de entre 0.4 y 0.75 cm/, ya que valores por encima o por debajo pueden dar resultados incorrectos.

Para humedales SFS:

$$C_e = C_o(0.1058 + 0.0014(CH)) \quad (31)$$

Para humedales FWS:

$$C_e = C_o(0.1139 + 0.00213(CH)) \quad (32)$$

donde:

C_e : SST en el efluente, mg/l

C_o : SST en el afluente, mg/l

CH: Carga hidráulica, cm/d

11. Modelos de diseño para remoción de Nitrógeno

EL diseño para remoción de nitrógeno para cualquiera de los dos sistemas, FWS o SFS, es un procedimiento complicado, porque el nitrógeno puede estar presente en una variedad de formas y requiere una serie de condiciones químicas y ambientales para su remoción. El nitrógeno amoniacal es la forma del nitrógeno mas frecuentemente regulada en efluente, ya que el amoniaco no ionizado puede ser tóxico para los peces en pequeñas concentraciones y la oxidación del amoniaco en el cauce receptor puede reducir el nivel de oxígeno disuelto. En el [apartado 5.3](#) se presentan las diversas formas del nitrógeno y las limitaciones para su remoción en humedales artificiales.

La remoción de nitrógeno es usualmente el parámetro de diseño limitante cuando se tienen límites estrictos de vertido, tanto de nitrógeno amoniacal como de total. En climas fríos, con largos periodos de bajas temperaturas, los requerimientos para la eliminación de nitrógeno pueden ser limitantes para la factibilidad de las operaciones invernales. En este caso, el almacenamiento del agua residual durante el invierno y la operación durante el verano será la configuración a adoptar. El dimensionamiento del humedal para la remoción de nitrógeno que se describe a continuación, debe estar acompañado de los cálculos termales descritos en el [capítulo 8](#) para asegurar la viabilidad.

Cuando el diseño del sistema requiere la remoción de nitrógeno, es aconsejable asumir que todo el nitrógeno Kjeldahl (NTK) que entra al sistema se convierte en amoniaco. Una pequeña fracción del nitrógeno orgánico entrante queda permanentemente fijado al bentos, pero éste podría ser omitido para un diseño más conservador. Durante el primer o segundo año de operación la remoción de nitrógeno puede exceder las expectativas. Esto se debe a que la adsorción del suelo y la asimilación por parte de las plantas genera un rápido crecimiento de la cubierta vegetal. Cerca del final del segundo periodo de crecimiento el

ecosistema puede estar aproximándose al equilibrio y la remoción de amoníaco se estabilizará. Los procedimientos de diseño de esta sección están pensados para los rendimientos esperados a largo plazo.

11.1 Humedales de flujo libre

La principal fuente de oxígeno para la nitrificación en los humedales FWS es la reaeración atmosférica de la superficie del agua. Aunque el humedal es poco profundo, la mayoría del líquido está en condiciones anaerobias. Como resultado, la nitrificación se llevará a cabo en la parte cercana a la superficie del agua y la desnitrificación es posible que ocurra en el resto del líquido. La temperatura influye de diversas formas, desde las reacciones biológicas, tanto de nitrificación como de desnitrificación, que son dependientes de la temperatura, hasta la solubilidad del oxígeno en el agua. La mayor fuente de carbono para la desnitrificación es la capa de restos de vegetación que se encuentra sumergida, así como otros restos en el bentos y la DBO del agua residual.

11.1.1 Nitrificación

El modelo de diseño recomendado asume que la remoción de amoníaco se da completamente por la vía de la nitrificación y no se le da importancia a la correspondiente a la asimilación por las plantas, ya que estas normalmente no se cosechan.

La dependencia de la temperatura que tienen las reacciones de nitrificación en los humedales FWS es similar a la observada en sistemas convencionales de lecho fijo como filtros percoladores o biodiscos. Para temperaturas del agua de 10° C o más, la dependencia de la temperatura del proceso de nitrificación es menor que la del proceso de remoción de DBO, pero a temperaturas menores de 10° C, esta dependencia es tremendamente alta. Las formas generales de las ecuaciones (1), (2), (3) y (4) son aplicables para el diseño de la remoción de amoníaco en humedales FWS. Las ecuaciones (33) y (34) son la (1) y la (4) expresadas en términos de concentraciones de amoníaco.

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp(-K_T L) \quad (33)$$

$$A_s = \frac{Q \ln(C_o / C_e)}{K_T y^n} \quad (34)$$

donde:

A_s : Área superficial del humedal, m²

C_e : Concentración de amoníaco en el efluente, mg/l

C_o : Concentración de NTK en el afluente, mg/l

K_T : Constante dependiente de la temperatura, d^{-1}

K_T : $0 d^{-1}$ ($0^\circ C$); $0.1367(1.15)^{(T-10)}$; d^{-1} ($1-10^\circ C$), $0.2187(1.048)^{(T-20)}$; d^{-1} ($+de 10^\circ C$)

n : Porosidad del humedal, 0.65 -0.75

t : Tiempo de residencia hidráulico, d

y : Profundidad del agua en el humedal, m

Q : Caudal promedio del humedal, m^3/d

Q : $(Q_o+Q_e)/2$ (35)

La constante (K_T) para temperaturas entre $0y 1^\circ C$ se determina por interpolación ($K_T=0.0389$ a $1^\circ C$).

Cuando se diseña el humedal para la remoción conjunta de amoníaco y DBO, la ecuación (29) se usa para determinar el área requerida para la remoción de DBO y la ecuación (34) se usa para la remoción de amoníaco. El área a usar para el diseño será la mayor de las dos y no la suma. En muchas situaciones cuando prevalecen los límites muy severos de amoníaco, la ecuación (34) requerirá un área mayor que en el caso de la (29); en este caso la remoción esperada de DBO debería ser recalculada para reflejar el efecto de este aumento en el área final del sistema.

La ecuación (33)

requiere por lo general un TRH de entre 7 y 12 días para alcanzar unos límites estrictos en la salida de amoníaco en condiciones de verano e incluso mayores para las bajas temperaturas del invierno.

Otros modelos de diseño para remoción de amoníaco están disponibles en la literatura especializada. Las ecuaciones (36) y (37) aparecen en el *Water Pollution Control Federation (WEF) Manual of Practice FD-16*.

$$\ln(C_e) = 0.688 \ln(C_o) + 0.655 \ln(CH) - 1.107 \quad (36)$$

donde:

CH : Carga hidráulica del humedal, m^2

C_o : Concentración de amoníaco en el afluente, mg/l

C_e : Concentración de amoníaco en el efluente, mg/l

$$A_s = \frac{100Q}{\exp[1.527 \ln(C_e) - 1.050 \ln(C_o) + 1.69]} \quad (37)$$

donde:

A_s : Área superficial del humedal, m²

Q : Caudal de diseño, m³/d

La ecuación (38) fue desarrollada por Hammer y Knight con un análisis de regresión de los datos de 17 sistemas FWS.

$$C_e = \frac{(18.31)(C_o)(Q)}{A_s} - 0.16063 \quad (38)$$

donde:

A_s : Área superficial del humedal, m²

Q : Caudal de diseño, m³/d

C_o : Concentración de amoníaco en el afluente, mg/l

C_e : Concentración de amoníaco en el efluente, mg/l

Los ajustes por temperatura no son posibles ni con la ecuación (36) ni con la (38), y, además, no tienen en cuenta la profundidad del humedal ni el TRH del mismo. Pueden usarse como un chequeo independiente de los resultados obtenidos con el método sugerido (Ec. (33) y (34)), y para climas cálidos solamente. Las ecuaciones (33) a (38) predicen aproximadamente las mismas concentraciones en el efluente para condiciones de verano y con una profundidad del agua de 0.3 m en humedales tipo FWS.

11.1.2 Desnitrificación

El modelo anterior tenía en cuenta solamente la conversión de amoníaco en nitrato, y servía para calcular el área requerida para alcanzar un determinado nivel de conversión. Cuando en la actualidad la remoción de nitrógeno es un requerimiento de proyecto, es necesario considerar los requerimientos para la desnitrificación y el tamaño del humedal acorde con ellos. En general, mucha de la producción de nitrato del humedal FWS puede desnitrificarse y ser removida dentro del área prevista para la nitrificación y sin necesidad de proporcionar ninguna fuente de carbono adicional. Puede que los humedales FWS sean más efectivos en la remoción de nitratos que los SFS, ya que tienen una mayor disponibilidad de carbono de los detritus de las plantas. El modelo

de diseño recomendado para estimar la remoción de nitratos vía desnitrificación corresponde a las ecuaciones (39) y (40).

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp(-K_T t) \quad (39)$$

$$A_s = \frac{Q \ln(C_o / C_e)}{K_T y n} \quad (40)$$

donde:

A_s : Área superficial del humedal, m^2

C_e : Concentración de nitratos en el efluente, mg/l

C_o : Concentración de nitratos en el afluente, mg/l

K_T : Constante dependiente de la temperatura, d^{-1}

K_T : $0 d^{-1}$ ($0^\circ C$); $1.000(1.15)^{(T-20)}$, d^{-1} (+ de $1^\circ C$)

n : Porosidad del humedal, 0.65 -0.75

t : Tiempo de residencia hidráulico, d

y : Profundidad del agua en el humedal, m

Q : Caudal promedio del humedal, de la Ec.(29), m^3/d

La concentración de nitratos en el afluente (C_o) usada en las ecuaciones (39) y (40) es la diferencia entre las concentraciones de entrada y salida determinadas con la ecuación (33). Como la ecuación (33) determina el amoníaco que queda en el sistema después de la nitrificación en el humedal, sería conservador asumir que la diferencia ($C_o - C_e$) está disponible como nitrato. La constante de desnitrificación entre $0^\circ C$ y $1^\circ C$ puede determinarse mediante interpolación ($K_T = 0.023$ a $1^\circ C$). Para efectos prácticos la desnitrificación es insignificante a estas temperaturas. Si bien no sobra recordar que las ecuaciones (39) y (40)

solo son aplicables para el nitrato que está presente en el humedal.

Los humedales FWS son en general anóxicos, pero también tienen parte aerobia cerca de la superficie del agua por lo que, como se dijo anteriormente, es posible obtener la nitrificación y la desnitrificación en el mismo volumen de reactor. La ecuación (40) nos da el área superficial requerida para la desnitrificación. Esta área de desnitrificación no se adiciona a la calculada para nitrificar y que se determinó con la ecuación (34) y podría ser menor o igual a ésta, dependiendo

de las concentraciones de nitratos a la entrada en el agua residual antes del tratamiento así como de la temperatura del agua.

11.1.3 Nitrógeno total.

Cuando se requiere la desnitrificación, es generalmente porque se tiene un límite de descarga para el nitrógeno total (NT). El nitrógeno total en el efluente del sistema es la suma de los resultados de las ecuaciones (33) y (39). La determinación del área requerida para alcanzar el nivel específico de NT en el efluente es un procedimiento iterativo usando las ecuaciones (34) y (40):

1. Se asume un valor para el amoníaco residual (C_e) y se resuelve la ecuación (34) para obtener el área requerida para nitrificar. Determinando así el TRH para el sistema.
2. Tomar ($C_o - C_e$) como el nitrato producido por la nitrificación y usar este valor como el del afluente en la ecuación (39). Determinar la concentración de nitratos en el efluente con la ecuación (39).
3. La concentración de NT en el efluente es la suma de los valores de C_e obtenidos en las ecuaciones (33) y (39). Si no se alcanzó la exigencia de NT se necesita otra iteración de los cálculos.

El *WEF MOP FD-16* contiene también un modelo para la remoción de nitrógeno total:

$$C_e = 0.193(C_o) + 1.55 \ln(CH) - 1.75 \quad (41)$$

donde:

CH: Carga hidráulica del humedal, m^2

C_o : Concentración de NT en el afluente, mg/l

C_e : Concentración de NT en el efluente, mg/l

$$A_s = \frac{100Q}{[0.645(C_e) - 0.125(C_o) + 1.129]} \quad (42)$$

donde:

A_s : Área superficial del humedal, m^2

Q: Caudal de diseño, m^3/d

La ecuación (41) puede ser usada como un chequeo de los datos obtenidos con el procedimiento recomendado para cálculo de la remoción de NT, solamente

para condiciones de climas cálidos. Con ellas no es posible un ajuste por temperatura y tampoco reconocen el efecto de la profundidad ni del TRH del humedal, por eso su uso no se recomienda para diseño. La ecuación(41) y la suma de las ecuaciones (33) y (39) dan como resultado datos similares de NT en el efluente para climas cálidos y profundidades del agua de 0.3m.

11.2 Humedales de flujo subsuperficial

Dado que el nivel del agua se mantiene por debajo de la superficie del medio en los humedales SFS, la reaireación atmosférica es probable que sea significativamente menor a la de los FWS. Sin embargo, como se describe anteriormente, las raíces y rizomas de la vegetación son capaces de proporcionar micrositos aerobios en sus superficies, así que el agua residual que fluye a través del lecho tiene numerosas oportunidades de contacto con estos lugares aerobios dentro de un medio que por el contrario es anaerobio. Como resultado, en el mismo reactor se tienen condiciones para hacer posible la nitrificación y la desnitrificación. Los dos tipos de reacciones biológicas, nitrificación y desnitrificación, son dependientes de la temperatura, y la velocidad de transferencia de oxígeno a las raíces de las plantas que puede variar con la estación.

La mayor fuente de carbono para posibilitar la desnitrificación es la muerte y descomposición de las raíces y rizomas, los demás detritus orgánicos y la DBO del agua residual. Estas fuentes de carbono probablemente estén mas limitadas durante la operación inicial en este tipo de sistemas SFS respecto a los FWS, dado que los restos de vegetación se acumulan sobre la parte superior del lecho. Transcurridos varios años, esta capa de desechos ha aumentado y a medida que lo hace comienza a descomponerse, de forma que ambos tipos de humedales artificiales pueden tener fuentes comparables de carbono para hacer posible la desnitrificación.

Dado que la principal fuente de oxígeno de este tipo de humedales es las raíces de las plantas, es absolutamente esencial asegurar que el sistema de raíces penetrará hasta la totalidad de la profundidad de diseño del lecho. Cualquier agua que fluya por debajo de las raíces estará en un ambiente totalmente anaerobio, y la nitrificación no ocurrirá excepto por difusión en los niveles superiores. Esta respuesta está ilustrada en la [Tabla 6](#)

donde la remoción de amoníaco puede ser relacionada directamente con la profundidad de penetración de las raíces. El lecho que contiene *Typha* (penetración de las raíces de alrededor de 40% de la profundidad del lecho) obtiene solo un 32% de remoción de amoníaco en comparación con los lechos que tienen *Scirpus*, que alcanzan 94 % de remoción cuando tienen una penetración completa de las raíces.

No se debe caer en el error de pensar que las plantas crecerán automáticamente hasta el fondo del lecho y que proporcionaran todo el oxígeno necesario, ya que

como vimos esto depende del tipo de planta y de las condiciones del sitio. Así pues las profundidades de penetración para las plantas de la [Tabla 6](#) probablemente sean las máximas potenciales, ya que Santee tiene un clima cálido con una estación de crecimiento continua y el agua residual aplicada contenía suficientes nutrientes. Esto sugiere que la profundidad de diseño del lecho no debe ser mayor que la penetración potencial de las raíces de las plantas que se pretende usar si se requiere oxígeno para remover amoníaco.

Son necesarios métodos operativos que aseguren la penetración de las raíces, dado que las plantas pueden encontrar toda la mezcla necesaria y los nutrientes en una parte relativamente poco profunda. En algunos sistemas europeos, el nivel del agua es disminuido gradualmente al término de cada año para inducir la penetración de las raíces. Esto hace necesarios tres periodos de crecimiento para lograr una penetración total de las raíces de las plantas tipo carrizo, que fueron las utilizadas, usando este método. Otra aproximación, esta vez para climas fríos donde se requieren grandes áreas para el invierno, es construir el lecho dividido en tres celdas paralelas, de forma que en verano se operan solamente dos de ellas a la vez durante un mes y así mientras dure el periodo cálido. Las raíces en la celda inactiva deben penetrar en busca de los nutrientes hasta que el agua es consumida. En climas cálidos, donde la congelación no es un riesgo, es posible limitar la profundidad del lecho a b 0.3 m, así se podrá alcanzar una rápida y completa penetración. El volumen de grava requerida no varía, pero la superficie de terreno necesaria se incrementa a medida que disminuye la profundidad.

11.2.1 Nitrificación

No existe un consenso sobre cuánto oxígeno es transferido a la zona de las raíces por cada tipo de planta y, por tanto, no se sabe a ciencia cierta cuánto oxígeno está disponible en la superficie de las raíces para la actividad biológica. Algunas publicaciones estiman un rango de 5 a 45 g O₂/m²*d de área superficial de humedal. La demanda de oxígeno de la DBO del agua residual y otras materias orgánicas presentes en el agua pueden utilizar gran parte de este oxígeno disponible, pero basados en los datos de remoción de amoníaco en Santee ([Tabla 6](#)) se tiene suficiente oxígeno en las raíces para asegurar la nitrificación.

Si la remoción de amoníaco observada en Santee se asume que fue realizada por la vía de la nitrificación biológica, es posible calcular la cantidad de oxígeno que estaría disponible para este propósito, dado que se requieren 5 g de oxígeno para nitrificar 1 g de amoníaco. El resultado de estos cálculos se muestra en la Tabla 7.

Tabla 7 Oxígeno disponible por vegetación emergente de un humedal.

Tipo de planta	Penetración de	Oxígeno disponible
----------------	----------------	--------------------

	las raíces (cm)	(g/m ³ *d)†	(g/m ² *d)‡
<i>Scirpus</i>	76	7.5	5.7
<i>Phragmites</i>	60	8.0	4.8
<i>Typha</i>	30	7.0	2.1
Promedio		7.5	

* Profundidad total del lecho de grava 0.76 m

† Oxígeno disponible por unidad de volumen contado en la zona de las raíces.

‡ Oxígeno disponible por unidad de área superficial de lecho de 0.76 m de profundidad.

El oxígeno disponible para la nitrificación por unidad de área superficial va de 2.1 a 5.7 g/m²*d porque la profundidad de penetración de las raíces varía en cada una de las plantas. Este valor de oxígeno está cerca del valor más bajo de las publicaciones que citábamos antes (5-45 g O₂/m²*d). Sin embargo, el oxígeno disponible cuando se expresa en función del volumen en la zona de las raíces, es casi el mismo para las diversas plantas (7.5 g O₂/m³*d en promedio). Esto sugiere que al menos para estas tres especies, el oxígeno disponible para nitrificación será aproximadamente el mismo, así que la nitrificación depende de la profundidad de penetración de las raíces presentes en el lecho del humedal SFS. La ecuación (43) define esta relación:

$$K_{NH} = 0.01854 + 0.3922(rz)^{2.6077} \quad (43)$$

donde:

K_{NH} : Constante de nitrificación a 20° C, d⁻¹

rz : Porcentaje de la profundidad del lecho del humedal SFS ocupado por la zona de las raíces, como fracción decimal (0a1).

El valor de K_{NH} es 0.4007 con una zona de raíces totalmente desarrollada y 0.01854 si el lecho no tiene vegetación. Estos valores son consistentes con los resultados observados en muchos humedales SFS evaluados por la EPA. Otra confirmación independiente es el trabajo publicado por Bavor et. al. Este modelo toma la misma forma de la ecuación (44) con una constante a 20° C de 0.107d⁻¹ para un lecho de gravas en el que la zona de las raíces ocupa entre un 50 y un 60% de la profundidad del lecho.

Una vez definida la constante básica K_{NH} es posible determinar la remoción de amoníaco, vía nitrificación, en un humedal SFS usando las ecuaciones (44) y (45)

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp(-K_T t) \quad (44)$$

$$A_s = \frac{Q \ln(C_o / C_e)}{K_T y n} \quad (45)$$

donde:

A_s : Área superficial del humedal, m^2

C_e : Concentración de amoníaco en el efluente, mg/l

C_o : Concentración de amoníaco en el afluente, mg/l

K_T : Constante dependiente de la temperatura, d^{-1}

n : Porosidad del humedal, (ver [Tabla 4](#))

t : Tiempo de residencia hidráulico, d

y : Profundidad del agua en el humedal, m

Q : Caudal promedio del humedal, de la Ec. [\(35\)](#), m^3/d

La constante dependiente de la temperatura K_T es como sigue:

$$K_0 = 0 \quad d^{-1}, a \quad 0^\circ C \quad (46)$$

$$K_T = K_{10} (1.15)^{(T-10)} \quad d^{-1}, de \quad 1-10^\circ C \quad (47)$$

$$K_T = K_{MH} (1.048)^{(T-20)} \quad d^{-1}, + \quad 10^\circ C \quad (48)$$

Para las temperaturas por debajo de $10^\circ C$ es necesario resolver las ecuaciones [\(43\)](#) y [\(48\)](#) para determinar el valor de K_{10} . Para obtener los valores para temperaturas entre 0 y $1^\circ C$ se usará interpolación.

No es aceptable asumir que la zona de raíces ocupará automáticamente la totalidad del lecho, excepto si este es muy poco profundo ($\leq 0.3m$), o si usa grava muy pequeña ($\leq 20 mm$).

Profundidades del lecho de $\approx 0.6m$ requieren las medidas especiales tratadas anteriormente para inducir y mantener una penetración total. Si estas medidas no van a ser utilizadas es conservador asumir que la zona de las raíces no ocupará más del 50% de la profundidad del lecho, a menos que las mediciones

indiquen otra cosa. Esta recomendación está basada en la experiencia con numerosos sistemas en operación.

La ecuación (45) requerirá normalmente un TRH de entre 6 y 8 días para alcanzar límites exigentes en la remoción de amoníaco en condiciones de verano, con una zona de raíces completamente desarrollada e incluso un largo periodo de bajas temperaturas en invierno.

11.2.2 Desnitrificación

Las ecuaciones (43) a (48) tienen en cuenta solamente la conversión de amoníaco a nitrato, y permiten calcular el área requerida para lograr la conversión deseada. Cuando el proyecto requiere eliminación de nitrógeno, se hace necesario considerar los requerimientos para la desnitrificación y dimensionar el humedal teniéndolos en cuenta. En general, mucha de la producción de nitrato del humedal SFS puede desnitrificarse y ser removida dentro del área prevista para la nitrificación y sin necesidad de proporcionar ninguna fuente de carbono adicional. Puede que los humedales FWS sean más efectivos en la remoción de nitratos que los SFS, ya que tienen una mayor disponibilidad de carbono de los detritus de las plantas, por lo menos en los primeros años de operación. Aunque los humedales SFS tienen más área superficial para la actividad biológica, es posible que la limitación en la disponibilidad de carbono afecte la desnitrificación y, por tanto, la comparación de los rendimientos. El modelo de diseño recomendado para estimar la remoción de nitratos vía desnitrificación corresponde a las ecuaciones (49) y (50):

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp(-K_T t) \quad (49)$$

$$A_s = \frac{Q \ln(C_o / C_e)}{K_T n} \quad (50)$$

donde:

A_s : Área superficial del humedal, m²

C_e : Concentración de nitratos en el efluente, mg/l

C_o : Concentración de nitratos en el afluente, mg/l

K_T : Constante dependiente de la temperatura, d⁻¹

K_T : 0 d⁻¹ (0° C); 1.000(1.15)^(T-20), d⁻¹ (+ de 1° C)

n : Porosidad del humedal, (ver Tabla 4)

t: Tiempo de residencia hidráulico, d

y: Profundidad del agua en el humedal, m

Q: Caudal promedio del humedal, de la Ec.(35), m^3/d

La concentración de nitratos en el afluente (C_o) usada en las ecuaciones (49) y (50) es la diferencia entre las concentraciones de entrada y salida determinadas con la ecuación (44). Como la ecuación (44) determina el amoníaco que queda en el sistema después de la nitrificación en el humedal, sería conservador asumir que la diferencia (C_o-C_e) esta disponible como nitrato. La constante de desnitrificación entre $0^\circ C$ y $1^\circ C$ puede determinarse mediante interpolación ($K_T=0.023$ a $1^\circ C$). Para efectos prácticos la desnitrificación es insignificante a estas temperaturas. Si bien no sobra recordar que las ecuaciones (49) y (50) solo son aplicables para el nitrato que está presente en el humedal.

Los humedales SFS son en general anóxicos, pero también tienen parte aerobia en la superficie de las raíces y rizomas, por lo que es posible obtener la nitrificación y la desnitrificación en el mismo volumen de reactor. La ecuación (50) nos da el área superficial requerida para la desnitrificación. Esta área de desnitrificación no se adiciona a la calculada para nitrificar y que se determinó con la ecuación (45) y podría ser menor o igual a ésta, dependiendo de las concentraciones de nitratos a la entrada en el agua residual antes del tratamiento así como de la temperatura del agua.

11.2.3 Nitrogeno total.

Cuando se requiere la desnitrificación, es generalmente porque se tiene un límite de descarga para el nitrógeno total (NT). El nitrógeno total en el efluente del sistema es la suma de los resultados de las ecuaciones (44) y (49). La determinación del área requerida para alcanzar el nivel específico de NT en el efluente es un procedimiento iterativo usando las ecuaciones (45) y (49):

1. Se asume un valor para el amoníaco residual (C_e) y se resuelve la ecuación (45) para obtener el área requerida para nitrificar. Determinando así el TRH para el sistema.
2. Tomar (C_o-C_e) como el nitrato producido por la nitrificación y usar este valor como el del afluente en la ecuación (49). Determinar la concentración de nitratos en el efluente con la ecuación (49).
3. La concentración de NT en el efluente es la suma de los valores de C_e obtenidos en las ecuaciones (44) y (49). Si no se alcanzó la exigencia de NT se necesita otra iteración de los cálculos.

12. Modelo de diseño para remoción de Fósforo

La remoción de fósforo que se describe en el [apartado 5.4](#)

no es completamente efectiva ni en los humedales FWS ni en los SFS. Durante el primer año de operación los rendimientos pueden ser excelentes, especialmente en sistemas FWS, debido a la adsorción del recién expuesto suelo del fondo del humedal. La remoción de fósforo a largo plazo, sin embargo, puede ocurrir solo a través de la acumulación de sedimentos a largo plazo. La deposición de estos sedimentos ocurre vía sedimentación particulada y precipitación química principalmente. Estos sedimentos se acumulan como turba dentro de la columna de agua de los humedales FWS y tanto allí como encima del lecho en el caso de los SFS. El fósforo es retenido en esos sedimentos como precipitados de hierro, aluminio o calcio.

Normalmente el fósforo está presente en las aguas residuales en concentraciones de entre 4 y 15 mg/l. Dependiendo del caudal y de la carga hidráulica asociada, es posible remover entre un 30 y un 60% del fósforo presente en el afluente, como muestra la [Figura 12](#).

Si los límites de descarga son exigentes en cuanto a la remoción de fósforo (<1mg/l), se debe considerar una remoción en una laguna anterior o posterior para evitar que el área del humedal sea demasiado grande.

Como la deposición de sedimentos es la principal vía de eliminación del fósforo, la masa removida es función del área superficial del humedal y de la concentración de fósforo en el agua residual. Numerosos investigadores están de acuerdo en que un modelo basado en una forma general de primer orden representa el sistema, sin embargo, no existe consenso acerca de la constante que va asociada al modelo. Un humedal de 16.000 ha. se propuso, basándose en este modelo, para la remoción de fósforo de la totalidad del agua de drenaje de los Everglades en Florida, Estados Unidos.

Basándose en el análisis de los datos de la *North American Data Base*, Kadlec ha propuesto una constante de primer orden igual a 10 m/año para estimar la remoción de fósforo en un sistema de humedales artificiales. Los 10 m/año son equivalentes a un promedio diario de 2.74 cm/d que es lo que se usa en la ecuación (51).

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp\left(\frac{-K_p}{CH}\right) \quad (51)$$

donde:

C_e : Concentración de fósforo en el efluente, mg/l.

C_o : Concentración de fósforo en el afluente, mg/l.

K_p : 2.74 cm/d

CH: Carga hidráulica promedio anual, cm/d.

$$A_s = \frac{(b)(Q) \ln(C_o / C_e)}{K_p} \quad (52)$$

donde:

A_s : Área superficial del humedal, m².

b: factor de conversión. 100 cm/m

Q: Caudal promedio del humedal, de la Ec. (35), m³/d

Aunque el modelo fue desarrollado en un principio a partir de datos de humedales FWS, podría ser válido para predecir el promedio de fósforo removido por cualquiera de los dos sistemas, FWS o SFS ya que depende del área superficial y no de las reacciones biológicas ocurridas en el área superficial específica del medio o detritus de plantas dentro de la zona del humedal.

En general se puede decir que se requiere un área realmente grande para alcanzar los niveles de fósforo en el efluente final. En muchos casos no es una solución efectiva desde el punto de vista económico considerar la remoción de fósforo con estas tecnologías; en estos casos el humedal debe diseñarse para la eliminación de nitrógeno y el diseño incorporara un tratamiento alternativo para la eliminación de fósforo.

13. Operación, Mantenimiento y Control

13.1 Operación y Mantenimiento

La operación es muy importante si quieren obtenerse buenos resultados. Por tanto, debe contarse con un plan de operación y mantenimiento que debe escribirse durante la etapa de diseño final del sistema. La operación y

mantenimiento debe enfocarse a los factores más importantes para el rendimiento del tratamiento:

- Proporcionar una amplia oportunidad para el contacto del agua con la comunidad microbiana, con la capa de residuos de vegetación y con el sedimento.
- Asegurar que el flujo alcance todas las partes del humedal.
- Mantener un ambiente saludable para los microbios
- Manteniendo un crecimiento vigoroso de vegetación.

13.1.1 Hidrología

En humedales de FWS, el agua debe cubrir todas las partes de la superficie del humedal. El humedal debe ser verificado periódicamente para asegurar que el agua se está moviendo a través de todas las partes del humedal y que el aumento de residuos no ha bloqueado caminos de flujo, y no se han desarrollado áreas de estancamiento que aumentan la probabilidad de mosquitos. Deben verificarse flujos y niveles de agua regularmente. Deben verificarse los humedales SFS para ver que no se está desarrollando flujo en la superficie.

13.1.2 Estructuras

Deben inspeccionarse diques, vertederos, y estructuras de control de agua de forma regular e inmediatamente después de cualquier anomalía en el flujo. Los humedales deben verificarse después de subidas importantes de caudal o después de la formación de hielo, ya que pueden afectar el sustrato, particularmente a las estructuras de salida. Cualquier daño, corrosión u obstrucción, debe corregirse lo más pronto posible para prevenir fallos y reparaciones que podrían ser costosos.

13.1.3 Vegetación

El manejo del nivel del agua es la clave para el éxito de la vegetación. Mientras las plantas del humedal pueden tolerar cambios temporales en la profundidad del agua, debe tenerse cuidado de no exceder los límites de tolerancia de las especies usadas durante periodos largos de tiempo. La profundidad del agua puede aumentarse durante los meses fríos aumentando así el tiempo de retención y protegiendo contra las heladas. La cubierta vegetal en los diques debe mantenerse para desarrollar una capa de tierra buena con sistemas de raíz extensos que resisten a la erosión.

La vegetación debe ser inspeccionada regularmente y deben quitarse las especies invasoras. Los herbicidas no deben usarse excepto en circunstancias extremas, y sólo entonces y con cuidado extremo, dado que pueden dañar severamente la vegetación emergente.

13.1.4 Ratas

Las ratas y otros roedores pueden dañar los diques y la impermeabilización. Por tanto, deben preverse las medidas necesarias para evitar que esto ocurra, hasta el punto de que puede ser necesario atrapar y retirar los animales hasta que pueda instalarse una pantalla de alambre. Las madrigueras también pueden ser selladas poniendo bentonita en la entrada.

8.1.5 Mosquitos

Los mosquitos son comunes en los humedales naturales y pueden esperarse en humedales artificiales. La mejor manera de evitar problemas con mosquitos en los humedales artificiales es crear condiciones en el humedal que no sean atractivas a los mosquitos o que no conduzcan al desarrollo de larvas. Lugares abiertos con agua estancada son un excelente hábitat para los mosquitos, y los nutrientes del agua estancada, son ideales para el desarrollo larval. Cuando el agua esta en movimiento se minimiza el riesgo de desarrollo de mosquitos.

El control de mosquitos con insecticidas, aceites, y agentes bacterianos como Bti (*Bacillus thuringiensis israelensis*) es a menudo difícil en humedales artificiales. El uso de insecticidas en humedales artificiales con cantidades grandes de materia orgánica es ineficaz porque la materia orgánica los adsorbe y porque se diluyen rápidamente o son degradados por el agua que viaja a través del humedal. Los tratamientos químicos deben usarse con cautela porque se corre el riesgo de contaminar el humedal y el cauce receptor.

8.2 Control

La supervisión es una herramienta operacional importante que:

- Proporciona datos para mejorar el rendimiento del tratamiento
- Identifica problemas
- Documenta la acumulación de sustancias potencialmente tóxicas antes de que sean bioacumulables
- Determina el cumplimiento de los requisitos reguladores.

El control necesita medir si el humedal está obteniendo los objetivos y para indicar su integridad biológica. Esta supervisión permite identificar los problemas temprano, cuando la intervención es más eficaz. Las fotografías pueden ser inestimables documentando estas condiciones. Deben tomarse fotografías cada determinado tiempo en las mismas condiciones, localizaciones y con el mismo ángulo de visión.

El nivel de detalle del control dependerá del tamaño y la complejidad del sistema de humedales y puede cambiar cuando el sistema madura y se conoce mejor su comportamiento. Los sistemas ligeramente cargados que han estado operados satisfactoriamente sólo necesitarían ser verificados una vez al mes y

después de cada tormenta importante. Aquellos que están muy cargados requerirán una supervisión más frecuente y detallada.

Un plan de control escrito es esencial para la continuidad del sistema a largo plazo.

13.2.1 Control para cumplir exigencias de descarga

El control para cumplir con las limitaciones del permiso de descarga representa el mínimo para el muestreo y análisis. La frecuencia del muestreo y los parámetros a medir dependerán de dichas exigencias.

8.2.2 Control del rendimiento del sistema

El rendimiento del humedal es normalmente evaluado para determinar:

- Carga hidráulica
- Volúmenes de entrada y de salida
- Variación de la calidad del agua entre la entrada y la salida

La efectividad en la remoción de contaminantes puede determinarse mediante la diferencia entre la carga a la entrada (volumen del entrada x concentración del contaminante) y la de salida (volumen de la descarga x concentración del contaminante). Los parámetros de interés pueden ser:

- DBO
- Nitrógeno
- Fósforo
- Sólidos suspendidos totales
- Metales pesados
- Bacterias (totales o coliformes fecales)

Si el agua residual pudiera contener contaminantes tóxicos, como pesticidas o metales pesados, deben analizarse los sedimentos una o dos veces al año para supervisar el aumento potencial de estos contaminantes en los sedimentos del humedal. El efluente debe analizarse durante las tormentas importantes para asegurar que están reteniéndose los sedimentos en el humedal. El agua subterránea también debe supervisarse una vez o dos veces al año para asegurar que el humedal no la está contaminando.

8.2.3 Control de la salud del humedal

Los humedales deben controlarse periódicamente para observar las condiciones generales del sitio y para descubrir cambios importantes que puedan ser adversos, como erosión o crecimiento de vegetación indeseable. Debe supervisarse la vegetación periódicamente para evaluar su salud y abundancia. Para humedales que no reciben cargas altas, la supervisión de la vegetación no

se necesita que sea cuantitativa. Normalmente bastará con observaciones cualitativas. Los sistemas grandes y aquéllos que están muy cargados requerirán ser supervisados más frecuente, y de forma cuantitativa. En general, esta supervisión debe ser más frecuente durante los primeros cinco años después de la instalación del sistema.

La composición de las especies y densidad de las plantas se determina fácilmente, inspeccionando parcelas cuadradas, normalmente de 1 m x 1 m, dentro del humedal. Los cambios a tener en cuenta incluyen un aumento en el número de especies no deseadas o agresivas, una disminución en la densidad de la capa vegetativa, o señales de enfermedad en las plantas.

La vegetación del humedal construido está sujeta a cambios graduales de año en año, así como en los humedales naturales. Puede haber tendencia a que algunas especies mueran y sean reemplazadas por otras. Dado que los cambios vegetativos son a menudo lentos, no son obvios a corto plazo y, por tanto, es esencial mantener buenos registros.

El aumento de los sedimentos acumulados así como de la capa de residuos, disminuye la capacidad de almacenamiento de agua, afectando la profundidad de está en el humedal y posiblemente alterando los caminos de flujo. Los sedimentos, la capa de residuos, y la profundidad del agua deben verificarse de vez en cuando.

14. Ejemplo de Cálculo

A continuación se presenta el cálculo completo, tendiente a determinar las características de un sistema de tratamiento de aguas residuales mediante humedales artificiales. Se realiza el cálculo paralelo de un sistema FWS y uno SFS.

Datos de partida:

- DBO entrada: 130 mg/l
- DBO salida: 20 mg/l
- SST entrada: 130 mg/l
- Caudal Q: 1.000 m³/d
- Población: 2.500 hab
- Medio: grava media de 25mm, n=0.38, k_s=25000m³/m²*d,

- Vegetación: Carrizos
- Profundidad del humedal SFS: 0.6m
- Profundidad del humedal FWS en invierno: 0.45m, y en verano: 0.15m
- "Porosidad" del humedal FWS 0.65
- Temperatura critica en invierno: -5° C
- Temperatura del agua a la entrada: 10° C

Asumimos una temperatura del agua de diseño en el humedal SFS de 9.5° C. Usamos las ecuaciones (27) y (30).

$$K_g = 1.104(1.06)^{(9-20)} = 0.5816d^{-1}$$

Determinación del área superficial requerida para el humedal SFS bajo condiciones de invierno usando la ecuación (29).

$$A_s = \frac{(1000)(\ln 130 - \ln 20)}{0.5816(0.6)(0.38)} = 14116m^2$$

$$TRH = \frac{(14116)(0.6)(0.38)}{1000} = 3.2d$$

Cálculo de la temperatura promedio del agua, usando las ecuaciones (13) a (18). Asumimos una capa de residuos de vegetación de 15 cm, y una capa de grava más gruesa (80mm) que cubre el humedal. Los otros datos se obtienen de la [Tabla 5](#).

$$U = \frac{1}{\left(\frac{0.15}{0.05}\right) + \left(\frac{0.08}{1.5}\right) + \left(\frac{0.60}{2}\right)} = 0.30$$

$$T_c = \frac{(0.3)(86400)(3.1)}{(4215)(1000)(0.6)(0.38)} (10 - (-5)) = 1.3° C$$

$$T_e = 10 - 1.3 = 8.7° C$$

$$T_w = \frac{10 + 8.7}{2} = 9.4° C$$

Así que la temperatura de 9° C asumida es correcta y el dimensionamiento del humedal también.

Dividimos el área en tres celdas iguales de 4705m² cada una. Ahora determinamos la relación ancho:largo usando la ecuación (10) en la que el caudal será también 1/3 del total. Tomamos un valor de m de 0.05.

$$W = \frac{1}{0.6} \left[\frac{(1000)(4705)}{(0.05)(8333)} \right]^{0.5} = 102.3m$$

tomamos 120 m

$$L = \frac{4705}{120} = 39.2m$$

$$L:W=3.1:1 \checkmark$$

Asumiendo que la temperatura del agua en el humedal FWS es de 8° C, determinamos la constante para esa temperatura y el área del humedal.

$$K_8 = 0.678(1.06)^{(8-20)} = 0.3369d^{-1}$$

$$A_s = \frac{(1000)(\ln 130 - \ln 20)}{0.3369(0.45)(0.65)} = 18992m^2$$

$$TRH = \frac{(18992)(0.45)(0.65)}{1000} = 5.5d$$

Asumiendo que no hay formación de hielo se determina la temperatura del agua usando la ecuación (19). Asumir una relación L:W de 3:1

$$3W^2=18992$$

$$W=79.6m$$

Tomamos 80m

$$L=237.4m$$

$$v = \frac{237.4}{5.5(24)(60)(60)} = 0.0005m/s$$

$$T_e = (-5) + (10 - (-5)) \cdot \exp \left[\frac{-1.5(237.4)}{(1000)(0.45)(0.0005)(4215)} \right] = 5.3^\circ C$$

Como vemos no se produce congelación, la cual comenzaría a 3° C y, además, la temperatura asumida es de 4° C es correcta. En caso de ser necesario se usaría la

ecuación (20) para determinar donde comienza a formarse hielo y la ecuación (21) para determinar la temperatura del agua a la salida.

$$T_w = \frac{10 + 5.3}{2} = 7.6^\circ C$$

Así que la temperatura asumida de 8 grados es válida y, por tanto, el área determinada también.

Ahora dividimos el humedal FWS en dos celdas de 9496m² cada una, y determinamos la profundidad del agua en verano usando la ecuación (29). Asumimos una temperatura del agua en verano de 20° C.

$$K_{20}=0.678$$

$$A_s = \frac{500(\ln 130 - \ln 20)}{0.678(y)(0.65)} = 9496m^2$$

$$y=0.22m$$

Asumiendo m=0.15 y a=6 para la ecuación de Manning tenemos:

$$L = \left[\frac{(9496)(0.22)^{2.667} (0.15)^{0.5} (86400)}{(6)(500)} \right]^{0.667} = 156.5m$$

Esta es la máxima longitud de celda compatible con las condiciones hidráulicas especificadas; por tanto, tomaremos este último dimensionamiento para el humedal, dado que el anterior superaba la condición de longitud. Este cambio afecta el cálculo de la temperatura promedio, pero aunque en este caso específico afecta la velocidad de flujo no llega a cambiar la temperatura.

$$W=60.7m$$

$$L:W=2.6:1$$

A continuación calcularemos la remoción de sólidos suspendidos totales, pero como se dijo con anterioridad es solamente una estimación, dado que éste no es un factor limitante en el diseño y el método de cálculo solo permite esta aproximación.

$$\text{FWS: } CH=(Q/A_s)(100)=(1000/18992)(100)=5.3 \text{ cm/d}$$

$$\text{SFS: } CH=(Q/A_s)(100)=(1000/14116)(100)=7.1 \text{ cm/d}$$

$$\text{FWS: } C_e=(130)(0.1139+0.00213(5.3))=16.3 \text{ mg/l}$$

$$\text{SFS: } C_e = (130)(0.1058 + 0.0011(7.1)) = 14.8 \text{ mg/l}$$

Como dije antes esta es una mera estimación, pero nos sirve para comprobar los buenos rendimientos del sistema en este aspecto (cercanos al 90%)

A continuación, iniciaremos el cálculo para remoción de nitrógeno para el humedal FWS, determinando el área requerida para la nitrificación con la ecuación (34)

$$A_s = \frac{1000 \ln(25/3)}{0.2187(0.22)(0.65)} = 66694 \text{ m}^2$$

para un tiempo de retención hidráulica de:

$$t = (66694)(0.22)(0.65) / (1000) = 9.7 \text{ d}$$

Se calcula la concentración de nitratos en el efluente usando la ecuación (39).

$$\text{Nitratos del humedal} = (25 \text{ mg/l} - 3 \text{ mg/l}) = 22 \text{ mg/l}$$

$$\text{Nitratos en el efluente: } C_e = (22) \exp(-(1.000)(9.7)) < 0.01 \text{ mg/l}$$

Determinación del nitrógeno total del efluente

$$\text{NT} = 3.0 + 0.01 = 3.01 \text{ mg/l b } 3 \text{ mg/l NT } \checkmark$$

Para el humedal SFS determinamos la constante K_{NH} para 50 y para 100% de la zona de raíces usando la ecuación (43).

$$K_{NH}(50\% \text{ rz}) = 0.01854 + 0.3922(0.5)^{2.6077} = 0.0828 \text{ d}^{-1}$$

$$K_{NH}(100\% \text{ rz}) = 0.01854 + 0.3922(1.0)^{2.6077} = 0.4107 \text{ d}^{-1}$$

Determinación del área requerida para la nitrificación en el humedal SFS usando la ecuación (45).

$$\text{(rz=50%): } A_s = \frac{1000 \ln(25/3)}{0.0829(0.6)(0.38)} = 112197 \text{ m}^2$$

$$\text{TRH: } t = (112197)(0.6)(0.38) / (1000) = 25.6 \text{ d}$$

$$\text{(rz=100%): } A_s = \frac{1000 \ln(25/3)}{0.4107(0.6)(0.38)} = 22641 \text{ m}^2$$

$$\text{TRH: } t = (22641)(0.6)(0.38) / (1000) = 5.2 \text{ d}$$

Determinación de la concentración de nitratos en el efluente usando la ecuación (49).

$$(rz=50\%): C_e=(22)\exp[-(1.000)(25.6)]<0.01 \text{ mg/l}$$

$$(rz=100\%): C_e=(22)\exp[-(1.000)(5.2)]<0.13 \text{ mg/l}$$

Determinación del nitrógeno total en el efluente del humedal.

$$(rz=50\%): NT=3+0.01=3.01 \text{ mg/l b } 3 \text{ mg/l } \checkmark$$

$$(rz=100\%): NT=3+0.13=3.13 \text{ mg/l } >3 \text{ mg/l } \text{ Muy alto}$$

El área y el TRH son muy pequeños en el caso del 100% de penetración de las raíces para una desnitrificación suficiente. Se necesita otra iteración, y asumiremos una concentración de amoníaco de 2 mg/l.

$$A_s = \frac{1000 \ln(25/2)}{0.4107(0.6)(0.38)} = 26970 m^2$$

$$\text{TRH: } t=(26970)(0.6)(0.38)/(1000)=6.1 \text{ d}$$

$$C_e=(23)\exp[-(1.000)(6.1)]<0.05 \text{ mg/l}$$

$$NT=2+0.05=2.05 \text{ mg/l b } 3 \text{ mg/l } \checkmark$$

Determinación de la carga hidráulica para eliminación de fósforo.

$$\text{FWS: } CH=(100)(1000 \text{ m}^3/\text{d})/79447 \text{ m}^2=1.26\text{cm/d}$$

$$\text{SFS: } CH=(100)(1000 \text{ m}^3/\text{d})/26970 \text{ m}^2=3.71\text{cm/d}$$

Determinación de la concentración de fósforo en el efluente usando la ecuación (51).

$$\text{FWS: } C_e = (12) \exp\left(\frac{-2.74}{1.26}\right) = 1.4 \text{ mg/l}$$

$$\text{SFS: } C_e = (12) \exp\left(\frac{-2.74}{3.71}\right) = 5.8 \text{ mg/l}$$

Con un fin ilustrativo calcularemos el área necesaria para obtener una concentración de fósforo en el efluente de 0.5mg/l usando la ecuación (52).

$$A_s = \frac{(100)(1000) \ln(12/0.5)}{2.74} = 115987 m^2$$

Como podemos ver en el ejemplo anterior el área requerida para la instalación depende mucho de los requerimientos en salida; así, en la mayoría de los casos no es rentable eliminar fósforo por esta vía y se debe proporcionar una fuente complementaria de tratamiento para este fin si se requiere tener un bajo nivel en el efluente, y se dimensiona el humedal con el área requerida para eliminación de nitrógeno.

En general es necesaria un área mayor para eliminar nitrógeno y DBO en un humedal FWS que en un humedal SFS, pero la economía de la instalación va ligada directamente también a la disponibilidad y costo del medio granular para el humedal SFS.

En el caso del humedal FWS se requiere un área para eliminar fósforo una vez y media mayor que la necesaria para eliminar nitrógeno y 6 veces mas que para DBO.

Con el humedal SFS ocurre lo mismo, siendo el área necesaria para el fósforo 4 veces mayor que la de nitrógeno y 8 veces la de DBO.

En caso de seleccionar el humedal FWS con eliminación de nitrógeno habría que realizar una nueva iteración de la parte correspondiente a las condiciones térmicas de invierno, porque es posible que al aumentar el área se produzca congelación y cambie la temperatura promedio del agua.

Para el caso de este ejemplo y para las condiciones especificadas usaríamos un humedal SFS. Queda pendiente ajustar el diseño hidráulico para determinar las dimensiones del humedal. Se usarán 3 celdas de forma que en verano se rotarán

$$W = \frac{1}{0.6} \left[\frac{(1000)(8990)}{(0.05)(8333)} \right]^{0.5} = 141.3m$$

tomamos 150 m

$$L = \frac{8990}{150} = 60m$$

$$L:W=2.5:1 \checkmark$$

Por ultimo hay que recalcar que el diseño siempre se verá afectado por las condiciones topográficas del sitio, cuyas potenciales limitaciones no hemos tenido en cuenta.

15. Conclusiones y Recomendaciones

La conclusión principal del trabajo es que los humedales artificiales son una tecnología viable para la depuración de aguas residuales, especialmente si éstas son de origen urbano, y puede llegar a tener un gran futuro en países en vías de desarrollo que tengan climas tropicales o subtropicales, donde las condiciones económicas de estos proyectos (necesidades de terreno, relativamente menores costes de instalación, operación y mantenimiento), pueden ser determinantes a la hora de emprender o no la depuración de las aguas residuales, si a este punto adicionamos las condiciones climáticas que favorecerían los rendimientos, tendríamos una interesante posibilidad de solución.

Desgraciadamente este tema ha sido estudiado principalmente en países con climas bastante fríos, por lo cual es necesario realizar trabajos de investigación tendientes a adecuar los modelos de diseño a las condiciones locales y analizar sus comportamientos con los otros factores involucrados que junto con la temperatura pueden llegar a variar las eficiencias, como pueden ser las plantas autóctonas, los tipos de medios granulares, etc.

Como parangón del trabajo, se presenta un resumen de las ventajas y limitaciones de los humedales artificiales a ser usados en depuración de aguas

15.1 Ventajas

Los humedales artificiales son técnica y económicamente factibles para tratar aguas residuales por varias razones:

- Son menos costosos que otras opciones de tratamiento.
- Los gastos de operación y mantenimiento son bajos. (energía y suministros)
- La operación y mantenimiento no requiere un trabajo permanente en la instalación.
- Los humedales soportan bien las variaciones de caudal.
- Facilitan el reciclaje y la reutilización del agua.

Además:

- Proporcionan un hábitat para muchos organismos.
- Pueden construirse en armonía con el paisaje.

- Proporcionan muchos beneficios adicionales a la mejora de la calidad del agua, como el ser un hábitat para la vida salvaje y un realce de las condiciones estéticas de los espacios abiertos.
- Son una aproximación sensible con el medio ambiente que cuenta con el favor del público.

15.2 Limitaciones

También existen limitaciones respecto al uso de humedales artificiales:

- Generalmente requieren grandes extensiones de terreno, comparado con los tratamientos convencionales. El tratamiento con humedales puede ser relativamente más barato que otras opciones, solo en el caso de tener terreno disponible y asequible.
- El rendimiento del sistema puede ser menos constante que el de un proceso convencional. El rendimiento del sistema puede ser estacional en respuesta a los cambios en las condiciones ambientales, incluyendo lluvias y sequías.
- Los componentes biológicos son sensibles a sustancias como el amoníaco y los pesticidas que llegan a ser tóxicos.
- Se requiere una mínima cantidad de agua para que sobrevivan, pero no soportan estar completamente secos.

Además, el uso de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales es de reciente desarrollo y no existe aun un consenso sobre el diseño óptimo del sistema y no se cuenta con suficiente información sobre el rendimiento a largo plazo.

Bibliografía

Bavor H, J., D. J. Roser, P. J. Fisher y J. C. Smalls, *Joint Study on Sewage Treatment Using Shallow Lagoon-Aquatic Plant Systems*, Water Research Laboratory Agricultural College, Richmond, NSW, Australia, 1986

Cano A. A. J, Collado L. R, *La lenteja de agua como sistema blando de depuración de aguas residuales de bajo coste*, en *Tecnología del Agua* No. 174, marzo de 1998, pg 18-25.

Droste, Ronald L, *Theory and practice of water and wastewater treatment*, Jhon Willwy & Sons, 1997.

Editores: Harberl R., Perfler R., Laber J., Cooper P., *Wetland systems for water pollution control 1996*, en *Water Science and Technology* Vol 35, No 5, 1997.

Editores: Kadlec R.H., Brix H, *Wetland systems for water pollution control 1994*, en *Water Science and Technology* Vol 32, No 3, 1995.

Estevez S.F, *Diseño y explotación de sistemas de depuración de aguas residuales en pequeños núcleos y comunidades*, Asociación nacional de químicos españoles, Agrupación territorial de Castilla la Mancha, Sección técnica de medio ambiente.

García J, Ruiz A, Junqueras X, *Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales construidos*, en *Tecnología del Agua* No. 165, junio de 1997, pg 58-65.

Kadlec R. H, Knight R.L, *Treatment Wetlands*, CRC Press, 1996.

Martínez M, *Depuración de aguas con plantas emergentes*, en *Hojas Divulgadoras*, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1989.

Metcalf & Eddy, *Ingeniería de aguas residuales: Tratamiento, vertido y reutilización*, 3ª Ed, McGraw-Hill, 1995.

Reed S.C, Crites R.W, Middlebrooks, E.J, *Natural systems for waste management and treatment*, 2ª Ed, McGraw-Hill,1995.

Reed, S. C., *Natural Systems for Wastewater Treatment, Manual Of Practice FD-16*, Water Pollution Control Federation (WEF), Alexandria, VA,1990.

Seoanez C. M, *Aguas residuales urbanas: Tratamientos naturales de bajo costo y aprovechamiento*, Mundi Prensa, 1995.

U.S. Environmental Protection Agency, *Desing Manual Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment*, EPA, 1988

U.S. Environmental Protection Agency, *Handbook of constructed wetlands*, EPA.

U.S. Environmental Protection Agency, *Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment: A Technology assessment*, EPA, 1993.